



UEPB

UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA

CAMPUS I

PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

DALESCKA BARBOSA DE MELO

**DIVERSIDADE FUNCIONAL E TAXONÔMICA DE CHIRONOMIDAE EM
RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO EM UM CENÁRIO DE SECA EXTREMA**

CAMPINA GRANDE - PB

2021

DALESCKA BARBOSA DE MELO

**DIVERSIDADE FUNCIONAL E TAXONÔMICA DE CHIRONOMIDAE EM
RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO EM UM CENÁRIO DE SECA EXTREMA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como parte dos requisitos à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Ecologia e Conservação de Ecossistemas.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Joseline Molozzi/UEPB

Coorientadora: Prof^ª. Dr^ª. Marina Dolbeth/CIIMAR – UP, Portugal

CAMPINA GRANDE - PB

2021

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

M528d

Melo, Dalescka Barbosa de.

Diversidade funcional e taxonômica de *Chironomidae* em reservatórios do semiárido em um cenário de seca extrema [manuscrito] / Dalescka Barbosa de Melo. - 2021.

76 p. : il. colorido.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa , 2021.

"Orientação : Profa. Dra. Joseline Molozzi , Departamento de Biologia - CCBS."

"Coorientação: Profa. Dra. Marina Dolbeth , Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research – Universidade do Porto."

1. Ecossistemas aquáticos. 2. Diversidade taxonômica. 3. Extremos climáticos. 4. Diversidade beta. I. Título

21. ed. CDD 577.6

DALESCKA BARBOSA DE MELO

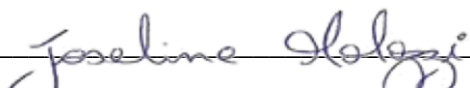
DIVERSIDADE FUNCIONAL E TAXONÔMICA DE CHIRONOMIDAE EM
RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO EM UM CENÁRIO DE SECA EXTREMA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como parte dos requisitos à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Ecologia e Conservação de Ecossistemas.

Aprovada em: 28/05/2021.

BANCA EXAMINADORA


Prof^a Dr^a. Joseline Molozzi (Orientadora)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Assinado por: MARIA JOÃO DE MEDEIROS
BRAZÃO LOPES FEIO
Num. de Identificação: BI10056661
Data: 2021.06.11 16:16:09 +0100



Prof^a. Dr^a. Dra. Maria João de Medeiros Brazão Lopes Feio
MARE - Marine and Environmental Sciences Centre & Faculty of Sciences and
Technology, Department of Life Sciences (University of Coimbra – Portugal)



Prof. Dr. Diego Marcel Parreira de Castro
Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

*Ao meu Maravilho Deus! meu ar, meu folego de vida,
O centro e a Razão de tudo.
Do simples ao mais complexo que seja,
tudo para Deus!*

*A minha Mainha Sueli,
Motivo da minha existência,
A Minha família,
Meu refúgio e fortaleza!*

As minhas orientadoras, Joseline Molozzi e Marina Dolbeth

Dedico meu trabalho.

AGRADECIMENTOS

Porque Dele, por Ele e para Ele são todas as coisas...

Não podia começar esses agradecimentos de forma diferente, que a Ti meu Deus seja minha vida, seja o meu viver e tudo o que eu fizer seja para Ti, pois eu sei que te ti vem a minha força e o meu coração, transborda de gratidão e felicidade. Obrigada meu Deus por tanto amor que sempre me concedeste, obrigada por essa realização, a qual sonhava tanto, antes mesmo de entrar na graduação, mesmo não sabendo como chegaria até aqui, mas foi a minha fé e confiança em Ti que me fez acreditar que esse sonho seria realizado. Obrigada por tornar tudo isso possível!

Acredito que da mesma forma que Deus colocou estrelas no céu, Ele colocou estrelas na terra para iluminar a minha vida, e são a essas estrelas que também quero expressar os meus mais sinceros agradecimentos.

Aos meus pais, Sueli e Melo, meus irmãos Wênio e Ronélia, meu sobrinho José Kalleb e cunhado Junior, pelo amor, apoio e compreensão. Amo muito vocês. Em especial a minha Mainha que sempre luta tanto para me oferecer o melhor, para me dar educação e princípios. Obrigada Mainha, você é a razão da minha vida, obrigada por nunca me deixar faltar nada e me incentivar todos os dias a correr atrás dos meus sonhos e objetivos e sempre acreditar que eu sou capaz. Você é minha maior inspiração, te amo muito.

As minhas queridas e maravilhosas Orientadora Josy e Coorientadora Marina. Esse espaço é muito pequeno para expressar minha enorme gratidão pelo que vocês fizeram por mim, vocês não têm noção do tamanho do privilégio e orgulho que eu sinto em tê-las me orientando, só Deus sabe o quanto sou grata por Ele ter colocado vocês em meu caminho, sem vocês esse trabalho não poderia ser possível, eu as admiro demais, vocês são brilhantes, um exemplo de como fazer ciência com amor. Josy, a você eu agradeço sempre por ter me recebido de braços abertos no seu laboratório, através do nosso trabalho em conjunto, das oportunidades que você me oferece, dos desafios eu tenho crescido como pessoa e como profissional. Obrigada por confiar no meu trabalho e acreditar que sempre posso ir mais longe, obrigada pelo seu carinho e paciência, você é um exemplo para todos nós, não só como professora