

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

FELIPE ANTONIO DOS SANTOS

A DIVERSIDADE CRÍPTICA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM
LAGOAS INTERMITENTES DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO: AVALIAÇÃO DOS
MECANISMOS DE RESILIÊNCIA A ALTERAÇÕES AMBIENTAIS.

SÃO CARLOS -SP

2023

FELIPE ANTONIO DOS SANTOS

A DIVERSIDADE CRÍPTICA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM
LAGOAS INTERMITENTES DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO: AVALIAÇÃO DOS
MECANISMOS DE RESILIÊNCIA A ALTERAÇÕES AMBIENTAIS.

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciências, (área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais).

Orientadora: Profa. Dra. Odete Rocha

Coorientador: Prof. Dr. Mauro de Melo Júnior

SÃO CARLOS -SP

2023



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos

Folha de aprovação

Defesa de Tese de Doutorado do candidato Felipe Antonio dos Santos, realizada em 29/09/2023.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Odete Rocha (UFSCar)

Profa. Dra. Fernanda Cristina Massaro (Biotox)

Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa (UEPB)

Profa. Dra. Raquel Aparecida Moreira (FURG)

Profa. Dra. Viviane Lúcia Dos Santos Almeida de Melo (UPE)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

Dedico essa tese à Minha mãe, Maria Hilda, a meus irmãos Maria Laura e Fabio Antonio, à minha avó Amalia (*in memoriam*) e a uma grande amiga Maria das Graças (*in memoriam*).

Agradecimentos

Gostaria de expressar minha profunda gratidão à minha querida mãe, que sempre esteve ao meu lado, apoiando-me em todos os momentos da minha jornada. Seu amor incondicional e apoio constante foram fundamentais para que eu pudesse alcançar meus objetivos. Também quero agradecer aos meus adoráveis irmãos, Laura e Fábio, por serem fontes de inspiração e por compartilharem comigo os desafios e as alegrias da vida. Sua presença e apoio significam o mundo para mim. Obrigado por fazerem parte da minha vida e por serem uma parte tão importante do meu sucesso.

Quero aproveitar este momento para expressar minha profunda gratidão a todos que desempenharam um papel fundamental na realização desta tese. Em primeiro lugar, desejo estender meus sinceros agradecimentos à minha orientadora, Odete Rocha, cuja orientação excepcional, experiência e apoio constante foram pilares essenciais durante todo o processo de pesquisa. Sua disposição para ouvir minhas ideias e sua habilidade em direcionar meu trabalho foram verdadeiramente inspiradoras. Sou grato por seu compromisso incansável em me ajudar a alcançar os melhores resultados possíveis, bem como por estar sempre disponível para esclarecer minhas dúvidas. Seu comprometimento com o meu crescimento acadêmico e sua orientação crítica foram inestimáveis. Além disso, desejo expressar minha profunda gratidão ao meu coorientador, Mauro de Melo Júnior, por sua orientação e apoio dedicados ao longo deste projeto. Suas valiosas contribuições e *insights* desempenharam um papel fundamental em minha jornada acadêmica e foram essenciais para a conclusão deste trabalho.

Agradeço imensamente à Professora Viviane Lúcia dos Santos Almeida por ter me acompanhado desde a graduação até a finalização desta tese. Sua crença no meu potencial, orientação valiosa e apoio constante foram cruciais para o sucesso desta jornada acadêmica. Agradeço por sua dedicação, paciência e pelo apoio contínuo ao longo desses anos. Seu compromisso com o meu crescimento acadêmico foi fundamental, e estou profundamente grato(a) por ter tido a oportunidade de aprender com você. Continuarei aplicando os conhecimentos e lições que adquiri sob sua orientação em minha carreira futura. Obrigado por tudo, Professora Viviane!"

Quero expressar minha gratidão a todos os meus amigos e às pessoas que cruzaram meu caminho e contribuíram de diversas maneiras para o meu crescimento pessoal e profissional, especialmente durante esses últimos quatro anos. Gostaria de estender meus

sinceros agradecimentos aos meus amigos Alef, Elizangela, Rogério, Karina e Wesley que desempenharam um papel fundamental em diversas coletas e contribuíram com a montagem dos experimentos desta tese, e, por meio deles, agradeço a todos os membros do Laboratório de Ecologia do Plâncton da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

Gostaria de expressar minha profunda gratidão à Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, especialmente à coordenação e secretários do PPGERN. Também desejo estender meus sinceros agradecimentos aos meus estimados professores que compõem o corpo docente. Suas contribuições, conhecimentos e experiências compartilhados foram, sem dúvida, fundamentais para meu crescimento pessoal e profissional. Sinto-me verdadeiramente agradecido por ter tido a oportunidade de fazer parte desta instituição e por ter adquirido uma riqueza de aprendizados ao longo dessa jornada no laboratório de Limnologia e Ecotoxicologia do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos.

Por fim agradeço ao órgão governamental Coordenação do Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES – Código de Financiamento 001, pela Concessão da Bolsa de Doutorado, que foi integralmente imprescindível para que este doutorado fosse realizado.

RESUMO GERAL

A comunidade zooplanctônica desempenha um papel de grande relevância em ecossistemas de águas doces temporárias. Composta por diversos grupos de organismos, como rotíferos, cladóceros, copépodes e outros microcrustáceos, incluindo Anostraca e Conchostraca, essa comunidade desempenha um papel vital na manutenção da saúde e estabilidade desses ambientes. Ela atua como elo fundamental no fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes, conectando diferentes níveis tróficos e influenciando a dinâmica dos ecossistemas aquáticos. Neste estudo investigamos a dinâmica e a resiliência da comunidade zooplanctônica em lagoas temporárias localizadas na região semiárida de Pernambuco. Nosso objetivo principal foi avaliar o impacto das diferentes condições ambientais, como o tipo de solo e o estado trófico das lagoas, sobre essa comunidade. No 1º artigo, identificamos que tanto o tipo de solo quanto o estado trófico das lagoas exercem uma influência significativa na presença ou ausência de diversas espécies zooplanctônicas. Essas descobertas revelaram que algumas espécies ocorrem preferencialmente em ambientes mais transparentes, enquanto outras têm preferência por ambientes mais turvos. No 2º artigo, foram analisadas as taxas de eclosão das formas de resistência e a resiliência da comunidade zooplanctônica, as quais foram influenciadas pela profundidade e tipo de solo das lagoas. Notavelmente as lagoas com solo rochoso exibiram uma taxa de eclosão mais alta em comparação às lagoas com solo argiloso. Constatamos também que a diferença na composição dos organismos eclodidos aumenta à medida que a profundidade da lagoa aumenta. No 3º artigo, investigamos como a taxa de eclosão da comunidade zooplanctônica dormente é afetada pelo uso e ocupação do solo nas áreas circundantes das lagoas. Constatamos que o impacto humano nas proximidades das lagoas temporárias está diretamente relacionado a uma menor taxa de eclosão da comunidade dormente, especialmente em ambientes mais impactados. Esta pesquisa permitiu uma visão abrangente da dinâmica da comunidade zooplanctônica em lagoas temporárias na região semiárida de Pernambuco evidenciando a importância das condições ambientais, como tipo de solo e estado trófico das lagoas, na composição inicial e sucessão temporal das comunidades.

Palavras-chave: Águas temporárias; zooplâncton; biodiversidade; resiliência; substratos; processos ecológicos.

ABSTRACT

The zooplankton community plays an important role in temporary freshwater ecosystems. Comprised of various groups of organisms such as rotifers, cladocerans, copepods, and other microcrustaceans, including Anostraca and Conchostraca, this community plays a vital role in maintaining the health and stability of these environments. It acts as a key link in the energy flow and nutrient cycling, connecting different trophic levels and influencing the dynamics of aquatic ecosystems. In this study, we investigated the dynamics of the zooplankton community in temporary ponds located in the semi-arid region of Pernambuco. Our main objective was to assess the impact of different environmental conditions, such as soil type and trophic state of the ponds, on this community. In the 1st article, we identified that both, soil type and the trophic state of the ponds exert a significant influence on the presence or absence of various zooplankton species. These findings revealed that some species specialize in clearer environments, while others prefer muddy ones. In the 2nd article, we closely examined the hatching rates of the resistant forms of the zooplankton community, which were influenced by the depth and soil type of the ponds. Notably, ponds with rocky soil exhibited a higher hatching rate compared to ponds with clayey soil. We noted that the difference in the composition of hatched organisms increases as pond depth increases. In the 3rd article, we investigated how the hatching rate of the dormant zooplankton community is affected by land use and land cover in the surrounding areas of the ponds. We found that human impact in the vicinity of temporary ponds is directly related to a reduction in the hatching rate of the dormant community, especially in more impacted environments. This research provided a comprehensive insight into the dynamics of the zooplankton community in temporary ponds in the semi-arid region of Pernambuco, highlighting the importance of environmental conditions such as soil type and trophic state of the ponds in the initial composition and temporal succession of communities.

Key words: Temporary waters; zooplankton; biodiversity; resilience; substrates; ecological processes.

LISTA DE FIGURAS

FIGURAS 1º ARTIGO

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo no Brasil, no estado de Pernambuco e no município de Caetés. Mapa das lagoas temporárias de solo argiloso e de solo rochoso situadas no semiárido brasileiro. 31

Figura 2. Boxplots representando a variação das concentrações de Clorofila *a* entre as lagoas temporárias de solo rochoso (granito) e solo argiloso..... 34

Figura 3. Boxplots representando as variações nos fatores abióticos (Concentração de oxigênio dissolvido, Condutividade elétrica, pH, Transparência e Temperatura da água nas poças temporárias em solos argiloso e rochoso (granito), respectivamente, para o período de fevereiro de 2020 a fevereiro de 2022, no Município de Caetés, Pernambuco, Brasil..... 35

Figura 4. Boxplots e Análise Betadisper mostrando a diferença na composição dos organismos presentes nas poças temporárias de solo argiloso (argila) e solo rochoso (pedra) para o período de fevereiro de 2020 a fevereiro de 2022, no Município de Caetés, estado de Pernambuco, Brasil..... 36

Figura 5. Análise de Correspondência Canônica (CCA) aplicada aos parâmetros ambientais e às densidades da comunidade zooplanctônica de lagoas temporárias do semiárido brasileiro para o período amostrado (fevereiro de 2020 a fevereiro de 2022)37

Figura 6. Índices obtidos através da série de Hill para a comunidade zooplanctônica das lagoas temporárias de solo argiloso e rochoso (granito). A riqueza observada a diversidade expressa pelo índice de Shannon-Wiener e a diversidade expressa pelo índice de Simpson..... 38

Figura 7. Variação dos Índices de Diversidade funcional (FRic= riqueza funcional, FEve= uniformidade funcional e FDiv= Divergência funcional) para as comunidades zooplanctônicas de lagoas temporárias comparando-se lagoas com diferentes tipos de solo: argiloso e rochoso (pedra granítica)..... 39

Figura Suplementar 1. Análises Comparativas de Diversidade Taxonômica e Funcional para as comunidades zooplanctônicas de lagoas temporárias com substrato argiloso e com

substrato rochoso com base na composição taxonômica e na abundância de indivíduos das diferentes populações, para as diferentes comunidades amostradas.....58

FIGURAS 2º ARTIGO

Figura 1. Mapa com a localização das lagoas onde a comunidade zooplancônica dormente foi coletada, bem como o local onde foi desenvolvido o experimento de eclosão (Caetés)..... 62

Figura 2. Representação do ensaio de eclosão das estruturas de resistência (Banco de ovos) da comunidade zooplancônica em estado dormente, originada de sedimentos variados de diferentes tipos de lagoas temporárias, cada uma com distintas profundidades, tamanhos, larguras e composições sedimentares, em solos argiloso e rochoso (granito), respectivamente, no Município de Caetés, Pernambuco, Brasil..... 63

Figura 3. Estrutura taxonômica e as categorias de abundância numérica dos organismos que eclodiram no decorrer do experimento de eclosão dos ovos de resistência ou estruturas em repouso da comunidade zooplancônica. O eixo X representa os dias de experimentação..... 66

Figura 4. Diagrama de Sankey com a densidade total de espécies/táxons zooplancônicos eclodidos do sedimento de lagoas temporárias com diferentes substratos (Arenito, Argila e Granito), coletados na região de Caetés, Pernambuco, representando a contribuição de cada espécie (A largura das faixas é proporcional à abundância de cada tipo de organismo eclodido)..... 67

Figura 5. Abundância de indivíduos nas comunidades zooplancônicas formadas a partir da eclosão de estruturas de resistência contidas nos sedimentos oriundos de lagoas temporárias com diferentes tipos de substratos de fundo: rochoso de arenito, argiloso e rochoso de granito. 68

Figura 6. Composição das comunidades zooplancônicas eclodidas dos sedimentos dos diferentes tipos de lagoas temporárias e seus respectivos substratos Arenito, Argila e Granito. 68

Figura 7. Variações obtidas entre a Diversidade Beta das Comunidades Zooplancônicas formadas a partir das estruturas de resistência eclodidas nos Sedimentos de Diferentes Tipos de Lagoas Temporárias e Seus Respetivos Substratos. 69

Figura 8. Diferenças de Diversidade Beta entre as comunidades zooplancônicas de lagoas temporárias no semi-árido de Pernambuco, com profundidades diferentes..... 69

Figura 9. Curvas de Rarefação (linha sólida) e extrapolação destas (linha pontilhada) em relação aos diferentes componentes da diversidade da Série de Hill: Riqueza de Espécies ($q = 0$), Diversidade de Shannon ($q = 1$) e Dominância de Simpson ($q = 2$), para as comunidades zooplancônicas formadas a partir de estruturas de resistência eclodidas experimentalmente do sedimento de lagoas com diferentes tipos de substratos (Rochoso de Arenito, Rochoso de Granito e Argiloso) 71

FIGURAS 3º ARTIGO

Figura 1. Georreferenciamento do uso e da ocupação do solo na área de entorno das lagoas temporárias onde as amostras de sedimentos foram coletadas..... 91

Figura 2. Representação gráfica do experimento de eclosão da do experimento de eclosão da comunidade dormente proveniente do sedimento de lagoas temporárias com diferentes pressões antrópicas Pecuária = Preservado = CT, Agricultura = CA..... 93

Figura 3. Linha do tempo das espécies emergentes a partir de amostras de sedimentos das lagoas com influência de diversas atividades antrópicas. 95

Figura 4. Composição taxonômica e classes de abundância numérica dos organismos eclodidos durante o experimento de eclosão dos ovos de resistência ou estruturas dormentes. No eixo X estão representados os dias. Catimbau = Preservado, Caetés = Pecuária, Salóá = Agricultura..... 96

Figura 5. Valores dos Índices de diversidade obtidos através da série de Hill para a comunidade zooplancônica de lagoas temporárias na região semiárida nordestina em ambientes sob diferentes graus de pressão antrópica (Caetés: pecuária; Catimbau: preservado; e Salóá: agricultura). (0) é a riqueza observada (1) a diversidade expressa pelo índice de Shannon-Wiener e (2) a diversidade expressa pelo índice de Simpson.. 97

Figura 6. Densidade total de organismos zooplancônicos eclodidos ao longo do período amostrado. Cada número representa a sequência dos dias amostrados. 98

Figura 7. Diagramas de ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) das poças temporárias em localidades com diferentes usos da terra, resultando em diferentes impactos. Catimbau: Preservado; Caetés; Pecuária; Salóá: Agricultura. O valor de estresse obtido por esta análise foi de 0,18% ($p < 0,01$), que corresponde a uma variância explicada de 98,77%, indicando que o diagrama é satisfatório para interpretação. 99

Figura 8. Diagramas de ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) comparando os organismos eclodido com os organismos encontrados nas coletas ambientais.

Ambiente = amb; eclodidos = ecló. Catimbau: Preservado; Caetés; Pecuária; Saloá: Agricultura. O valor de estresse obtido por esta análise foi de 0,19% ($p < 0,01$), que corresponde a uma variância explicada de 96,71%, indicando que o diagrama é adequado para interpretação. 99

LISTA DE TABELAS

TABELAS 1º ARTIGO

Tabela 1. Índices de estado trófico das lagoas temporárias situadas em diferentes tipos de solos obtidos a partir do índice de estado trófico de Cunha et al., (2013), utilizando os valores médios de concentração de clorofila *a* obtidos durante o período de estudo.... 34

Tabela 2. Resultados da Análise de Variância e Teste de Significância Mann-Whitney comparando as variáveis abióticas medidas nas lagoas de solo argiloso e de solo rochoso (granito) 34

Tabela 3. Resultados obtidos da comparação das variáveis (ANOVA) de diversidade funcional das comunidades zooplanctônicas formadas a partir da eclosão das estruturas de resistência em dois tipos de lagoas temporárias (7 de substrato argiloso e 7 de substrato rochoso granítico), no município de Caetés, Pernambuco, amostradas no período de fevereiro de 2020 a fevereiro de 2022. 38

TABELAS SUPLEMENTARES

Tabela Suplementar 1. Táxons e formas larvais de Copepoda presentes na comunidade zooplanctônica das lagoas temporárias de solo rochoso e solo argiloso (7 lagoas de cada tipo), no município de Caetés, Pernambuco, amostradas no período de 20 de fevereiro de 2020 a 20 de fevereiro de 2022. 52

Tabela Suplementar 2. Características funcionais das comunidades zooplanctônicas de lagoas temporárias de solo rochoso e argiloso no semiárido de Pernambuco, amostradas no período de fevereiro de 2020 a fevereiro de 2022. 55

TABELAS 2º ARTIGO

Tabela 1. Medidas de comprimento, largura e profundidade (em centímetros) das lagoas temporárias no semiárido de Pernambuco, onde foram coletados os sedimentos utilizados nos estudos de eclosão das estruturas de resistência do zooplâncton. 70

TABELAS SUPLEMENTARES

Tabela Suplementar 1. Parâmetros Abióticos medidos em microcosmos do tratamento com substrato Argiloso: Temperatura da água em Graus Celsius; Condutividade elétrica da água em μS ; Concentração de Oxigênio Dissolvido em mg L^{-1} 82

Tabela Suplementar 2. Parâmetros Abióticos medidos em microcosmos do tratamento com substrato rochoso de (Arenito) Temperatura da água em Graus Celsius; Condutividade elétrica da água em μS ; Concentração de Oxigênio Dissolvido em mg L^{-1} 83

Tabela Suplementar 3. Parâmetros Abióticos medidos em microcosmos do tratamento com substrato rochoso (Granito); Temperatura da água em Graus Celsius; Condutividade elétrica da água em μS ; Concentração de Oxigênio Dissolvido em mg L^{-1} 84

Tabela Suplementar 4. Lista de táxons eclodidos dos sedimentos de lagoas temporárias com diferentes tipos de substratos. 85

TABELAS 3º ARTIGO

Tabela 1. Porcentagem de uso e ocupação dos solos nas áreas de entorno das lagoas temporárias nos ambientes estudados no semiárido do Planalto de Borborema, Pernambuco, Brasil..... 91

TABELAS SUPLEMENTARES

Tabela Suplementar 1. Variáveis Abióticas do tratamento da área com principal atividade de pecuária (Caetés).); Temperatura da água em Graus Celsius; Condutividade elétrica da água em μS ; Concentração de Oxigênio Dissolvido em mg L^{-1} 117

Tabela Suplementar 2. Variáveis Abióticas do tratamento da área com principal atividade de turismo ecológico (Catimbau); Temperatura da água em $^{\circ}\text{C}$; Condutividade elétrica da água em μS ; Concentração de Oxigênio Dissolvido em mg L^{-1} 118

Tabela Suplementar 3. Variáveis Abióticas do tratamento da área com principal atividade plantação intensiva de hortaliças com uso excessivo de defensivos agrícolas (Agricultura). Temperatura da água em $^{\circ}\text{C}$; Condutividade elétrica da água em μS ; Concentração de Oxigênio Dissolvido em mg L^{-1} 119

Tabela Suplementar 4. Espécies eclodidas e coletadas nas lagoas temporárias localizadas em cada ambiente com diferentes graus de antropização 120

LISTA DE ABREVIACES E SIGLAS

PERMANOVA - Análise multivariada não paramétrica

NMDS - Escalonamento multidimensional não-métrico

CCA - Análise de Correspondência Canônica

Sumário

1.1	INTRODUÇÃO GERAL	10
1.2	A Comunidade zooplancônica em Ecossistemas aquáticos continentais	10
1.3	Águas continentais temporárias.....	13
1.4	Comunidade zooplancônica em águas temporárias.....	14
1.5	Estratégias adaptativas da comunidade zooplancônica em ambientes temporários	15
	REFERÊNCIAS	17
2	OBJETIVOS	26
2.1	Objetivo Geral	26
2.2	Objetivos Específicos	26
3	RESULTADOS	27
3.1	ARTIGO 1: A INFLUÊNCIA DOS FATORES AMBIENTAIS NA DINÂMICA DAS COMUNIDADES ZOOPLANCÔNICAS EM LAGOAS TEMPORÁRIAS: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE AQUÁTICA	28
	Resumo	29
	Introdução	29
	Materiais e Métodos	31
	Área de estudo	31
	Coleta de Amostras e Análises Laboratoriais.....	32
	Análises de dados.....	32
	Resultados.....	33
	Discussão	39
	Conclusão	44
	Referências	44
3.2	ARTIGO 2: VARIAÇÃO DA ECLOSÃO DAS ESTRUTURAS DE RESISTÊNCIA DA COMUNIDADE ZOOPLANCÔNICA EM DIAPAUSA: RESILIÊNCIA A DIFERENTES CONDIÇÕES AMBIENTAIS	59
	Introdução	60
	Área de estudo	61
	Coleta e tratamento de sedimentos	62
	Experimento de eclosão.....	63
	Análises estatísticas	64
	Resultados.....	65
	Discussão	71
	Conclusão	75

Referências	76
3.3. ARTIGO 3: AS TAXAS DE ECLOSÃO DO ZOOPLÂNCTON SÃO NEGATIVAMENTE IMPACTADAS EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS TEMPORÁRIOS DE PAISAGENS AGRÍCOLAS?	87
Resumo	88
Introdução	88
Material E Métodos	90
Área de estudo	90
Amostragens	90
Amostragem de Sedimentos	92
Experimento de Eclosão	92
Análises Estatísticas	93
Resultados.....	94
Discussão	99
Conclusões.....	103
Referências	104
Anexo 1	122
Anexo 2	122
Anexo 3	123
Anexo 4	123
Anexo 5	124
Anexo 6	125
Anexo 7	125
Anexo 8	126
CONSIDERAÇÕES FINAIS	126

1.1 INTRODUÇÃO GERAL

1.2 A Comunidade zooplanctônica em Ecossistemas aquáticos continentais

Organismos zooplanctônicos habitam uma variedade de ecossistemas aquáticos, abrangendo sistemas lenticos de várias dimensões os principais representantes dessa comunidade em águas continentais incluem os grupos Cladocera, Copepoda, Rotífera, Anostraca e Conchostraca (Almeida et al., 2006; Anusa et al., 2012; Beladjal and Mertens, 2017; Gianuca et al., 2018; Matsumura-Tundisi and Galizia Tundisi, 2003; Santos-Wisniewski et al., 2011; Serafim-Júnior et al., 2010). Esses organismos desempenham funções vitais nos ecossistemas, participando ativamente em processos essenciais, como a transferência de energia através da coluna d'água e a reciclagem de nutrientes (Da Cunha et al., 2012; Leoni, 2016; Lira et al., 2018). Muitos gêneros e espécies são bioindicadores, devido à sua capacidade de responder rapidamente às variações ambientais, como por exemplo à eutrofização (Vieira et al., 2011)

O filo Rotífera é dominante em ambientes continentais possuindo um total aproximado de 2030 espécies já descritas (Segers, 2007). Esses organismos habitam os mais variados ambientes aquáticos continentais sendo que o êxito desse grupo em tais ambientes pode ser atribuído às suas características oportunistas, incluindo a habilidade de se adaptar facilmente a uma gama variada de condições ambientais, a uma taxa de reprodução elevada e à diversificação alimentar desses organismos (Almeida et al., 2006; Obertegger and Manca, 2011; Obertegger and Flaim, 2018; Silva et al., 2019; Soares et al., 2011). Já os branchiopodos, que tem como principais representantes em águas continentais os Cladocera, Anostraca e Conchostraca, possuem uma ampla distribuição geográfica (Brendonck et al., 2008; Edmondson and Ward, 1959; Frey, 1987; Likens, 2009; Martin Schwentner et al., 2020). Os cladóceros são representados por quatro ordens, dezesseis famílias com mais de 80 gêneros cerca de 600 espécies descritas para ambientes de águas continentais (Dole-Olivier et al., 2000; Likens, 2009). As espécies da maioria das famílias são tipicamente planctônicas, com estruturas natatórias (eg. antena, antênula e pós-abdomen), que lhes permitem reduzida movimentação. As famílias de cladóceros bentônicos são representadas principalmente Chydoridae e Ilyocryptidae que ocorrem principalmente na região litorânea dos corpos aquáticos continentais (Ghidini et

al., 2017). Os Cladocera são organismos que possuem diferentes hábitos alimentares desde filtradores limnéticos, filtradores litorâneos e raspadores litorâneos; (Obertegger and Manca, 2011; Necchi Júnior, 2012)

Os Anostraca são organismos que geralmente residem em ambientes de natureza temporária, como lagoas sazonais, áreas úmidas sazonais e lagoas em áreas de afloramento rochoso (Brendonck et al., 2008; Likens, 2009). São extremamente delicados e vulneráveis, estando estritamente adaptados aos cenários específicos onde ocorrem, o que limita sua presença em ambientes com fluxo de água contínuo (Brendonck et al., 2008; Likens, 2009; Rogers, 2014). São organismos muito primitivos. Acredita-se que evolutivamente se separaram da linhagem principal dos branchiopodes no Ordoviciano e seus registros fósseis remontam ao devoniano. São diferentes dos outros branquiópodes, pois não possuem carapaça (Schram and Koenemann, 2022) e são excelentes controladores da biomassa algal nos ambientes onde ocorrem, pois conseguem filtrar por dia biomassa maior que seu próprio peso (Celewicz et al., 2018; K. R. Dierckens et al., 1997).

Assim como os Anostraca, os Conchostraca são organismos de natureza primitiva, datando do pré-Permiano. Eles são encontrados habitando lagoas temporárias e exibem uma ampla distribuição global. Caracterizados por uma carapaça bivalve quitinosa, seu tamanho normalmente varia de 2 a 4 mm (Brendonck et al., 2008; Edmondson e Ward, 1959; Gradstein, 2012). Esses organismos têm uma tendência a prosperar em ambientes com temperaturas mais elevadas, uma vez que seu desenvolvimento é favorecido nesses locais (Huang and Chou, 2017; Manja Hethke et al., 2021). Eles são reconhecidos como um dos principais táxons de ecossistemas aquáticos temporários, tendo evoluído de forma especializada nesses habitats ao longo do tempo (Brendonck et al., 2008). Além disso, desempenham um papel importante na cadeia alimentar sendo um alimento importante para os insetos aquáticos. No entanto, sua persistência nestes ambientes enfrenta ameaças significativas devido à poluição pontual e às práticas agrícolas, que estão colocando em risco esse grupo pouco estudado (Brendonck et al., 2008; Petrov and Cvetković, 1997).

Os Copepoda foram classificados em 10 ordens distintas, sendo as ordens Harpacticoida, Cyclopoida e Calanoida as mais relevantes ecologicamente em ambientes de água doce (Ruppert et al., 2005). Quanto às suas preferências alimentares, podem adotar uma dieta herbívora, carnívora ou detritívora. Entretanto, durante o estágio larval, sua alimentação se restringe exclusivamente à herbivoria. À medida que atingem a fase

adulta, é possível que alguns indivíduos modifiquem sua dieta, optando por se tornarem exclusivamente carnívoros (Esteves, 2011). Eles desempenham um importante papel no fluxo de energia ao longo das cadeias alimentares tanto em ecossistemas de água doce como marinhos. Sua abundância é notável nos ambientes de água doce, desempenhando um papel vital nas comunidades planctônicas (Boxshall and Defaye, 2008). Sua principal função é a de consumidores primários do fitoplâncton, além de serem uma importante fonte de alimento para inúmeros invertebrados e vertebrados de maior porte (Ranga Reddy, 1994; Sanoamuang and Watiroyam, 2021). Um aspecto adicional de sua importância ecológica é a sua função como indicadores biológicos. A presença e distribuição dos copépodes em ambientes aquáticos podem ser indicativas de mudanças nas condições físicas e químicas da água, tornando-os valiosos indicadores da qualidade ambiental (Esteves, 2011). Portanto, a avaliação da composição e abundância desses organismos pode fornecer informações essenciais sobre o estado ecológico dos ecossistemas aquáticos, assim como sobre possíveis influências antropogênicas ou perturbações ambientais (Esteves, 2011).

Explorar a riqueza e a abundância dos organismos zooplanctônicos é um passo de extrema relevância para uma compreensão mais profunda da ecologia desses ecossistemas. Ao identificar as espécies presentes e quantificar suas densidades no ambiente, podemos desvendar padrões ecológicos fundamentais. Estas variáveis são intrinsecamente influenciadas por diversos fatores, incluindo as características do ambiente, a sazonalidade e as propriedades físicas e químicas da água, tais como pH, concentração de oxigênio dissolvido e temperatura.

A dinâmica da comunidade zooplanctônica está intrinsecamente conectada às mudanças abióticas que ocorrem em seus habitats. Estas mudanças podem afetar tanto a diversidade qualitativa, expressa pela riqueza de espécies, quanto a diversidade quantitativa, manifestada pela densidade e abundância dos organismos zooplanctônicos. Variações nestes aspectos podem ocorrer em resposta a alterações no ambiente, desencadeando efeitos em cascata que reverberam em toda a comunidade. A compreensão das flutuações na riqueza e abundância dos zooplanctônicos é de importância central na avaliação da saúde e estabilidade dos ecossistemas aquáticos. Esses organismos, por sua vez, desempenham papéis cruciais na transferência de energia e ciclagem de nutrientes, conectando diferentes níveis tróficos e influenciando a dinâmica global dos ecossistemas aquáticos.

Portanto, o conhecimento desses parâmetros não apenas contribui para a compreensão científica fundamental, mas também tem implicações práticas para a gestão e conservação dos ambientes aquáticos. O monitoramento contínuo da riqueza e abundância dos zooplânctônicos fornece informações valiosas sobre a saúde desses sistemas e a possível influência de perturbações ambientais ou atividades humanas.

1.3. Águas continentais temporárias

Os ecossistemas aquáticos temporários possuem uma grande importância, tanto evolutiva quanto ecológica. Eles abrigam comunidades que evoluíram para enfrentar desafios de colonização, persistência e reprodução, desenvolvendo adaptações únicas (Céréghino et al., 2008). Lagoas temporárias, frequentes em regiões áridas e semiáridas, hospedam uma ampla variedade de espécies adaptadas às condições específicas desses ambientes (Brendonck et al., 2008; Calhoun et al., 2017; Fonseca et al., 2018; Medeiros et al., 2019). Essas espécies únicas contribuem para a manutenção da biodiversidade (Hunter et al., 2017). Mesmo com seu tamanho reduzido, esses ecossistemas desempenham um papel desproporcional nos processos ecossistêmicos, superando ambientes maiores, como lagos (Biggs et al., 2017; Calhoun et al., 2017). Segundo Ramsar Convention Bureau (1997) e Calhoun et al., (2017), as lagoas temporárias podem ser definidas como qualquer corpo hídrico pequeno, raso isolado de fontes de águas adjacentes, que passam por períodos de inundação e seca. Ambientes aquáticos temporários apresentam uma elevada variação na coluna d'água, o que afeta a estabilidade do ecossistema devido às mudanças nos fatores abióticos da água (Scheffer and Jeppesen, 2007), esse processo contínuo de preenchimento e secamento das lagoas promove a sucessão de inúmeros organismos aptos a colonizar esses habitat (Gawne and Scholz, 2006).

Ambientes temporários são encontrados em diversas regiões geográficas, esses corpos d'água sazonais e são encontrados em várias paisagens, desde ambientes áridos até zonas temperadas e tropicais. Exemplos notáveis incluem as lagoas temporárias do deserto de Sonora nos Estados Unidos (Griffis-Kyle et al., 2019), as lagoas temporárias mediterrâneas (Compte et al., 2016; Grillas P., P et al., 2004; Zacharias and Zamparas, 2010), os sistemas intermitentes de rios na Austrália (Leigh et al., 2010; Sauquet et al., 2021) e até mesmo as charcos temporários em savanas africanas (Bird et al., 2019; Demare et al., 2022).

No Brasil, os ecossistemas aquáticos temporários encontram-se particularmente concentrados na região Nordeste e desempenham um papel significativo tanto em termos sociais quanto ecológicos (Maltchik, 2000). Apesar de sua relevância ecológica, esses ambientes só recentemente foram reconhecidos como ecossistemas aquáticos de importância, abrigando espécies únicas e contribuindo para a manutenção da biodiversidade local (Oertli et al., 2002). Estudos realizados em lagoas temporárias, como aqueles conduzidos por Anusa et al. (2012), Arnér et al. (1998), Bagella and Caria (2012), Bazzanti et al. (2010), Celewicz et al. (2018), Compte et al. (2016) e Medeiros et al. (2019), evidenciam a relevância desses ambientes.

1.4. Comunidade zooplanctônica em águas temporárias

A comunidade zooplanctônica de ecossistemas aquáticos temporários é um tópico de grande relevância na ecologia aquática, uma vez que esses ecossistemas sazonais apresentam características únicas que influenciam a estrutura e a dinâmica dessas populações (De Araujo Paina and Gama Melão, 2019; Setubal and Bozelli, 2021). Lagoas temporárias, áreas úmidas sazonais e outros corpos d'água intermitentes fornecem habitats desafiadores para uma variedade de organismos zooplanctônicos que evoluíram estratégias peculiares para sobreviver às flutuações extremas nos níveis de água (Karagianni et al., 2018; Manja Hethke et al., 2021). Essas comunidades são altamente dinâmicas, com uma sucessão rápida de espécies que colonizam e se desenvolvem conforme as condições do ambiente se alternam (Chaparro et al., 2016).

Os organismos zooplanctônicos adaptados a lagoas temporárias exibem uma série de características notáveis, como ciclos de vida curtos, rápido crescimento e reprodução, além de uma ampla gama de respostas comportamentais e fisiológicas para lidar com as mudanças nas condições ambientais (Eskinazi-Sant'Anna et al., 2007). Muitos deles possuem estágios de diapausa, períodos de inatividade metabólica, que lhes permitem sobreviver durante os períodos de seca e reativar suas atividades quando a água retorna (Brendonck and De Meester, 2003). Essas adaptações são importantes para a persistência e o sucesso reprodutivo desses organismos em ambientes altamente variáveis (Havens and Beaver, 2011; Iglesias et al., 2011). A comunidade zooplanctônica em ambientes temporários também desempenha um papel vital nos processos ecológicos desses

ecossistemas. Ao consumir fitoplâncton e outros recursos alimentares, o zooplâncton influencia a transferência de energia e nutrientes ao longo da cadeia alimentar aquática (Landry and Calbet, 2004; Persson, 2007). Além disso, eles fornecem alimento para uma variedade de organismos, incluindo invertebrados e peixes, contribuindo assim para a manutenção da biodiversidade local e para o funcionamento saudável desses ambientes transitórios (Menezes et al., 2010; Santangelo et al., 2011; Suhett et al., 2015).

No entanto, a rápida resposta da comunidade zooplanctônica às mudanças sazonais nos níveis de água também a tornam vulnerável a distúrbios ecológicos (Gilbert et al., 2021; Marques et al., 2007). A alteração de padrões hidrológicos, poluição e outros impactos antropogênicos podem afetar significativamente a estrutura e a função dessas comunidades, comprometendo sua capacidade de sustentar os processos ecológicos essenciais (Bozelli et al., 2009; Isabwe et al., 2018; Stamenković et al., 2022). Portanto, o estudo da comunidade zooplanctônica em ambientes temporários não apenas contribui para nossa compreensão da ecologia aquática, mas também tem implicações importantes para a conservação e manejo desses ecossistemas únicos.

1.5. Estratégias adaptativas da comunidade zooplanctônica em ambientes temporários

A comunidade zooplanctônica em ambientes temporários desenvolveu uma série de estratégias notáveis para sobreviver e prosperar diante das flutuações sazonais nos níveis de água. Uma das estratégias mais proeminentes é a formação de estágios de resistência, como ovos e cistos, que podem entrar em um estado de diapausa durante os períodos de seca (Aránguiz-Acuña et al., 2018; Brendonck and De Meester, 2003; Rogers, 2014; Vargas et al., 2019). Esses estágios inativos possuem carapaças duras que protegem os embriões e permitem que eles sobrevivam em condições adversas, como dessecação e variações extremas de temperatura (Brendonck and De Meester, 2003; Piscia et al., 2020). Quando as condições ambientais se tornam favoráveis novamente, esses estágios podem eclodir, dando origem a novas gerações.

Outra estratégia importante é a capacidade de migração vertical. O zooplâncton tem a habilidade de se movimentar verticalmente na coluna d'água em resposta às mudanças na luminosidade e disponibilidade de alimentos (Almeida et al., 2006; Brierley, 2014; Hays, 2003). Durante os períodos de seca, quando a água avança para áreas mais profundas, os organismos podem se deslocar para camadas mais profundas para evitar a

dessecação e o aquecimento excessivo. Essa migração ajuda a manter as condições fisiológicas adequadas e a evitar a exposição a fatores estressantes (Ringelberg, 2010).

A plasticidade alimentar é outra estratégia adotada pela comunidade zooplancônica em ambientes temporários (Setubal and Bozelli, 2021; Sodré and Bozelli, 2019). Esses organismos podem ajustar suas preferências alimentares de acordo com a disponibilidade de recursos (Sailley et al., 2015). Durante os períodos de inundação, quando há uma abundância de fitoplâncton e outros alimentos, eles podem se alimentar de maneira oportunista e acumular reservas energéticas para os períodos de escassez (Baranyi et al., 2002; Pinto-Coelho et al., 2005; Vanderploeg et al., 1992). Essa flexibilidade na dieta permite que eles se adaptem às mudanças sazonais nos recursos alimentares (Litchman et al., 2013; Obertegger and Manca, 2011; Obertegger and Flaim, 2018).

Além disso, a reprodução rápida e eficiente é uma estratégia-chave para a sobrevivência em ambientes temporários (De Araujo Paina and Gama Melão, 2019). A maioria dos organismos zooplancônicos apresentam ciclos reprodutivos curtos, permitindo que produzam várias gerações em um único ano (Varpe, 2012). Isso aumenta as chances de sucesso reprodutivo e rápida recuperação populacional após os períodos de seca. A produção em massa de descendentes é uma estratégia eficaz para garantir a persistência da comunidade em ambientes com alta variabilidade ambiental (Olmstead and LeBlanc, 2001; Varpe, 2012).

Por fim, a capacidade de colonização e dispersão é crucial para a comunidade zooplancônica em ambientes temporários. Muitas espécies têm a habilidade de produzir formas de dispersão leves, como os náuplios e copepoditos, que podem ser transportadas pelo vento e pela água e por aves para colonizar rapidamente novos habitats temporários formados após as chuvas (De Moraes-Junior et al., 2019; Parry et al., 2023; Rogers, 2014). Essa estratégia de dispersão permite que a comunidade se recupere e se estabeleça rapidamente em áreas r c m-formadas, maximizando a utilização dos recursos disponíveis (Frisch et al., 2012). No conjunto, essas estratégias adaptativas evidenciam a notável capacidade da comunidade zooplancônica em ambientes temporários para lidar com as condições extremamente variáveis e desafiadoras, garantindo sua sobrevivência e contribuição para os processos ecológicos desses ecossistemas transitórios.

REFERÊNCIAS

- Almeida, V.L. dos S., Larrazábal, M.E.L. de, Moura, A. do N., Melo Júnior, M. de, 2006. Rotífera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 96, 445–451. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212006000400009>
- Anusa, A., Ndagurwa, H., Magadza, C., 2012. The influence of pool size on species diversity and water chemistry in temporary rock pools on Domboshawa Mountain, northern Zimbabwe. *African Journal of Aquatic Science* 37, 89–99. <https://doi.org/10.2989/16085914.2012.666378>
- Aránguiz-Acuña, A., Pérez-Portilla, P., De La Fuente, A., Fontaneto, D., 2018. Life-history strategies in zooplankton promote coexistence of competitors in extreme environments with high metal content. *Sci Rep* 8, 11060. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29487-3>
- Baranyi, C., Hein, T., Holarek, C., Keckeis, S., Schiemer, F., 2002. Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology: Floodplain zooplankton community. *Freshwater Biology* 47, 473–482. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00822.x>
- Beladjal, L., Mertens, J., 2017. Risk reduction strategies in *Branchipus schaefferi* (Crustacea: Anostraca: Branchiopoda) as adaptation to a variable environment. *Hydrobiologia* 801, 153–163. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3156-9>
- Bird, M.S., Mlambo, M.C., Wasserman, R.J., Dalu, T., Holland, A.J., Day, J.A., Villet, M.H., Bilton, D.T., Barber-James, H.M., Brendonck, L., 2019. Deeper knowledge of shallow waters: reviewing the invertebrate fauna of southern African temporary wetlands. *Hydrobiologia* 827, 89–121. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3772-z>
- Boxshall, G.A., Defaye, D., 2008. Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 195–207. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9014-4>
- Bozelli, R.L., Caliman, A., Guariento, R.D., Carneiro, L.S., Santangelo, J.M., Figueiredo-Barros, M.P., Leal, J.J.F., Rocha, A.M., Quesado, L.B., Lopes, P.M., Farjalla, V.F., Marinho, C.C., Roland, F., Esteves, F.A., 2009. Interactive effects of environmental variability and human impacts on the long-term dynamics of an Amazonian floodplain lake and a South Atlantic coastal lagoon. *Limnologica* 39, 306–313. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.06.004>

- Brendonck, L., De Meester, L., 2003. Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia* 491, 65–84. <https://doi.org/10.1023/A:1024454905119>
- Brendonck, L., Rogers, D.C., Olesen, J., Weeks, S., Hoeh, W.R., 2008. Global diversity of large branchiopods (Crustacea: Branchiopoda) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 167–176. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9119-9>
- Brierley, A.S., 2014. Diel vertical migration. *Current Biology* 24, R1074–R1076. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.08.054>
- Calhoun, A.J.K., Mushet, D.M., Bell, K.P., Boix, D., Fitzsimons, J.A., Isselin-Nondedeu, F., 2017. Temporary wetlands: challenges and solutions to conserving a ‘disappearing’ ecosystem. *Biological Conservation* 211, 3–11. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.024>
- Celewicz, S., Czyż, M.J., Gołdyn, B., 2018. Feeding patterns in *Eubranchipus grubii* (Dybowski 1860) (Branchiopoda: Anostraca) and its potential influence on the phytoplankton communities of vernal pools. *J Limnol* 77. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1705>
- Céréghino, R., Biggs, J., Oertli, B., Declerck, S., 2008. The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia* 597, 1–6. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9225-8>
- Chaparro, G., Fontanarrosa, M.S., O’Farrell, I., 2016. Colonization and Succession of Zooplankton After a Drought: Influence of Hydrology and Free-Floating Plant Dynamics in a Floodplain Lake. *Wetlands* 36, 85–100. <https://doi.org/10.1007/s13157-015-0718-3>
- Compte, J., Montenegro, M., Ruhí, A., Gascón, S., Sala, J., Boix, D., 2016. Microhabitat selection and diel patterns of zooplankton in a Mediterranean temporary pond. *Hydrobiologia* 766, 201–213. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2455-2>
- Da Cunha, A.C., Chaves, D., Brasil Junior, A.C., Reis Pinheiro, L.A.D., Albuquerque Cunha, H.F., Santos, E., V., A., 2012. Challenges and Solutions for Hydrodynamic and Water Quality in Rivers in the Amazon Basin, in: Schulz, H.E. (Ed.), *Hydrodynamics - Natural Water Bodies*. InTech. <https://doi.org/10.5772/27796>
- De Araujo Paina, K., Gama Melão, M.D.G., 2019. Zooplankton community structure from tropical temporary ponds during a flood period. *Limnetica* 38, 189–211. <https://doi.org/10.23818/limn.38.17>

- De Moraes-Junior, C.S., De Melo-Júnior, M., Gonçalves-Souza, T., De Lyra-Neves, R.M., 2019. Zoochory of zooplankton: seasonality and bird morphological diversity can influence metacommunity dynamics of temporary ponds. *Journal of Plankton Research* 41, 465–477. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbz028>
- Demare, G., Spieler, M., Grabow, K., Rödel, M., 2022. Savanna vegetation increase triggers freshwater community shifts. *Global Change Biology* 28, 7023–7037. <https://doi.org/10.1111/gcb.16423>
- Dole-Olivier, M. -J., Galassi, D.M.P., Marmonier, P., Creuzé Des Châtelliers, M., 2000. The biology and ecology of lotic microcrustaceans. *Freshwater Biology* 44, 63–91. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00590.x>
- Edmondson, W.T., Ward, H.B., 1959. *Fresh-water biology*, 2d ed. ed. Wiley, New York.
- Eskinazi-Sant’Anna, E.M., Menezes, R., Costa, I.S., Panosso, R.D.F., Araújo, M.F., Attayde, J.L., 2007. Composição da Comunidade Zooplanctônica em Reservatórios Eutróficos do Semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oeco. Bras.* 11, 410–421. <https://doi.org/10.4257/oeco.2007.1103.10>
- Esteves, F. A., 2011. *Fundamentos de Limnologia*, 3rd ed. Guanabara.
- Fonseca, B.M., De Mendonça-Galvão, L., Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A., Gomes-e-Souza, M.B., Pinto, R.L., Petracco, P., De Oliveira, R.C., De Jesus Lima, E., 2018. Biodiversity in Pristine Wetlands of Central Brazil: a Multi-Taxonomic Approach. *Wetlands* 38, 145–156. <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0964-7>
- Frey, D.G., 1987. The Taxonomy and Biogeography of the Cladocera. *Hydrobiologia* 145, 5–17. <https://doi.org/10.1007/BF02530260>
- Frisch, D., Cottenie, K., Badosa, A., Green, A.J., 2012. Strong Spatial Influence on Colonization Rates in a Pioneer Zooplankton Metacommunity. *PLoS ONE* 7, e40205. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040205>
- Gawne, B., Scholz, O., 2006. Synthesis of a new conceptual model to facilitate management of ephemeral deflation basin lakes. *Lakes & Reservoirs* 11, 177–188. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2006.00304.x>
- Ghidini, A.R., Calixto, L.S.-E.F., Bandeira, M.G.D.S., 2017. Riqueza e Composição de Cladóceros (Crustacea: Ctenopoda e Anomopoda) associados a *Eichornia*

azurea na Área do Complexo do Lago Catalão, Amazonas, Brasil. *Ens Cien C Biol Agra Saúde* 21, 8. <https://doi.org/10.17921/1415-6938.2017v21n1p8-14>

- Gianuca, A.T., Engelen, J., Brans, K.I., Hanashiro, F.T.T., Vanhamel, M., van den Berg, E.M., Souffreau, C., Meester, L.D., 2018. Taxonomic, functional and phylogenetic metacommunity ecology of cladoceran zooplankton along urbanization gradients. *Ecography* 41, 183–194. <https://doi.org/10.1111/ecog.02926>
- Gilbert, J.D., De Vicente, I., Ortega, F., Guerrero, F., 2021. Zooplankton Community Dynamics in Temporary Mediterranean Wetlands: Which Drivers Are Controlling the Seasonal Species Replacement? *Water* 13, 1447. <https://doi.org/10.3390/w13111447>
- Griffis-Kyle, K.L., Parker, A.E., Goetting, J., 2019. Novel Temporary Aquatic Habitats and Desert Invertebrate Communities. *The Texas Journal of Science* 71, Article 5. https://doi.org/10.32011/txjsoci_71_1_Article5
- Grillas P., P, Gauthier, N., Yavercovski, C. Perennou, 2004. Mediterranean temporary pools. *Station biologique de la Tour du Valat, Arles*.
- Havens, K.E., Beaver, J.R., 2011. Composition, size, and biomass of zooplankton in large productive Florida lakes. *Hydrobiologia* 668, 49–60. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0386-5>
- Hays, G.C., 2003. A review of the adaptive significance and ecosystem consequences of zooplankton diel vertical migrations. *Hydrobiologia* 503, 163–170. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008476.23617.b0>
- Hunter, M.L., Acuña, V., Bauer, D.M., Bell, K.P., Calhoun, A.J.K., Felipe-Lucia, M.R., Fitzsimons, J.A., González, E., Kinnison, M., Lindenmayer, D., Lundquist, C.J., Medellín, R.A., Nelson, E.J., Poschlod, P., 2017. Conserving small natural features with large ecological roles: A synthetic overview. *Biological Conservation* 211, 88–95. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.020>
- Iglesias, C., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Lacerot, G., Clemente, J.M., Scasso, F., Kruk, C., Goyenola, G., García-Alonso, J., Amsinck, S.L., Paggi, J.C., José De Paggi, S., Jeppesen, E., 2011. High predation is of key importance for dominance of small-bodied zooplankton in warm shallow lakes: evidence from lakes, fish enclosures and surface sediments. *Hydrobiologia* 667, 133–147. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0645-0>
- Isabwe, A., Yang, J.R., Wang, Y., Liu, L., Chen, H., Yang, J., 2018. Community assembly processes underlying phytoplankton and bacterioplankton across a hydrologic change in a human-impacted river. *Science of The Total Environment* 630, 658–667. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.210>

- K. R. Dierckens, L. Beladjal, J. Vandenberghe, J. Swings, J. Mertens, 1997. Filter-feeding Shrimps (Anostraca) Grazing on Bacteria. *Journal of Crustacean Biology* 17, 264–268. <https://doi.org/10.1163/193724097X00297>
- Karagianni, A., Stamou, G., Katsiapi, M., Polykarpou, P., Dörflinger, G., Michaloudi, E., 2018. Zooplankton communities in Mediterranean temporary lakes: the case of saline lakes in Cyprus. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 54, 14. <https://doi.org/10.1051/limn/2018007>
- Landry, M.R., Calbet, A., 2004. Microzooplankton production in the oceans. *ICES Journal of Marine Science* 61, 501–507. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.03.011>
- Leigh, C., Sheldon, F., Kingsford, R.T., Arthington, A.H., 2010. Sequential floods drive “booms” and wetland persistence in dryland rivers: a synthesis. *Mar. Freshwater Res.* 61, 896. <https://doi.org/10.1071/MF10106>
- Leoni, B., 2016. Zooplankton predators and prey: body size and stable isotope to investigate the pelagic food web in a deep lake (Lake Iseo, Northern Italy). *J Limnol.* <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1490>
- Likens, G.E., 2009. *Encyclopedia of inland waters*, 1st ed. ed. Academic Press, London Boston.
- Lira, A., Angelini, R., Le Loc'h, F., Ménard, F., Lacerda, C., Frédou, T., Lucena Frédou, F., 2018. Trophic flow structure of a neotropical estuary in northeastern Brazil and the comparison of ecosystem model indicators of estuaries. *Journal of Marine Systems* 182, 31–45. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2018.02.007>
- Litchman, E., Ohman, M.D., Kiørboe, T., 2013. Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research* 35, 473–484. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt019>
- Maltchik, L. 2000. Lagoas temporárias do semiárido. *Ciência Hoje*, 28 (167): 67-70.
- Manja Hethke, Stephen C. Weeks, Veronika Schöttle, D. Christopher Rogers, 2021. Preliminary Study of Temperature Effects on Size and Shape in the Modern Spinicaudatan Eulimnadia texana (Crustacea: Branchiopoda). *Zoological Studies* 無. <https://doi.org/10.6620/ZS.2021.60-02>
- Marques, S.C., Pardal, M.A., Pereira, M.J., Gonçalves, F., Marques, J.C., Azeiteiro, U.M., 2007. Zooplankton distribution and dynamics in a temperate shallow estuary. *Hydrobiologia* 587, 213–223. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0682-x>

- Martin Schwentner, Nicolas Rabet, Stefan Richter, Gonzalo Giribet, Sameer Padhye, Jean-François Cart, Céline Bonillo, D. Christopher Rogers, 2020. Phylogeny and Biogeography of Spinicaudata (Crustacea: Branchiopoda). *Zoological Studies* 無. <https://doi.org/10.6620/ZS.2020.59-44>
- Matsumura-Tundisi, T., Galizia Tundisi, J., 2003. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. *Hydrobiologia* 504, 215–222. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.00000008521.43711.35>
- Medeiros, Í.L.S., Santos, F.A. dos, El-Deir, A.C.A., Melo Júnior, M. de, 2019. A mata ripária influencia a composição e estrutura da comunidade zooplancônica de poças temporárias? *Iheringia, Sér. Zool.* 109, e2019037. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2019037>
- Menezes, R.F., Attayde, J.L., Rivera Vasconcelos, F., 2010. Effects of omnivorous filter-feeding fish and nutrient enrichment on the plankton community and water transparency of a tropical reservoir. *Freshwater Biology* 55, 767–779. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02319.x>
- Necchi Júnior, O. (Ed.), 2012. Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes da região noroeste do estado de São Paulo. Biota FAPESP: Holos Editora, Ribeirão Preto.
- Obertegger, U., Manca, M., 2011. Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. *J Limnol* 70, 231. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2011.231>
- Obertegger, U., Flaim, G., 2018. Taxonomic and functional diversity of rotifers, what do they tell us about community assembly? *Hydrobiologia* 823, 79–91. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3697-6>
- Olmstead, A.W., LeBlanc, G.A., 2001. Temporal and quantitative changes in sexual reproductive cycling of the cladoceran *Daphnia magna* by a juvenile hormone analog. *J. Exp. Zool.* 290, 148–155. <https://doi.org/10.1002/jez.1044>
- Parry, V., Kiemel, K., Pawlak, J., Eccard, J., Tiedemann, R., Weithoff, G., 2023. Drivers of zooplankton dispersal in a pond metacommunity. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05232-4>
- Persson, J., 2007. Food quality effects on zooplankton growth and energy transfer in pelagic freshwater food webs. *Acta Universitatis Upsaliensis*, Uppsala.

- Pinto-Coelho, R.M., Giani, A., Morais-Jr., C.A., Carvalho-Jr., E.R., Bezerra-Neto, J.F., 2005. The nutritional status of zooplankton in a tropical reservoir: effects of food quality and community structure. *Braz. J. Biol.* 65, 313–324. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842005000200016>
- Piscia, R., Bovio, S., Manca, M., Lami, A., Guilizzoni, P., 2020. Evaluation of the Egg Bank of Two Small Himalayan Lakes. *Water* 12, 491. <https://doi.org/10.3390/w12020491>
- Ramsar Convention Bureau, 1997. The Ramsar Convention manual: a guide to the convention on wetlands of international importance especially as waterfowl habitat, 2nd. ed. ed. Ramsar Convention Bureau, Gland.
- Ranga Reddy, Y., 1994. Copepoda: Calanoida: Diaptomidae: key to the genera *Heliodiaptomus*, *Allodiaptomus*, *Neodiaptomus*, *Phyllodiaptomus*, *Eodiaptomus*, *Arctodiaptomus* and *Sinodiaptomus*, Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. SPB Academic Publ, The Hague.
- Ringelberg, J., 2010. Diel Vertical Migration of Zooplankton in Lakes and Oceans. Springer Netherlands, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3093-1>
- Rogers, D.C., 2014. Larger hatching fractions in avian dispersed anostracan eggs (Branchiopoda). *Journal of Crustacean Biology* 34, 135–143. <https://doi.org/10.1163/1937240X-00002220>
- Sailley, S.F., Polimene, L., Mitra, A., Atkinson, A., Allen, J.I., 2015. Impact of zooplankton food selectivity on plankton dynamics and nutrient cycling. *Journal of Plankton Research* 37, 519–529. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbv020>
- Sanoamuang, L., Watiroyam, S., 2021. A new species of copepod (Copepoda: Calanoida) from the floodplain of the lower Mekong River Basin in Thailand and Cambodia, with an amended diagnosis of the genus *Dentodiaptomus* Shen & Tai, 1964. *Raffles Bulletin of Zoology* 69, 414427. <https://doi.org/10.26107/RBZ-2021-0061>
- Santangelo, J.M., Esteves, F.D.A., Tollrian, R., Bozelli, R.L., 2011. A small-bodied cladoceran (*Moina micrura*) reacts more strongly to vertebrate than invertebrate predators: a transgenerational life-table approach. *Journal of Plankton Research* 33, 1767–1772. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbr063>
- Santos-Wisniewski, M.J. dos, Matsumura-Tundisi, T., Negreiros, N.F., Silva, L.C. da, Santos, R.M. dos, Rocha, O., 2011. O estado atual do conhecimento da diversidade dos Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) nas águas doces do estado

de Minas Gerais. *Biota Neotrop.* 11, 287–301. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000300024>

Sauquet, E., Shanafield, M., Hammond, J.C., Sefton, C., Leigh, C., Datry, T., 2021. Classification and trends in intermittent river flow regimes in Australia, northwestern Europe and USA: A global perspective. *Journal of Hydrology* 597, 126170. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126170>

Scheffer, M., Jeppesen, E., 2007. Regime Shifts in Shallow Lakes. *Ecosystems* 10, 1–3. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9002-y>

Schram, F.R., Koenemann, S., 2022. Anostraca, in: *Evolution and Phylogeny of Pancrustacea*. Oxford University Press New York, pp. 627–C42.P192. <https://doi.org/10.1093/oso/9780195365764.003.0042>

Segers, H., 2007. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. *Zootaxa* 1564, 1–104. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1564.1.1>

Serafim-Júnior, M., Perbiche-Neves, G., Brito, L., de Ghidini, A.R., Casanova, S.M.C., 2010. Variação espaço-temporal de Rotifera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 100, 233–241. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212010000300008>

Setubal, R.B., Bozelli, R.L., 2021. Zooplankton functional complementarity between temporary and permanent environments. *Acta Limnol. Bras.* 33, e3. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x5620>

Silva, A.J. da, Morais Júnior, C.S. de, Santos, F.A. dos, Silva, S.M.F. da, Silva, T.B. da, Melo Júnior, M. de, Melo, V.L. dos S.A. de, 2019. ROTIFERA DE RESERVATÓRIOS COM DIFERENTES EXPOSIÇÕES ANTRÓPICAS EM UM FRAGMENTO PROTEGIDO DE MATA ATLÂNTICA. *Oecol. Aust.* 23, 333–345. <https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2302.11>

Soares, F.S., Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., 2011. Checklist de Rotifera de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 11, 515–539. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000500020>

Sodré, E.D.O., Bozelli, R.L., 2019. How planktonic microcrustaceans respond to environment and affect ecosystem: a functional trait perspective. *Int Aquat Res* 11, 207–223. <https://doi.org/10.1007/s40071-019-0233-x>

Stamenković, O., Stojković Piperac, M., Čerba, D., Milošević, D., Ostojić, A., Dorđević, N.B., Simić, S.B., Cvijanović, D., Buzhdygan, O.Y., 2022.

Taxonomic and functional aspects of diversity and composition of plankton communities in shallow lentic ecosystems along the human impact and environmental gradients. *Aquat Sci* 84, 57. <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00893-0>

Suhett, A.L., Santangelo, J.M., Bozelli, R.L., Steinberg, C.E.W., Farjalla, V.F., 2015. An overview of the contribution of studies with cladocerans to environmental stress research. *Acta Limnol. Bras.* 27, 145–159. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X3414>

Vanderploeg, H.A., Gardner, W.S., Parrish, C.C., Liebig, J.R., Cavaletto, J.F., 1992. Lipids and life-cycle strategy of a hypolimnetic copepod in Lake Michigan. *Limnol. Oceanogr.* 37, 413–424. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.2.0413>

Vargas, A.L., Santangelo, J.M., Bozelli, R.L., 2019. Recovery from drought: Viability and hatching patterns of hydrated and desiccated zooplankton resting eggs: VARGAS ET AL. *Internat Rev Hydrobiol* 104, 26–33. <https://doi.org/10.1002/iroh.201801977>

Varpe, O., 2012. Fitness and phenology: annual routines and zooplankton adaptations to seasonal cycles. *Journal of Plankton Research* 34, 267–276. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbr108>

Vieira, A.C.B., Medeiros, A.M.A., Ribeiro, L.L., Crispim, M.C., 2011. Population dynamics of *Moina minuta* Hansen (1899), *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1886), and *Diaphanosoma spinulosum* Herbst (1967) (Crustacea: Branchiopoda) in different nutrients (N and P) concentration ranges. *Acta* 23, 48–56. <https://doi.org/10.4322/actalb.2011.018>

Zacharias, I., Zamparas, M., 2010. Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem. *Biodivers Conserv* 19, 3827–3834. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9933-7>

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar a estrutura e a dinâmica das comunidades zooplanctônicas em lagoas temporárias, com o propósito de compreender a influência das características das lagoas temporárias e de seus substratos na composição e funcionamento desses ecossistemas, além de investigar como os efeitos do uso e ocupação do solo afetam essas comunidades.

2.2 Objetivos Específicos

- Investigar a influência das atividades de uso e ocupação do solo nas comunidades zooplanctônicas em lagoas temporárias.
- Examinar como as características dos solos argilosos e rochosos (Arenito e Granito) afetam a composição e a distribuição das comunidades zooplanctônicas ativas e dormentes.
- Avaliar a resposta das comunidades zooplanctônicas aos distúrbios ambientais relacionados ao uso da terra.

3. RESULTADOS

Com o objetivo de facilitar a compreensão dos resultados da tese, optou-se por estruturá-la na forma de três artigos que visam investigar questões distintas:



1º Artigo: Como diferentes fatores ambientais afetam a composição e a diversidade de formas ativas do zooplâncton em lagoas temporárias?



2º Artigo: Como os diferentes tipos de substratos em ambientes aquáticos temporários afetam a composição e diversidade das comunidades zooplanctônicas dormentes e de que forma essas diferenças têm implicações para os esforços de conservação da biodiversidade aquática?



3º Artigo: Como a intensificação das práticas agrícolas no entorno dos ecossistemas aquáticos temporários influencia as taxas de eclosão das estruturas de resistência do zooplâncton?

**3.1 ARTIGO 1: A INFLUÊNCIA DOS FATORES AMBIENTAIS NA
DINÂMICA DAS COMUNIDADES ZOOPLANCTÔNICAS EM LAGOAS
TEMPORÁRIAS: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE AQUÁTICA**



Resumo

Neste estudo investigamos a dinâmica da comunidade zooplancônica em lagoas temporárias situadas em diferentes tipos de solo. Esses ambientes desempenham um papel importante em regiões semiáridas, fornecendo uma fonte valiosa de recursos hídricos para a população humana e abrigando diversas comunidades de organismos aquáticos. Para isto foram coletadas amostras de 14 lagoas temporárias, sendo sete em lagoas sobre solo argiloso e sete sobre solo rochoso (granito). As análises revelaram diferenças significativas nas variáveis abióticas entre os dois tipos de solo, com as lagoas de solo rochoso apresentando maior temperatura e pH, e as lagoas de solo argiloso com maior concentração de oxigênio e condutividade elétrica da água. A composição da comunidade zooplancônica variou entre os tipos de lagoas. Nas lagoas de solo rochoso, houve predominância de microcrustáceos, enquanto nas lagoas de solo argiloso, os rotíferos foram mais abundantes. A turbidez da água influenciou na composição e diversidade das comunidades favorecendo os organismos de menor porte em ambientes mais turvos, e menor diversidade. A análise de correspondência canônica (CCA) mostrou a relação entre os organismos zooplancônicos e as variáveis limnológicas, destacando a influência da transparência da água e temperatura na presença de certas espécies como *Eulimnadia* sp, *Dendrocephalus brasiliensis*. Os resultados indicaram que a estabilidade do ambiente em lagoas de solo rochoso proporcionou um desenvolvimento mais eficiente para os microcrustáceos, que se alimentam de fitoplâncton, e foram mais abundantes em ambientes com menor turbidez. Já nas lagoas de solo argiloso, a entrada de água lixiviada afetou a dinâmica da comunidade zooplancônica, favorecendo espécies de rotíferos e copépodos ciclopoídes. Em conclusão, o estudo demonstrou que diferentes tipos de solo influenciam as características abióticas a composição e a diversidade da comunidade zooplancônica em lagoas temporárias, com ambientes mais transparentes abrigando uma maior diversidade tanto taxonômica como funcional (FRic), indicando melhor qualidade do habitat. Essas descobertas ressaltam a importância de se considerar o tipo de substrato como um fator relevante na identificação de áreas importantes para a conservação da biota aquática em lagoas temporárias.

Palavras-chave: zooplâncton, diversidade, eclosão, substrato rochoso, substrato argiloso, transparência da água

Introdução

Em regiões semiáridas, os ambientes aquáticos temporários desempenham um papel de relevância essencial. Esse tipo de ambiente representa uma fonte valiosa de recursos para a população humana e, muitas vezes, a única fonte disponível de água (Dudgeon et al., 2006). Esses ambientes aquáticos temporários são formados pelo escoamento superficial da água da chuva e passam por regimes hidrológicos distintos, que alternam entre fases secas e úmidas, o que tem um impacto significativo nas comunidades aquáticas (Grillas et al., 2004).

Estudos prévios têm ressaltado a importância dos ambientes temporários na conservação da biota aquática (Bagella and Caria, 2012; Compte et al., 2016; Rouissi et al., 2014). Esses ambientes são importantes porque abrigam variadas comunidades de organismos aquáticos (Barrett et al., 1993; Cooper, 1992), incluindo insetos (Bacca et al., 2021; Bazzanti et al., 2010) e anuros em fase larval (Rodrigues et al., 2010). Além disso, os ambientes temporários apresentam elevada diversidade de organismos zooplanctônicos, incluindo cladóceros, copépodos e rotíferos (Medeiros et al., 2019; Setubal and Bozelli, 2021).

A colonização e o estabelecimento da comunidade zooplanctônica em ambientes temporários estão intrinsecamente relacionados à notável diversidade dos mesmos, às preferências de habitat relativamente bem definidas entre os organismos, os curtos tempos de geração e a ampla distribuição geográfica dos habitats (Cabral et al., 2020; Drago et al., 2022; Frisch et al., 2012). Estudos prévios da dinâmica dessas comunidades zooplanctônicas em lagoas temporárias focaram na análise da distribuição espaço-temporal (Ripley and Simovich, 2009; Rizo et al., 2020; Setubal and Bozelli, 2021), na dispersão dos ovos de resistência da comunidade zooplanctônica (De Moraes-Junior et al., 2019; Parry et al., 2023) e em experimentos de eclosão dos ovos de resistência (Deivid Arimatea Saldanha de Melo et al., 2022; Gerhard et al., 2017; Ginatullina et al., 2017; Gyllström and Hansson, 2004; Hairston et al., 1995; Nielsen et al., 2015, 2012).

No entanto, estudos que avaliem como a dinâmica da comunidade é influenciada pelos diversos tipos de solos ainda são escassos (Anusa et al., 2012; Arruda et al., 1983; Cuker and Hudson, 1992). A maioria dos estudos realizados analisou o efeito do tipo de solo de maneira isolada, sem efetuar comparações com outros ambientes temporários de diferentes tipos de solos.

Para verificar a variação temporal da comunidade zooplanctônica em lagoas temporárias situadas em diferentes tipos de solo e sua influência sobre os organismos zooplanctônicos, levantamos as seguintes hipóteses: (1) Lagoas com tipos de solo diferentes possuem comunidade zooplanctônicas distintas; (2) A densidade e diversidade de microcrustáceos é maior em ambientes com elevada transparência; (3) Ambientes mais turvos são dominados pelos organismos zooplanctônicos de pequeno porte, em especial por Rotífera.

Materiais e Métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado no município de Caetés, Estado de Pernambuco, Brasil (Figura 1). A área de pesquisa está localizada no semiárido nordestino, onde predomina o bioma da Caatinga, cobrindo uma vasta extensão de cerca de 900.000 km², como indicado por Silva *et al.* (2017). Este território também se destaca pelo seu clima tropical semiárido, caracterizado por uma média de temperatura de 20,5°C e uma precipitação anual média de 755 mm. A estação de chuvas abrange o período de abril a agosto, conforme documentado por Ivaes *et al.* (2013). No que diz respeito à flora, a região é notavelmente caracterizada por formações vegetais compostas principalmente por vegetação arbustiva (Oliveira et al., 2017),

Para análise das comunidades zooplancônicas, selecionamos 14 lagoas temporárias, sendo 7 delas situadas em solo argiloso e 7 em solo rochoso (granito) (Figura 1).

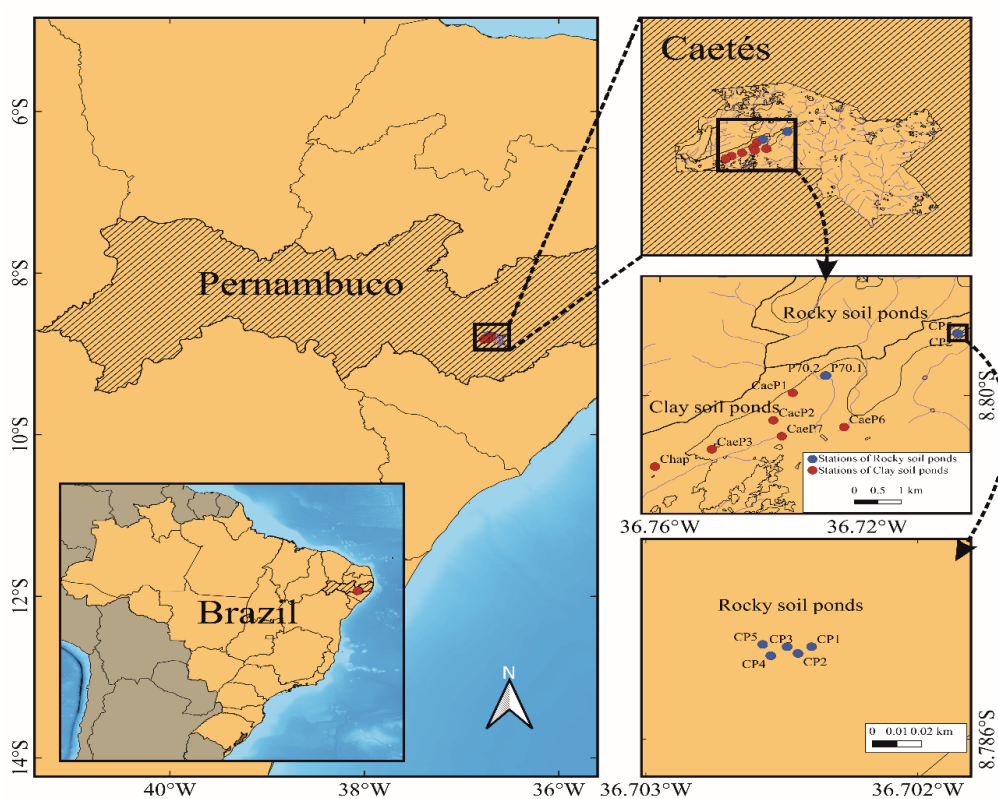


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo no Brasil, no estado de Pernambuco e no município de Caetés. Mapa das lagoas temporárias de solo argiloso e de solo rochoso situadas no semiárido brasileiro.

Coleta de Amostras e Análises Laboratoriais

Coletamos o material biológico a cada dois meses, no período de fevereiro de 2020 a fevereiro de 2022. As amostras foram obtidas sempre pela manhã na região limnética de cada lagoa temporária, em uma profundidade de 0,5 a 1,5 metros. Realizamos a amostragem utilizando uma rede de plâncton com malha de 45 μm , e nos ambientes muito rasos com um balde graduado para a coleta da água. Em cada lagoa temporária, filtramos 50 litros de água por amostra. Em seguida, as amostras foram preservadas em solução de formaldeído (4%) e armazenadas em potes de polietileno com capacidade para 200 mL.

Em cada ponto de amostragem, foram medidas as variáveis abióticas temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade, utilizando uma sonda multiparamétrica YSI. Em cada ambiente, foram coletadas amostras de 1L de água para determinação das concentrações de clorofila *a*. As concentrações de clorofila foram determinadas pelo método espectrofotométrico, após extração dos pigmentos em etanol a 90% (Bartram and Chorus, 1999). Com base nos valores de clorofila *a* o índice de estado trófico de Cunha et al. (2013) foi calculado para comparação do estado trófico das lagoas temporárias

Identificamos rotíferos, cladóceros e copépodes presentes nas amostras até o menor nível taxonômico possível, utilizando literatura específica (Elmoor-Loureiro, 1997; Koste and Voigt, 1978; Perbiche-Neves et al., 2015). Estimamos a abundância de indivíduos por meio da análise de três alíquotas de 1 mL, utilizando uma câmara de Sedgewick-Rafter sob microscópio óptico. No caso de amostras com poucos indivíduos, todos eles foram contados integralmente.

Análises de dados

Utilizamos análises de variância (Mann-Whitney, $p < 0,05$), para detectar possíveis diferenças nos dados abióticos entre as lagoas temporárias situadas em solo argiloso e rochoso. Além disso, aplicamos a mesma análise para avaliar se a densidade e riqueza de cada grupo zooplancônico, incluindo Rotifera, Cladocera, Conchostraca e Copepoda, para verificar a existência ou não de diferenças significativas na composição dos mesmos entre os dois tipos de lagoas temporárias. Utilizamos uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) para testar a relação entre os dados de densidade dos organismos zooplancônicos com os dados abióticos de temperatura, pH, concentração de oxigênio dissolvido e condutividade elétrica da água. Todos os dados foram previamente testados

quanto à normalidade (teste de Shapiro-Wilk). Utilizamos a análise BETADISPER para comparar e quantificar a diversidade beta, com base nos dados de abundância, a fim de compreender as diferenças na composição das espécies entre duas categorias de lagoas temporárias. Em seguida, transformamos os dados utilizando a função logarítmica $[\log(x+1)]$.

Com base nos dados de densidade dos organismos, utilizamos os índices de diversidade obtidos por meio da série de Hill para verificar se houve mudanças nos componentes de diversidade entre cada categoria de lagoas temporárias. A série de Hill define três medidas principais de diversidade taxonômica: riqueza, diversidade (Índice de Shannon-Wiener) e dominância (Índice de Simpson) (Chao et al., 2014). Essa série permite calcular várias medidas de diversidade, uma vez que engloba as três principais medidas mencionadas anteriormente: riqueza $q=0$, diversidade (Shannon $q=1$) e dominância (Simpson $q=2$) (Chao et al., 2014).

No índice de riqueza ($q=0$), todas as espécies têm o mesmo peso, incluindo as espécies raras. No índice de diversidade ($q=1$), nenhuma espécie é favorecida, e as espécies raras e comuns são ponderadas com base em sua frequência na comunidade. No índice de dominância ($q=2$), as espécies mais abundantes são favorecidas. A análise de variância (ANOVA) seguida do teste a posteriori de Tukey foi utilizada para testar possíveis diferenças nos índices funcionais, riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (EFve) e divergência Funcional (FDiv) da comunidade zooplancônica das lagoas temporárias estudadas utilizando os atributos listados na (Tabela suplementar 2). Conduzimos todas as análises no software R (R Development Core Team 2020), utilizando o pacote iNEXT (Hsieh et al., 2016).

Resultados

Nossos resultados evidenciaram que lagoas temporárias apresentam estados tróficos diferentes. As lagoas de solo rochoso permaneceram em estado oligotrófico durante todo o período do estudo, enquanto as lagoas de solo argiloso passaram de estado eutrófico para supereutrófico (Tabela 1 e Figura 2). Identificamos diferenças significativas nas variáveis abióticas entre as lagoas de solo argiloso e rochoso (granito). As variáveis abióticas temperatura, pH, condutividade elétrica da água e concentração de oxigênio, tiveram diferenças significativas entre os ambientes amostrados (Mann-Whitney, $p < 0,005$). Também observamos que as lagoas com solo argiloso apresentaram

valores mais elevados de temperatura, pH e condutividade em comparação com as lagoas situadas em solo rochoso (Tabela 1 e Figura 2).

Tabela 1. Índices de estado trófico das lagoas temporárias situadas em diferentes tipos de solos obtidos a partir do índice de estado trófico de Cunha et al., (2013), utilizando os valores médios de clorofila *a* obtidos durante o período de estudo.

	Lagoas			
	Solo Rochoso		Solo Argiloso	
1º Ano de Coleta	Clorofila <i>a</i> 0,03	Estado trófico Oligotrófico	Clorofila <i>a</i> 17.1	Estado trófico Eutrófico
2º Ano de Coleta	Clorofila <i>a</i> 0,06	Estado trófico Oligotrófico	Clorofila <i>a</i> 20.56	Estado trófico Supereutrófico

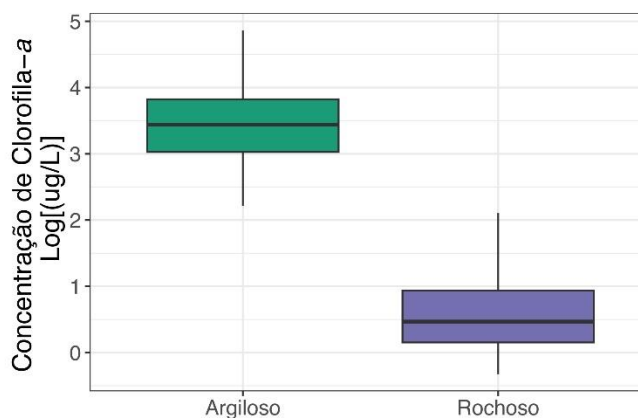


Figura 2. Boxplots representando a variação das concentrações de Clorofila *a* entre as lagoas temporárias de solo rochoso (granito) e solo argiloso.

Tabela 2. Resultados da Análise de Variância e Teste de Significância Mann-Whitney comparando as variáveis abióticas medidas nas lagoas de solo argiloso e de solo rochoso (granito)

	Lagoas de solo Rochoso (Granito)	Lagoas de solo Argiloso	
	Média ± Desvio Padrão	Média ± Desvio Padrão	P-valor (0,05)
Temperatura	32,5 ± 1,4	25,9 ± 1,58	0,0099
pH	8,9 ± 0,7	7,6 ± 0,35	0,0019
Condutividade	118,4 ± 17,0	766 ± 49,22	0,0001
Oxigênio Dissolvido	6,1 ± 0,8	6 ± 0,89	0,0427
Transparência	100%	40 ± 12 %	0,0012

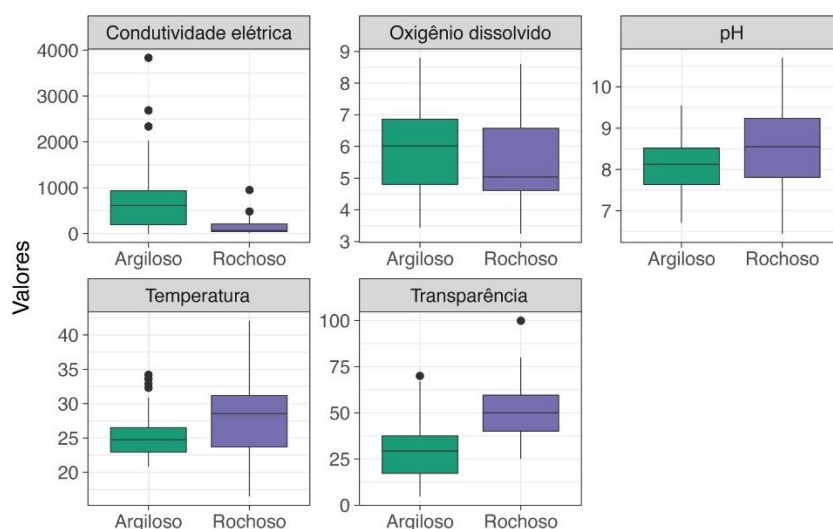


Figura 3. Boxplots representando as variações nos fatores abióticos (Concentração de oxigênio dissolvido, Condutividade elétrica, pH, Transparência e Temperatura da água nas poças temporárias em solos argiloso e rochoso (granito), respectivamente, para o período de fevereiro de 2020 a fevereiro de 2022, no Município de Caetés, Pernambuco, Brasil.

Foram identificados um total de 114 táxons, compreendendo 113 espécies, e um táxon em nível de gênero. As formas larvais de microcrustáceos foram identificadas apenas em nível de Ordem (Tabela suplementar A.1). Entretanto, não foram observadas diferenças em nível de significativas na riqueza taxonômica entre os diversos tipos de lagoas amostradas ($p > 0,05$). No entanto, identificamos nove espécies exclusivas em cada ambiente (Tabela Suplementar S.2). Através da análise BETADISPER, foi evidenciada uma diferença significativa na composição da comunidade entre os dois tipos de lagoas temporárias ($p < 0,001$). No entanto, não foram observadas diferenças significativas na composição da comunidade dentro de cada lagoa ($p > 0,7218$). Isso indica que a composição da comunidade varia de forma semelhante dentro de cada tipo de lagoa, mas os diferentes ambientes apresentam composições significativamente distintas ($p < 0,001$). (Figura 3).

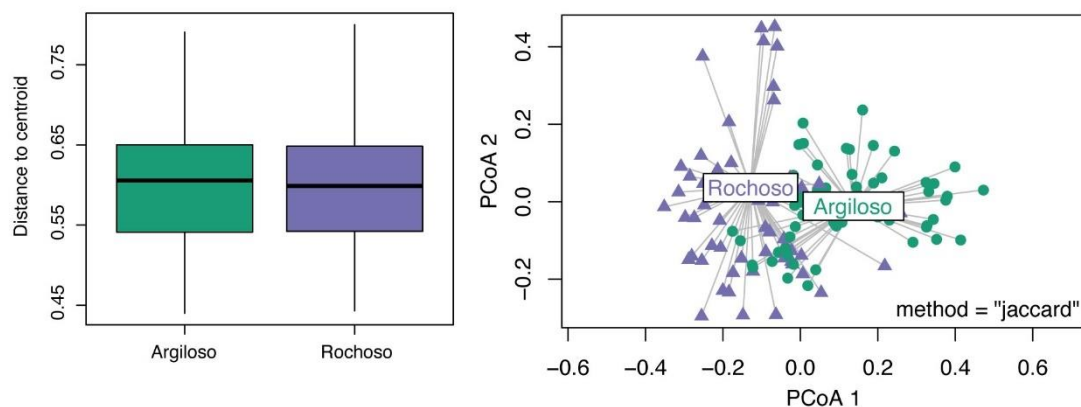


Figura 4. Boxplots e Análise Betadisper mostrando a diferença na composição dos organismos presentes nas poças temporárias de solo argiloso (argila) e solo rochoso (pedra) para o período de fevereiro de 2020 a fevereiro de 2022, no Município de Caetés, estado de Pernambuco, Brasil.

Também vimos que entre as variáveis limnológicas e a comunidade zooplânctônica (Figura 4), a CCA explicou 75,4% da variação dos dados, com o primeiro eixo explicando 42,58% dos dados e o segundo eixo 32,82%. O primeiro eixo foi mais explicativo e apresentou fortes relações positivas entre as espécies *Brachionus bidentata*, *Biapertura affinis*, *Alona gutata*, *Notodiaptomus cf hanseni*, *Notodiaptomus conifer*, *Mesocyclops aspericornis* e *Eulimnadia* sp e as variáveis temperatura e transparência da água. Este eixo ainda apresentou relação negativa entre as espécies *Brachionus caudatus*, *Anuraeopsis navicula*, *Mesocyclops meridianus*, *Thermocyclops decipiens* e *Diaphanosoma spinulosum* e a temperatura e transparência e relação positiva com a concentração de oxigênio dissolvido na água. No segundo eixo a condutividade teve relação positiva *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Polyarthra vulgaris*, *Moina reticulata*, *Thermocyclops minutus*, *Notodiaptomus cearensis*, *Leberis davidi* e *Brachionus quadridentatus*. Este eixo apresentou forte relação negativa com a variável abiótica oxigênio dissolvido.

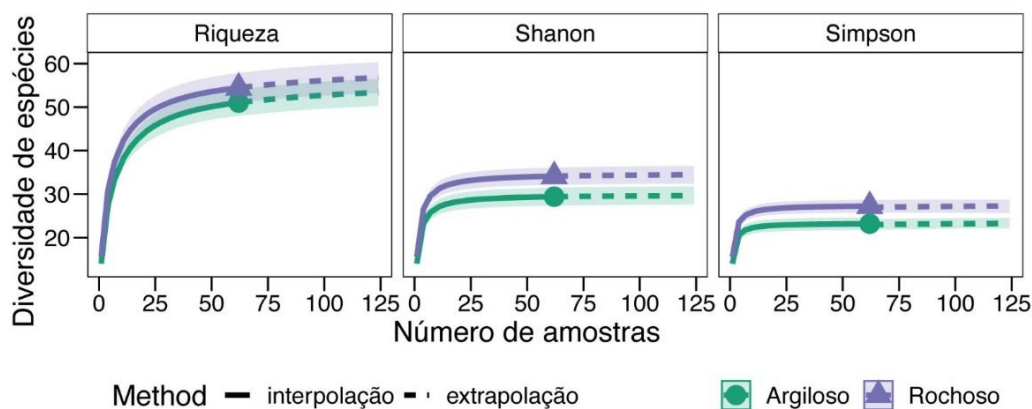


Figura 6. Índices obtidos através da série de Hill para a comunidade zooplancônica das lagoas temporárias de solo argiloso e rochoso (granito). A riqueza observada a diversidade expressa pelo índice de Shannon-Wiener e a diversidade expressa pelo índice de Simpson.

Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas nos índices funcionais Feve e Fdiv quando comparamos os tipos de lagoas temporárias com solo rochoso e solo argiloso. No entanto, vale destacar que o índice Fric apresentou uma variação estatisticamente significativa ($p < 0,03$) entre esses dois tipos de lagoas (Tabela 3, Figura 7)

Tabela 3. Resultados obtidos da comparação das variáveis (ANOVA) de diversidade funcional das comunidades zooplancônicas formadas a partir da eclosão das estruturas de resistência em dois tipos de lagoas temporárias (7 de substrato argiloso e 7 de substrato rochoso granítico), no município de Caetés, Pernambuco, amostradas no período de fevereiro de 2020 a fevereiro de 2022.

Variáveis de Diversidade Funcional	Argiloso	Rochoso	p-value
Frich	0.25 (0.2)	0.45 (0.6)	0.003
Fdiv	0.24 (0.13)	0.27 (0.14)	0.12
Feve	0.27 (0.16)	0.29 (0.14)	0.4

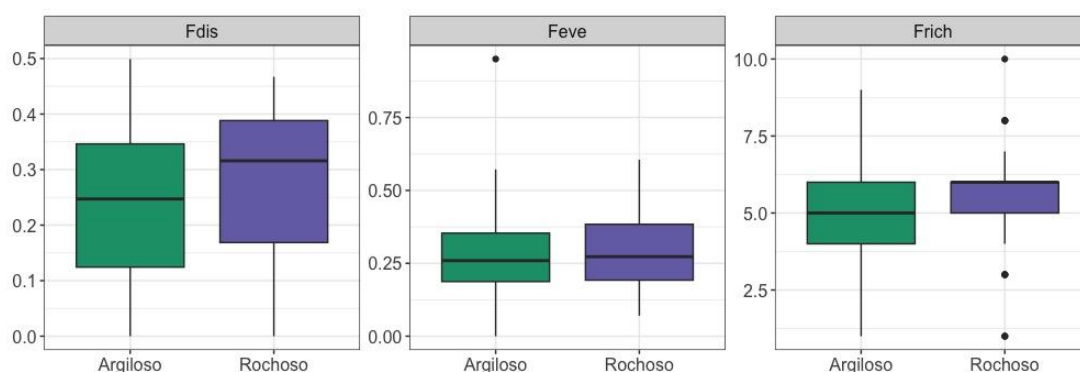


Figura 7. Variação dos Índices de Diversidade funcional (FRic= riqueza funcional, FEve= uniformidade funcional e FDiv= Divergência funcional) para as comunidades zooplancônicas de lagoas temporárias comparando-se lagoas com diferentes tipos de solo: argiloso e rochoso (pedra granítica).

Discussão

Nossos resultados evidenciaram que as características físicas e químicas das lagoas temporárias relativas a diferentes tipos de solo e diferenças nas variáveis ambientais, desempenharam papel chave na densidade de espécies, na estrutura da comunidade e em sua diversidade funcional. Esses resultados corroboram aqueles obtidos em estudos prévios (Anusa et al., 2012; Defaye et al., 2011; Olmo et al., 2016), onde a estrutura da comunidade foi influenciada pelas variáveis abióticas e pela própria estrutura do ambiente.

Nesse sentido, entre os ambientes por nós estudados, todas as variáveis abióticas apresentaram diferenças significativas ($p < 0,005$) (Figura 3). Em lagoas com solo argiloso observamos maior concentração de oxigênio dissolvido e condutividade elétrica, enquanto nas lagoas com solo rochoso, verificamos maior temperatura e pH. A elevada temperatura e alcalinidade nas lagoas de solo rochoso (granito) podem ser explicadas pelo fato do granito ser uma rocha ígnea composta principalmente por quartzo e feldspato de cálcio (Snoeks et al., 2021). Além disso, as rochas ígneas são conhecidas por serem boas condutoras de calor. Assim, geralmente ambientes aquáticos formados sobre esse tipo de rocha apresentam temperaturas e alcalinidade elevadas (Schaetzel and Thompson, 2015).

Em cada tipo de lagoa estudada, foram identificadas algumas espécies exclusivas. Nas lagoas rochosas, houve uma predominância de microcrustáceos, especialmente aqueles considerados de grande porte dentro do zooplâncton continental, como *Simocephalus iheringi*, *Sarsilatona serricauda*, *Daphnia gessneri*, *Notodiaptomus*

iheringi, *Argyrodiaptomus furcatus*, *Diaphanosoma fluviatilis* e *Eulimnadia* sp. Foram também observadas algumas espécies de rotíferos exclusivas, como *Asplanchna priodonta*, *Beauchampiella eudactylota*, *Brachionus patulus* e *Keratella americana*.

Resultados similares a estes foram reportados por Anusa et al. (2012), que também encontraram uma predominância de cladóceros em lagoas de solo rochoso localizadas no Zimbabwe. Nesse estudo, foi constatada uma elevada dominância de cladóceros, pois os grandes branquiópodes estavam ausentes. No entanto, aqui os cladóceros predominaram mesmo com a presença dos grandes branquiópodes do gênero *Eulimnadia*, como pode ser observado na Tabela Suplementar S.2.

A predominância de microcrustáceos nas lagoas de solo rochoso pode ser atribuída a diversos fatores. Um deles é a disponibilidade de alimento, uma vez que esses ambientes apresentam águas menos turvas, temperatura elevada, maior incidência de luz (Offem et al., 2011) e, provavelmente, maior produção primária (como sugerido pela maior concentração de clorofila a). Outra possível explicação para essa predominância é a ausência de predadores sensíveis a mudanças bruscas na temperatura da água (Buxton et al., 2020). É importante ressaltar também que o enriquecimento desses ambientes acontece principalmente através da decomposição por bactérias de organismos aquáticos mortos, fezes de grandes vertebrados (terrestres) e material orgânico trazidos através do vento (McLACHLAN, 1981; Osborne and McLACHLAN, 1985). Portanto, esses nutrientes somados a outros provenientes do intemperismo das rochas também contribuem para o desenvolvimento do fitoplâncton em alta densidade, o qual é essencial para o estabelecimento desses crustáceos em ambientes intermitentes (Hoverman and Johnson, 2012). Essa combinação de fatores ambientais favoráveis cria condições ideais para a predominância dos microcrustáceos nas lagoas de solo rochoso aqui amostradas.

Em contrapartida, nas poças de solo argiloso, houve uma predominância de rotíferos, incluindo espécies como *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus caudatus*, *Brachionus variabilis*, *Gastropus stylifer*, *Lecane pusilla*, *Lophocharis salpina*, *Trichotria curta* e *Trichocerca capucina*. Além disso, as poças de solo argiloso abrigaram algumas espécies exclusivas de cladóceros, como: *Moina reticulata*, *Ilyocrius spinifer* e *Biapertura afinis*. Nesses ambientes, a dominância de rotíferos sobre os cladóceros está relacionada aos fatores intrínsecos das lagoas de solo argiloso. Esse tipo de solo é mais suscetível à ressuspensão de partículas sedimentadas, o que aumenta a turbidez e reduz a transparência da água (Hancock and Timms, 2002; Sahuquillo and Miracle, 2019). Nessas

condições, os organismos de menor porte, como os rotíferos, têm vantagens competitivas, pois são dificilmente detectados pelos predadores em comparação aos cladóceros (Bramm et al., 2009; Manca et al., 2008; Snoeks et al., 2021). Esses autores observaram que ambientes com maior turbidez dificultavam a predação do zooplâncton de menor porte pelos predadores visuais, favorecendo, ao mesmo tempo, a predação de organismos maiores dentro do zooplâncton continental, pois a elevada turbidez limita a região eufótica. Consequentemente diminui a produtividade primária, afeta a eficiência alimentar dos organismos filtradores e diminui a abundância desses organismos em ambientes turvos (Kirk and Gilbert, 1990; Schou et al., 2009; Zettler and Carter, 1986)

As diferentes categorias de lagoas temporárias apresentaram diferenças significativas na comunidade (BETADISPER, $p < 0,001$). No entanto, a dispersão da comunidade dentro de cada categoria foi semelhante ($p > 0,7218$) (Figura 4). Essa similaridade pode ser explicada pela influência da estrutura do ambiente, que atua como um filtro seletivo para os organismos colonizadores. Cada tipo de lagoa cria nichos ecológicos distintos, favorecendo algumas espécies em detrimento de outras (Al-Shami et al., 2013; Anas et al., 2017; Rizo et al., 2020). A estrutura ambiental também afeta as condições limnológicas, impedindo que organismos especialistas em condições específicas se estabeleçam em ambientes com condições desfavoráveis. Dessa forma, eles se concentram em ambientes que oferecem características ideais para o seu desenvolvimento, como observado neste estudo.

A análise de Correspondência Canônica (CCA) evidenciou que a maioria dos microcrustáceos foi influenciada pela transparência e temperatura da água, com destaque para *Notodiaptomus cf. hanseni* e *Notodiaptomus conifer*, organismos geralmente encontrados em ambientes menos impactados com maior transparência da água (Pompêo et al., 2015). A relação desses organismos com a temperatura pode estar relacionada à sua tolerância à radiação UV. Copépodes em ambientes com elevada temperatura e intensidade de luz produzem carotenóides bloqueadores de luz e acumulam micosporinas, que são bloqueadores químicos de radiação provenientes das algas consumidas (Byron, 1982; Tartarotti, 2004; Persaud et al., 2007).

A transparência e temperatura da água também influenciaram a presença de *Eulimnadia* sp (Conchostraca) e dos cladóceros *Biapertura affinis* e *Alona gutata*. Os Conchostraca são organismos mais primitivos (Edmondson and Ward, 1959), com elevada tolerância à temperatura ((Nhiwatiwa et al., 2011; Strachan et al., 2016; Timms,

2016). Por outro lado, devido ao seu hábito alimentar raspador (Moreno-Gutiérrez et al., 2018; Obertegger and Manca, 2011), cladóceros de pequeno porte, geralmente habitam ambientes com microalgas periféricas (Elmoor-Loureiro, 2007; Sousa and Elmoor-Loureiro, 2008). Essas microalgas são frequentemente encontradas encrustadas em lagoas rochosas.

Nossa Análise de Correspondência Canônica (CCA), também revelou que as espécies *Brachionus caudatus*, *Anuraeopsis navicula*, *Mesocyclops meridianus*, *Thermocyclops decipiens* e *Diaphanosoma spinulosum* apresentaram uma relação negativa com a temperatura e transparência da água e uma relação positiva com os níveis de oxigênio dissolvido. Estudos anteriores têm demonstrado que organismos da família Brachionidae, como *Brachionus caudatus*, *Anuraeopsis navicula* e outros, tendem a ser mais abundantes em ambientes mais turvos, que favorecem o desenvolvimento desses organismos, filtradores não seletivos em sua maioria (Almeida et al., 2006, 2009; Obertegger and Manca, 2011; Slugocki et al., 2018). Os microcrustáceos da família Cyclopidae, como *Mesocyclops meridianus* e *Thermocyclops decipiens*, também são dominantes em ambientes mais turvos e eutróficos (Almeida et al., 2006; Silva and Matsumura-Tundisi, 2002), pois são onívoros e se alimentam de uma ampla variedade de alimentos, incluindo outros organismos planctônicos, microalgas e detritos orgânicos.

A relação negativa observada entre *Diaphanosoma spinulosum* e a transparência e temperatura da água já foi anteriormente observada em estudos da comunidade zooplancônica em ambientes aquáticos continentais (Eskinazi-Sant'Anna et al., 2013; Santos et al., 2018). Entretanto nossos resultados contrastam com os achados de Medeiros et al., (2019) e de Melo e Medeiros (2013). Esses autores encontraram maior abundância dessa espécie em ambientes menos turvos, evidenciando que ele se adapta a diferentes condições ambientais, o que o torna um organismo generalista. Portanto, a capacidade de adaptação sugere que *Diaphanosoma spinulosum* pode ser inadequado como um bioindicador de ambientes turvos.

Nas lagoas de solo rochoso (Figura 6), todos os atributos ecológicos apresentaram maiores valores. A elevada riqueza, diversidade e dominância de espécies nessas lagoas podem estar diretamente relacionadas à estabilidade do ambiente. Comparadas às lagoas de solo argiloso, as lagoas de solo rochoso tendem a abrigar uma ampla variedade de espécies, incluindo espécies dominantes (Hooper et al., 2005). Para a comunidade zooplancônica, especialmente os microcrustáceos, a estabilidade do ambiente possibilita

um desenvolvimento mais eficiente, uma vez que a maioria desses crustáceos se alimenta de fitoplâncton, um recurso mais abundante em lagoas mais transparentes, como observado por Offem et al. (2011).

As lagoas de solo argiloso, por outro lado, apresentaram valores menores para os atributos riqueza, diversidade e dominância, o que pode estar relacionado à entrada de água lixiviada carregada de componentes nitrogenados (Rhazi et al., 2001) e fósforo (Díaz-Espejo et al., 1999), material orgânico particulado principalmente fezes de animais (Li et al., 2015), fatores esses que resultam em alterações no estado trófico das lagoas temporárias.

Em relação à diversidade funcional zooplanctônica, os valores de FRic nas lagoas de solo argiloso foram menores em comparação aos valores obtidos para as lagoas de solo rochoso. Este resultado sugere que esses tipos de lagoas podem ter menor estabilidade ao longo do tempo do que as lagoas de solo rochoso e serem menos eficientes nos processos ecossistêmicos fornecidos pela comunidade zooplanctônica (Cadotte et al., 2011; Montoya et al., 2012). Isto porque, uma maior variedade de atributos funcionais proporciona um melhor aproveitamento dos recursos disponíveis no ambiente, proporcionando uma maior diversidade e resiliência do ecossistema (Díaz and Cabido, 2001).

Os valores de Feve e Fdis não exibiram diferenças estatisticamente significantes entre as distintas lagoas, sugerindo uma uniformidade na distribuição de densidade das espécies em seus respectivos papéis funcionais zooplanctônicos. Esta uniformidade observada entre as áreas pode indicar que, possivelmente, apenas a riqueza funcional, ou seja, a variedade de atributos funcionais, é influenciada pelo ambiente. É importante notar que os fatores ambientais desempenham um papel crítico como filtros na seleção de espécies capazes de estabelecer populações viáveis, conforme destacado por Leibold et al. (2004). Esses filtros ambientais atuam na seleção de características funcionais que mantêm os processos essenciais nos ecossistemas (Cardinale et al. 2011).

Alterações químicas, por sua vez, modificam a dinâmica da comunidade zooplanctônica (Jeong et al. (2022)). No presente estudo, foi constatado que a mudança química na água e no estado trófico das lagoas levou à exclusão de organismos zooplanctônicos de grande porte, sendo substituídos por organismos de pequeno porte. Portanto, as hipóteses propostas foram confirmadas, pois os diferentes tipos de solo em

que as lagoas temporárias estavam localizadas influenciaram e a composição zooplancônica. Além disso, ambientes mais transparentes abrigaram uma maior riqueza e diversidade de crustáceos.

Conclusão

Os resultados deste estudo evidenciaram a importância do tipo de solo na dinâmica das comunidades zooplancônicas em lagoas temporárias, destacando a influência dos fatores abióticos no desenvolvimento e estrutura dessas comunidades aquáticas.

As diferentes características dos solos (argiloso e rochoso) criaram ambientes distintos, favorecendo a presença de diferentes espécies de zooplâncton. Lagoas de solo rochoso, oligotróficas, apresentaram maior riqueza de táxons e de diversidade, enquanto lagoas de solo argiloso, eutróficas, abrigaram espécies mais adaptadas a ambientes turvos.

A compreensão das relações complexas entre os fatores abióticos e a comunidade zooplancônica nas lagoas temporárias é essencial para identificar áreas de maior diversidade para implementação de estratégias de conservação mais eficazes.

Essas descobertas também fornecem subsídios para avaliar a vulnerabilidade desses ecossistemas às mudanças ambientais e destacam a necessidade de estudos contínuos e esforços de preservação para garantir a sustentabilidade desses frágeis ambientes e dos serviços ecossistêmicos que eles oferecem à vida selvagem e às comunidades humanas deles dependentes. Isso é especialmente verdade para ambientes aquáticos temporários na Caatinga, uma vez que estes frágeis ecossistemas vêm sofrendo com os efeitos processos de desertificação e mudanças climáticas relacionados com a forte pressão antrópica. É importante ressaltarmos a importância de abordagens integradas para a conservação da biodiversidade em ambientes aquáticos temporários na caatinga brasileira e também em outros biomas no Brasil e no mundo.

Referências

Almeida, V.L. dos S., Larrazábal, M.E.L. de, Moura, A. do N., Melo Júnior, M. de, 2006. Rotífera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 96, 445–451.
<https://doi.org/10.1590/S0073-47212006000400009>

- Almeida, Vls., Dantas, Êw., Melo-Júnior, M., Bittencourt-Oliveira, Mc., Moura, An., 2009. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brazil. *Braz. J. Biol.* 69, 57–65. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000100007>
- Al-Shami, S.A., Heino, J., Che Salmah, M.R., Abu Hassan, A., Suhaila, A.H., Madrus, M.R., 2013. Drivers of beta diversity of macroinvertebrate communities in tropical forest streams: *The drivers of macroinvertebrate beta diversity*. *Freshwater Biology* 58, 1126–1137. <https://doi.org/10.1111/fwb.12113>
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *metz* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Anas, M.U.M., Meegahage, B.J., Evans, M.S., Jeffries, D.S., Wissel, B., 2017. Scale-dependent effects of natural environmental gradients, industrial emissions and dispersal processes on zooplankton metacommunity structure: Implications for the bioassessment of boreal lakes. *Ecological Indicators* 82, 484–494. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.035>
- Anusa, A., Ndagurwa, H., Magadza, C., 2012. The influence of pool size on species diversity and water chemistry in temporary rock pools on Domboshawa Mountain, northern Zimbabwe. *African Journal of Aquatic Science* 37, 89–99. <https://doi.org/10.2989/16085914.2012.666378>
- Bacca, R.C., Pires, M.M., Moreira, L.F.B., Stenert, C., Maltchik, L., 2021. The role of environmental and spatial factors in the assembly of aquatic insect communities in southern Brazilian temporary ponds. *Austral Ecology* 46, 228–238. <https://doi.org/10.1111/aec.12972>
- Bagella, S., Caria, M.C., 2012. Diversity and ecological characteristics of vascular flora in Mediterranean temporary pools. *Comptes Rendus Biologies* 335, 69–76. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2011.10.005>
- Barrett, S.C.H., Eckert, C.G., Husband, B.C., 1993. Evolutionary processes in aquatic plant populations. *Aquatic Botany* 44, 105–145. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(93\)90068-8](https://doi.org/10.1016/0304-3770(93)90068-8)
- Bartram, J., Chorus, I. (Eds.), 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*, 0 ed. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781482295061>
- Bazzanti, M., Coccia, C., Giuseppina Dowgiallo, M., 2010. Microdistribution of macroinvertebrates in a temporary pond of Central Italy: Taxonomic and

- functional analyses. *Limnologica* 40, 291–299.
<https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.10.006>
- Bramm, M.E., Lassen, M.K., Liboriussen, L., Richardson, K., Ventura, M., Jeppesen, E., 2009. The role of light for fish-zooplankton-phytoplankton interactions during winter in shallow lakes - a climate change perspective. *Freshwater Biology* 54, 1093–1109. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02156.x>
- Buxton, M., Nyamukondiwa, C., Dalu, T., Cuthbert, R.N., Wasserman, R.J., 2020. Implications of increasing temperature stress for predatory biocontrol of vector mosquitoes. *Parasites Vectors* 13, 604. <https://doi.org/10.1186/s13071-020-04479-3>
- Byron, E.R., 1982. The Adaptive Significance of Calanoid Copepod Pigmentation: A Comparative and Experimental Analysis. *Ecology* 63, 1871.
<https://doi.org/10.2307/1940127>
- Cabral, C.R., Diniz, L.P., Da Silva, A.J., Fonseca, G., Carneiro, L.S., De Melo Júnior, M., Caliman, A., 2020. Zooplankton species distribution, richness and composition across tropical shallow lakes: A large scale assessment by biome, lake origin, and lake habitat. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 56, 25.
<https://doi.org/10.1051/limn/2020023>
- Cadotte, M.W., Carscadden, K., Mirotchnick, N., 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services: Functional diversity in ecology and conservation. *Journal of Applied Ecology* 48, 1079–1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>
- Cardinale, B.J., Matulich, K.L., Hooper, D.U., Byrnes, J.E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M.I., Gonzalez, A., 2011. The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98, 572–592.
<https://doi.org/10.3732/ajb.1000364>
- Chao, A., Chiu, C.-H., Jost, L., 2014. Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 45, 297–324.
<https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540>
- Compte, J., Montenegro, M., Ruhí, A., Gascón, S., Sala, J., Boix, D., 2016. Microhabitat selection and diel patterns of zooplankton in a Mediterranean temporary pond. *Hydrobiologia* 766, 201–213. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2455-2>

- Cooper, J.W., 1992. Seasonal pools — an overlooked invertebrate habit. *Biological Conservation* 59, 273. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)90621-S](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)90621-S)
- Cunha, D.G.F., Calijuri, M. do C., Lamparelli, M.C., 2013. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSItsr). *Ecological Engineering* 60, 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>
- Defaye, D., Suarez-Morales, E., Von Vaupel Klein, J.C. (Eds.), 2011. Diversity and spatial distribution of copepods in the st. Lawrence river, in: *Studies on Freshwater Copepoda: A Volume in Honour of Bernard Dussart*. BRILL, pp. 425–459. https://doi.org/10.1163/9789004188280_020
- Díaz-Espejo, A., Serrano, L., Toja, J., 1999. Changes in sediment phosphate composition of seasonal ponds during filling. *Hydrobiologia* 392, 21–28. <https://doi.org/10.1023/A:1003557408640>
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 646–655. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)
- Drago, L., Panaiotis, T., Irisson, J.-O., Babin, M., Biard, T., Carlotti, F., Coppola, L., Guidi, L., Hauss, H., Karp-Boss, L., Lombard, F., McDonnell, A.M.P., Picheral, M., Rogge, A., Waite, A.M., Stemmann, L., Kiko, R., 2022. Global Distribution of Zooplankton Biomass Estimated by In Situ Imaging and Machine Learning. *Front. Mar. Sci.* 9, 894372. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.894372>
- Edmondson, W.T., Ward, H.B., 1959. *Fresh-water biology*, 2d ed. ed. Wiley, New York.
- Elmoor-Loureiro, L.M.A., 2007. Phytophilous cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from Paranã River Valley, Goiás, Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 24, 344–352. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000200012>
- Elmoor-Loureiro, L.M.A., 1997. *Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil*. Editora Universa, Universidade Católica de Brasília, Taguatinga, DF.
- Eskinazi-Sant’Anna, Em., Menezes, R., Costa, Is., Araújo, M., Panosso, R., Attayde, Jl., 2013. Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. *Braz. J. Biol.* 73, 37–52. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000100006>
- Frisch, D., Cottenie, K., Badosa, A., Green, A.J., 2012. Strong Spatial Influence on Colonization Rates in a Pioneer Zooplankton Metacommunity. *PLoS ONE* 7, e40205. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040205>

- Hancock, M.A., Timms, B.V., 2002. Ecology of four turbid clay pans during a filling-drying cycle in the Paroo, semi-arid Australia. *Hydrobiologia* 479, 95–107. <https://doi.org/10.1023/A:1021022700201>
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A., 2005. Effects of Biodiversity On Ecosystem Functioning: A Consensus Of Current Knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3–35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>
- Hoverman, J. T, Johnson, P. T.J, 2012. Ponds and Lakes: A Journey Through the Life Aquatic. Nature Education Knowledge.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol Evol* 7, 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Jeong, Y.S., Choo, S., Soh, H.Y., 2022. Influence of rainfall events on zooplankton community characteristics and feeding habits in estuarine–coastal environments. *Front. Mar. Sci.* 9, 950695. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.950695>
- Kirk, K.L., Gilbert, J.J., 1990. Suspended Clay and the Population Dynamics of Planktonic Rotifers and Cladocerans. *Ecology* 71, 1741–1755. <https://doi.org/10.2307/1937582>
- Koste, W., Voigt, M., 1978. Rotatoria, die Rädertiere Mitteleuropas: Überordnung Monogononta: ein Bestimmungswerk, 2. Aufl. ed. Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology: The metacommunity concept. *Ecology Letters* 7, 601–613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>
- Li, Y., Gao, S., Liu, S., Liu, B., Zhang, X., Gao, M., Cheng, L., Hu, B., 2015. Excretion of manure-borne estrogens and androgens and their potential risk estimation in the Yangtze River Basin. *Journal of Environmental Sciences* 37, 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.03.037>
- Manca, M., Vijverberg, J., Polishchuk, L.V., Voronov, D.A., 2008. Daphnia body size and population dynamics under predation by invertebrate and fish predators in

- Lago Maggiore: an approach based on contribution analysis. *J Limnol* 67, 15. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2008.15>
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111, 112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- McLACHLAN, A.J., 1981. Food sources and foraging tactics in tropical rain pools. *Zoological Journal of the Linnean Society* 71, 265–277. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1981.tb01133.x>
- Medeiros, Í.L.S., Santos, F.A. dos, El-Deir, A.C.A., Melo Júnior, M. de, 2019. A mata ripária influencia a composição e estrutura da comunidade zooplancônica de poças temporárias? *Iheringia, Sér. Zool.* 109, e2019037. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2019037>
- Melo, T.X., Medeiros, E.S.F., 2013. Spatial Distribution of Zooplankton Diversity across Temporary Pools in a Semiarid Intermittent River. *International Journal of Biodiversity* 2013, 1–13. <https://doi.org/10.1155/2013/946361>
- Montoya, D., Rogers, L., Memmott, J., 2012. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution* 27, 666–672. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.004>
- Moreno-Gutiérrez, R.M., Sarma, S.S.S., Sobrino-Figueroa, A.S., Nandini, S., 2018. Population growth potential of rotifers from a high altitude eutrophic waterbody, Madín reservoir (State of Mexico, Mexico): The importance of seasonal sampling. *J Limnol.* <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1823>
- Nhiwatiwa, T., Brendonck, L., Waterkeyn, A., Vanschoenwinkel, B., 2011. The importance of landscape and habitat properties in explaining instantaneous and long-term distributions of large branchiopods in subtropical temporary pans: Community structure in temporary pans. *Freshwater Biology* 56, 1992–2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02630.x>
- Obertegger, U., Manca, M., 2011. Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. *J Limnol* 70, 231. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2011.231>
- Offem, B.O., Ayotunde, E.O., Ikpi, G.U., Ada, F.B., Ochang, S.N., 2011. Plankton-Based Assessment of the Trophic State of Three Tropical Lakes. *JEP* 02, 304–315. <https://doi.org/10.4236/jep.2011.23034>

- Olmo, C., Armengol, X., Antón-Pardo, M., Ortells, R., 2016. The environmental and zooplankton community changes in restored ponds over 4 years. *J. Plankton Res.* 38, 490–501. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbw021>
- Osborne, P.L., McLACHLAN, A.J., 1985. The effect of tadpoles on algal growth in temporary, rain-filled rock pools. *Freshwater Biol* 15, 77–87. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1985.tb00697.x>
- Perbiche-Neves, G., Boxshall, G.A., Previattelli, D., Nogueira, M.G., Da Rocha, C.E.F., 2015. Identification guide to some diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). *ZK* 497, 1–111. <https://doi.org/10.3897/zookeys.497.8091>
- Persaud, A.D., Moeller, R.E., Williamson, C.E., Burns, C.W., 2007. Photoprotective compounds in weakly and strongly pigmented copepods and co-occurring cladocerans. *Freshwater Biol* 52, 2121–2133. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01833.x>
- Pompêo, M., Moschini-Carlos, V., Nishimura, P.Y., Silva, S.C. da, 2015. *Ecologia de Reservatórios e Interfaces*. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências.
- Rhazi, L., Grillas, P., Mounirou Toure, A., Tan Ham, L., 2001. Impact of land use in catchment and human activities on water, sediment and vegetation of Mediterranean temporary pools. *Comptes Rendus de l’Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie* 324, 165–177. [https://doi.org/10.1016/S0764-4469\(00\)01286-5](https://doi.org/10.1016/S0764-4469(00)01286-5)
- Rizo, E.Z.C., Liu, P., Niu, H., Yang, Y., Lin, Q., Papa, R.D.S., Dumont, H.J., Han, B.-P., 2020. Zooplankton in a continuous waterscape: environmental and spatial factors shaping spring zooplankton community structure in a large canyon reservoir at the tropic of cancer. *Hydrobiologia* 847, 3621–3635. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04380-1>
- Rodrigues, D.J., Lima, A.P., Magnusson, W.E., Costa, F.R.C., 2010. Temporary Pond Availability and Tadpole Species Composition in Central Amazonia. *Herpetologica* 66, 124–130. <https://doi.org/10.1655/09-020R2.1>
- Rouissi, M., Boix, D., Muller, S.D., Gascón, S., Ruhí, A., Sala, J., Bouattour, A., Ben Haj Jilani, I., Ghrabi-Gammar, Z., Ben Saad-Limam, S., Daoud-Bouattour, A., 2014. Spatio-temporal variability of faunal and floral assemblages in Mediterranean temporary wetlands. *Comptes Rendus Biologies* 337, 695–708. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2014.09.006>

- Sahuquillo, M., Miracle, M.R., 2019. Rotifer communities in Mediterranean ponds in eastern Iberian Peninsula: abiotic and biotic factors defining pond types. *Limnetica* 38, 103–117. <https://doi.org/10.23818/limn.38.14>
- Santos, J.S., Simões, N.R., Sonoda, S.L., 2018. Spatial distribution and temporal variation of microcrustaceans assembly (Cladocera and Copepoda) in different compartments of a reservoir in the Brazilian semiarid region. *Acta Limnol. Bras.* 30. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x9616>
- Schaetzl, R.J., Thompson, M.L., 2015. Soils: genesis and geomorphology, Second edition. ed. Cambridge University Press, New York, NY.
- Schou, M.O., Risholt, C., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Grønkjaer, P., Jacobsen, L., Berg, S., Skov, C., Brucet, S., Jeppesen, E., 2009. Restoring lakes by using artificial plant beds: habitat selection of zooplankton in a clear and a turbid shallow lake. *Freshwater Biology* 54, 1520–1531. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02189.x>
- Setubal, R.B., Bozelli, R.L., 2021. Zooplankton functional complementarity between temporary and permanent environments. *Acta Limnol. Bras.* 33, e3. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x5620>
- Silva, W.M., Matsumura-Tundisi, T., 2002. Distribution and abundance of Cyclopoida populations in a cascade of reservoirs of the Tietê River (São Paulo State, Brazil). *SIL Proceedings*, 1922-2010 28, 667–670. <https://doi.org/10.1080/03680770.2001.11901797>
- Sinev, A.Y., Van Damme, K. & Kotov, A.A. 2005. Redescription of tropical-temperate cladocerans *Alona diaphana* King, 1853 and *Alona davidi* Richard, 1895 and translocation to *Leberis* Smirnov, 1989 (Branchiopoda: Anomopoda: Chydoridae). *Arthropoda Selecta* 14 (3): 183-205.
- Ślugoński, Ł., Czerniawski, R., Kowalska-Górska, M., Senze, M., Reis, A., Carrola, J., Teixeira, C., 2018. The Impact of Land Use Transformations on Zooplankton Communities in a Small Mountain River (The Corgo River, Northern Portugal). *IJERPH* 16, 20. <https://doi.org/10.3390/ijerph16010020>
- Snoeks, J.M., Driesen, M., Porembski, S., Aristizábal-Botero, Á., Vanschoenwinkel, B., 2021. Contrasting biodiversity and food web structure of three temporary freshwater habitats in a tropical biodiversity hotspot. *Aquatic Conservation* 31, 2603–2620. <https://doi.org/10.1002/aqc.3670>

- Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A., 2008. Cladóceros fitófilos (Crustacea, Branchiopoda) do Parque Nacional das Emas, estado de Goiás. *Biota Neotrop.* 8, 159–166. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000100019>
- Strachan, S.R., Chester, E.T., Robson, B.J., 2016. Habitat alters the effect of false starts on seasonal-wetland invertebrates. *Freshw Biol* 61, 680–692. <https://doi.org/10.1111/fwb.12738>
- Tartarotti, B., 2004. Mycosporine-like amino acids in planktonic organisms living under different UV exposure conditions in Patagonian lakes. *Journal of Plankton Research* 26, 753–762. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbh073>
- Timms, B.V., 2016. A review of the Australian endemic clam shrimp, *Paralimnadia* Sars 1896 (Crustacea: Branchiopoda: Spinicaudata). *Zootaxa* 4161, 451. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4161.4.1>
- Zettler, E.R., Carter, J.C.H., 1986. Zooplankton Community and Species Responses to a Natural Turbidity Gradient in Lake Temiskaming, Ontario–Quebec. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, 665–673. <https://doi.org/10.1139/f86-080>

Material Suplementar

Tabela Suplementar 1. Táxons e formas larvais de Copepoda presentes na comunidade zooplanctônica das lagoas temporárias de solo rochoso e solo argiloso (7 lagoas de cada tipo), no município de Caetpés, Pernambuco, amostradas no período de 20 de fevereiro de 2020 a 20 de fevereiro de 2022.

Lagoas Temporárias		
	Solo Rochoso	Solo Argiloso
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse, 1851	X	X
<i>Anuraeopsis navicula</i> Rousset, 1911	X	X

<i>Ascomorpha agilis</i> Zacharias, 1893	X	X
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	X	
<i>Asplanchnopus hyalinus</i> Harring, 1913	X	X
<i>Bdeloidea</i>	X	X
<i>Beauchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886)	X	
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	X	X
<i>Brachionus bidentata</i> Koste & Shiel, 1980	X	X
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766		X
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894		X
<i>Brachionus patulus</i> (Müller, 1786)	X	
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	X	X
<i>Brachionus variabilis</i> Hempel, 1896		X
<i>Cephalodella globata</i> (Gosse, 1887)	X	X
<i>Epiphanes macroura</i> (Barrois & Daday, 1894)	X	X
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	X	X
<i>Euchlanis incisa</i> Carlin, 1939	X	X
<i>Euchlanis meneta</i> Myers, 1930	X	X
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	X	X
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	X	X
<i>Gastropus stylifer</i> Imhof, 1891		X
<i>Hexarthra fenica</i> (Levander, 1892)	X	X
<i>Hexarthra intermedia</i> (Hauer, 1953)	X	X
<i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871)	X	X
<i>Keratela tropica</i> (Apstein, 1907)	X	X
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	X	
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	X	X
<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)	X	X
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	X	X
<i>Lecane furcata</i> (Murray, 1913)	X	X
<i>Lecane glypta</i> Harring & Myers, 1926	X	X
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)	X	X
<i>Lecane imbricata</i> (Carlin, 1939)	X	X
<i>Lecane kluchor</i> Tarnogradsky, 1930	X	X
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	X	X
<i>Lecane levistyla</i> (Olofsson, 1917)	X	X
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	X	X
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	X	X
<i>Lecane methoria</i> Harring & Myers, 1926	X	X
<i>Lecane mirus</i> (Murray, 1913)	X	X
<i>Lecane monostila</i> (Daday, 1897)	X	X
<i>Lecane mucronata</i> Harring & Myers, 1926	X	X
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	X	X
<i>Lecane pusilla</i> Harring, 1914		X
<i>Lecane pyriformis</i> (Daday, 1905)	X	X

<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)	X	X
<i>Lecane stichaea</i> Harring, 1913	X	X
<i>Lecane unguitata</i> (Fadeev, 1925)	X	X
<i>Lepadella imbricata</i> Harring, 1914	X	X
<i>Lepadella ovalis</i> (Müller, 1786)	X	X
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1786)	X	X
<i>Liliferotrocha subtilis</i> (Rodewald, 1940)	X	X
<i>Lophocharis salpina</i> (Ehrenberg, 1834)		X
<i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912)	X	X
<i>Notommata aurita</i> (Müller, 1786)	X	X
<i>Notommata pochyura</i> (Gosse, 1886)	X	X
<i>Paracoleurella logima</i> (Myers, 1934)	X	X
<i>Platytas quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	X	X
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	X	X
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1934	X	X
<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg, 1832	X	X
<i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886)	X	X
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	X	X
<i>Trichotria curta</i> (Skorikov, 1914)		X
<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)		X
<i>Trichocerca heterodactyla</i> (Tschugunoff, 1921)	X	X
<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	X	X
<i>Trichocerca vernalis</i> (Hauer, 1936)	X	X
<i>Eulimnadia.sp</i>	X	
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> (Sars G.O., 1901)	X	
<i>Ectocyclops herbst</i> Dussart, 1984	X	X
<i>Mesocyclops aspericornis</i> (Daday, 1906)	X	X
<i>Mesocyclops ellipticus</i> Kiefer, 1936	X	X
<i>Mesocyclops meridianus</i> (Kiefer, 1926)	X	X
<i>Mesocyclops ogunnus</i> Onabamiro, 1957	X	X
<i>Mesocyclops longisetus</i> (Thiébaud, 1912)	X	X
<i>Microcyclops anceps</i> (Richard, 1897)	X	X
<i>Notodiatomus cearensis</i> (Wright S., 1936)	X	X
<i>Notodiatomus conifer</i> (Sars G.O., 1901)	X	X
<i>Notodiatomus cf. hanseni</i> (Dahl F., 1894)	X	X
<i>Notodiatomus iheringi</i> (Wright, 1935)	X	
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	X	X
<i>Thermocyclops inversus</i> Kiefer, 1936	X	X
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	X	X
Náuplio de Calanoida	X	X
Náuplio de Cyclopoida	X	X
Náuplio de Harpacticoida	X	X
<i>Prendalona julietae</i> (Sinev, Sousa & Elmoor-Loureiro, 2023)	X	X
<i>Ovalona glabra</i> (Sars, 1901)	X	X

<i>Biapertura ossiani</i> (Sinev, 1998)		X
<i>Karualona muelleri</i> (Richard, 1897)	X	X
<i>Anthalona verrucosa</i> (Sars, 1901)	X	X
<i>Camptocercus australis</i> Sars, 1896	X	X
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886	X	X
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i> P.E. Müller, 1867	X	X
<i>Chydorus pubensis</i> Sars, 1901	X	X
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	X	
<i>Diaphanosoma fluviatilis</i> Hansen, 1899	X	X
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	X	X
<i>Ephemeroporus hybridus</i> (Daday, 1905)	X	X
<i>Euryalona orientalis</i> (Daday, 1898)	X	X
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882		X
<i>Kurzia longirostris</i> (Daday, 1898)	X	X
<i>Leberis davidi</i> (Richard, 1895), Sinev, 2005.	X	X
<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine, 1820)	X	X
<i>Macrothrix mira</i> Smirnov, 1982	X	X
<i>Macrothrix spinosa</i> King, 1853	X	X
<i>Macrothrix superaculeata</i> (Smirnov, 1982)	X	X
<i>Macrothrix triserialis</i> Brady, 1886	X	X
<i>Moina micrura</i> Kurtz 1874	X	X
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	X	X
<i>Moina reticulata</i> (Daday, 1905)		X
<i>Sarsilatona serricauda</i> Sars, 1901	X	
<i>Simocephalus iheringi</i> Richard, 1897	X	

Tabela Suplementar 2. Características funcionais das comunidades zooplancônicas de lagoas temporárias de solo rochoso e argiloso no semiárido de Pernambuco, amostradas no período de fevereiro de 2020 a fevereiro de 2022.

Características Funcionais				
	Grupo trófico	Habitat	Hábito alimentar	Reprodução
<i>Anuraeopsis fissa</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Anuraeopsis navicula</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Ascomorpha agilis</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Asplanchna priodonta</i>	RTP	Pelágico	Carnívoro	Assexual

<i>Asplanchnopus hyalinus</i>	RTP	Pelágico	Carnívoro	Assexual
<i>Bdeloidea</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Brachionus angularis</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Brachionus bidentata</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Brachionus calyciflorus</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Brachionus caudatus</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Brachionus dolabratus</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Brachionus quadridentatus</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Brachionus variabilis</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Platyas quadricornis</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Brachionus patulus</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Beauchampiella eudactylota</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Cephalodella globata</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Epiphanes macrourus</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Euchlanis dilatata</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Euchlanis incisa</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Euchlanis meneta</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Filinia longiseta</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Filinia opoliensis</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Filinia terminalis</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Gastropus stylifer</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Hexarthra fennica</i>	RPT	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Hexarthra intermedia</i>	RPT	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Hexarthra mira</i>	RPT	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Keratella americana</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Keratella tropica</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Liliferotrocha subtilis</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lophocharis salpina</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane bulla</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane cornuta</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane cuvicornis</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane furcata</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane glypta</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane hamata</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane imbicata</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane kluchor</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane levistula</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane luna</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane leotina</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane lunaris</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane stichaea</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane methoria</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane mira</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane mucronata</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane papuana</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane pusilla</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual

<i>Lecane quadridentata</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane pyriformis</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lecane unguitata</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lepadella inbricata</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lepadella ovalis</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Lepadella patella</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Mytilina bisulcata</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Notommata amentata</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Notommata pochyura</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Paracolurella logima</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	RPT	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Polyarthra vulgaris</i>	RPT	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Synchaeta oblonga</i>	MICR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Testudinela mucronata</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Testudinela patina</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Trichotria curta</i>	MICR	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Trichocerca capucina</i>	RPT	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Trichocerca heterodactyla</i>	RPT	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Trichocerca pusilla</i>	RPT	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Trichocerca vernalis</i>	RPT	Pelágico	Herbívoro	Assexual
Conchostraca	MICRHE	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i>	MICRHE	Pelágico	Onívoro	Sexual
<i>Ectocyclops herbst</i>	MICRC	Pelágico	Onívoro	Sexual
<i>Mesocyclops aspericornis</i>	MICRC	Litorâneo	Onívoro	Sexual
<i>Mesocyclops ellipticus</i>	MICRC	Pelágico	Onívoro	Sexual
<i>Mesocyclops meridianus</i>	MICRC	Pelágico	Onívoro	Sexual
<i>Mesocyclops ogunnus</i>	MICRC	Litorâneo	Onívoro	Sexual
<i>Mesocyclops longisetus</i>	MICRC	Litorâneo	Onívoro	Sexual
<i>Microcyclops anceps</i>	MICRC	Litorâneo	Onívoro	Sexual
Náuplio de Calanoida	MICRHE	Pelágico	Onívoro	Sexual
Náuplio de Conchostraca	MICRHE	Pelágico	Onívoro	Sexual
Náuplio de Cyclopoida	MICRC	Pelágico	Onívoro	Sexual
<i>Notodiatomus cearensis</i>	MICRHE	Pelágico	Onívoro	Sexual
<i>Notodiatomus conifer</i>	MICRHE	Pelágico	Onívoro	Sexual
<i>Notodiatomus cf. hanseni</i>	MICRHE	Pelágico	Onívoro	Sexual
<i>Notodiatomus iheringi</i>	MICRHE	Pelágico	Onívoro	Sexual
<i>Thermocyclops decipiens</i>	MICRC	Pelágico	Onívoro	Sexual
<i>Thermocyclops inversus</i>	MICRC	Pelágico	Carnívoro	Sexual
<i>Thermocyclops minutus</i>	MICRC	Pelágico	Onívoro	Sexual
<i>Alona gutata</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Sexual
<i>Biapertura affinis</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Biapertura karua</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Biapertura verrucosa</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Camptocercus dadayi</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	FTR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	FTR	Pelágico	Herbívoro	Assexual

<i>Chydorus pubensis</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Daphnia gessneri</i>	FTR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Diaphanosoma fluviatilis</i>	FTR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	FTR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Ephemerosporus hibridus</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Euryalona orientalis</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Grimaldina bazzai</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Ilyopcriptus spinifer</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Kurzia longirostris</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Leberis davidi</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Macrothrix laticornis</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Macrothrix mira</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Macrothrix spinosa</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Macrothrix superaculeata</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Macrothrix triserialis</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Moina micrura</i>	FTR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Moina minuta</i>	FTR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Moina reticulata</i>	FTR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Ovalona glabra</i>	FTRA	Litorâneo	Herbívoro	Assexual
<i>Sarsilatona serricauda</i>	FTR	Pelágico	Herbívoro	Assexual
<i>Simocephalus iheringi</i>	FTR	Pelágico	Herbívoro	Assexual

FIGURA SUPLEMENTAR

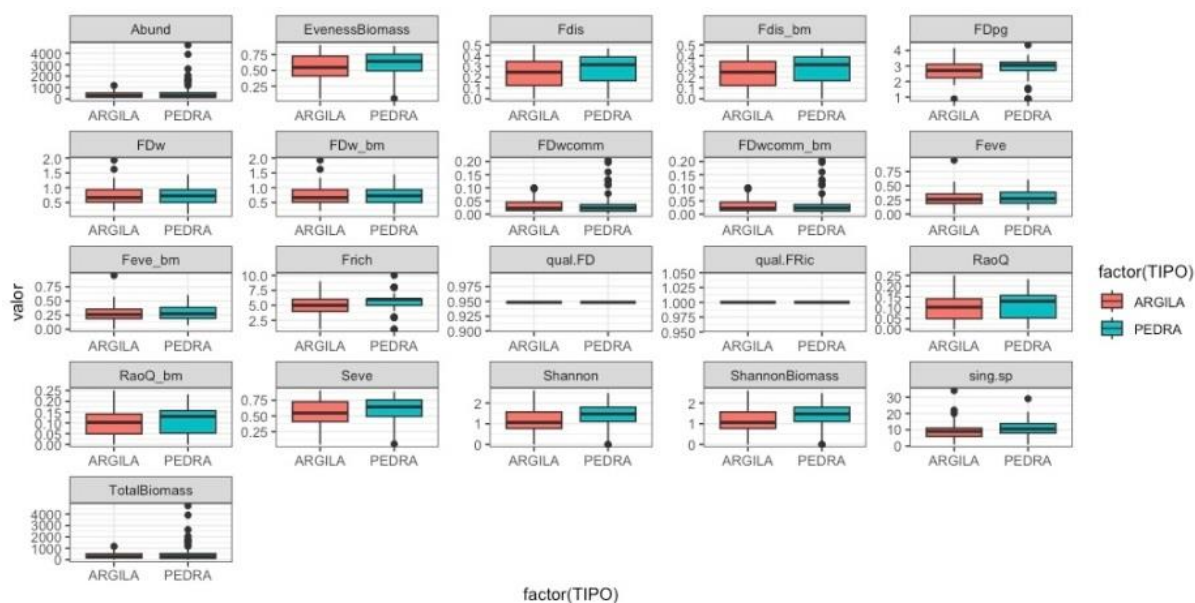


Figura Suplementar 1. Análises Comparativas de Diversidade Taxonômica e Funcional para as comunidades zooplancônicas de lagoas temporárias com substrato argiloso e com substrato rochoso com base na composição taxonômica e na abundância de indivíduos das diferentes populações, para as diferentes comunidades amostradas.

**3.2. ARTIGO 2: VARIAÇÃO DA ECLOSÃO DAS ESTRUTURAS DE
RESISTÊNCIA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM DIAPAUSA:
RESILIÊNCIA A DIFERENTES CONDIÇÕES AMBIENTAIS**



Introdução

As lagoas temporárias, também conhecidas como áreas úmidas intermitentes, desempenham um papel fundamental no cenário ambiental do Brasil, especialmente em regiões semiáridas onde as condições climáticas são marcadas por chuvas escassas e secas prolongadas (Silva et al., 2020). Nesse contexto, o hidroperíodo, que compreende a duração, frequência e periodicidade dos ciclos de inundação e seca, emergem como um elemento crucial para se entender a dinâmica dessas lagoas, a resiliência e a diversidade críptica da comunidade zooplancônica, aspectos fundamentais para a preservação da biodiversidade local (Hulsmans et al., 2008; Simões et al., 2011).

A influência do hidregime nas lagoas temporárias afeta diretamente a composição, riqueza e estrutura das comunidades aquáticas que nelas habitam (Williams, 2005). As variações no hidroperíodo e nos padrões de inundação e seca têm implicações significativas para a ecologia desses ecossistemas (Angeler and Moreno, 2007). Estudos prévios ressaltaram a importância da perturbação hidrológica, que resulta das flutuações nas condições de inundação, como um dos principais drivers de mudanças nas populações aquáticas, influenciando a genética e as histórias de vida das espécies (Boix et al., 2001; Eitam et al., 2004; Eskinazi-Sant'Anna and Pace, 2018; Vanschoenwinkel et al., 2010, 2009; Vendramin et al., 2023; Wellborn et al., 1996)

Além do hidregime, as características do substrato desempenham um papel igualmente importante na ecologia das lagoas temporárias (Williams, 2005). Os substratos podem variar amplamente, com composições argilosas, arenosas ou rochosas, cada uma apresentando propriedades físicas distintas que afetam a retenção de água, disponibilidade de nutrientes e a estabilidade do habitat (Boix et al., 2020). As características do substrato exercem influência direta sobre a dinâmica das lagoas, afetando a formação de poças, a qualidade da água e, conseqüentemente, a sobrevivência das espécies aquáticas que as ocupam (Boix et al., 2020; Jeffries et al., 2016; Williams, 2005).

Os organismos aquáticos que habitam as lagoas temporárias, incluindo o zooplâncton, desenvolveram adaptações notáveis para sobreviver aos períodos de seca, principalmente através da formação de estágios de vida dormentes resistentes à dessecação (Jones and Gilbert, 2016). Esses estágios dormentes, frequentemente presentes no sedimento das lagoas temporárias sob a forma de bancos de ovos,

desempenham um papel fundamental na recolonização das piscinas quando a água retorna (Brendonck et al., 2008; Brendonck and De Meester, 2003). No entanto, a eclosão desses estágios de vida dormentes é altamente influenciada pelo hidregime das piscinas temporárias e pelas características do substrato, tornando esses fatores críticos na ecologia desses ecossistemas efêmeros (Boix et al., 2020; Brendonck et al., 2017).

Apesar da relevância potencial dessa variável, estudos abrangentes sobre a influência dos substratos argiloso e rochoso nas lagoas temporárias semiáridas do Brasil são escassos. Esta lacuna de conhecimento prejudica a compreensão das adaptações das comunidades zooplanctônicas a esses ambientes altamente variáveis e impede o desenvolvimento de estratégias adequadas de conservação e manejo. Este estudo visa preencher essa lacuna, examinando como os diferentes tipos de substrato, argiloso e rochoso (granito e arenito), influenciam a eclosão da comunidade zooplanctônica dormente nas lagoas temporárias semiáridas. Ao fazê-lo, busca-se não apenas ampliar o entendimento da ecologia desses ambientes efêmeros, mas também fornecer informações que possam informar medidas de conservação e manejo adequadas. Para isso, foram estabelecidas três hipóteses: (I) Diferentes tipos de substrato influenciam a eclosão de diferentes espécies zooplanctônicas; (II) Lagoas temporárias com profundidades distintas apresentam diferentes composições da comunidade eclodida; (III) A riqueza e diversidade da comunidade zooplanctônica será maior em lagoas localizadas em solo rochoso.

Área de estudo

O presente estudo foi conduzido na área rural do município de Caetés (localizado a 08° 46' 22" S e 36° 37' 22" O), situadas na porção sul do planalto da Borborema. A localidade se encontra a uma distância de aproximadamente 240 km da cidade de Recife, no estado de Pernambuco. A paisagem é predominantemente dominada pela vegetação de caatinga, com notáveis influências de matas secas e florestas semidecíduas. Este cenário é abrangido pela microbacia hidrográfica do Rio São José (Oliveira et al., 2017) (Figura 1)

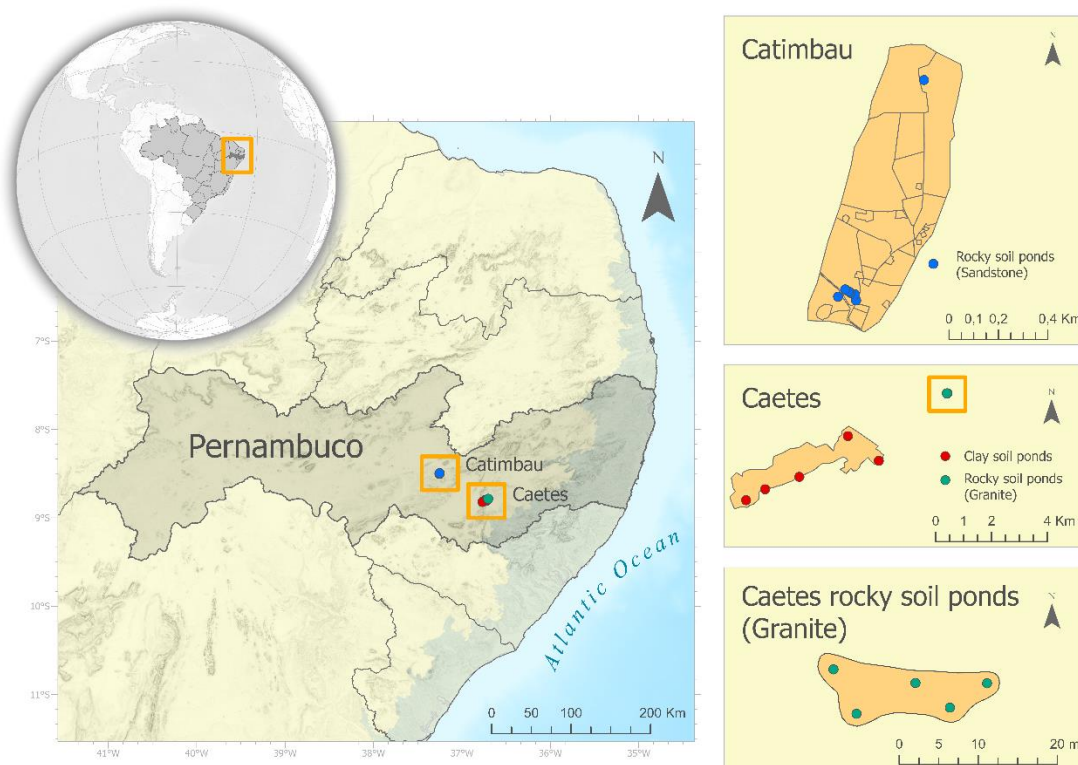


Figura 1. Mapa com a localização das lagoas onde a comunidade zooplancônica dormente foi coletada, bem como o local onde foi desenvolvido o experimento de eclosão (Caetés).

Coleta e tratamento de sedimentos

Foram coletadas amostras de sedimento de quinze lagoas temporárias localizadas na região semiárida de Pernambuco, Parque Nacional do Catimbau, e regiões de diferentes solos no município de Caetés, PE. Para isso, foram selecionadas lagoas com diferentes composições de solo incluindo aquelas com solo rochoso de Granito, solo rochoso de Arenito e solo Argiloso, variando em tamanho, profundidade e largura. Em cada lagoa, foram coletadas quatro amostras de sedimentos da camada superficial, que abrange os primeiros cinco centímetros do solo, uma vez que esse sedimento corresponde a comunidade dormente mais recente (Cáceres and Tessier, 2004; De Stasio, 1990). O sedimento foi acondicionado em potes de polietileno e guardados em local sem a presença de luminosidade, as quatro amostras de sedimento coletadas em cada lagoa foram unificadas no início do experimento para melhor representar a diversidade da comunidade dormente de cada lagoa.

Experimento de eclosão

A realização do experimento de eclosão dos ovos resistentes ocorreu em um ambiente natural. Para esse propósito, escolhemos uma lagoa temporária de tamanho médio, com cerca de quatro metros de profundidade e vinte metros de comprimento. Na margem da lagoa, a uma profundidade de 70 cm, montamos uma estrutura flutuante de madeira com garrafas PET acopladas, a fim de proporcionar flutuabilidade auxiliar. Essa estrutura serviu como suporte para os microcosmos feitos de polietileno com capacidade de 5 litros, como ilustrado na (Figura 1).

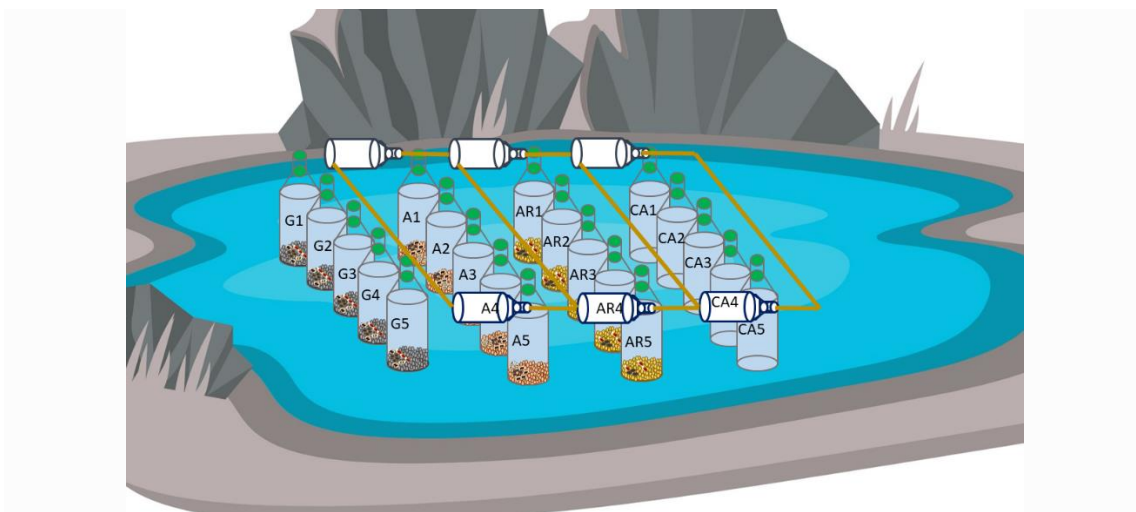


Figura 2. Representação do ensaio de eclosão das estruturas de resistência (Banco de ovos) da comunidade zooplancônica em estado dormente, originada de sedimentos variados de diferentes tipos de lagoas temporárias, cada uma com distintas profundidades, tamanhos, larguras e composições sedimentares, em solos argiloso e rochoso (granito), respectivamente, no Município de Caetés, Pernambuco, Brasil.

Após combinar as amostras, foram extraídas subamostras (100g de sedimento) que foram acomodadas em galões de 5L (microcosmos), que já haviam sido previamente enchedos com água da chuva filtrada através de rede de plâncton com 20 μ de abertura de malha. Os microcosmos foram então distribuídos em quatro condições experimentais: no Tratamento 1, utilizou-se água da chuva filtrada juntamente com sedimento proveniente de lagoas temporárias de solo rochoso de Granito; no Tratamento 2, água da chuva filtrada foi combinada com sedimento das lagoas temporárias de solo Argiloso; no Tratamento 3, a água da chuva filtrada foi misturada com sedimento de lagoas temporárias de solo rochoso de Arenito; e o Tratamento 4, tratamento controle, consistiu apenas de água filtrada. Foram realizadas 5 repetições para cada tratamento. Durante o período de experimentação, as medições de variáveis abióticas foram consistentemente realizadas

durante o dia, incluindo medidas de temperatura da água, concentrações de oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica da água, utilizando uma sonda multiparamétrica, marca Yellow Springs, YSI PROQUATRO.

Com o propósito de identificar os organismos que emergiram, e para assegurar que esses organismos não morressem antes de sua identificação e quantificação, além de evitar a ocorrência de reprodução partenogenética, foi adotada a seguinte abordagem: a cada intervalo de 48 horas, foi realizado um processo de filtração da água contida nos microcosmos, utilizando uma rede planctônica com uma abertura de malha de 45 μm . O material biológico capturado pela rede foi então analisado utilizando uma câmara de acrílico, quadriculada, com capacidade para 10 ml.

Análises estatísticas

Com a finalidade de investigar as discrepâncias nas taxas de eclosão entre os tratamentos que envolvem diferentes substratos (Argila, Arenito e Granito), a abordagem adotada consistiu na aplicação do teste estatístico não paramétrico de Kruskal-Wallis. No intuito de examinar as possíveis variações na composição das espécies da comunidade zooplancônica entre os substratos distintos, foi empregada a análise PERMANOVA. Foi também utilizada a Análise de Escalonamento Multidimensional Não-métrico (NMDS). Foi utilizado o índice de dissimilaridade Bray-Curtis para analisar as diferenças indicadas na PERMANOVA. Essa abordagem permite representar graficamente as possíveis variações nas composições da comunidade zooplancônica associadas aos diferentes substratos (Argila, Arenito e Granito).

Além disso, para compreender em maior detalhe os fatores que conduzem a essas diferenças, recorreremos à Análise de Similaridade (SIMPER). Por meio dessa análise, é possível quantificar o percentual de contribuição de cada espécie na distinção observada entre os substratos. Esse enfoque permite identificar as espécies que mais influenciaram a dissimilaridade e, por conseguinte, contribuíram para a configuração distintiva das comunidades zooplancônicas nos diferentes substratos.

A análise PERMANOVA também foi empregada para examinar as variações na diversidade beta entre as lagoas temporárias que possuíam diferentes tipos de substratos. Entretanto, com o intuito de visualizar graficamente os resultados da PERMANOVA na

diversidade beta, utilizou-se uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) baseada na distância de Bray-Curtis.

Utilizou-se o modelo de regressão linear generalizada (GLM) como ferramenta analítica para examinar potenciais diferenças na diversidade beta entre os ambientes estudados. Nesse contexto, foram consideradas as variáveis profundidade, tamanho e largura como possíveis fatores contribuintes para essas variações. A escolha da distribuição da família gaussiana se deu ocorreu como base para a modelagem estatística, visando compreender de maneira mais completa os padrões emergentes nas relações entre essas variáveis e a diversidade beta das comunidades zooplanctônicas eclodidas.

Para comparar os índices de diversidade das comunidades zooplanctônicas presentes nos tratamentos (Argila, Arenito e Granito), foram calculadas curvas de rarefação e extrapolação da riqueza de espécies para números de Hill $q=0$ (correspondente à riqueza de espécies) e $q=1$ (correspondente à diversidade de Shannon), $q=2$ (correspondente à dominância de Simpson). As curvas de interpolação e extrapolação foram confeccionadas no programa iNEXT, com base em números de Hill (Chao 2016)

Resultados

Durante o experimento de eclosão, no total foram observados 60 diferentes táxons com 43 desses eclodindo nas lagoas de arenito, 35 nas de granito e apenas 27 nas de argila. Nas primeiras 48 horas, houve variações nas eclosões entre os diferentes substratos. Lagoas de arenito tiveram a maior riqueza, com 21 espécies eclodindo nesse intervalo de tempo, seguidas pelas de granito com 13 espécies eclodidas, enquanto lagoas de argila tiveram apenas oito espécies eclodindo. Em relação à densidade de organismos eclodidos, houve variações iniciais distintas em cada ambiente. As lagoas de arenito exibiram densidades mais elevadas de rotíferos e náuplios de microcrustáceos, enquanto lagoas de granito tiveram a maior densidade de microcrustáceos, incluindo vários tipos de náuplios. Lagoas com substrato argiloso, por sua vez, tiveram eclosões limitadas às tecamebas testáceas e apenas um rotífero *Bdeloidea*, nas primeiras 48 horas (Figura 3).

Ao longo do experimento, as maiores densidades de microcrustáceos eclodidos foram observadas em lagoas de solo rochoso (arenito e granito). A eclosão de microcrustáceos foi maior numericamente em ambos os substratos e, primariamente em formas larvais. Uma outra diferença observada é que nas lagoas temporárias com

substrato de arenito, a eclosão de microcrustáceos cessou após o 19º dia, enquanto nas lagoas com substratos de granito e de argila continuou até o vigésimo sétimo dia (Figura 3).



Figura 3. Estrutura taxonômica e as categorias de abundância numérica dos organismos que eclodiram no decorrer do experimento de eclosão dos ovos de resistência ou estruturas em repouso da comunidade zooplancônica. O eixo X representa os dias de experimentação.

A densidade total de organismos zooplancônicos eclodidos variou nas lagoas com diferentes tipos de substrato, com a maior abundância sendo registrada nas lagoas de granito, onde representaram 47,41% do total de organismos eclodidos durante o experimento. Nas lagoas com substrato de argila as espécies eclodidas representaram 35,93% da densidade total de organismos eclodidos, enquanto nas lagoas de arenito eclodiram apenas 16,66% do total de indivíduos eclodidos. Entre as espécies eclodidas, *Arcella vulgaris* se destacou, representando 26,22% da densidade total de eclosões, seguida por *Bdelloidea* com 15,52%. Tanto *Brachionus bidentata* quanto *Epiphanes*

macrourus apresentaram uma taxa de eclosão de 11,64%, totalizando 65,02% dos organismos eclodidos. Os restantes 34,98% foram compostos por indivíduos de outras espécies ou táxons (Figura 4).

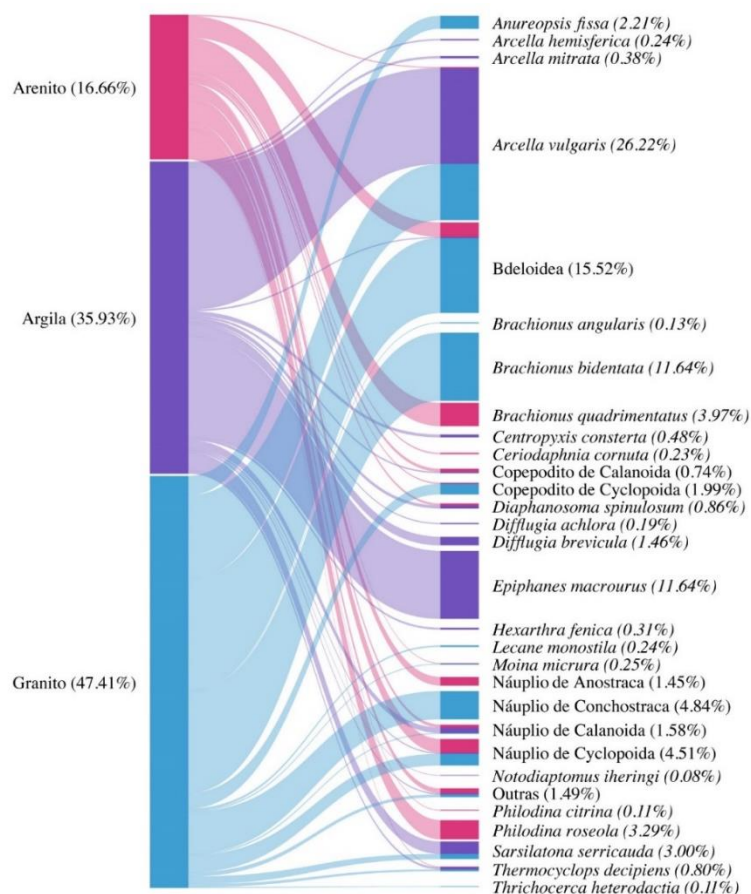


Figura 4. Diagrama de Sankey com a densidade total de espécies/táxons zooplanctônicos eclodidos do sedimento de lagoas temporárias com diferentes substratos (Arenito, Argila e Granito), coletados na região de Caetés, Pernambuco, representando a contribuição de cada espécie (A largura das faixas é proporcional à abundância de cada tipo de organismo eclodido).

Não foram encontradas diferenças significativas na abundância das comunidades zooplanctônicas entre os diferentes substratos, indicando que a influência dos substratos não foi estatisticamente relevante nesse contexto (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) (Figura 5).

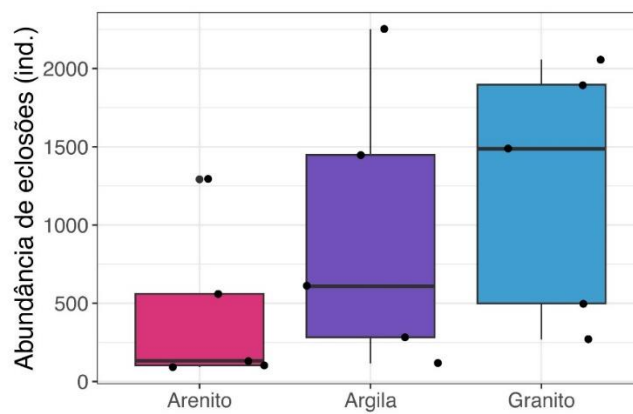


Figura 5. Abundância de indivíduos nas comunidades zooplancônicas formadas a partir da eclosão de estruturas de resistência contidas nos sedimentos oriundos de lagoas temporárias com diferentes tipos de substratos de fundo: rochoso de arenito, argiloso e rochoso de granito.

Foram observadas diferenças significativas na composição taxonômica da comunidade zooplanctônica eclodida nos tratamentos envolvendo diferentes tipos de lagoas com diferentes substratos. As comparações entre as comunidades eclodidas demonstraram que os distintos tipos de substratos das lagoas resultaram em comunidades eclodidas distintas (PERMANOVA $p < 0,001$) (Figura 6). Também foram observadas diferenças na diversidade Beta entre os tipos de substratos das diferentes lagoas (PERMANOVA $p < 0,001$) (Figura 7)

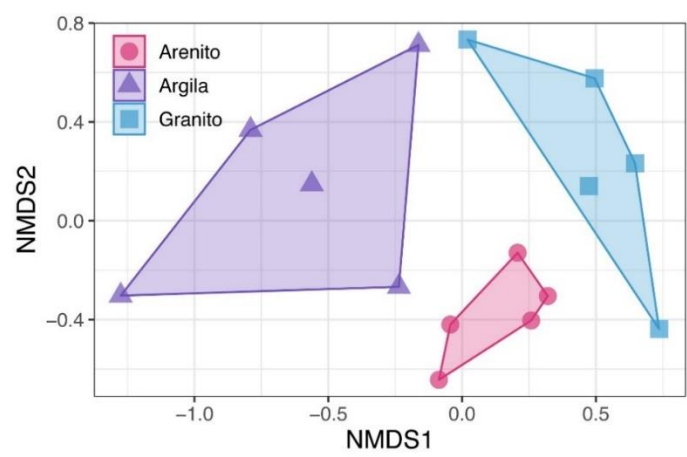


Figura 6. Composição das comunidades zooplantônicas eclodidas dos sedimentos dos diferentes tipos de lagoas temporárias e seus respectivos substratos Arenito, Argila e Granito.

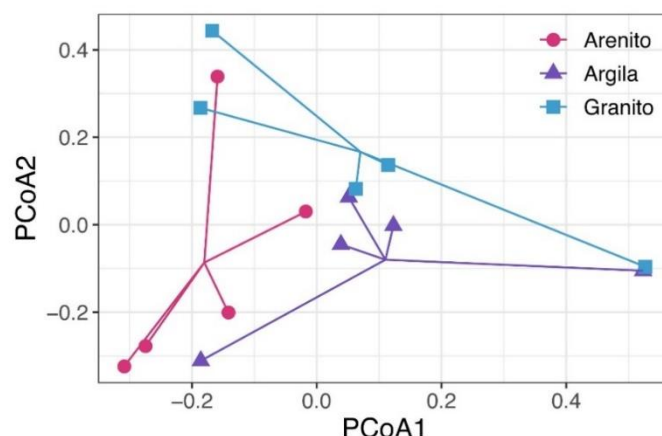


Figura 7. Variações obtidas entre a Diversidade Beta das Comunidades Zooplancônicas formadas a partir das estruturas de resistência eclodidas nos Sedimentos de Diferentes Tipos de Lagoas Temporárias e Seus Respectivos Substratos.

A análise da Porcentagem de Similaridade (Simpser) evidenciou que as diferenças observadas na composição das espécies foram ocasionadas principalmente determinadas pelos náuplios de Cyclopoida, que tiveram uma contribuição percentual de 37%. Em seguida, pelos rotíferos da família Brachionidae, representados por *Brachionus quadridentatus*, 99999 com uma representatividade de 25,6%, seguidos por *Brachionus bidentata*, com uma contribuição de 12,8%. Os restantes 24,6% corresponderam à soma do restante de organismos, menos expressivos em termos de contribuição.

Verificamos que comprimento e largura das lagoas não exerceram influência sobre a Diversidade Beta da comunidade. Em contraste, foi a profundidade das mesmas que se destacou como variável significativa. Identificamos que à medida que a profundidade das lagoas aumenta, também aumenta de forma significativa a diferença na diversidade beta das comunidades zooplancônicas emergentes ($p < 0,001$). (Figura 8, Tabela 1)

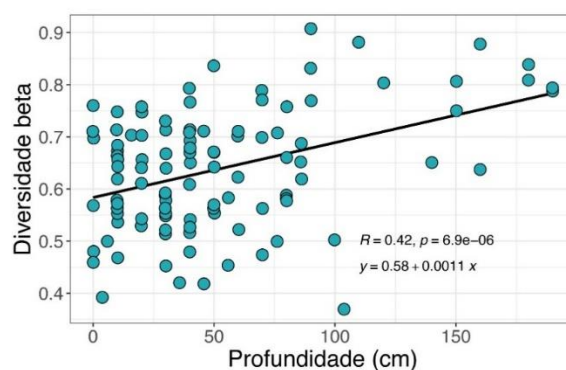


Figura 8. Diferenças de Diversidade Beta entre as comunidades zooplancônicas de lagoas temporárias no semiárido de Pernambuco, com profundidades diferentes.

Tabela 1. Medidas de comprimento, largura e profundidade (em centímetros) das lagoas temporárias no semiárido de Pernambuco, onde foram coletados os sedimentos utilizados nos estudos de eclosão das estruturas de resistência do zooplâncton.

Lagoas temporárias			
	Comprimento	Largura	Profundidade
Argila	540	420	140
Argila	760	480	90
Argila	1650	580	136
Argila	2100	830	240
Argila	570	340	100
Arenito	460	120	50
Arenito	745	480	130
Arenito	693	370	90
Arenito	335	220	60
Arenito	740	350	80
Granito	327	160	80
Granito	315	180	60
Granito	340	1.50	50
Granito	480	360	120
Granito	280	140	50

A série de Hill forneceu informações significativas, indicando que as lagoas com substrato de arenito apresentam características distintas das lagoas com outros tipos de substrato. Especificamente, observou-se uma maior riqueza, densidade e dominância de organismos zooplancctônicos eclodidos nas lagoas com o substrato rochoso de arenito (Figura 9).

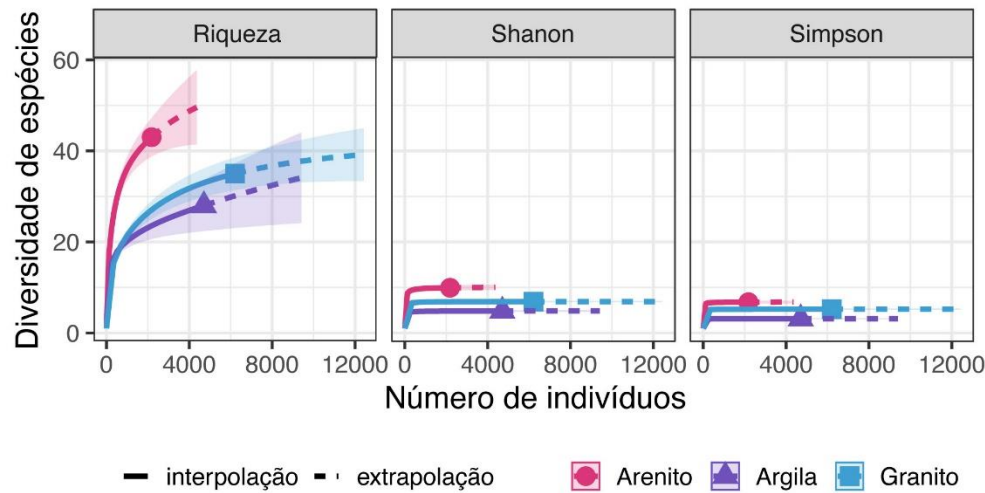


Figura 9. Curvas de Rarefação (linha sólida) e extrapolação destas (linha pontilhada) em relação aos diferentes componentes da diversidade da Série de Hill: Riqueza de Espécies ($q = 0$), Diversidade de Shannon ($q = 1$) e Dominância de Simpson ($q = 2$), para as comunidades zooplancônicas formadas a partir de estruturas de resistência eclodidas experimentalmente do sedimento de lagoas com diferentes tipos de substratos (Rochoso de Arenito, Rochoso de Granito e Argiloso)

Discussão

Nas lagoas temporárias de regiões semiáridas do Brasil, a escassez de estudos abrangentes sobre organismos zooplancônicos é notória, especialmente ao considerar a composição dos organismos emergentes de ovos em estado de dormência. A influência do substrato onde essas lagoas se formam é um fator crítico, mas muitas vezes negligenciado em pesquisas, com exceção de algumas investigações, como a de Eitam et al. (2004). Estudos recentes sobre bancos de ovos buscam analisar diversos fatores, incluindo temperatura, dessecação, período hidrológico e influências antropogênicas diversas como a poluição por rejeitos de mineração ou pesticidas e o aumento da condutividade elétrica ou salinidade (De Souza Santos et al., 2021; Gutierrez et al., 2017; Portinho et al., 2021; Rogers, 2014; Vargas et al., 2019)

Os resultados obtidos no presente estudo revelaram variações nos atributos ecológicos da comunidade zooplancônica desenvolvida, em função do tipo de substrato das lagoas temporárias. Lagoas com substrato rochoso, como o granito e o arenito, exibiram uma densidade significativamente maior de microcrustáceos eclodidos em comparação com as lagoas com substrato argiloso. Isso pode ser atribuído à presença mais abundante desses grupos de organismos em lagoas de regiões rochosas, como documentado por Boix et al (2001), ou à produção mais acentuada de ovos de resistência, como observado anteriormente por Anusa et al (2012). Kulkarni et al. (2019), ao avaliarem 12 lagoas rochosas, observaram a predominância de microcrustáceos recém-eclodidos e notaram uma eclosão consistente de formas larvais de copépodes, um resultado que se assemelha ao que encontramos (Figura 3).

Por outro lado, nas lagoas de solo argiloso ocorreu a eclosão de microcrustáceos, embora em menor densidade. Os rotíferos e as tecamebas testáceas apresentaram eclosões mais pronunciadas nessas lagoas. Essa disparidade pode ser explicada pela estrutura do ambiente. Quando essas lagoas estão cheias, tornam-se mais turvas e têm menor incidência de luz na coluna d'água, impedindo o desenvolvimento pleno da comunidade

fitoplanctônica, conforme descrito ressaltado por Hancock and Timms (2002), proporcionando condições favoráveis para organismos menores, como rotíferos e tecamebas, enquanto limitam o desenvolvimento de microcrustáceos herbívoros filtradores. Estudos anteriores destacaram a seletividade alimentar dos rotíferos, que lhes permite sobreviver em ambientes turvos, (Kirk (1991), Kirk and Gilbert, 1990). Além disso, a exposição ao material particulado pode obstruir o trato digestivo dos microcrustáceos, levando a uma mortalidade significativa, como observaram Rellstab and Spaak (2007) e Sew et al (2018).

Esses resultados apontam para uma complexa interação entre o tipo de substrato das lagoas temporárias e a eclosão das diferentes comunidades zooplancônicas. Algumas espécies eclodiram em mais de um tipo de substrato. Tecamebas pertencentes à família Arcellidae predominaram numericamente em lagoas de substrato argiloso e substrato rochoso de granito. A explicação para essa partilha de espécies eclodidas entre esses dois tipos de substrato pode estar relacionada à alta dispersão dos organismos, como sugerido por Mieczan, (2009). Isso ocorre porque ambos os ambientes estão relativamente próximos um do outro, em comparação com as lagoas de solo rochoso de arenito (Figura 1).

Além disso, outra possível razão seria que esses organismos são generalistas e capazes de tolerar uma variedade de ambientes, como destacado por (Mitchell and Gilbert (2004). Bini et al (2007) observaram que as tecamebas foram influenciadas por fatores como a turbidez da água e a profundidade ao analisarem a comunidade zooplancônica de lagos rasos. Esses fatores também foram observados nas lagoas aqui estudadas onde as lagoas de argila eram mais profundas e mais turvas e as de granito mais transparentes e rasas (Tabela 1, Figura 4).

Entre os rotíferos, a classe Bdelloidea e a família Brachionidae tiveram densidade numérica proeminente nas amostras coletadas nas lagoas com substrato rochoso. A notável eclosão dos rotíferos, especialmente a espécie *Brachionus angularis*, a partir de ovos de resistência dormentes nas camadas de sedimentos dessas lagoas pode estar associada à notável capacidade de tolerância a temperaturas elevadas nas formas ativas, conforme observado por Williams et al (2005), que registraram a predominância numérica desses organismos em lagoas temporárias sujeitas a temperaturas mais elevadas.

Paralelamente, nas lagoas com substrato argiloso, os únicos microcrustáceos numericamente representativos encontrados foram cladóceros da família Sididae, notadamente *Sarsilatona serricauda* e *Diaphanosoma spinulosum*. Esses organismos demonstraram uma clara preferência por ambientes mais turvos, como documentado por (Medeiros et al (2019), que registraram a predominância desses microcrustáceos em lagoas temporárias com níveis mais elevados de turbidez (Figura 4).

Embora tenha ocorrido a eclosão de muitos organismos no experimento, não foi possível identificar diferenças significativas na abundância de organismos eclodidos entre os diferentes tipos de substrato ($p > 0,05$) (Figura 5). Isso pode estar relacionado à estratégia amplamente adotada por organismos de ambientes temporários, que caracterizamos neste artigo como "eclosão explosiva". Muitos organismos de diferentes espécies eclodiram simultaneamente e em grande quantidade nos diferentes substratos, tornando difícil a distinção das diferenças na abundância de organismos. Esse fato já havia sido reportado por Da Silva Bandeira et al.(2020) e Vanoverbeke and De Meester, (2009) que observaram uma elevada eclosão de estruturas de resistência dormentes, já nos primeiros dias do experimento, similarmente ao observado no presente estudo.

A composição taxonômica e número de táxons da comunidade eclodida variou de maneira significativa entre os diferentes tipos de substrato ($p < 0,001$), como evidenciado na Figura 6. Essa diferenciação dos organismos eclodidos pode ser atribuída à notável influência exercida pelo ambiente na seleção da comunidade ativa que conseguem colonizá-lo. Cada tipo de lagoa, de acordo com suas características distintas, cria nichos ecológicos específicos que favorecem o sucesso de algumas espécies em detrimento de outras (Al-Shami et al., 2013; Anas et al., 2017; Rizo et al., 2020).

Além disso, as características ambientais desempenham um papel crucial nas condições limnológicas das lagoas temporárias, tornando o processo de estabelecimento de organismos especializados um desafio em ambientes desfavoráveis (Silva et al., 2019). Ao examinar a diversidade funcional dos rotíferos em pequenos reservatórios, foi observado que alguns desses organismos tinham especializações para serem bem-sucedidos em habitats com vegetação, enquanto outros eram mais adaptados à vida livre. Esse padrão também foi observado por Cabral et al. (2020) ao avaliarem a composição da comunidade zooplancônica em lagos artificiais e naturais, onde ficou claro que diferentes espécies demonstravam preferências distintas por habitats específicos. Além disso, a pesquisa revelou que os cladóceros eram mais abundantes em ambientes naturais

em comparação com outros grupos de organismos. A combinação de todos esses fatores pode ter contribuído para a exclusão ou permanência da comunidade ativa nas lagoas com diferentes substratos, o que contribuiu para a diferenciação entre as comunidades eclodidas nos diferentes tratamentos experimentais.

Também foram observadas diferenças significativas na comunidade ativa dentro das lagoas com seus respectivos substratos ($p < 0,001$). Ainda que as lagoas tenham o mesmo tipo de substrato, a dispersão de organismos pode ser feita por diferentes agentes dispersores, seja por animais (De Moraes-Junior et al., 2019), chuva (Rogers, 2014) ou vento (Esteves, 2011). Esses fatores podem causar mudanças na composição das comunidades zooplancônicas mesmo em lagoas com as mesmas condições e consequentemente alterarem o banco de ovos (Figura 7). Os organismos eclodidos que contribuíram para a similaridades dos ambientes foram principalmente os náuplios de Cyclopoida com percentual de contribuição de 37% e os rotíferos com 38,4% somando-se o percentual de contribuição de *Brachionus quadridentatus* e *Brachionus bidentata*.

Os náuplios emergem como os organismos mais abundantemente eclodidos desde o início até o final de diversos experimentos que utilizam a comunidade dormente. Essa predominância está intrinsecamente relacionada à elevada produção de ovos de resistência pelos organismos ativos de diferentes espécies e grupos (Copepoda, Anostraca, Conchostraca e Cladoceras como verificado por Franco et al. (2017). Por outro lado, a rápida reprodução e resiliência, dos rotíferos são fatores que podem explicar sua presença majoritária nas eclosões. Esses organismos atingem a fase adulta em questão de poucas horas, o que lhes permite gerar uma quantidade considerável de ovos, conforme ressaltado por Zhang et al. (2016).

No presente estudo foi observada uma maior riqueza, diversidade e dominância dos organismos eclodidos nas lagoas de substrato rochoso, sendo que as lagoas de substrato arenoso apresentaram os maiores índices de diversidade de acordo com a série de Hill. Além disso, observou-se que quanto maior a profundidade da lagoa, maior era a diferença na diversidade Beta entre elas (Figura 9). Essas diferenças podem ser atribuídas a duas condições distintas. Primeiramente, as lagoas de substrato rochoso tendem a ser mais rasas, geralmente com profundidades entre um metro e meio e dois metros e meio como observado por Ferreira et al. 2022). Nessas condições, o processo de evaporação ocorre rapidamente, causando diminuição da profundidade e estresse na comunidade desencadeando e acelerando a produção de ovos de resistência pelos organismos (Martins

et al., 2020). Além disso, o processo de desidratação dos ovos de resistência (Vandekerkhove et al., 2004) pode ser acelerado nesse tipo de substrato, já que a elevada temperatura do substrato auxilia nesse processo. As lagoas de substrato rochoso acumulam calor (Snoeks et al., 2021), acelerando a dessecação dos ovos e preparando-os para permanecerem em diapausa e só eclodirem após o restabelecimento do próximo regime hidrológico.

Por outro lado, nas lagoas de substrato argiloso, a situação é diferente. Essas lagoas costumam ser mais profundas e apresentam uma evapotranspiração menor (Carmen et al., 2010). Esse tipo de substrato retém umidade, muitas vezes impedindo que os ovos de resistência passem pelo processo de dessecação até o próximo ciclo hidrológico, tornando-os algumas vezes inviáveis. Essa pode ser a razão pela qual a riqueza de organismos eclodidos nas lagoas de substrato argiloso é menor em comparação com as lagoas de substrato rochoso.

Conclusão

Os resultados deste estudo confirmaram as hipóteses propostas para compreender a dinâmica e a resiliência das comunidades zooplancônicas das lagoas temporárias em regiões semiáridas do Brasil. A pesquisa validou a hipótese de que diferentes tipos de substrato exercem influência significativa na eclosão de distintas espécies zooplancônicas. Lagoas com substrato rochoso se destacaram ao apresentar uma densidade maior de microcrustáceos eclodidos em comparação com aquelas de substrato argiloso. Isso sugere que o tipo de substrato desempenha um papel fundamental na determinação das espécies predominantes de zooplâncton em ambientes aquáticos temporários.

A hipótese de que lagoas temporárias com diferentes profundidades exibem diferentes composições de comunidades eclodidas também foi confirmada. Lagoas mais rasas e com substrato rochoso tiveram maior riqueza, diversidade e dominância de organismos eclodidos em relação às lagoas mais profundas com substrato argiloso. Por fim, a terceira hipótese, que afirmava que a riqueza e diversidade da comunidade zooplancônica seriam maiores em lagoas com solo rochoso, também foi confirmada. Lagoas com substrato rochoso apresentaram maior riqueza de organismos eclodidos em comparação com lagoas de substrato argiloso. Isso foi atribuído à característica do solo

rochoso de acelerar a dessecação dos ovos de resistência, preparando-os para eclodir após o retorno do regime hidrológico.

Em resumo, esta pesquisa fornece insights valiosos sobre a ecologia das lagoas temporárias em regiões semiáridas do Brasil e as comunidades zooplanctônicas que nelas habitam. Os resultados destacam a influência significativa do tipo de substrato e da profundidade das lagoas na eclosão e composição dessas comunidades. Este estudo reforça a necessidade de considerar cuidadosamente o substrato e a profundidade ao investigar as lagoas temporárias e suas comunidades zooplanctônicas. Essas informações são fundamentais para a compreensão desses ecossistemas vulneráveis e para o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo adequadas que garantam a preservação da biodiversidade em regiões semiáridas. É fundamental aprofundar ainda mais nosso conhecimento sobre esses ecossistemas e como eles respondem às mudanças ambientais, a fim de promover a conservação e a gestão eficaz dessas áreas únicas.

Referências

- Angeler, D.G., Moreno, J.M., 2007. Zooplankton community resilience after press-type anthropogenic stress in temporary ponds. *Ecological Applications* 17, 1105–1115. <https://doi.org/10.1890/06-1040>
- Anusa, A., Ndagurwa, H., Magadza, C., 2012. The influence of pool size on species diversity and water chemistry in temporary rock pools on Domboshawa Mountain, northern Zimbabwe. *African Journal of Aquatic Science* 37, 89–99. <https://doi.org/10.2989/16085914.2012.666378>
- Bini, L.M., Galli Vieira, L.C., Machado, J., Machado Velho, L.F., 2007. Concordance of Species Composition Patterns among Microcrustaceans, Rotifers and Testate Amoebae in a Shallow Pond. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 92, 9–22. <https://doi.org/10.1002/iroh.200610865>
- Boix, D., Calhoun, A.J.K., Mushet, D.M., Bell, K.P., Fitzsimons, J.A., Isselin-Nondedeu, F., 2020. Conservation of Temporary Wetlands, in: *Encyclopedia of the World's Biomes*. Elsevier, pp. 279–294. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12003-2>
- Boix, D., Sala, J., Moreno-Amich, R., 2001. The faunal composition of espolla pond (ne iberian peninsula): the neglected biodiversity of temporary waters. *Wetlands* 21, 577–592. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2001\)021\[0577:TFCOEP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2001)021[0577:TFCOEP]2.0.CO;2)

- Brendonck, L., De Meester, L., 2003. Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia* 491, 65–84. <https://doi.org/10.1023/A:1024454905119>
- Brendonck, L., Pinceel, T., Ortells, R., 2017. Dormancy and dispersal as mediators of zooplankton population and community dynamics along a hydrological disturbance gradient in inland temporary pools. *Hydrobiologia* 796, 201–222. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3006-1>
- Brendonck, L., Rogers, D.C., Olesen, J., Weeks, S., Hoeh, W.R., 2008. Global diversity of large branchiopods (Crustacea: Branchiopoda) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 167–176. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9119-9>
- Cáceres, C.E., Tessier, A.J., 2004. Incidence of diapause varies among populations of *Daphnia pulicaria*. *Oecologia* 141, 425–431. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1657-5>
- 5
- Carmen, D.-P., Fernández-Zamudio, R., Florencio, M., García-Murillo, P., Gómez-Rodríguez, C., Portheault, A., Serrano, L., Siljeström, P., 2010. Temporary ponds from Donana National Park: a system of natural habitats for the preservation of aquatic flora and fauna. *Limnetica* 29, 41–58. <https://doi.org/10.23818/limn.29.04>
- Da Silva Bandeira, M.G., Martins, K.P., Palma-Silva, C., Hepp, L.U., Albertoni, E.F., 2020. Hydration time influences microcrustacean hatching in intermittent wetlands: in situ and ex situ approaches. *Hydrobiologia* 847, 3227–3245. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04315-w>
- De Morais Junior, C.S., Diniz, L.P., Sousa, F.D.R., Gonçalves-Souza, T., Elmoor-Loureiro, L.M.A., De Melo Júnior, M., 2019. Bird feet morphology drives the dispersal of rotifers and microcrustaceans in a Neotropical temporary pond. *Aquat Sci* 81, 69. <https://doi.org/10.1007/s00027-019-0666-8>
- De Morais-Junior, C.S., De Melo-Júnior, M., Gonçalves-Souza, T., De Lyra-Neves, R.M., 2019. Zoochory of zooplankton: seasonality and bird morphological diversity can influence metacommunity dynamics of temporary ponds. *Journal of Plankton Research* 41, 465–477. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbz028>
- De Souza Santos, G., Silva, E.E.C., Balmant, F.M., Gomes, P.C.S., Eskinazi-Sant’Anna, E.M., 2021. Impacts of exposure to mine tailings on zooplankton hatching from a resting egg bank. *Impacts. Aquat Ecol* 55, 545–557. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09844-7>

- De Stasio, B.T., 1990. The role of dormancy and emergence patterns in the dynamics of a freshwater zooplankton community. *Limnol. Oceanogr.* 35, 1079–1090.
<https://doi.org/10.4319/lo.1990.35.5.1079>
- Eitam, A., Blaustein, L., Damme, K.V., Dumont, H.J., Martens, K., 2004. Crustacean Species Richness in Temporary Pools: Relationships with Habitat Traits. *Hydrobiologia* 525, 125–130.
<https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000038859.51416.7d>
- Eskinazi-Sant’Anna, E.M., Pace, M.L., 2018. The potential of the zooplankton resting-stage bank to restore communities in permanent and temporary waterbodies. *Journal of Plankton Research* 40, 458–470.
<https://doi.org/10.1093/plankt/fby023>
- Ferreira, N., Omena, P.M.D., Gonçalves-Souza, T., Cottenie, K., Júnior, M.D.M., 2022. Water availability and quality determine temporal synchrony and beta diversity of microcrustaceans in temporary pools. *Freshwater Science* 41, 226–235.
<https://doi.org/10.1086/719947>
- Francisco de Assis Esteves, 2011. *Fundamentos de Limnologia*, 3^a ed. Interciência, Rio de Janeiro. 826p
- Gutierrez, M.F., Battauz, Y., Caisso, B., 2017. Disruption of the hatching dynamics of zooplankton egg banks due to glyphosate application. *Chemosphere* 171, 644–653. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.110>
- Hancock, M.A., Timms, B.V., 2002. Ecology of four turbid clay pans during a filling-drying cycle in the Paroo, semi-arid Australia. *Hydrobiologia* 479, 95–107.
<https://doi.org/10.1023/A:1021022700201>
- Hoverman, J. T, Johnson, P. T.J, 2012. *Ponds and Lakes: A Journey Through the Life Aquatic*. Nature Education Knowledge.
- Hulsmans, A., Vanschoenwinkel, B., Pyke, C., Riddoch, B.J., Brendonck, L., 2008. Quantifying the Hydroregime of a Temporary Pool Habitat: A Modelling Approach for Ephemeral Rock Pools in SE Botswana. *Ecosystems* 11, 89–100.
<https://doi.org/10.1007/s10021-007-9110-3>
- Jeffries, M.J., Epele, L.B., Studinski, J.M., Vad, C.F., 2016. Invertebrates in Temporary Wetland Ponds of the Temperate Biomes, in: Batzer, D., Boix, D. (Eds.), *Invertebrates in Freshwater Wetlands*. Springer International Publishing, Cham, pp. 105–139. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24978-0_4

- Jones, N.T., Gilbert, B., 2016. Changing climate cues differentially alter zooplankton dormancy dynamics across latitudes. *J Anim Ecol* 85, 559–569. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12474>
- Kirk, K.L., 1991. Inorganic Particles Alter Competition in Grazing Plankton: The Role of Selective Feeding. *Ecology* 72, 915–923. <https://doi.org/10.2307/1940593>
- Kirk, K.L., Gilbert, J.J., 1990. Suspended Clay and the Population Dynamics of Planktonic Rotifers and Cladocerans. *Ecology* 71, 1741–1755. <https://doi.org/10.2307/1937582>
- KLEIN, V.A., 2012. Física do Solo, 2nd ed. Universidade de Passo Fundo.
- Kulkarni, M.R., Padhye, S.M., Rathod, R.B., Shinde, Y.S., Pai, K., 2019. Hydroperiod and species-sorting influence metacommunity composition of crustaceans in temporary rock pools in India. *Inland Waters* 9, 320–333. <https://doi.org/10.1080/20442041.2018.1548868>
- Maltchik, L., Medeiros, E.S.F., 2006. Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 16, 665–677. <https://doi.org/10.1002/aqc.805>
- Martins, B.A., Coelho, P.N., Nogueira, M.G., Perbiche-Neves, G., 2020. Composition and richness of monogonont rotifers from La Plata River Basin, South America. *Biota Neotrop.* 20, e20201001. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2020-1001>
- Medeiros, Í.L.S., Santos, F.A. dos, El-Deir, A.C.A., Melo Júnior, M. de, 2019. A mata ripária influencia a composição e estrutura da comunidade zooplancônica de poças temporárias? *Iheringia, Sér. Zool.* 109, e2019037. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2019037>
- Mieczan, T., 2009. Ecology of testate amoebae (Protists) in *Sphagnum* peatlands of eastern Poland: Vertical micro-distribution and species assemblages in relation to environmental parameters. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 45, 41–49. <https://doi.org/10.1051/limn/09003>
- Mitchell, E.A.D., Gilbert, D., 2004. Vertical Micro-Distribution and Response to Nitrogen Deposition of Testate Amoebae in *Sphagnum*. *J Eukaryotic Microbiology* 51, 480–490. <https://doi.org/10.1111/j.1550-7408.2004.tb00400.x>
- Portinho, J.L., Oliveira, H.N., Branco, C.C.Z., 2021. Resting egg banks can facilitate recovery of zooplankton communities after short exposure to glyphosate. *Ecotoxicology* 30, 492–501. <https://doi.org/10.1007/s10646-021-02371-z>

- Rellstab, C., Spaak, P., 2007. Starving with a full gut? Effect of suspended particles on the fitness of *Daphnia hyalina*. *Hydrobiologia* 594, 131–139. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9089-y>
- Rogers, D.C., 2014. Larger hatching fractions in avian dispersed anostracan eggs (Branchiopoda). *Journal of Crustacean Biology* 34, 135–143. <https://doi.org/10.1163/1937240X-00002220>
- Sew, G., Calbet, A., Drillet, G., Todd, P.A., 2018. Effects of concentration and size of suspended particles on the ingestion, reproduction and mortality rates of the copepod, *Acartia tonsa*. *Marine Environmental Research* 140, 251–264. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.06.016>
- Silva, R.M.A.D., Aquino, J.R.D., Costa, F.B., Nunes, E.M., 2020. Características produtivas e socioambientais da agricultura familiar no Semiárido brasileiro: evidências a partir do Censo Agropecuário de 2017. *Desenvolv. Meio Ambiente* 55. <https://doi.org/10.5380/dma.v55i0.73745>
- Simões, N.R., Ribeiro, S.M.M.S., Sonoda, S.L., 2011. Diversity and structure of microcrustacean assemblages (Cladocera and Copepoda) and limnological variability in perennial and intermittent pools in a semi-arid region, Bahia, Brazil. *Iheringia, Sér. Zool.* 101, 317–324. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212011000300006>
- Snoeks, J.M., Driesen, M., Porembski, S., Aristizábal-Botero, Á., Vanschoenwinkel, B., 2021. Contrasting biodiversity and food web structure of three temporary freshwater habitats in a tropical biodiversity hotspot. *Aquatic Conservation* 31, 2603–2620. <https://doi.org/10.1002/aqc.3670>
- Vandekerckhove, J., Niessen, B., Declerck, S., Jeppesen, E., Conde Porcuna, J.M., Brendonck, L., De Meester, L., 2004. Hatching Rate and Hatching Success with and Without Isolation of Zooplankton Resting Stages. *Hydrobiologia* 526, 235–241. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000041598.68424.fc>
- Vanoverbeke, J., De Meester, L., 2009. Within season short-term hatching delays suggest risk-spreading behaviour in populations of the freshwater cladoceran *Daphnia*. *Écoscience* 16, 441–451. <https://doi.org/10.2980/16-4-3254>
- Vanschoenwinkel, B., Hulsmans, A., De Roeck, E., De Vries, C., Seaman, M., Brendonck, L., 2009. Community structure in temporary freshwater pools: disentangling the effects of habitat size and hydroregime. *Freshwater Biology* 54, 1487–1500. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02198.x>

- Vanschoenwinkel, B., Seaman, M., Brendonck, L., 2010. Hatching phenology, life history and egg bank size of fairy shrimp *Branchiopodopsis* spp. (Branchiopoda, Crustacea) in relation to the ephemerality of their rock pool habitat. *Aquat Ecol* 44, 771–780. <https://doi.org/10.1007/s10452-010-9315-y>
- Vargas, A.L., Santangelo, J.M., Bozelli, R.L., 2019. Recovery from drought: Viability and hatching patterns of hydrated and desiccated zooplankton resting eggs: VARGAS ET AL. *Internat Rev Hydrobiol* 104, 26–33. <https://doi.org/10.1002/iroh.201801977>
- Vendramin, D., Pires, M.M., Medeiros, E.S.F., Stenert, C., Maltchik, L., 2023. Life finds a way: Hatching dynamics of zooplankton dormant stages in intermittent wetlands from the Brazilian tropical semi-arid. *Journal of Arid Environments* 212, 104949. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.104949>
- Wallace, R.L., Walsh, E.J., Arroyo, M.L., Starkweather, P.L., 2005. Life on the Edge: Rotifers From Springs and Ephemeral Waters in the Chihuahuan Desert, Big Bend National Park (Texas, USA). *Hydrobiologia* 546, 147–157. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4112-7>
- Wellborn, G.A., Skelly, D.K., Werner, E.E., 1996. MECHANISMS CREATING COMMUNITY STRUCTURE ACROSS A FRESHWATER HABITAT GRADIENT. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27, 337–363. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.27.1.337>
- Williams, D.D., 2005. *The Biology of Temporary Waters*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198528128.001.0001>

Material suplementar

Tabela Suplementar 1. Parâmetros Abióticos medidos em microcosmos do tratamento com substrato Argiloso: Temperatura da água em Graus Celsius; Condutividade elétrica da água em μS ; Concentração de Oxigênio Dissolvido em mgL^{-1} .

VARIAVEIS ABIÓTICAS					
	Dias	Temperatura	pH	Condutividade eletrica	Oxigênio dissolvido
Substrato Argiloso	3	$22,2 \pm 0,11$	$6,3 \pm 0,25$	$118,74 \pm 39,76$	$3,9 \pm 0,38$
	5	$21,1 \pm 0,08$	$6,9 \pm 0,40$	$129 \pm 46,64$	$4,3 \pm 0,39$
	7	$21,1 \pm 0,41$	$6,8 \pm 0,50$	$87,36 \pm 36,09$	$4,4 \pm 0,34$
	9	$22,1 \pm 0,13$	$6,7 \pm 0,46$	$78,88 \pm 29,02$	$3,7 \pm 0,42$
	11	$21,0 \pm 0,09$	$7,2 \pm 0,41$	$327,46 \pm 567,42$	$3,9 \pm 0,19$
	13	$23,3 \pm 0,42$	$7,2 \pm 0,39$	$72,1 \pm 15,74$	$4,3 \pm 0,42$
	15	$20,4 \pm 0,12$	$8,0 \pm 0,38$	$65,62 \pm 13,93$	$4,4 \pm 0,56$
	17	$20,4 \pm 0,09$	$7,2 \pm 0,38$	$229,08 \pm 342,59$	$4 \pm 0,38$
	19	$20,3 \pm 0,13$	$7,1 \pm 0,56$	$237,72 \pm 355,70$	$4,3 \pm 0,43$
	21	$20,7 \pm 0,04$	$7,3 \pm 0,33$	$153,44 \pm 207,50$	$3,9 \pm 0,05$
	23	$20,3 \pm 0,11$	$7,2 \pm 0,30$	$156,86 \pm 174,20$	$4,1 \pm 0,36$
	25	$20,5 \pm 0,12$	$7,1 \pm 0,33$	$137 \pm 162,87$	$4,0 \pm 0,12$
	27	$20,1 \pm 0,18$	$7,1 \pm 0,25$	$201,02 \pm 246,45$	$3,6 \pm 0,49$
	29	$20,0 \pm 0,15$	$7,2 \pm 0,27$	$206,84 \pm 264,64$	$3,9 \pm 0,60$
	31	$20,0 \pm 0,29$	$7,0 \pm 0,25$	$208,46 \pm 253,27$	$4,1 \pm 0,43$
CONTROLE					
	Dias	Temperatura	pH	Condutividade eletrica	Oxigênio dissolvido
Substrato Argiloso	3	$22,2 \pm 0,14$	$7,26 \pm 0,40$	$44,3 \pm 0,6$	$4,41 \pm 0,30$
	5	$21,4 \pm 0,10$	$7,77 \pm 0,36$	$35,7 \pm 1,5$	$3,93 \pm 0,60$
	7	$21,2 \pm 0,08$	$6,98 \pm 0,41$	$33,5 \pm 7,4$	$4,77 \pm 0,50$
	9	$22,2 \pm 0,13$	$7,59 \pm 0,30$	$44,1 \pm 2,2$	$4,12 \pm 0,10$
	11	$21,1 \pm 0,18$	$8,06 \pm 0,0$	$40,9 \pm 18,8$	$4,28 \pm 0,70$
	13	$22,3 \pm 0,25$	$8,02 \pm 0,30$	$14,3 \pm 9,3$	$5,26 \pm 0,42$
	15	$20,4 \pm 0,10$	$8,45 \pm 0,33$	$41,7 \pm 1,9$	$4,2 \pm 0,34$
	17	$20,3 \pm 0,12$	$7,96 \pm 0,0$	$44,5 \pm 1,3$	$3,75 \pm 0,57$
	19	$20,1 \pm 0,05$	$7,9 \pm 0,10$	$46,4 \pm 17,06$	$4,79 \pm 0,24$
	21	$20,8 \pm 0,03$	$7,71 \pm 0,20$	$127,1 \pm 20,08$	$3,12 \pm 0,19$
	23	$20,4 \pm 0,01$	$7,47 \pm 0,10$	$97,6 \pm 15,7$	$4,63 \pm 0,40$
	25	$20,6 \pm 0,40$	$7,29 \pm 0,20$	$75,3 \pm 1,4$	$5,21 \pm 0,47$
	27	$20,0 \pm 0,17$	$7,51 \pm 0,10$	$77,3 \pm 0,35$	$3,82 \pm 0,33$
	29	$21,0 \pm 0,22$	$7,66 \pm 0,39$	$77,8 \pm 13,5$	$4,29 \pm 0,12$
	31	$20,5 \pm 0,10$	$7,22 \pm 0,23$	$58,7 \pm 1,3$	$4,36 \pm 0,40$

Tabela Suplementar 2. Parâmetros Abióticos medidos em microcosmos do tratamento com substrato rochoso de (Arenito) Temperatura da água em Graus Celsius; Condutividade elétrica da água em μS ; Concentração de Oxigênio Dissolvido em mg L^{-1} .

VARIÁVEIS ABIÓTICAS					
	Dias	Temperatura	pH	Condutividade elétrica	Oxigênio dissolvido
Substrato Rochoso Arenito	3	$21,48 \pm 0,13$	$7,3 \pm 0,12$	$49,9 \pm 19,07$	$4,8 \pm 0,49$
	5	$22,34 \pm 0,29$	$6,3 \pm 0,25$	$66,9 \pm 23,12$	$4,2 \pm 0,29$
	7	$23,6 \pm 0,12$	$6,4 \pm 0,17$	$63,3 \pm 12,61$	$4,3 \pm 0,27$
	9	$20,5 \pm 0,46$	$7,6 \pm 0,31$	$63,1 \pm 11,4$	$4,7 \pm 0,69$
	11	$21,12 \pm 0,19$	$7,6 \pm 0,13$	$62,8 \pm 12,71$	$4,3 \pm 0,17$
	13	$21,34 \pm 0,27$	$7,3 \pm 0,25$	$57,3 \pm 12,71$	$5,5 \pm 0,54$
	15	$20,58 \pm 0,08$	$8,2 \pm 0,11$	$50,9 \pm 9,72$	$4,9 \pm 0,59$
	17	$20,2 \pm 0,00$	$8,6 \pm 0,12$	$59,6 \pm 16,79$	$4,5 \pm 0,45$
	19	$20,2 \pm 0,07$	$8,6 \pm 0,10$	$59,1 \pm 17,23$	$4,6 \pm 0,47$
	21	$20,82 \pm 0,13$	$7,7 \pm 0,20$	$59,0 \pm 10,27$	$4,0 \pm 0,17$
	23	$20,36 \pm 0,19$	$7,5 \pm 0,13$	$69,4 \pm 24,59$	$4,5 \pm 0,54$
	25	$21,24 \pm 0,21$	$7,4 \pm 0,12$	$54,7 \pm 16,16$	$4,6 \pm 0,59$
	27	$20,22 \pm 0,08$	$7,4 \pm 0,11$	$76,5 \pm 12,51$	$4,5 \pm 0,26$
	29	$20,08 \pm 0,13$	$7,5 \pm 0,15$	$69,4 \pm 18,02$	$4,2 \pm 1,23$
	31	$20,54 \pm 0,46$	$7,3 \pm 0,23$	$46,8 \pm 9,95$	$4,4 \pm 0,80$
CONTROLE					
	Dias	Temperatura	pH	Condutividade elétrica	Oxigênio dissolvido
Substrato Rochoso Arenito	3	$21,0 \pm 0,35$	$7,3 \pm 0,14$	$30,9 \pm 0,25$	$5,0 \pm 0,22$
	5	$22,1 \pm 0,01$	$7,1 \pm 0,07$	$33,9 \pm 0,42$	$5,0 \pm 0,31$
	7	$22,6 \pm 0,42$	$7,2 \pm 0,77$	$33,7 \pm 3,30$	$4,9 \pm 0,21$
	9	$20,1 \pm 0,03$	$7,2 \pm 0,04$	$32,8 \pm 2,25$	$4,7 \pm 0,46$
	11	$21,3 \pm 0,21$	$7,3 \pm 0,18$	$30,2 \pm 0,21$	$4,3 \pm 0,10$
	13	$20,4 \pm 0,14$	$7,3 \pm 0,06$	$32,6 \pm 0,71$	$4,5 \pm 0,13$
	15	$21,4 \pm 0,28$	$7,4 \pm 0,10$	$32,9 \pm 0,64$	$4,7 \pm 0,09$
	17	$20,1 \pm 0,05$	$7,7 \pm 0,23$	$35,1 \pm 1,84$	$4,5 \pm 0,37$
	19	$20,6 \pm 0,69$	$7,4 \pm 0,11$	$35,1 \pm 1,34$	$4,9 \pm 0,40$
	21	$21,6 \pm 0,21$	$7,4 \pm 0,30$	$34,4 \pm 1,06$	$4,3 \pm 0,28$
	23	$21,0 \pm 0,14$	$7,2 \pm 0,47$	$40,8 \pm 1,77$	$4,4 \pm 0,35$
	25	$21,5 \pm 0,14$	$7,3 \pm 0,16$	$42,9 \pm 2,40$	$4,3 \pm 0,13$
	27	$20,9 \pm 0,21$	$7,5 \pm 0,09$	$50,7 \pm 0,64$	$4,3 \pm 0,65$
	29	$20,4 \pm 0,49$	$7,1 \pm 0,15$	$57,7 \pm 5,02$	$4,3 \pm 0,64$
	31	$21,0 \pm 0,31$	$7,3 \pm 0,23$	$63,8 \pm 6,43$	$3,7 \pm 0,06$

Tabela Suplementar 3. Parâmetros Abióticos medidos em microcosmos do tratamento com substrato rochoso (Granito); Temperatura da água em Graus Celsius; Condutividade elétrica da água em μS ; Concentração de Oxigênio Dissolvido em mgL^{-1} .

VARIÁVEIS ABIÓTICAS					
	Dias	Temperatura	pH	Condutividade elétrica	Oxigênio dissolvido
Substrato Rochoso Granito	3	$21,16 \pm 0,26$	$7,69 \pm 0,85$	$198,34 \pm 50$	$4,9 \pm 0,17$
	5	$20,68 \pm 0,47$	$7,36 \pm 0,61$	$318,24 \pm 280$	$4,3 \pm 0,84$
	7	$20,72 \pm 0,28$	$6,99 \pm 0,43$	$224,84 \pm 110$	$4,36 \pm 0,33$
	9	$21,58 \pm 0,25$	$6,4 \pm 0,25$	$124,1 \pm 34$	$4,82 \pm 0,50$
	11	$20,94 \pm 0,28$	$7,17 \pm 0,28$	$135,48 \pm 81$	$4,06 \pm 0,61$
	13	$21,54 \pm 0,55$	$6,67 \pm 0,55$	$105,7 \pm 23$	$4,66 \pm 0,53$
	15	$20,14 \pm 0,09$	$7,7 \pm 0,09$	$99,04 \pm 23$	$5,5 \pm 0,71$
	17	$20,38 \pm 0,08$	$7,05 \pm 0,08$	$137,78 \pm 58$	$4,36 \pm 0,43$
	19	$20,02 \pm 0,22$	$7,6 \pm 0,22$	$194,24 \pm 53$	$4,7 \pm 0,77$
	21	$20,24 \pm 0,11$	$7,7 \pm 0,11$	$81,8 \pm 18$	$4,0 \pm 0,34$
	23	$19,96 \pm 0,05$	$7,2 \pm 0,05$	$80,34 \pm 21$	$4,1 \pm 0,11$
	25	$19,98 \pm 0,22$	$7,16 \pm 0,22$	$84,24 \pm 15$	$4,9 \pm 0,36$
	27	$19,98 \pm 0,04$	$7,1 \pm 0,04$	$106,16 \pm 43$	$4,7 \pm 0,56$
	29	$19,86 \pm 0,13$	$7,4 \pm 0,13$	$112,34 \pm 23$	$4,4 \pm 0,26$
	31	$20,26 \pm 0,09$	$7,6 \pm 0,34$	596 ± 365	$4,2 \pm 0,15$
CONTROLE					
	Dias	Temperatura	pH	Condutividade elétrica	Oxigênio dissolvido
Substrato Rochoso Granito	3	$19,0 \pm 0,21$	$7,0 \pm 0,08$	$40,9 \pm 0,33$	$4,91 \pm 0,12$
	5	$21,1 \pm 0,15$	$7,3 \pm 0,02$	$45,4 \pm 0,37$	$5,0 \pm 0,09$
	7	$21,4 \pm 0,17$	$7,2 \pm 0,55$	$32,7 \pm 2,74$	$4,2 \pm 0,31$
	9	$20,1 \pm 0,08$	$7,2 \pm 0,06$	$32,8 \pm 2,28$	$4,7 \pm 0,19$
	11	$21,1 \pm 0,12$	$7,1 \pm 0,18$	$35,2 \pm 0,42$	$4,74 \pm 0,25$
	13	$20,7 \pm 0,09$	$7,1 \pm 0,03$	$36,6 \pm 0,51$	$4,56 \pm 0,39$
	15	$21,4 \pm 0,10$	$7,5 \pm 0,17$	$32,2 \pm 0,28$	$4,6 \pm 0,02$
	17	$20,1 \pm 0,08$	$7,6 \pm 0,21$	$33,1 \pm 1,27$	$4,3 \pm 0,32$
	19	$20,1 \pm 0,36$	$7,2 \pm 0,16$	$35,6 \pm 1,38$	$4,4 \pm 0,41$
	21	$21,6 \pm 0,21$	$7,2 \pm 0,30$	$33,5 \pm 1,04$	$4,7 \pm 0,21$
	23	$21,0 \pm 0,19$	$7,8 \pm 0,38$	$39,1 \pm 1,16$	$4,1 \pm 0,46$
	25	$21,5 \pm 0,04$	$7,1 \pm 0,26$	$44,3 \pm 1,87$	$4,8 \pm 0,11$
	27	$20,9 \pm 0,23$	$7,2 \pm 0,09$	$47,7 \pm 0,35$	$4,85 \pm 0,52$
	29	$20,4 \pm 0,55$	$7,1 \pm 0,18$	$52,8 \pm 3,86$	$4,4 \pm 0,58$
	31	$21,0 \pm 0,11$	$7,4 \pm 0,31$	$43,8 \pm 1,29$	$4,71 \pm 0,23$

Tabela Suplementar 4. Lista de táxons eclodidos dos sedimentos de lagoas temporárias com diferentes tipos de substratos.

Experimento de eclosão			
	Tipos de Substratos		
	Argila	Arenito	Granito
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse, 1851		X	X
<i>Anuraeopsis navicula</i> Rousselet, 1911		X	
Bdeloidea (não identificados)	X	X	X
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851		X	X
<i>Brachionus bidentata</i> Koste & Shiel, 1980	X	X	X
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	X		
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894			
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783		X	
<i>Brachionus variabilis</i> Hempel, 1896			
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832			
<i>Epiphanes macrourus</i> (Barrois & Daday, 1894)		X	
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)			
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)			
<i>Habrotrocha leitgebi</i> Donner, 1949		X	
<i>Hexarthra intermedia</i> (Hauer, 1953)		X	
<i>Hexarthra fenica</i> (Levander, 1892)	X		
<i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871)		X	X
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943			
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)		X	
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	X	X	X
<i>Lecane imbricata</i> (Carlin, 1939)			
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	X		
<i>Lecane monostila</i> (Daday, 1897)		X	X
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)			
<i>Lecane pusilla</i> Haring, 1914			
<i>Lecane unguata</i> (Gosse, 1887)			
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1786)	X	X	X
<i>Liliferotrocha subtilis</i> (Rodewald, 1940)			
<i>Philodina citrina</i> Ehrenberg, 1830		X	
<i>Philodina roséola</i> Ehrenberg, 1832		X	X
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1934		X	X
<i>Trichocerca heterodactyla</i> (Tschugunoff, 1921)			X
<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	X	X	
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)			
<i>Arcella hemisférica</i> Perty, 1852	X	X	
<i>Arcella vulgaris</i> Ehrenberg, 1830	X	X	X
<i>Arcella mitrata</i> Leidy, 1879	X		
<i>Diffflugia oblonga</i> Ehrenberg 1832		X	

<i>Diffflugia brevicula</i> Cash & Hopkinson, 1909	X		X
<i>Diffflugia acuminata</i> Ehrenberg, 1838	X	X	
<i>Diffflugia corona</i> Wallich, 1864		X	
<i>Diffflugia achlora</i> (Penard, 1902)	X	X	
<i>Centropyxis constricta</i> (Ehrenberg, 1841)	X		
<i>Centropyxis discoides</i> (Penard, 1890)		X	
<i>Centropyxis aculeata</i> (Ehrenberg, · 1832)		X	X
<i>Hyalosphenia</i> sp			
<i>Lesquereusia spiralis</i> (Ehrenberg, 1840)			
<i>Netzelia</i> sp			
Ostracoda (sp1)		X	X
Ostracoda (sp2)			X
Náuplio Conchostraca		X	X
Náuplio Anostraca		X	X
Copepodito de Calanoida	X	X	X
Copepodito de Cyclopoida		X	X
<i>Mesocyclops</i> sp1		X	
<i>Microcyclops</i> sp2	X	X	
<i>Thermocyclops</i> sp		X	
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	X	X	
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)			
Náuplio de Calanoida	X	X	X
Náuplio de Cyclopoida	X	X	X
Náuplio de Harpacticoida		X	X
<i>Notodiaptomus cearensis</i> (Wright S., 1936)	X		X
<i>Notodiaptomus iheringi</i> (Wright, 1935)	X	X	
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i>		X	
<i>Biapertura ossiani</i> Sinev (2020)			
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars 1886	X	X	X
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i> Müller, 1867		X	
<i>Chydorus pubensis</i> Sars 1901	X		X
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	X	X	X
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882			
<i>Karualona muelleri</i> (Richard, 1897)			X
<i>Leberis davidi</i> (Richard, 1895)			X
<i>Latonopsis australis</i> Sars, 1888		X	
<i>Macrothrix elegans</i> Sars, 1901			
<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine, 1820)		X	
<i>Macrothrix superaculeata</i> (Smirnov, 1982)			
<i>Moina micrura</i> Kurtz 1874	X	X	X
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)			
<i>Ovalona glabra</i> (Van Damme et al, 2010)			X
<i>Prendalona julietae</i> (Sinev, Sousa & Elmoor-Loureiro, 2023)			X
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)			
<i>Sarsilatona serricauda</i> Sars, 1901	X		X

**3.3. ARTIGO 3: AS TAXAS DE ECLOSÃO DO ZOOPLÂNCTON SÃO
NEGATIVAMENTE IMPACTADAS EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS
TEMPORÁRIOS DE PAISAGENS AGRÍCOLAS?**



Resumo

O zooplâncton dormente tem papel crucial na manutenção da diversidade em ambientes temporários. Através de experimentação em campo, este estudo investigou a dinâmica de eclosão desta comunidade em locais sob diferentes pressões antrópicas em região semiárida. As áreas de estudo foram categorizadas em três tipos: mais impactadas (produção de hortaliças com uso excessivo de agrotóxicos); moderadamente impactadas (atividade pecuária) e pouco impactadas (turismo ecológico). Ao longo de 31 dias de experimento, coletamos amostras a cada dois dias dos microcosmos. Identificamos a presença de organismos ativos, como conchóstracos, anostráceos e tecamebas, nas primeiras 48 horas, principalmente nos ambientes menos impactados, destinados ao turismo ecológico e pecuária. Microcrustáceos dos grupos Cladocera e Copepoda apresentaram pico de eclosão entre 8º e 14º dias, incluindo principalmente os náuplios e formas adultas de copépodos Cyclopoida e Calanoida. Nas áreas com plantação de hortaliças, náuplios e copepoditos de Cyclopoida foram predominantes. Os rotíferos foram encontrados nos três ambientes, com destaque para os Bdelloidea. As tecamebas, foram os organismos mais abundantes no ambiente mais impactado. Nossos resultados demonstram que a taxa de eclosão da comunidade zooplancônica dormente é negativamente afetada pelo tipo de pressão antrópica presente no ambiente. Essas descobertas fornecem uma compreensão mais ampla de como atividades humanas influenciam a dinâmica de eclosão da comunidade zooplancônica em áreas semiáridas. Esse conhecimento é crucial para a conservação e manejo adequado destes ecossistemas temporários, que funcionam como repositórios de biodiversidade destes grupos na biota regional.

Palavras-chave: lagoas temporárias, comunidade dormente, semiárido, banco de ovos

Introdução

Uma grande parte da superfície da Terra é ocupada por ambientes que sofrem influência de atividades antrópicas, como campos agrícolas e pastagens. Esses ecossistemas apresentam diferenças notáveis em relação a ambientes menos impactados, abrangendo vários aspectos relevantes em termos biológicos e ecotoxicológicos. (Ares, 2003). As mudanças nos padrões de uso da terra no mundo todo têm elevado a pressão antrópica sobre os ambientes naturais, e consequentemente produziram um conjunto de sérios problemas ambientais (Mello et al., 2020; Tchakonté et al., 2015; Zhang et al., 2013).

A intensificação do uso de terras agrícola pode causar o aumento da entrada de nutrientes e poluentes, como por exemplo os agrotóxicos, nos ambientes aquáticos (Extence et al., 2013; Egler et al., 2012; Quinn & Stroud, 2002), fatores esses que afeta a

comunidade aquática negativamente (Mueller et al., 2011; Vandewalle et al., 2010). Dentre as comunidades aquáticas de águas doces, a comunidade zooplanctônica se destaca por ser bastante sensível às mudanças na qualidade da água (sensibilidade a fatores como: baixa oxigenação, elevada condutividade, escassez de alimento e poluição por agrotóxicos (Silva et al., 2021) . Por esta razão é considerada um importante bioindicador de mudanças nos ambientes aquáticos (Cai et al., 2020).

Estas adversidades no habitat podem induzir a reprodução sexuada em alguns grupos do zooplâncton, como Rotífera e Cladocera, que por sua vez contribuem para a formação de ovos de resistência como um importante mecanismo de persistência das espécies (Koch et al., 2009; Slusarczyk et al., 2005). Diferentes estratégias adaptativas foram desenvolvidas pela comunidade zooplanctônica durante o processo evolutivo, sendo a produção de ovos de resistência a mais notável, pois permite a resiliência parcial ou total da comunidade zooplanctônica (Gyllstrom and Hansson 2004), mantendo a diversidade do ecossistema ainda que na forma críptica.

Os ovos produzidos sexualmente são encapsulados por um envelope protetor chamado efípio, no caso dos Cladocera, ou simplesmente ovos de resistência no caso dos Rotífera e Copepoda. Assim que são produzidos os ovos são depositados nos sedimentos do fundo, onde formam o banco de ovos dormentes (Hairston Jr et al., 2000). Estes ovos são um estoque de diversidade para a sobrevivência das populações por possuírem elevada resistência às condições desfavoráveis como dessecação, congelamento (Radzikowski, 2013), elevadas temperaturas e alta salinidade (Nielsen et al., 2012, 2015). Além disso, representam um excelente arquivo histórico da comunidade zooplanctônica (Brendonck and De Meester, 2003).

A maioria dos estudos sobre a comunidade zooplanctônica dormente avaliam quais são os fatores que inibem ou favorecem a eclosão dos ovos de resistência, sendo a maior parte por meio de experimentos em ambientes controlados (Chittapun et al., 2005; Coelho et al., 2021; Gerhard et al., 2017; Nielsen et al., 2012; Oskina et al., 2019; Portinho et al., 2021; Santangelo et al., 2014; Zhang et al., 2020). Contudo, estudos que avaliam como a taxa de eclosão da comunidade zooplanctônica é afetada por poluentes e modificação da cobertura vegetal em ambientes naturais são ainda incipientes (Coelho et al., 2021; Coors et al., 2009), e quando se restringe aos ambientes intermitentes em regiões semiáridas neotropicais essa incipiência se torna ainda maior.

Assim o presente estudo teve por objetivo investigar o efeito dos impactos antrópicos decorrentes de diferentes usos da terra sobre a diversidade em ecossistemas

temporários de água doce. Para isso foram selecionadas áreas com diferentes impactos (agricultura, pecuária e ecoturismo) e como bioindicadora a comunidade zooplancônica em sua forma ativa e a comunidade zooplancônica em sua forma dormente, sendo avaliado a diversidade, riqueza, densidade e dominância de organismo eclodidos. Nós levantamos as seguintes hipóteses. 1: As taxas de eclosão das estruturas de resistência de diversos grupos e espécies zooplancônicas são negativamente afetadas em ambientes com uso excessivo de agrotóxicos. 2: A composição das espécies que eclodem difere daquela das espécies ativas coletadas após os primeiros eventos de enchente. 3: Quanto maior o nível de impacto no ambiente, menor a riqueza, diversidade e dominância dos organismos que eclodem.

Material E Métodos

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na zona rural de Caetés (08° 46' 22" S e 36° 37' 22" O) localizado na porção meridional do planalto da Borborema, com distância de 240 km da cidade do Recife, do estado de Pernambuco. A vegetação predominante é de caatinga, com maior influência de matas secas e florestas semidecíduais, inserida na microbacia Hidrográfica do Rio São José (Oliveira et al., 2017)

Amostragens

A coleta do material biológico para o experimento ocorreu em lagoas intermitentes do semiárido brasileiro, em ambientes com diferentes pressões antrópicas: i) Saloá com uso da terra principalmente para plantação intensiva de hortaliças e com uso excessivo de insumos agrícolas; ii) Caetés com predominância de atividade pecuária e o iii) Parque Nacional do Catimbau situado na cidade de Buíque onde o turismo ecológico é a principal pressão antrópica. Foram amostradas 5 lagoas para cada tipo de pressão antrópica, totalizando 15 lagoas temporárias (Figura 1, Tabela 1)

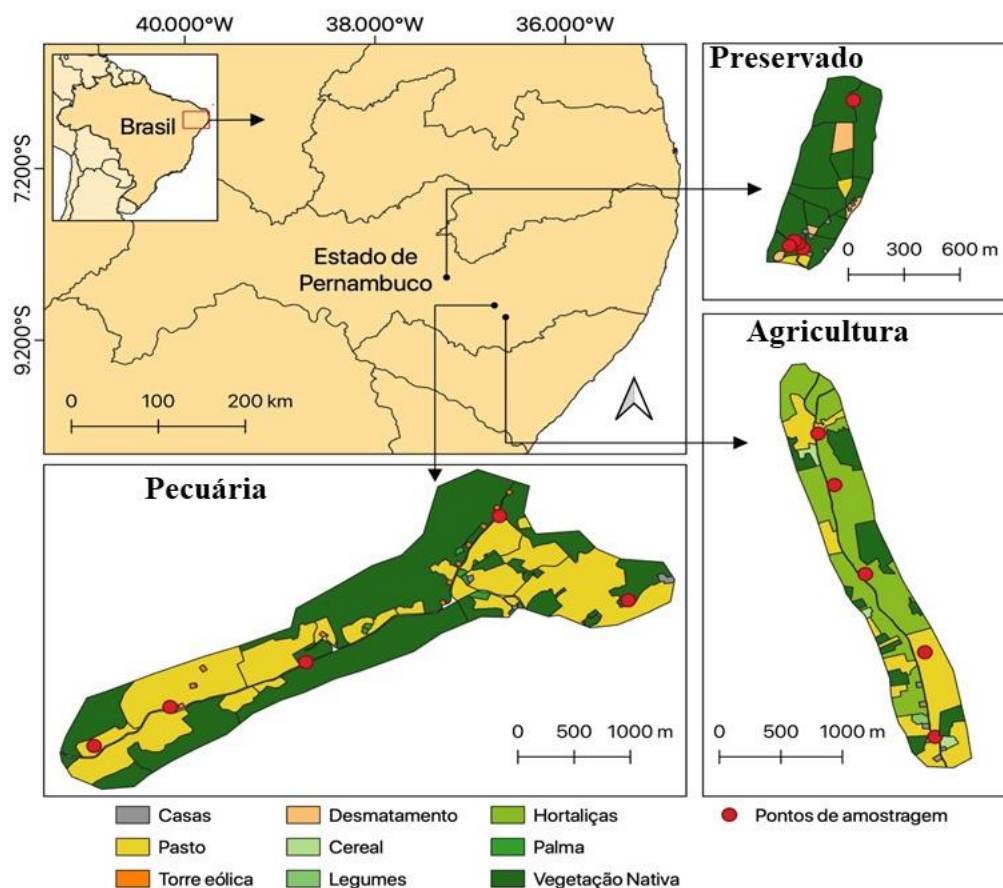


Figura 1. Georreferenciamento do uso e da ocupação do solo na área de entorno das lagoas temporárias onde as amostras de sedimentos foram coletadas.

Tabela 1. Porcentagem de uso e ocupação dos solos nas áreas de entorno das lagoas temporárias nos ambientes estudados no semiárido do Planalto de Borborema, Pernambuco, Brasil.

Tipo	Uso e ocupação do solo (%)		
	Pecuária	Preservado	Agricultura
Residências	0,63%	2,33%	2,65%
Desmatamento		7,42%	
Cereal			3,31%
Legumes			1,70%
Hortaliça			49,35%
Palma	0,83%		
Pasto	44,48%	3,50%	27,79%
Torre eólica	0,73%		
Vegetação Nativa	53,33%	86,74%	15,20%

Amostragem de Sedimentos

Os sedimentos utilizados para o experimento de eclosão foram provenientes de 15 lagoas temporárias situadas em locais submetidos a diferentes pressões antrópicas em relação ao uso da terra, sendo amostradas 5 lagoas para cada tipo de pressão antrópica.

Os sedimentos foram coletados em: 1) Saloá, onde o principal uso da terra é a plantação intensiva de hortaliças com uso excessivo de insumos agrícolas; 2) Caetés, cuja pressão antrópica predominante é a atividade pecuária e 3) Parque Nacional do Catimbau, situado no município de Buíque, onde o turismo ecológico é a principal pressão antrópica.

As coletas foram realizadas na camada superficial do sedimento em uma área de 8 centímetros de diâmetro, sendo retirados os primeiros três centímetros de sedimento, uma vez que essa fração corresponde ao banco de ovos em repouso (Cáceres and Tessier, 2004; De Stasio, 1990). Em cada lagoa foram coletadas 4 amostras de sedimento, as quais foram preservadas em potes de poliestireno, no escuro, até o momento dos experimentos, quando as quatro amostras foram unificadas para abranger melhor a comunidade dormente de cada poça nos experimentos de eclosão.

Experimento de Eclosão

O experimento de eclosão dos ovos de resistência foi desenvolvido em ambiente natural. Para isso foi selecionada uma poça temporária de médio porte com profundidade aproximada de quatro metros e vinte metros de comprimento; na região litorânea da poça com profundidade de 70 cm, um flutuador de madeira com garrafas pet acopladas para auxiliar na flutuação foi montado, e nele foram amarrados os microcosmos de polietileno com capacidade de 5L (Figura 2).

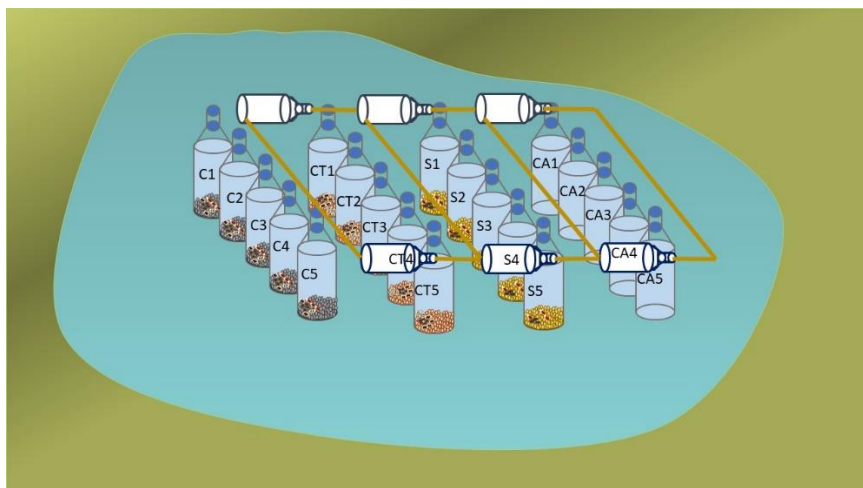


Figura 2. Representação gráfica do experimento de eclosão da comunidade dormiente proveniente do sedimento de lagoas temporárias com diferentes pressões antrópicas Pecuária = Preservado = CT, Agricultura = CA.

A partir das amostras unificadas foram extraídas as subamostra de 100 g as quais foram colocadas em microcosmos de 5L, todos cheios anteriormente com água da chuva filtrada em rede de plâncton com abertura de malha de 20 μ m, os microcosmos foram divididos em quatro tratamentos: tratamento 1: água da chuva filtrada com sedimento das lagoas temporárias de Saloá; tratamento 2: água da chuva filtrada com sedimento das lagoas temporárias de Caetés; tratamento 3: água da chuva filtrada com sedimento das lagoas temporárias do Vale do Catimbau e tratamento 4: com apenas água filtrada utilizada no experimento, com 5 repetições por tratamento. Durante o período de experimentação as variáveis abióticas foram aferidas sempre no período diurno, foram amostrados os valores de temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e condutividade utilizando uma sonda multiparamétrica YSI PROQUATRO. (Tabela Suplementar 1, 2 e 3)

Para identificação dos organismos eclodidos, e para evitar que os organismos eclodidos morram antes de serem identificados e quantificados ou que ocorra reprodução partenogenética a cada 48 horas o volume de água dos microcosmos foi filtrado em rede planctônica com malha de 45 μ m de abertura. O material biológico retido na rede foi identificado em câmara quadriculada com capacidade para 10 ml.

Com a intenção de verificar se a comunidade eclodida era semelhante a comunidade ambiental, foram feitas amostragens na coluna d'água de cada poça em cada gradiente ambiental, no primeiro mês após o início das chuvas, em cada poça foi filtrado 50 litros de água através de rede planctônica com abertura de malha de 45 μ m o material biológico foi fixado com formaldeído a 4% em potes de polietileno com capacidade de 200 ml, todas as amostras foram analisadas integralmente. Os táxons foram identificados até o menor nível possível com auxílio de literatura específica (*e.g.* Koste and Voigt, 1978; Elmoor-Loureiro, 1997; Ueda *et al.*, 2003; Perbiche-Neves *et al.*, 2015).

Análises Estatísticas

Para avaliar e comparar as diferenças significativas nas taxas de eclosão dos taxos em cada tratamento aplicamos o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Uma análise de variância multivariada (PERMANOVA) foi aplicada com o intuito de verificar a

ocorrência de diferenças na composição da comunidade zooplanctônica eclodida em cada tratamento, outra (PERMANOVA) também foi aplicada com a finalidade de verificar se a composição dos organismos eclodidos foi similar aos organismos coletados no ambiente natural. A fim de representar graficamente essas diferenças foi utilizada a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS, “Non-metric Multi-Dimensional Scaling”). A análise foi feita por meio da matriz de similaridade de Jaccard e os dados de presença e ausência das espécies ocorrendo nas amostras, sendo esses transformados em $[\log (x+1)]$.

Os índices de diversidade foram obtidos através da série de Hill, utilizando os dados de densidade de organismos eclodidos em cada tratamento, com o intuito de verificar se houve mudanças nesses componentes de diversidade. A série de Hill define três medidas principais de diversidade taxonômica: riqueza, diversidade (Índice de Shannon-Wiener corrigido) e de dominância (Índice de Simpson) (Chao et al., 2014b). Esta métrica inclui as três principais medidas de diversidade taxonômica: riqueza $q=0$, diversidade (Shannon corrigido $q=1$) e dominância (Simpson $q=2$) (Chao et al., 2014b). Em $q=0$ todas as espécies têm o mesmo peso, incluindo as espécies raras; em $q=1$ nenhuma espécie é favorecida, as espécies raras e comuns são pesadas por sua frequência na comunidade; para $q=2$ as espécies mais abundantes são favorecidas. Essa análise foi desenvolvida por meio do pacote iNEXT (Hsieh et al., 2016). Todas as análises foram realizadas utilizando o software R (R Development Core Team 2020).

Resultados

Observou-se a eclosão de 56 taxons e 7 formas juvenis de microcrustáceos pertencentes a seis grupos Anostraca, Cladocera, Conchostraca, Ostracoda, Rotifera e Tecameba (Tabela Suplementar A.4). Os táxons eclodidos durante o experimento apresentaram padrões e tempo de eclosão variados. As formas juvenis de Conchostraca e Anostraca e Thecameba *Arcella vulgaris*, *Diffugia acuminata* e *Diffugia brevicola*, foram os primeiros organismos a serem observados em estado ativo nas primeiras 48 horas do experimento, principalmente nas amostras dos ambientes com atividade de pecuária e de turismo ecológico; no dia 5 eclodiram os rotíferos principalmente de espécies pertencentes à Classe Bdelloidea.

Estes foram observados em maior quantidade sobretudo em amostras de ambientes localizados em áreas com menor uso de insumos agrícolas. Dentro desse grupo

só foi possível a identificação de duas espécies, *Philodina citrica* e *Philodina roseola*. Os demais táxons foram identificados apenas em nível de Classe. Entre os dias 8 a 14 os microcrustáceos dos grupos Cladocera e Copepoda eclodiram ou passaram ao estado ativo em todos os ambientes, surgindo náuplios e formas adultas de copépodos Cyclopoida e Calanoida (*Thermocyclops decipiens*, *Microcyclops* sp e *Notodiaptomus iheringi*), oriundas de estruturas de diapausa. (Figura 3, Figura 4)

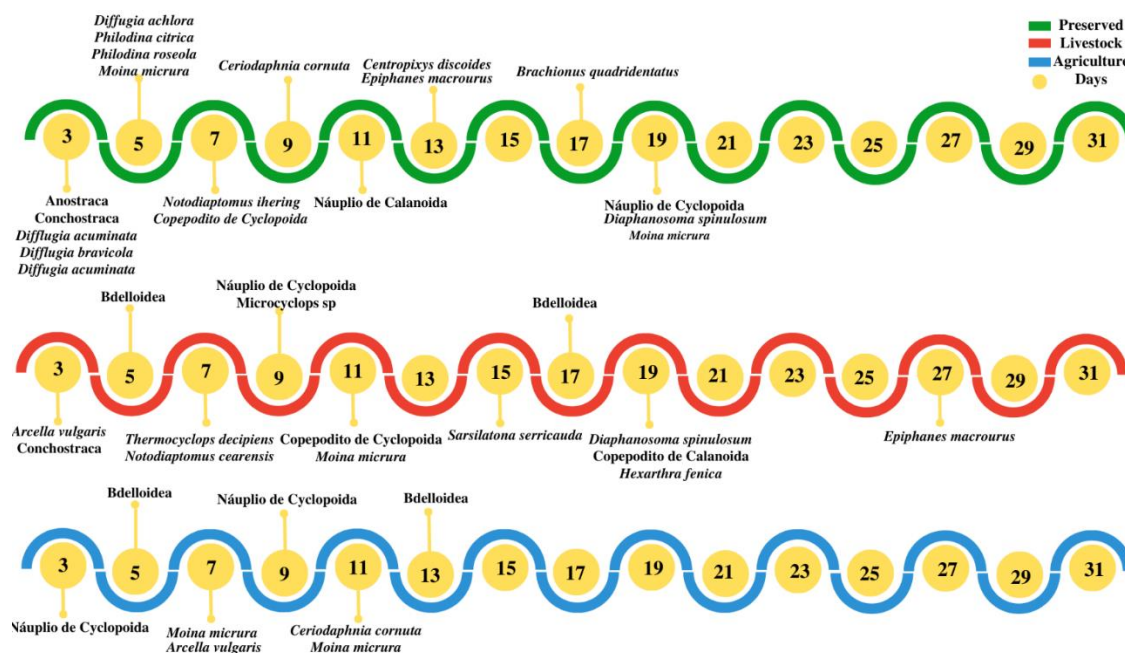


Figura 3. Linha do tempo das espécies emergentes a partir de amostras de sedimentos das lagoas com influência de diversas atividades antrópicas.

Os náuplios e copepoditos de Cyclopoida foram observados predominantemente em amostras dos ambientes com atividades de pecuária e agricultura apresentando maior densidade em comparação ao ambiente que apresenta principal atividade turismo ecológico, já os náuplios de calanoida e as formas adultas só foram observados em áreas onde existe atividade pecuária e de turismo ecológico. Dentre os Cladocera eclodiram 14 espécies, com destaque para *Ceriodaphnia cornuta*, *Ceriodaphnia* sp, *Diaphanosoma spinulosum*, *Moina micrura* e *Sarsilatoa serricauda*, que apresentaram maior densidade de eclosão entre os cladóceros, embora que *Ceriodaphnia cornuta*, *Diaphanosoma spinulosum* e *Moina micrura* foram espécies observadas em todos os ambientes, enquanto *Ceriodaphnia* sp foi exclusiva do ambiente utilizado para turismo ecológico e *Sarsilatoa serricauda* apenas em Caetés, área onde ocorre atividade pecuária (Figura 1, Figura 4 Tabela 1)

intermediária com 29 táxons e diversidade de 20,653 enquanto a de Saloá apresentou a menor riqueza, com 11 táxons eclodidos e diversidade de 6,427 (Figura 5 e Tabela Suplementar 4).

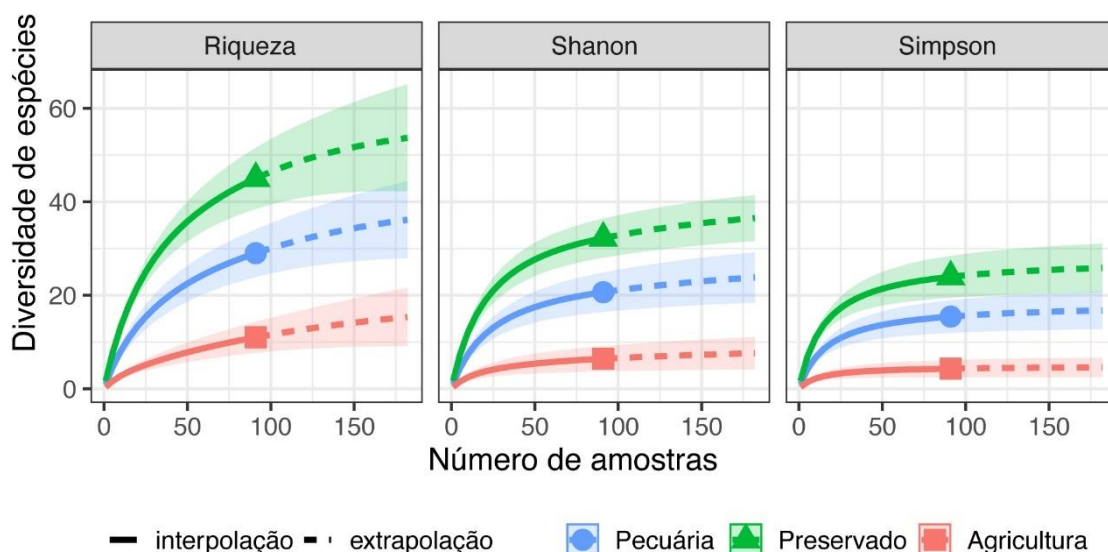


Figura 5. Valores dos Índices de diversidade obtidos através da série de Hill para a comunidade zooplancônica de lagoas temporárias na região semiárida nordestina em ambientes sob diferentes graus de pressão antrópica (Caetés: pecuária; Catimbau: preservado; e Saloá: agricultura). (0) é a riqueza observada (1) a diversidade expressa pelo índice de Shannon-Wiener e (2) a diversidade expressa pelo índice de Simpson.

Foi possível constatar através do resultado do teste de Kruskal-Wallis que há diferenças significativas ($p = 0,007$) na taxa de eclosão dos organismos entre as três categorias de ambiente. A diferença entre a riqueza de espécies eclodidas foi numericamente significativa, com algumas oscilações nas amostras dos ambientes com Pecuária e o Preservado, se mantendo até o dia 24 quando não foram mais observados novos organismos eclodidos. Já a densidade de eclosão no ambiente com agricultura foi relativamente baixa em todos os períodos do experimento, como mostrado pelo gráfico (Figura 6), a taxa de indivíduos eclodidos foi maior no início e no meio do experimento respectivamente nos dias (3 a 5) se manteve estável até os dias (13 a 17), onde houve um pico de eclosão nas amostras de Pecuária e Preservado, diferente dos demais ambientes Saloá não apresentou picos de eclosão e se manteve estável quanto ao número de indivíduos eclodidos (Figura 6).

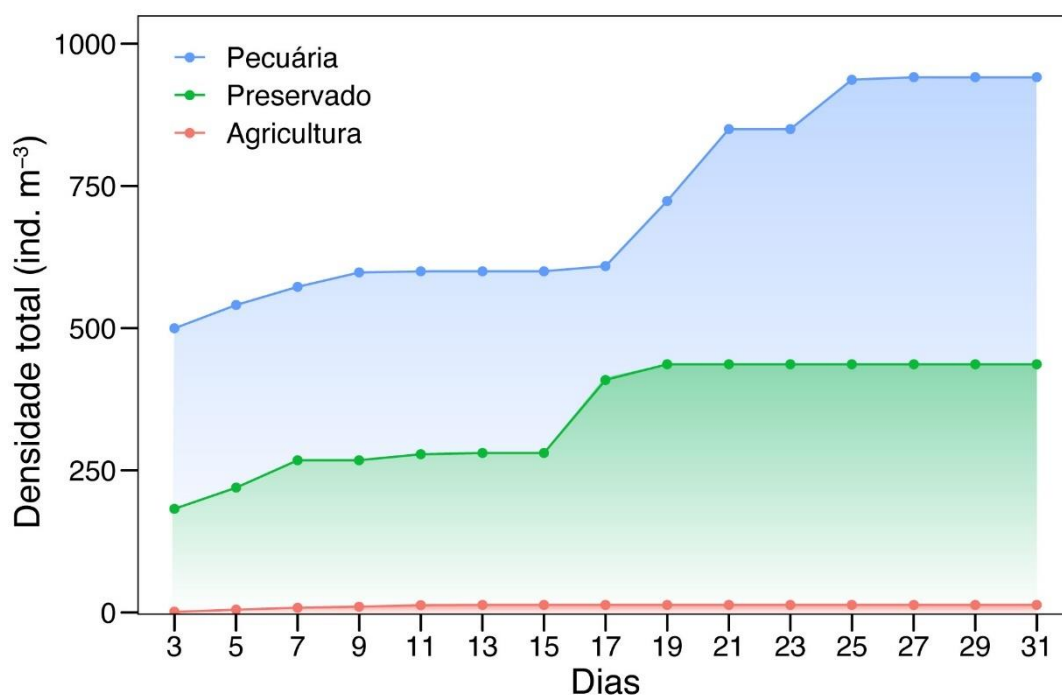


Figura 6. Densidade total de organismos zooplancônicos eclodidos ao longo do período amostrado. Cada número representa a sequência dos dias amostrados.

Os resultados mostraram que nas lagoas temporárias submetidas a tipos diferentes de impacto antrópico as comunidades eclodidas diferiram significativamente (PERMANOVA; $p < 0,001$) (Figura 7). Também observamos que as comunidades eclodidas diferiram das comunidades coletadas no ambiente no início do período chuvoso (PERMANOVA; $p < 0,001$). Com base na representação gráfica da NMDS (Figura 8), observou-se que, para as três categorias de antropização as comunidades eclodidas diferem quanto à composição, além de se observar que a comunidade eclodida é diferente da ambiental, pois não foi possível observar agrupamentos entre os ambientes.

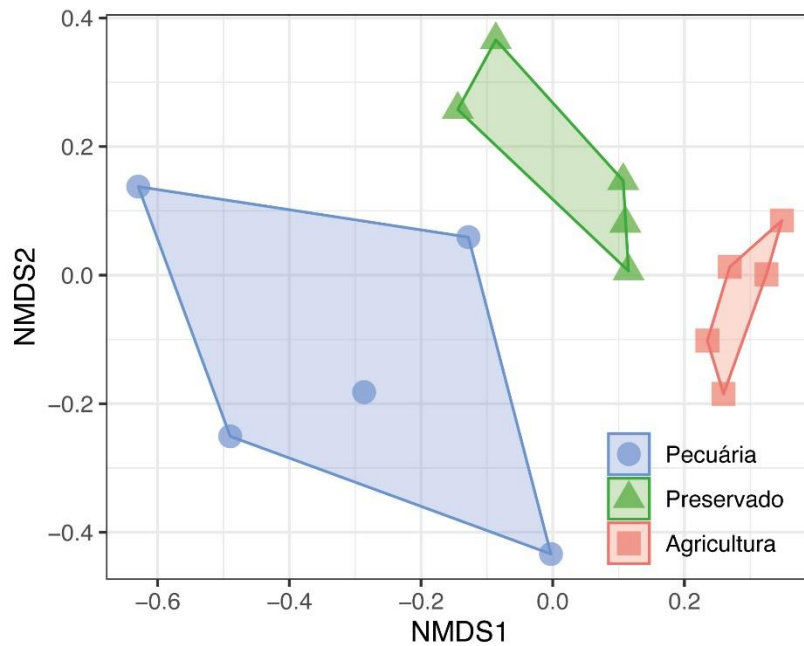


Figura 7. Diagramas de ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) das poças temporárias em localidades com diferentes usos da terra, resultando em diferentes impactos. Catimbau: Preservado; Caetés; Pecuária; Saloá: Agricultura. O valor de estresse obtido por esta análise foi de 0,18% ($p < 0,01$), que corresponde a uma variância explicada de 98,77%, indicando que o diagrama é satisfatório para interpretação.

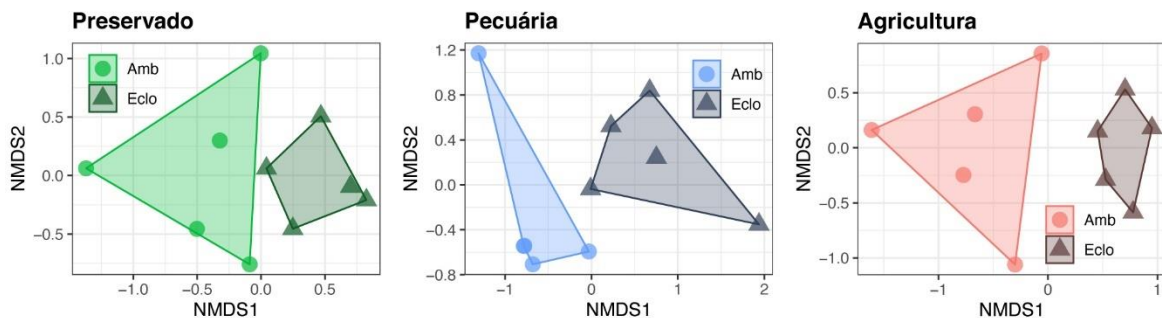


Figura 8. Diagramas de ordenação não-métrica multidimensional (nMDS) comparando os organismos eclodidos com os organismos encontrados nas coletas ambientais. Ambiente = amb; eclodidos = eclo. Catimbau: Preservado; Caetés; Pecuária; Saloá: Agricultura. O valor de estresse obtido por esta análise foi de 0,19% ($p < 0,01$), que corresponde a uma variância explicada de 96,71%, indicando que o diagrama é satisfatório para interpretação.

Discussão

No presente estudo obtivemos dados sobre a eclosão da comunidade zooplancônica dormente de lagoas temporárias localizadas em uma região semiárida da zona tropical, com diferentes tipos de uso e/ou ocupação do solo: (Preservado, Pecuária e Agricultura). Nossos resultados demonstram que taxas de eclosão, de riqueza e de diversidade da comunidade zooplancônica em repouso foram afetados diferentemente de acordo com o uso e ocupação do solo. Sob as três condições estudadas eclodiram

comunidades distintas, sendo que, quanto mais impactado o ambiente, mais reduzidos foram os valores para os atributos ecológicos (Figura 4, Figura 6). Esse padrão apoia nossas hipóteses 1: As taxas de eclosão das estruturas de resistência de diversos grupos e espécies zooplancônicas são negativamente afetadas em ambientes com uso excessivo de agrotóxicos. 2: A composição das espécies que eclodem difere daquela das espécies ativas coletadas após os primeiros eventos de enchente. 3: Quanto maior o nível de impacto no ambiente, menor a riqueza, diversidade e dominância dos organismos que eclodem. Estudos anteriores realizados em lagoas temporárias, em distintas regiões e sob diversas condições abióticas, apresentaram resultados convergentes. Por exemplo, Medeiros et al. (2019) investigaram poças temporárias preservadas e impactadas, revelando que as poças preservadas exibiram alta riqueza e diversidade, particularmente no que diz respeito a microcrustáceos. Em contrapartida, as poças impactadas demonstraram dominância de rotíferos. Nossos próprios estão alinhados com essa tendência, já que observamos uma prevalência maior de rotíferos nas poças mais afetadas, enquanto as situadas em ambientes menos perturbados foram caracterizadas por uma predominância de microcrustáceos.

Resultados semelhantes foram observados para a comunidade zooplancônica em poças temporárias impactadas, conforme relatado por Zadereev et al. (2019). Nesse estudo, a análise da comunidade zooplancônica em estágio de diapausa, em poças temporárias cujos sedimentos estavam contaminados por diversas substâncias tóxicas, revelou que os compostos nocivos não apenas afetaram diretamente os ovos em diapausa (impactando, por exemplo, a eficácia da reativação), mas também exerceram influência sobre os parâmetros do ciclo de vida dos organismos ativos que eclodiram a partir dos ovos expostos a essas substâncias prejudiciais.

Dos sedimentos das lagoas do ambiente mais preservado (Parque Nacional do Catimbau) eclodiram comunidades zooplancônicas com maior riqueza e diversidade de espécies em comparação aos demais; além disso, estas comunidades tiveram maior representatividade de microcrustáceos (cladóceros e copépodos). A predominância de vegetação nativa nesse ambiente pode ser a causa dessa riqueza e diversidade elevada. Naiman & Décamps (1997) e Williams (2005) mostraram que a vegetação no entorno dos corpos de água atua como barreira protegendo os ecossistemas aquáticos de impactos ambientais, além de fornecerem matéria orgânica na forma de folhas, troncos e frutos, os

quais fornecem alimento e funcionam como micro-habitat para a fauna aquática proporcionando um ambiente mais estável.

No tratamento com predominância de pecuária os valores dos índices de riqueza e diversidade foram medianos. Contudo, a densidade de organismos eclodidos foi elevada (Figura 5 e 6). A maior densidade decorre provavelmente da maior disponibilidade de alimentos, pois ambientes desmatados ou com vegetação de pequeno porte permitem a lixiviação de componentes orgânicos para o meio aquático. Em áreas de pecuária os componentes orgânicos são constituídos principalmente pelas fezes de animais e fertilizantes utilizados no crescimento do pasto (Li et al., 2015; Merten and Minella, 2013; Schiesari et al., 2023), que promovem o enriquecimento do meio por nutrientes e consequente aumento da biomassa algal (Youlton et al., 2016), o principal alimento para a comunidade zooplancônica. Maior disponibilidade de alimento provavelmente resulta em maior produção de ovos de resistência (Brendonck and De Meester, 2003).

Também observamos que nas lagoas temporárias inseridas na região mais impactada pela agricultura a dinâmica da eclosão do banco de ovos da comunidade zooplancônica foi seletivamente alterada. A diminuição da riqueza e diversidade de espécies das estruturas de repouso da comunidade zooplancônica nas lagoas temporárias imersas em áreas de agricultura em comparação com as dos ambientes menos impactados, está provavelmente associada ao excesso de compostos tóxicos no sedimento. Estudos recentes (Gutierrez et al., 2017; Portinho et al., 2021, 2018), mostraram que a exposição da comunidade zooplancônica em repouso a compostos tóxicos como o pesticida glifosato inviabilizaram a eclosão dos ovos de resistência.

Notamos que as espécies eclodidas durante o experimento diferem em relação às espécies que foram coletadas no ambiente durante a fase de restabelecimento das lagoas durante o enchimento (Tabela suplementar 4, Figura 8). Essa diferença foi muito mais expressiva no ambiente impactado por agricultura (Figura 8). Esse fato pode ter ocorrido devido à mortalidade precoce da comunidade ativa que ocasionou o decaimento da comunidade em repouso, por terem morrido antes mesmo de chegar em sua fase reprodutiva (Beal and Anderson, 1993; Dalu et al., 2015), ou em consequência da diminuição na produção dos ovos de resistência (Navis et al., 2018; Olmstead and LeBlanc, 2001; Saika et al., 2006).

Os rotíferos apresentaram densidade e riqueza elevada em todos os tratamentos durante todo período do experimento (Figura 2), contudo, foram as comunidades dos ambientes menos impactados, as que apresentaram maior riqueza de espécies. Nas comunidades zooplantônicas do ambiente com predominância de agricultura os rotíferos da Classe Bdelloidea tiveram maior representatividade, pois esses organismos possuem um potencial reprodutivo maior em comparação com os cladóceros e copépodes (Gyllstrom and Hanson, 2004). Os rotíferos são organismos oportunistas que possuem elevada resistência e adaptabilidade a ambientes amplamente impactados (De-Carli et al., 2018; Gladyshev and Meselson, 2008; Zeng et al., 2020).

Diferentemente dos rotíferos, os maiores valores de riqueza para os cladóceros só foram observados nos ambientes menos impactados. Em contrapartida a densidade desses organismos foi baixa nesses ambientes. O padrão de riqueza que encontramos está em conformidade com outros estudos que avaliaram a eclosão de ovos de resistência de cladóceros em condições de estresse (Santangelo et al., 2014). Nesse estudo foi observado que a exposição de ovos de resistência a elevados teores de salinidade matou ou inibiu a eclosão dos cladóceros, em comparação aos rotíferos. O efeito da elevada temperatura (Nielsen et al., 2012) e elevada salinidade na taxa de eclosão dos ovos e riqueza de Cladocera (Nielsen et al., 2015) poderiam ser duas condições que motivaram a baixa densidade destes organismos no nosso experimento, uma vez que ambientes temporários do semiárido brasileiro apresentam elevado teor de salinidade (Ab'Sáber, 1999), e temperatura acima de 28 graus (Lacerda, 2003). Essas condições podem ter inibido a eclosão de mais espécies deste grupo.

Os náuplios e copepoditos de Cyclopoida tiveram alta taxa de eclosão apenas nos microcosmos com sedimento das lagoas temporárias provenientes do ambiente com atividade pecuária. Copépodes desse grupo por possuírem hábito alimentar raptorial e serem preferencialmente predadores intra-zooplantônicos, mas com a capacidade de capturar e consumirem alga fitoplantônicas, acabam predominando em ambientes aquáticos à medida que eles se tornam mais eutrofizados (Gutierrez et al., 2018; Matsumura-Tundisi and Galizia Tundisi, 2003; Nogueira et al., 2008; Obertegger and Manca, 2011). Esse fator ocorre de maneira natural em ambientes temporários devido à elevada produção orgânica de algas e macrófitas em muitas lagoas temporárias e à decomposição, liberação e acúmulo de nutrientes que ocorre a cada ciclo anual de formação (enchimento) e desaparecimento dos mesmos (Lazzaro et al., 2003; Mozley,

1944; Sara Sassa et al., 2018). Dessa forma a produção de ovos de resistência desse grupo pode ter sido mais acentuada nesse ambiente.

Também observamos a eclosão de Tecamebas testáceas. Esses organismos apresentaram maior riqueza no ambiente preservado, mas em contrapartida a densidade foi baixa. O contrário ocorreu nos ambientes mais impactados, onde a riqueza foi baixa e a densidade foi elevada. Estudos realizados por (Schwind et al., 2017; Tito, and Schwind, 2021), relatam que esses organismos são bons bioindicadores da qualidade da água, pois possuem uma baixa tolerância às concentrações elevadas de nutrientes no meio aquático, essa tolerância baixa impede que organismos testáceos colonizem ambientes antropizados e isso consequentemente afeta o atributo de riqueza desses organismos (Schwind et al., 2017).

Conclusões

Nosso estudo evidencia como a comunidade zooplanctônica dormente responde a diferentes tipos de uso e ocupação do solo. Os resultados obtidos nesse estudo sugerem que a comunidade dormente é afetada negativamente em ambiente com diferentes culturas agrícolas com uso excessivo de pesticidas, o que acarreta o comprometimento da diversidade da comunidade zooplanctônica, alterando as interações tróficas em corpos de águas impactados. As baixas taxas de eclosão podem ocasionar uma baixa dispersão das estruturas de resistência afetando negativamente a dinâmica trófica e os serviços ecossistêmicos de provisão, ecoturismo, estocagem de carbono, dentre outros, prestados pelas lagoas temporárias em nível regional.

Referências

- A. Extence, C., P. Chadd, R., England, J., J. Dunbar, M., J. Wood, P., D. Taylor, E., 2013. THE ASSESSMENT OF FINE SEDIMENT ACCUMULATION IN RIVERS USING MACRO-INVERTEBRATE COMMUNITY RESPONSE: MACRO-INVERTEBRATE ASSESSMENT OF FINE SEDIMENT ACCUMULATION. *River Res. Applic.* 29, 17–55. <https://doi.org/10.1002/rra.1569>
- Ab'Sáber, A.N., 1999. Sertões e sertanejos: uma geografia humana sofrida. *Estud. av.* 13, 7–59. <https://doi.org/10.1590/S0103-40141999000200002>
- Almeida, V.L. dos S., Larrazábal, M.E.L. de, Moura, A. do N., Melo Júnior, M. de, 2006. Rotífera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 96, 445–451. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212006000400009>
- Almeida, Vls., Dantas, Êw., Melo-Júnior, M., Bittencourt-Oliveira, Mc., Moura, An., 2009. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brazil. *Braz. J. Biol.* 69, 57–65. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000100007>
- Al-Shami, S.A., Heino, J., Che Salmah, M.R., Abu Hassan, A., Suhaila, A.H., Madrus, M.R., 2013. Drivers of beta diversity of macroinvertebrate communities in tropical forest streams: *The drivers of macroinvertebrate beta diversity*. *Freshwater Biology* 58, 1126–1137. <https://doi.org/10.1111/fwb.12113>
- Anas, M.U.M., Meegahage, B.J., Evans, M.S., Jeffries, D.S., Wissel, B., 2017. Scale-dependent effects of natural environmental gradients, industrial emissions and dispersal processes on zooplankton metacommunity structure: Implications for the bioassessment of boreal lakes. *Ecological Indicators* 82, 484–494. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.035>
- Anusa, A., Ndagurwa, H., Magadza, C., 2012. The influence of pool size on species diversity and water chemistry in temporary rock pools on Domboshawa Mountain, northern Zimbabwe. *African Journal of Aquatic Science* 37, 89–99. <https://doi.org/10.2989/16085914.2012.666378>
- Ares, J., 2003. Time and space issues in ecotoxicology: Population models, landscape pattern analysis, and long-range environmental chemistry. *Environ Toxicol Chem* 22, 945–957. <https://doi.org/10.1002/etc.5620220501>
- Bacca, R.C., Pires, M.M., Moreira, L.F.B., Stenert, C., Maltchik, L., 2021. The role of environmental and spatial factors in the assembly of aquatic insect communities in southern Brazilian temporary ponds. *Austral Ecology* 46, 228–238. <https://doi.org/10.1111/aec.12972>

- Bagella, S., Caria, M.C., 2012. Diversity and ecological characteristics of vascular flora in Mediterranean temporary pools. *Comptes Rendus Biologies* 335, 69–76. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2011.10.005>
- Barrett, S.C.H., Eckert, C.G., Husband, B.C., 1993. Evolutionary processes in aquatic plant populations. *Aquatic Botany* 44, 105–145. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(93\)90068-8](https://doi.org/10.1016/0304-3770(93)90068-8)
- Bartram, J., Chorus, I. (Eds.), 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*, 0 ed. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781482295061>
- Bazzanti, M., Coccia, C., Giuseppina Dowgiallo, M., 2010. Microdistribution of macroinvertebrates in a temporary pond of Central Italy: Taxonomic and functional analyses. *Limnologica* 40, 291–299. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.10.006>
- Beal, DeborahL., Anderson, RichardV., 1993. Response of zooplankton to rotenone in a small pond. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 51. <https://doi.org/10.1007/BF00192171>
- Bramm, M.E., Lassen, M.K., Liboriussen, L., Richardson, K., Ventura, M., Jeppesen, E., 2009. The role of light for fish-zooplankton-phytoplankton interactions during winter in shallow lakes - a climate change perspective. *Freshwater Biology* 54, 1093–1109. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02156.x>
- Brendonck, L., De Meester, L., 2003. Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia* 491, 65–84. <https://doi.org/10.1023/A:1024454905119>
- Buxton, M., Nyamukondiwa, C., Dalu, T., Cuthbert, R.N., Wasserman, R.J., 2020. Implications of increasing temperature stress for predatory biocontrol of vector mosquitoes. *Parasites Vectors* 13, 604. <https://doi.org/10.1186/s13071-020-04479-3>
- Byron, E.R., 1982. The Adaptive Significance of Calanoid Copepod Pigmentation: A Comparative and Experimental Analysis. *Ecology* 63, 1871. <https://doi.org/10.2307/1940127>
- Cabral, C.R., Diniz, L.P., Da Silva, A.J., Fonseca, G., Carneiro, L.S., De Melo Júnior, M., Caliman, A., 2020. Zooplankton species distribution, richness and composition across tropical shallow lakes: A large scale assessment by biome,

- lake origin, and lake habitat. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 56, 25.
<https://doi.org/10.1051/limn/2020023>
- Cáceres, C.E., Tessier, A.J., 2004. Incidence of diapause varies among populations of *Daphnia pulicaria*. *Oecologia* 141, 425–431. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1657-5>
- Cai, W., Xia, J., Yang, M., Wang, W., Dou, C., Zeng, Z., Dong, S., Sheng, L., 2020. Cross-basin analysis of freshwater ecosystem health based on a zooplankton-based Index of Biotic Integrity: Models and application. *Ecological Indicators* 114, 106333. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106333>
- Chao, A., Chiu, C.-H., Jost, L., 2014a. Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 45, 297–324. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540>
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M., 2014b. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chittapun, S., Pholpunthin, P., Segers, H., 2005. Restoration of Tropical Peat Swamp Rotifer Communities after Perturbation: an Experimental Study of Recovery of Rotifers from the Resting Egg Bank. *Hydrobiologia* 546, 281–289. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4209-z>
- Coelho, P.N., Paes, T.A.S.V., Maia-Barbosa, P.M., dos Santos-Wisniewski, M.J., 2021. Effects of pollution on dormant-stage banks of cladocerans and rotifers in a large tropical reservoir. *Environ Sci Pollut Res* 28, 30887–30897. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12751-x>
- Compte, J., Montenegro, M., Ruhí, A., Gascón, S., Sala, J., Boix, D., 2016. Microhabitat selection and diel patterns of zooplankton in a Mediterranean temporary pond. *Hydrobiologia* 766, 201–213. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2455-2>
- Cooper, J.W., 1992. Seasonal pools — an overlooked invertebrate habit. *Biological Conservation* 59, 273. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)90621-S](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)90621-S)
- Coors, A., Vanoverbeke, J., De Bie, T., De Meester, L., 2009. Land use, genetic diversity and toxicant tolerance in natural populations of *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology* 95, 71–79. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2009.08.004>

- Cunha, D.G.F., Calijuri, M. do C., Lamparelli, M.C., 2013. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tr}). *Ecological Engineering* 60, 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>
- Dalu, T., Wasserman, R.J., Jordaan, M., Froneman, W.P., Weyl, O.L.F., 2015. An Assessment of the Effect of Rotenone on Selected Non-Target Aquatic Fauna. *PLoS ONE* 10, e0142140. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0142140>
- De Oliveira, R.F., De Araujo Lira, A.F., Zaffaroni-Caorsi, V., De Moura, G.J.B., 2023. Wind farm noise and anuran diversity patterns: a case study in Brazilian seasonal dry tropical forest. *Bioacoustics* 1–12. <https://doi.org/10.1080/09524622.2023.2204325>
- De Stasio, B.T., 1990. The role of dormancy and emergence patterns in the dynamics of a freshwater zooplankton community. *Limnol. Oceanogr.* 35, 1079–1090. <https://doi.org/10.4319/lo.1990.35.5.1079>
- De-Carli, B.P., Albuquerque, F.P. de, Moschini-Carlos, V., Pompêo, M., 2018. Comunidade zooplancônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. *Iheringia, Sér. Zool.* 108. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2018013>
- Defaye, D., Suarez-Morales, E., Von Vaupel Klein, J.C. (Eds.), 2011. DIVERSITY AND SPATIAL DISTRIBUTION OF COPEPODS IN THE ST. LAWRENCE RIVER, in: *Studies on Freshwater Copepoda: A Volume in Honour of Bernard Dussart*. BRILL, pp. 425–459. https://doi.org/10.1163/9789004188280_020
- Drago, L., Panaïotis, T., Irisson, J.-O., Babin, M., Biard, T., Carlotti, F., Coppola, L., Guidi, L., Hauss, H., Karp-Boss, L., Lombard, F., McDonnell, A.M.P., Picheral, M., Rogge, A., Waite, A.M., Stemmann, L., Kiko, R., 2022. Global Distribution of Zooplankton Biomass Estimated by In Situ Imaging and Machine Learning. *Front. Mar. Sci.* 9, 894372. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.894372>
- Edmondson, W.T., Ward, H.B., 1959. *Fresh-water biology*, 2d ed. ed. Wiley, New York.
- Egler, M., Buss, Df., Moreira, Jc., Baptista, Df., 2012. Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil. *Braz. J. Biol.* 72, 437–443. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000300004>
- Elmoor-Loureiro, L.M.A., 2007. Phytophilous cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from Paranã River Valley, Goiás, Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 24, 344–352. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000200012>

- Elmoor-Loureiro, L.M.A., 1997. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Editora Universa, Universidade Católica de Brasília, Taguatinga, DF.
- Eskinazi-Sant’Anna, Em., Menezes, R., Costa, Is., Araújo, M., Panosso, R., Attayde, Jl., 2013. Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. *Braz. J. Biol.* 73, 37–52. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000100006>
- Frisch, D., Cottenie, K., Badosa, A., Green, A.J., 2012. Strong Spatial Influence on Colonization Rates in a Pioneer Zooplankton Metacommunity. *PLoS ONE* 7, e40205. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040205>
- Gerhard, M., Iglesias, C., Clemente, J.M., Goyenola, G., Meerhoff, M., Pacheco, J.P., Teixeira-de Mello, F., Mazzeo, N., 2017. What can resting egg banks tell about cladoceran diversity in a shallow subtropical lake? *Hydrobiologia* 798, 75–86. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2654-5>
- Gladyshev, E., Meselson, M., 2008. Extreme resistance of bdelloid rotifers to ionizing radiation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 105, 5139–5144. <https://doi.org/10.1073/pnas.0800966105>
- Gutierrez, M.F., Battauz, Y., Caisso, B., 2017. Disruption of the hatching dynamics of zooplankton egg banks due to glyphosate application. *Chemosphere* 171, 644–653. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.110>
- Gutierrez, M.F., Tavşanoğlu, Ü.N., Vidal, N., Yu, J., Teixeira-de Mello, F., Çakiroglu, A.I., He, H., Liu, Z., Jeppesen, E., 2018. Salinity shapes zooplankton communities and functional diversity and has complex effects on size structure in lakes. *Hydrobiologia* 813, 237–255. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3529-8>
- Gyllström, M., Hansson, L.-A., 2004. Dormancy in freshwater zooplankton: Induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. *Aquat. Sci.* 66. <https://doi.org/10.1007/s00027-004-0712-y>
- Hairston Jr, N.G., Hansen, A.-M., Schaffner, W.R., 2000. The effect of diapause emergence on the seasonal dynamics of a zooplankton assemblage: Zooplankton assemblage emergence. *Freshwater Biology* 45, 133–145. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00386.x>
- Hancock, M.A., Timms, B.V., 2002. Ecology of four turbid clay pans during a filling-drying cycle in the Paroo, semi-arid Australia. *Hydrobiologia* 479, 95–107. <https://doi.org/10.1023/A:1021022700201>

- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A., 2005. EFFECTS OF BIODIVERSITY ON ECOSYSTEM FUNCTIONING: A CONSENSUS OF CURRENT KNOWLEDGE. *Ecological Monographs* 75, 3–35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>
- Hoverman, J. T, Johnson, P. T.J, 2012. Ponds and Lakes: A Journey Through the Life Aquatic. Nature Education Knowledge.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol Evol* 7, 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Jeong, Y.S., Choo, S., Soh, H.Y., 2022. Influence of rainfall events on zooplankton community characteristics and feeding habits in estuarine–coastal environments. *Front. Mar. Sci.* 9, 950695. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.950695>
- Kirk, K.L., Gilbert, J.J., 1990. Suspended Clay and the Population Dynamics of Planktonic Rotifers and Cladocerans. *Ecology* 71, 1741–1755. <https://doi.org/10.2307/1937582>
- Koch, U., von Elert, E., Straile, D., 2009. Food quality triggers the reproductive mode in the cyclical parthenogen *Daphnia* (Cladocera). *Oecologia* 159, 317–324. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1216-6>
- Koste, W., Voigt, M., 1978. Rotatoria, die Rädertiere Mitteleuropas: Überordnung Monogononta: ein Bestimmungswerk, 2. Aufl. ed. Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- Lacerda, A.V. de, 2003. A semi-aridez e a gestão em bacias hidrográficas: visões e trilhas de um divisor de idéias. Editora Universitária, João Pessoa.
- Lazzaro, X., Bouvy, M., Ribeiro-Filho, R.A., Oliviera, V.S., Sales, L.T., Vasconcelos, A.R.M., Mata, M.R., 2003. Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs?: *The impact of fish in Northeast Brazilian reservoirs*. *Freshwater Biology* 48, 649–668. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01037.x>
- Li, Y., Gao, S., Liu, S., Liu, B., Zhang, X., Gao, M., Cheng, L., Hu, B., 2015. Excretion of manure-borne estrogens and androgens and their potential risk estimation in the Yangtze River Basin. *Journal of Environmental Sciences* 37, 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.03.037>

- Manca, M., Vijverberg, J., Polishchuk, L.V., Voronov, D.A., 2008. Daphnia body size and population dynamics under predation by invertebrate and fish predators in Lago Maggiore: an approach based on contribution analysis. *J Limnol* 67, 15. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2008.15>
- Matsumura-Tundisi, T., Galizia Tundisi, J., 2003. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. *Hydrobiologia* 504, 215–222. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008521.43711.35>
- McLACHLAN, A.J., 1981. Food sources and foraging tactics in tropical rain pools. *Zoological Journal of the Linnean Society* 71, 265–277. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1981.tb01133.x>
- Medeiros, Í.L.S., Santos, F.A. dos, El-Deir, A.C.A., Melo Júnior, M. de, 2019. A mata ripária influencia a composição e estrutura da comunidade zooplancônica de poças temporárias? *Iheringia, Sér. Zool.* 109, e2019037. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2019037>
- Mello, K.D., Taniwaki, R.H., Paula, F.R.D., Valente, R.A., Randhir, T.O., Macedo, D.R., Leal, C.G., Rodrigues, C.B., Hughes, R.M., 2020. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management* 270, 110879. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>
- Melo, T.X., Medeiros, E.S.F., 2013. Spatial Distribution of Zooplankton Diversity across Temporary Pools in a Semiarid Intermittent River. *International Journal of Biodiversity* 2013, 1–13. <https://doi.org/10.1155/2013/946361>
- Merten, G.H., Minella, J.P.G., 2013. The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios. *International Soil and Water Conservation Research* 1, 37–48. [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30029-0](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30029-0)
- Moreno-Gutiérrez, R.M., Sarma, S.S.S., Sobrino-Figueroa, A.S., Nandini, S., 2018. Population growth potential of rotifers from a high altitude eutrophic waterbody, Madín reservoir (State of Mexico, Mexico): The importance of seasonal sampling. *J Limnol.* <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1823>
- Mozley, A., 1944. Temporary Ponds, a Neglected Natural Resource*. *Nature* 154, 490–490. <https://doi.org/10.1038/154490a0>
- Mueller, M., Pander, J., Geist, J., 2011. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities: Effects of weirs on streams. *Journal of Applied Ecology* 48, 1450–1461. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02035.x>

- Naiman, R.J., Décamps, H., 1997. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 621–658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
- Navis, S., Waterkeyn, A., De Meester, L., Brendonck, L., 2018. Acute and chronic effects of exposure to the juvenile hormone analog fenoxycarb during sexual reproduction in *Daphnia magna*. *Ecotoxicology* 27, 627–634. <https://doi.org/10.1007/s10646-018-1935-3>
- Nhiwatiwa, T., Brendonck, L., Waterkeyn, A., Vanschoenwinkel, B., 2011. The importance of landscape and habitat properties in explaining instantaneous and long-term distributions of large branchiopods in subtropical temporary pans: Community structure in temporary pans. *Freshwater Biology* 56, 1992–2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02630.x>
- Nielsen, D.L., Jasper, E.W., Ning, N., Lawler, S., 2015. High sediment temperatures influence the emergence of dormant aquatic biota. *Mar. Freshwater Res.* 66, 1138. <https://doi.org/10.1071/MF14272>
- Nielsen, D.L., Smith, D., Petrie, R., 2012. Resting egg banks can facilitate recovery of zooplankton communities after extended exposure to saline conditions: Recovery of zooplankton from saline conditions. *Freshwater Biology* 57, 1306–1314. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02782.x>
- Nogueira, M.G., Reis Oliveira, P.C., Tenorio de Britto, Y., 2008. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). *Limnetica* 27, 151–170. <https://doi.org/10.23818/limn.27.13>
- Obertegger, U., Manca, M., 2011. Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. *J Limnol* 70, 231. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2011.231>
- Offem, B.O., Ayotunde, E.O., Ikpi, G.U., Ada, F.B., Ochang, S.N., 2011. Plankton-Based Assessment of the Trophic State of Three Tropical Lakes. *JEP* 02, 304–315. <https://doi.org/10.4236/jep.2011.23034>
- Oliveira, R.F. de, Vieira, L. da R., Vieira, A.G.T., 2017. Anuros de uma área de Caatinga no Município de Caetés, Região Agreste do Estado de Pernambuco, Brasil. *Rev. Bras. Gest. Amb. Sustent.* 4, 159–165. <https://doi.org/10.21438/rbgas.040716>
- Olmo, C., Armengol, X., Antón-Pardo, M., Ortells, R., 2016. The environmental and zooplankton community changes in restored ponds over 4 years. *J. Plankton Res.* 38, 490–501. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbw021>

- Olmstead, A.W., LeBlanc, G.A., 2001. Temporal and quantitative changes in sexual reproductive cycling of the cladoceran *Daphnia magna* by a juvenile hormone analog. *J. Exp. Zool.* 290, 148–155. <https://doi.org/10.1002/jez.1044>
- Osborne, P.L., McLACHLAN, A.J., 1985. The effect of tadpoles on algal growth in temporary, rain-filled rock pools. *Freshwater Biol* 15, 77–87. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1985.tb00697.x>
- Oskina, N., Lopatina, T., Anishchenko, O., Zadereev, E., 2019. High Resistance of Resting Eggs of Cladoceran *Moina macrocopa* to the Effect of Heavy Metals. *Bull Environ Contam Toxicol* 102, 335–340. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2473-7>
- Perbiche-Neves, G., Boxshall, G.A., Previattelli, D., Nogueira, M.G., Da Rocha, C.E.F., 2015. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). *ZK* 497, 1–111. <https://doi.org/10.3897/zookeys.497.8091>
- Persaud, A.D., Moeller, R.E., Williamson, C.E., Burns, C.W., 2007. Photoprotective compounds in weakly and strongly pigmented copepods and co-occurring cladocerans. *Freshwater Biol* 52, 2121–2133. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01833.x>
- Pompêo, M., Moschini-Carlos, V., Nishimura, P.Y., Silva, S.C. da, 2015. *Ecologia de Reservatórios e Interfaces*. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências.
- Portinho, J.L., Nielsen, D.L., Daré, L., Henry, R., Oliveira, R.C., Branco, C.C.Z., 2018. Mixture of commercial herbicides based on 2,4-D and glyphosate mixture can suppress the emergence of zooplankton from sediments. *Chemosphere* 203, 151–159. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.156>
- Portinho, J.L., Oliveira, H.N., Branco, C.C.Z., 2021. Resting egg banks can facilitate recovery of zooplankton communities after short exposure to glyphosate. *Ecotoxicology* 30, 492–501. <https://doi.org/10.1007/s10646-021-02371-z>
- Prusova, I., Smith, S.L., Popova, E., 2011. Calanoid copepods of the Arabian Sea region. Sultan Qaboos University, Academic Publication Board, Muscat, Oman.
- Quinn, J.M., Stroud, M.J., 2002. Water quality and sediment and nutrient export from New Zealand hill-land catchments of contrasting land use. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 36, 409–429. <https://doi.org/10.1080/00288330.2002.9517097>

- Radzikowski, J., 2013. Resistance of dormant stages of planktonic invertebrates to adverse environmental conditions. *Journal of Plankton Research* 35, 707–723. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt032>
- Rizo, E.Z.C., Liu, P., Niu, H., Yang, Y., Lin, Q., Papa, R.D.S., Dumont, H.J., Han, B.-P., 2020. Zooplankton in a continuous waterscape: environmental and spatial factors shaping spring zooplankton community structure in a large canyon reservoir at the tropic of cancer. *Hydrobiologia* 847, 3621–3635. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04380-1>
- Rodrigues, D.J., Lima, A.P., Magnusson, W.E., Costa, F.R.C., 2010. Temporary Pond Availability and Tadpole Species Composition in Central Amazonia. *Herpetologica* 66, 124–130. <https://doi.org/10.1655/09-020R2.1>
- Rouissi, M., Boix, D., Muller, S.D., Gascón, S., Ruhí, A., Sala, J., Bouattour, A., Ben Haj Jilani, I., Ghrabi-Gammar, Z., Ben Saad-Limam, S., Daoud-Bouattour, A., 2014. Spatio-temporal variability of faunal and floral assemblages in Mediterranean temporary wetlands. *Comptes Rendus Biologies* 337, 695–708. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2014.09.006>
- Sahuquillo, M., Miracle, M.R., 2019. Rotifer communities in Mediterranean ponds in eastern Iberian Peninsula: abiotic and biotic factors defining pond types. *Limnetica* 38, 103–117. <https://doi.org/10.23818/limn.38.14>
- Saika, O., Kohayakawa, Y., Hara, A., 2006. Effects of Tributyltin on ehippia production in *Daphnia magna*. <https://doi.org/10.11403/jset.9.1>
- Santangelo, J.M., de A. Esteves, F., Manca, M., Bozelli, R.L., 2014. Disturbances due to increased salinity and the resilience of zooplankton communities: the potential role of the resting egg bank. *Hydrobiologia* 722, 103–113. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1683-6>
- Santos, J.S., Simões, N.R., Sonoda, S.L., 2018. Spatial distribution and temporal variation of microcrustaceans assembly (Cladocera and Copepoda) in different compartments of a reservoir in the brazilian semiarid region. *Acta Limnol. Bras.* 30. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x9616>
- Sara Sassa, , Hafsa Ouattar, Rachida Fegrouche, , Mostafa Slim, Mohamed Fadli, 2018. Process of creation of natural temporary pools in Morocco, and physicochemical characteristics of some pools of them. *International Journal of Multidisciplinary Research and Development* 5, 08–14.
- Schaetzl, R.J., Thompson, M.L., 2015. Soils: genesis and geomorphology, Second edition. ed. Cambridge University Press, New York, NY.

- Schiesari, L., Saito, V., Ferreira, J., Freitas, L.S., Goebbels, A.J., Leite, J.P.C.B., Oliveira, J.C., Pelinson, R.M., Querido, B.B., Carmo, J., Espíndola, E.L.G., Guedes-Munin, N.C., Montagner, C., Rossetto, R., Taniwaki, R., Martinelli, L.A., 2023. Community reorganization stabilizes freshwater ecosystems in intensively managed agricultural fields. *Journal of Applied Ecology* 60, 1327–1339. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14423>
- Schou, M.O., Risholt, C., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Grønkjaer, P., Jacobsen, L., Berg, S., Skov, C., Brucet, S., Jeppesen, E., 2009. Restoring lakes by using artificial plant beds: habitat selection of zooplankton in a clear and a turbid shallow lake. *Freshwater Biology* 54, 1520–1531. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02189.x>
- Schwind, L.T.F., Arrieira, R.L., Simões, N.R., Bonecker, C.C., Lansac-Tôha, F.A., 2017. Productivity gradient affects the temporal dynamics of testate amoebae in a neotropical floodplain. *Ecological Indicators* 78, 264–269. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.036>
- Setubal, R.B., Bozelli, R.L., 2021. Zooplankton functional complementarity between temporary and permanent environments. *Acta Limnol. Bras.* 33, e3. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x5620>
- Silva, J.M.C.D., Leal, I.R., Tabarelli, M. (Eds.), 2017. *Caatinga*. Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3>
- Silva, L.C.M., Moreira, R.A., Pinto, T.J.S., Vanderlei, M.R., Athayde, D.B., Lopes, L.F.P., Ogura, A.P., Yoshii, M.P.C., Freitas, J.S., Montagner, C.C., Goulart, B.V., Schiesari, L., Daam, M.A., Espíndola, E.L.G., 2021. Lethal and sublethal toxicity of pesticides and vinasse used in sugarcane cultivation to *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea: Cladocera). *Aquatic Toxicology* 241, 106017. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2021.106017>
- Silva, W.M., Matsumura-Tundisi, T., 2002. Distribution and abundance of Cyclopoida populations in a cascade of reservoirs of the Tietê River (São Paulo State, Brazil). *SIL Proceedings, 1922-2010* 28, 667–670. <https://doi.org/10.1080/03680770.2001.11901797>
- Sługocki, Ł., Czerniawski, R., Kowalska-Górska, M., Senze, M., Reis, A., Carrola, J., Teixeira, C., 2018. The Impact of Land Use Transformations on Zooplankton Communities in a Small Mountain River (The Corgo River, Northern Portugal). *IJERPH* 16, 20. <https://doi.org/10.3390/ijerph16010020>
- Slusarczyk, M., Dawidowicz, P., Rygielska, E., 2005. Hide, rest or die: a light-mediated diapause response in *Daphnia magna* to the threat of fish predation. *Freshwater Biol* 50, 141–146. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01309.x>

- Snoeks, J.M., Driesen, M., Porembski, S., Aristizábal-Botero, Á., Vanschoenwinkel, B., 2021. Contrasting biodiversity and food web structure of three temporary freshwater habitats in a tropical biodiversity hotspot. *Aquatic Conservation* 31, 2603–2620. <https://doi.org/10.1002/aqc.3670>
- Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A., 2008. Cladóceros fitófilos (Crustacea, Branchiopoda) do Parque Nacional das Emas, estado de Goiás. *Biota Neotrop.* 8, 159–166. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000100019>
- Strachan, S.R., Chester, E.T., Robson, B.J., 2016. Habitat alters the effect of false starts on seasonal-wetland invertebrates. *Freshw Biol* 61, 680–692. <https://doi.org/10.1111/fw.b.12738>
- Tartarotti, B., 2004. Mycosporine-like amino acids in planktonic organisms living under different UV exposure conditions in Patagonian lakes. *Journal of Plankton Research* 26, 753–762. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbh073>
- Tchakonté, S., Ajeegah, G.A., Camara, A.I., Diomandé, D., Nyamsi Tchatcho, N.L., Ngassam, P., 2015. Impact of urbanization on aquatic insect assemblages in the coastal zone of Cameroon: the use of biotraits and indicator taxa to assess environmental pollution. *Hydrobiologia* 755, 123–144. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2221-5>
- Thompson, G.A., Dinofrio, E.O., Alder, V.A., 2013. Structure, abundance and biomass size spectra of copepods and other zooplankton communities in upper waters of the Southwestern Atlantic Ocean during summer. *Journal of Plankton Research* 35, 610–629. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt014>
- Timms, B.V., 2016. A review of the Australian endemic clam shrimp, *Paralimnadia* Sars 1896 (Crustacea: Branchiopoda: Spinicaudata). *Zootaxa* 4161, 451. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4161.4.1>
- TITO, Ana Paula Bueno Moreira, SCHWIND, Leilane Talita Fatoreto, 2021. Análise da resposta bioindicadora de amebas testáceas ao processo de assoreamento de um lago urbano. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.4460538>
- Ueda, H., Reid, J.W., Hołyńska, M. (Eds.), 2003. Copepoda: Cyclopoida: genera *Mesocyclops* and *Thermocyclops*, Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. Backhuys, Leiden.
- Vandewalle, M., de Bello, F., Berg, M.P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., Feld, C.K., Harrington, R., Harrison, P.A., Lavorel, S., da Silva, P.M., Moretti, M., Niemelä, J., Santos, P., Sattler, T., Sousa, J.P., Sykes, M.T., Vanbergen, A.J., Woodcock, B.A., 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodivers Conserv* 19, 2921–2947. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9798-9>

- Williams, D.D., 2005. *The Biology of Temporary Waters*. Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198528128.001.0001>
- Youlton, C., Wendland, E., Anache, J., Poblete-Echeverría, C., Dabney, S., 2016. Changes in Erosion and Runoff due to Replacement of Pasture Land with Sugarcane Crops. *Sustainability* 8, 685. <https://doi.org/10.3390/su8070685>
- Zeng, Y., Wei, N., Wang, Q., Iakovenko, N.S., Li, Y., Yang, Y., 2020. Bdelloid rotifers (Rotifera, Bdelloidea) of China: diversity and new records. *ZK* 941, 1–23.
<https://doi.org/10.3897/zookeys.941.50465>
- Zettler, E.R., Carter, J.C.H., 1986. Zooplankton Community and Species Responses to a Natural Turbidity Gradient in Lake Temiskaming, Ontario–Quebec. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, 665–673. <https://doi.org/10.1139/f86-080>
- Zhang, K., Deng, D., Wang, W., Peng, S., Liu, F., Ji, L., 2020. Long-term eutrophication affects vertical changes of *Daphnia ephippia* in the sediments of a subtropical Chinese lake. *Environ Sci Pollut Res* 27, 4737–4745.
<https://doi.org/10.1007/s11356-019-07157-9>
- Zhang, Y., Zhao, R., Kong, W., Geng, S., Bentsen, C.N., Qu, X., 2013. Relationships between macroinvertebrate communities and land use types within different riparian widths in three headwater streams of Taizi River, China. *Journal of Freshwater Ecology* 28, 307–328.
<https://doi.org/10.1080/02705060.2013.779941>

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela Suplementar 1. Variáveis Abióticas do tratamento da área com principal atividade de pecuária (Caetés).); Temperatura da água em Graus Celsius; Condutividade elétrica da água em μS ; Concentração de Oxigênio Dissolvido em mgL^{-1} .

PECUÁRIA					
	Dias	Temperatura	pH	Condutividade elétrica	Oxigênio dissolvido
Variáveis Abióticas	3	$22,2 \pm 0,11$	$6,3 \pm 0,25$	$118,74 \pm 39,76$	$3,9 \pm 0,38$
	5	$21,1 \pm 0,08$	$6,9 \pm 0,40$	$129 \pm 46,64$	$4,3 \pm 0,39$
	7	$21,1 \pm 0,41$	$6,8 \pm 0,50$	$87,36 \pm 36,09$	$4,4 \pm 0,34$
	9	$22,1 \pm 0,13$	$6,7 \pm 0,46$	$78,88 \pm 29,02$	$3,7 \pm 0,42$
	11	$21,0 \pm 0,09$	$7,2 \pm 0,41$	$327,46 \pm 567,42$	$3,9 \pm 0,19$
	13	$23,3 \pm 0,42$	$7,2 \pm 0,39$	$72,1 \pm 15,74$	$4,3 \pm 0,42$
	15	$20,4 \pm 0,12$	$8,0 \pm 0,38$	$65,62 \pm 13,93$	$4,4 \pm 0,56$
	17	$20,4 \pm 0,09$	$7,2 \pm 0,38$	$229,08 \pm 342,59$	$4 \pm 0,38$
	19	$20,3 \pm 0,13$	$7,1 \pm 0,56$	$237,72 \pm 355,70$	$4,3 \pm 0,43$
	21	$20,7 \pm 0,04$	$7,3 \pm 0,33$	$153,44 \pm 207,50$	$3,9 \pm 0,05$
	23	$20,3 \pm 0,11$	$7,2 \pm 0,30$	$156,86 \pm 174,20$	$4,1 \pm 0,36$
	25	$20,5 \pm 0,12$	$7,1 \pm 0,33$	$137 \pm 162,87$	$4,0 \pm 0,12$
	27	$20,1 \pm 0,18$	$7,1 \pm 0,25$	$201,02 \pm 246,45$	$3,6 \pm 0,49$
	29	$20,0 \pm 0,15$	$7,2 \pm 0,27$	$206,84 \pm 264,64$	$3,9 \pm 0,60$
	31	$20,0 \pm 0,29$	$7,0 \pm 0,25$	$208,46 \pm 253,27$	$4,1 \pm 0,43$
CONTROLE					
	Dias	Temperatura	pH	Condutividade elétrica	Oxigênio dissolvido
Variáveis Abióticas	3	$22,2 \pm 0,14$	$7,26 \pm 0,40$	$44,3 \pm 0,6$	$4,41 \pm 0,30$
	5	$21,4 \pm 0,10$	$7,77 \pm 0,36$	$35,7 \pm 1,5$	$3,93 \pm 0,60$
	7	$21,2 \pm 0,08$	$6,98 \pm 0,41$	$33,5 \pm 7,4$	$4,77 \pm 0,50$
	9	$22,2 \pm 0,13$	$7,59 \pm 0,30$	$44,1 \pm 2,2$	$4,12 \pm 0,10$
	11	$21,1 \pm 0,18$	$8,06 \pm 0,0$	$40,9 \pm 18,8$	$4,28 \pm 0,70$
	13	$22,3 \pm 0,25$	$8,02 \pm 0,30$	$14,3 \pm 9,3$	$5,26 \pm 0,42$
	15	$20,4 \pm 0,10$	$8,45 \pm 0,33$	$41,7 \pm 1,9$	$4,2 \pm 0,34$
	17	$20,3 \pm 0,12$	$7,96 \pm 0,0$	$44,5 \pm 1,3$	$3,75 \pm 0,57$
	19	$20,1 \pm 0,05$	$7,9 \pm 0,10$	$46,4 \pm 17,06$	$4,79 \pm 0,24$
	21	$20,8 \pm 0,03$	$7,71 \pm 0,20$	$127,1 \pm 20,08$	$3,12 \pm 0,19$
	23	$20,4 \pm 0,01$	$7,47 \pm 0,10$	$97,6 \pm 15,7$	$4,63 \pm 0,40$
	25	$20,6 \pm 0,40$	$7,29 \pm 0,20$	$75,3 \pm 1,4$	$5,21 \pm 0,47$
	27	$20,0 \pm 0,17$	$7,51 \pm 0,10$	$77,3 \pm 0,35$	$3,82 \pm 0,33$
	29	$21,0 \pm 0,22$	$7,66 \pm 0,39$	$77,8 \pm 13,5$	$4,29 \pm 0,12$
	31	$20,5 \pm 0,10$	$7,22 \pm 0,23$	$58,7 \pm 1,3$	$4,36 \pm 0,40$

Tabela Suplementar 2. Variáveis Abióticas do tratamento da área com principal atividade de turismo ecológico (Catimbau); Temperatura da água em °C; Condutividade elétrica da água em μS ; Concentração de Oxigênio Dissolvido em mgL^{-1} .

PRESERVADO					
Variáveis Abióticas	Dias	Temperatura	pH	Condutividade elétrica	Oxigênio dissolvido
	3	$21,48 \pm 0,13$	$7,3 \pm 0,12$	$49,9 \pm 19,07$	$4,8 \pm 0,49$
	5	$22,34 \pm 0,29$	$6,3 \pm 0,25$	$66,9 \pm 23,12$	$4,2 \pm 0,29$
	7	$23,6 \pm 0,12$	$6,4 \pm 0,17$	$63,3 \pm 12,61$	$4,3 \pm 0,27$
	9	$20,5 \pm 0,46$	$7,6 \pm 0,31$	$63,1 \pm 11,4$	$4,7 \pm 0,69$
	11	$21,12 \pm 0,19$	$7,6 \pm 0,13$	$62,8 \pm 12,71$	$4,3 \pm 0,17$
	13	$21,34 \pm 0,27$	$7,3 \pm 0,25$	$57,3 \pm 12,71$	$5,5 \pm 0,54$
	15	$20,58 \pm 0,08$	$8,2 \pm 0,11$	$50,9 \pm 9,72$	$4,9 \pm 0,59$
	17	$20,2 \pm 0,00$	$8,6 \pm 0,12$	$59,6 \pm 16,79$	$4,5 \pm 0,45$
	19	$20,2 \pm 0,07$	$8,6 \pm 0,10$	$59,1 \pm 17,23$	$4,6 \pm 0,47$
	21	$20,82 \pm 0,13$	$7,7 \pm 0,20$	$59,0 \pm 10,27$	$4,0 \pm 0,17$
	23	$20,36 \pm 0,19$	$7,5 \pm 0,13$	$69,4 \pm 24,59$	$4,5 \pm 0,54$
	25	$21,24 \pm 0,21$	$7,4 \pm 0,12$	$54,7 \pm 16,16$	$4,6 \pm 0,59$
	27	$20,22 \pm 0,08$	$7,4 \pm 0,11$	$76,5 \pm 12,51$	$4,5 \pm 0,26$
	29	$20,08 \pm 0,13$	$7,5 \pm 0,15$	$69,4 \pm 18,02$	$4,2 \pm 1,23$
	31	$20,54 \pm 0,46$	$7,3 \pm 0,23$	$46,8 \pm 9,95$	$4,4 \pm 0,80$
CONTROLE					
Variáveis Abióticas	Dias	Temperatura	pH	Condutividade elétrica	Oxigênio dissolvido
	3	$21,0 \pm 0,35$	$7,3 \pm 0,14$	$30,9 \pm 0,25$	$5,0 \pm 0,22$
	5	$22,1 \pm 0,01$	$7,1 \pm 0,07$	$33,9 \pm 0,42$	$5,0 \pm 0,31$
	7	$22,6 \pm 0,42$	$7,2 \pm 0,77$	$33,7 \pm 3,30$	$4,9 \pm 0,21$
	9	$20,1 \pm 0,03$	$7,2 \pm 0,04$	$32,8 \pm 2,25$	$4,7 \pm 0,46$
	11	$21,3 \pm 0,21$	$7,3 \pm 0,18$	$30,2 \pm 0,21$	$4,3 \pm 0,10$
	13	$20,4 \pm 0,14$	$7,3 \pm 0,06$	$32,6 \pm 0,71$	$4,5 \pm 0,13$
	15	$21,4 \pm 0,28$	$7,4 \pm 0,10$	$32,9 \pm 0,64$	$4,7 \pm 0,09$
	17	$20,1 \pm 0,05$	$7,7 \pm 0,23$	$35,1 \pm 1,84$	$4,5 \pm 0,37$
	19	$20,6 \pm 0,69$	$7,4 \pm 0,11$	$35,1 \pm 1,34$	$4,9 \pm 0,40$
	21	$21,6 \pm 0,21$	$7,4 \pm 0,30$	$34,4 \pm 1,06$	$4,3 \pm 0,28$
	23	$21,0 \pm 0,14$	$7,2 \pm 0,47$	$40,8 \pm 1,77$	$4,4 \pm 0,35$
	25	$21,5 \pm 0,14$	$7,3 \pm 0,16$	$42,9 \pm 2,40$	$4,3 \pm 0,13$
	27	$20,9 \pm 0,21$	$7,5 \pm 0,09$	$50,7 \pm 0,64$	$4,3 \pm 0,65$
	29	$20,4 \pm 0,49$	$7,1 \pm 0,15$	$57,7 \pm 5,02$	$4,3 \pm 0,64$
	31	$21,0 \pm 0,31$	$7,3 \pm 0,23$	$63,8 \pm 6,43$	$3,7 \pm 0,06$

Tabela Suplementar 3. Variáveis Abióticas do tratamento da área com principal atividade plantação intensiva de hortaliças com uso excessivo de defensivos agrícolas (Agricultura). Temperatura da água em °C; Condutividade elétrica da água em μS ; Concentração de Oxigênio Dissolvido em mgL^{-1} .

AGRICULTURA					
Variáveis Abióticas	Dias	Temperatura	pH	Condutividade elétrica	Oxigênio dissolvido
	3	$22,0 \pm 0,13$	$8,4 \pm 0,53$	$431,7 \pm 252,45$	$3,5 \pm 0,45$
	5	$21,6 \pm 0,26$	$8,3 \pm 0,96$	$415,2 \pm 261,11$	$3,3 \pm 0,17$
	7	$22,4 \pm 0,14$	$8,9 \pm 1,21$	$209,3 \pm 114,92$	$3,3 \pm 0,12$
	9	$21,1 \pm 0,05$	$8,6 \pm 0,91$	$307,1 \pm 258,32$	$3,7 \pm 0,31$
	11	$22,2 \pm 0,19$	$7,8 \pm 0,82$	$275,2 \pm 205,72$	$3,6 \pm 0,28$
	13	$20,8 \pm 0,13$	$7,1 \pm 0,59$	$234,6 \pm 172,77$	$3,5 \pm 0,39$
	15	$22,5 \pm 0,07$	$7,6 \pm 0,34$	$188,4 \pm 135,03$	$3,6 \pm 0,22$
	17	$20,2 \pm 0,05$	$7,8 \pm 0,38$	$167,2 \pm 116,47$	$3,4 \pm 0,21$
	19	$20,3 \pm 0,09$	$7,9 \pm 0,39$	$179,9 \pm 108,79$	$3,7 \pm 0,45$
	21	$21,6 \pm 0,09$	$7,5 \pm 0,37$	$148,6 \pm 95,72$	$3,5 \pm 0,27$
	23	$21,0 \pm 0,27$	$7,0 \pm 0,32$	$132,8 \pm 89,75$	$3,4 \pm 0,22$
	25	$21,7 \pm 0,20$	$8,7 \pm 0,40$	$160,8 \pm 86,64$	$3,5 \pm 0,39$
	27	$20,5 \pm 0,11$	$8,8 \pm 0,32$	$233,3 \pm 178,55$	$3,6 \pm 0,23$
	29	$20,2 \pm 0,09$	$7,1 \pm 0,22$	$240,3 \pm 205,70$	$3,8 \pm 0,24$
	31	$21,1 \pm 0,15$	$7,8 \pm 0,29$	$224,4 \pm 187,19$	$3,8 \pm 0,24$
CONTROLE					
Variáveis Abióticas	Dias	Temperatura	pH	Condutividade elétrica	Oxigênio dissolvido
	3	$21,0 \pm 0,35$	$7,1 \pm 0,06$	$30,9 \pm 0,25$	$4,3 \pm 0,36$
	5	$21,5 \pm 0,51$	$7,1 \pm 0,08$	$33,5 \pm 0,42$	$4,6 \pm 0,31$
	7	$21,7 \pm 0,45$	$7,2 \pm 0,53$	$33,2 \pm 2,60$	$4,5 \pm 0,58$
	9	$20,7 \pm 0,49$	$7,2 \pm 0,01$	$32,8 \pm 2,35$	$4,3 \pm 0,13$
	11	$20,9 \pm 0,99$	$7,3 \pm 0,08$	$30,2 \pm 0,21$	$4,2 \pm 0,14$
	13	$20,4 \pm 0,14$	$7,3 \pm 0,07$	$32,1 \pm 0,00$	$4,3 \pm 0,15$
	15	$21,4 \pm 0,28$	$7,5 \pm 0,34$	$32,9 \pm 0,64$	$4,4 \pm 0,19$
	17	$20,1 \pm 0,04$	$7,7 \pm 0,23$	$35,1 \pm 1,84$	$4,5 \pm 0,34$
	19	$20,6 \pm 0,64$	$7,4 \pm 0,19$	$35,1 \pm 1,34$	$4,3 \pm 0,06$
	21	$21,6 \pm 0,21$	$7,2 \pm 0,09$	$34,4 \pm 1,06$	$4,3 \pm 0,28$
	23	$20,6 \pm 0,71$	$7,2 \pm 0,52$	$40,8 \pm 1,77$	$4,4 \pm 0,35$
	25	$21,6 \pm 0,28$	$7,2 \pm 0,04$	$42,9 \pm 2,40$	$4,3 \pm 0,13$
	27	$20,9 \pm 0,21$	$7,5 \pm 0,09$	$45,7 \pm 6,43$	$4,1 \pm 0,31$
	29	$20,4 \pm 0,49$	$7,1 \pm 0,06$	$28,2 \pm 6,70$	$4,3 \pm 0,64$
	31	$21,0 \pm 0,31$	$7,3 \pm 0,10$	$55,8 \pm 4,88$	$3,7 \pm 0,06$

Tabela Suplementar 4. Espécies eclodidas e coletadas nas lagoas temporárias localizadas em cada ambiente com diferentes graus de antropização

	Experimento de eclosão			Ambiente		
	Pecuária	Preservado	Agricultura	Pecuária	Preservado	Agricultura
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse, 1851		X			X	
<i>Anuraeopsis navicula</i> Rousselet, 1911		X				
<i>Bdeloidea</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851		X				
<i>Brachionus bidentata</i> Koste & Shiel, 1980	X	X				
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	X			X		
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894				X		
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783		X				
<i>Brachionus variabilis</i> Hempel, 1896				X		
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832						X
<i>Epiphanes macrourus</i> (Barrois & Daday, 1894)		X		X		
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)				X		
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)				X		
<i>Habrotrocha leitgebi</i> Donner, 1949		X				
<i>Hexarthra intermedia</i> (Hauer, 1953)		X				
<i>Hexarthra fenica</i> (Levander, 1892)	X			X	X	
<i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871)		X				
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943				X		X
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)		X	X			
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	X	X	X	X		X
<i>Lecane imbricata</i> (Carlin, 1939)				X	X	
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	X					
<i>Lecane monostila</i> (Daday, 1897)		X				X
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)					X	X
<i>Lecane pusilla</i> Harring, 1914						X
<i>Lecane unguolata</i> (Gosse, 1887)						X
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1786)	X	X		X	X	X
<i>Liliferotrocha subtilis</i> (Rodewald, 1940)				X		
<i>Philodina citrina</i> Ehrenberg, 1830		X				
<i>Philodina roséola</i> Ehrenberg, 1832		X				
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1934		X		X	X	
<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	X	X		X	X	
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)						X
<i>Arcella hemisférica</i> Perty, 1852	X	X				
<i>Arcella vulgaris</i> Ehrenberg, 1830	X	X	X			
<i>Arcella mitrata</i> Leidy, 1879	X					
<i>Diffugia oblonga</i> Ehrenberg 1832		X			X	
<i>Diffugia brevicula</i> Cash & Hopkinson, 1909	X					
<i>Diffugia acuminata</i> Ehrenberg, 1838	X	X				
<i>Diffugia corona</i> Wallich, 1864		X		X	X	
<i>Diffugia achlora</i> (Penard, 1902)	X	X		X	X	

<i>Centropyxis constricta</i> (Ehrenberg, 1841)	X					
<i>Centropyxis discoides</i> (Penard, 1890)		X	X			
<i>Centropyxis aculeata</i> (Ehrenberg, · 1832)		X	X		X	
<i>Hyalosphenia</i> sp				X		
<i>Lesquereusia spiralis</i> (Ehrenberg, 1840)					X	
<i>Netzelia</i> sp				X		
Ostracoda		X				
Náuplio Conchostraca		X		X		
Náuplio Anostraca		X				
Copepodito de Calanoida	X	X				
Copepodito de Cyclopoida		X	X			
<i>Mesocyclops</i> sp		X				
<i>Microcyclops</i> sp1	X	X		X	X	X
<i>Thermocyclops</i> sp		X				X
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	X	X		X	X	X
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)				X		
Náuplio de Calanoida	X	X		X	X	X
Náuplio de Cyclopoida	X	X	X	X	X	X
Náuplio de Harpacticoida		X				
<i>Notodiaptomus cearensis</i> (Wright S., 1936)	X			X		X
<i>Notodiaptomus cf iheringi</i> (Wright, 1935)	X	X			X	
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> Sars 1901		X				
<i>Ovalona glabra</i> (Van Damme et al, 2010)					X	
<i>Prendalona julietae</i> (Sinev, Sousa & Elmoor-Loureiro, 2023)				X	X	
<i>Biapertura ossiani</i> Sinev (2020)				X		
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i> P.E. Müller, 1867		X				
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars 1886	X	X	X	X	X	X
<i>Chydorus pubensis</i> Sars 1901	X				X	
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	X	X				X
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882						X
<i>Moina micrura</i> Kurtz 1874	X	X	X	X	X	X
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)				X		
<i>Macrothrix elegans</i> Sars, 1901					X	
<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine, 1820)		X			X	
<i>Macrothrix superaculeata</i> (Smirnov, 1982)					X	
<i>Latonopsis australis</i> Sars, 1888		X	X			
<i>Sarsilatona serricauda</i> Sars, 1901	X					

Anexo 1- Imagens das lagoas temporárias de Caetés. À esquerda fotos das lagoas no período chuvoso e à direita foto das lagoas no período de estiagem.



Anexo 2- Imagens das lagoas temporárias do Vale do Catimbau. À esquerda imagens das lagoas do período de chuvas e à direita imagem de uma lagoa no período de estiagem



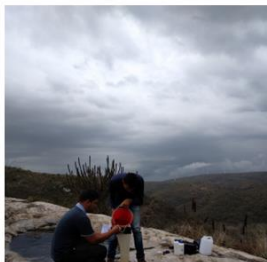
Anexo 3- Imagens das lagoas temporárias de Saloá. À esquerda início do período chuvoso e à direita a lagoa secando no início do período de estiagem.



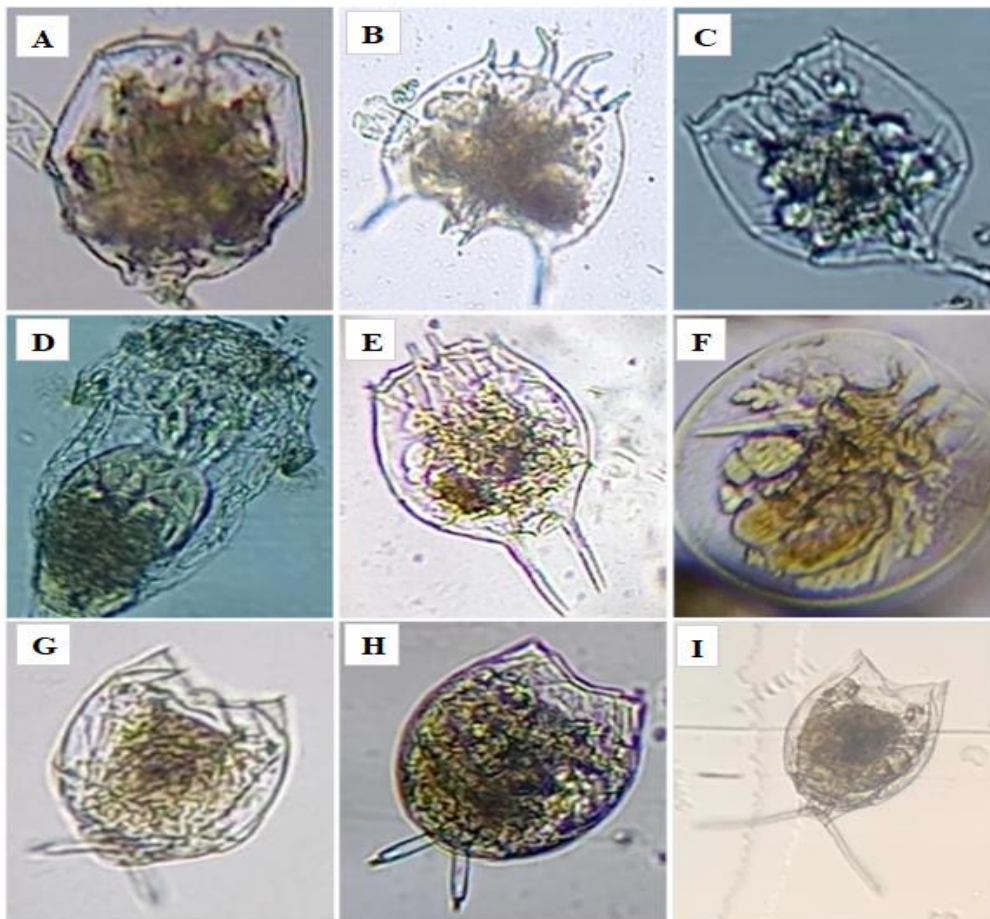
Anexo 4- Imagens do procedimento de coleta de sedimentos das lagoas temporárias, empregadas nos experimentos de eclosão da comunidade zooplancônica.



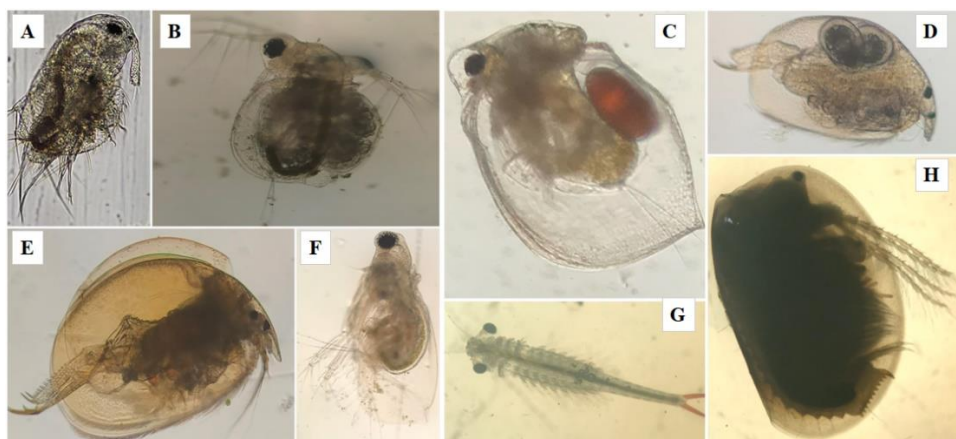
Anexo 5- Coleta da comunidade zooplancônica ativa em diferentes poças temporárias do semiárido nordestino brasileiro.



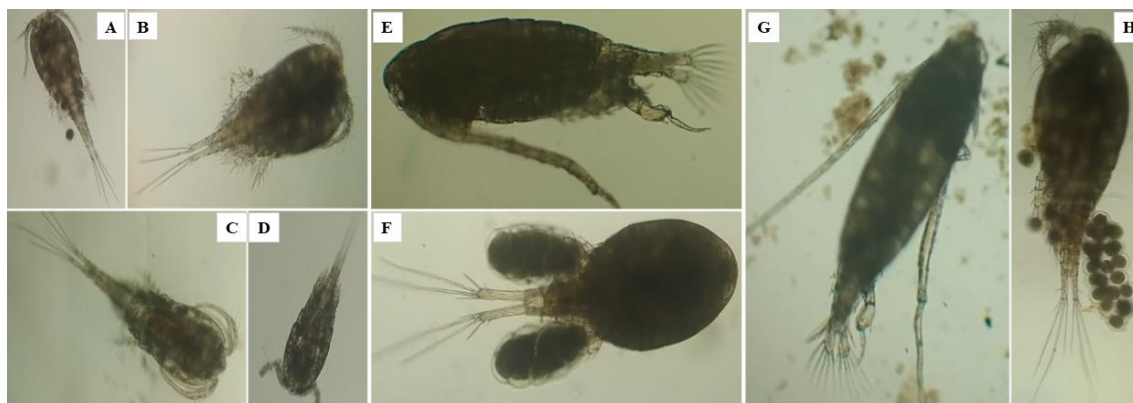
Anexo 6- Imagens obtidas em microscopia óptica dos rotíferos com ocorrência nas lagoas temporárias do semiárido Pernambucano no período de estudo: A) *Brachionus angularis*; B) *Brachionus quadridentatus*; C) *Brachionus bidentatus*; D) *Synchaeta oblonga*; E) *Brachionus caudatus*; F) *Testudinella patina*; G) *Lecane luna*; H) *Lecane lunaris*; I) *Lecane leontina*.



Anexo 7- Imagens obtidas em microscopia óptica dos Cladocera com ocorrência nas lagoas temporárias do semiárido Pernambucano no período de estudo: A) *Macrothrix* sp; B) *Moina micrura*; C) *Ceriodaphnia cornuta*; D) *Ovalona glabra*; E) *Oxyurella longicaudis*; F) *Diaphanosoma spinulosum*; G) *Dendrocephalus brasiliensis*; H) *Eulimnadia* sp.



Anexo 8- Imagens obtidas em microscopia óptica dos Copepodos com ocorrência nas lagoas temporárias do semiárido Pernambucano no período de estudo: A) *Microcyclops anceps*; B) *Thermocyclops decipiens*; C) *Mesocyclops longisetus*; D) *Thermocyclops minutus*; E) *Notodiaptomus cearensis*; F) *Mesocyclops ogunnus*; G) *Notodiaptomus iheringi*; H) *Mesocyclops meridianus*.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Observamos que tanto o tipo de solo quanto o estado trófico das lagoas exercem influência significativa na presença ou ausência de diversas espécies zooplanctônicas. Algumas espécies mostraram especializações em ambientes mais transparentes, enquanto outras preferiam ambientes mais turvos. Também observamos que a taxa de eclosão das formas de resistência da comunidade zooplanctônica é sensível à profundidade e ao tipo de solo das lagoas, com lagoas de solo rochoso exibindo uma taxa de eclosão mais alta. A diferença na composição dos organismos eclodidos aumenta à medida que a profundidade da lagoa aumenta. Outro achado importante foi a influência direta do uso e ocupação do solo nas áreas circundantes das lagoas na taxa de eclosão da comunidade zooplanctônica dormente, especialmente em ambientes mais impactados. Além disso, revelam a influência fundamental da eclosão das formas de resistência, que está intimamente ligada à profundidade e ao tipo de solo das lagoas, bem como ao impacto humano nas áreas circundantes. Diante dessas descobertas, fica evidente a necessidade de se realizarem pesquisas adicionais para aprofundar nossa compreensão dos ecossistemas aquáticos temporários e como a comunidade zooplanctônica responde a fatores bióticos e abióticos, bem como aos impactos ambientais. Esses estudos futuros poderão se concentrar na quantificação das implicações ecológicas dessas mudanças na composição das comunidades zooplanctônicas, considerando seu impacto na cadeia alimentar e na saúde geral dos ecossistemas aquáticos.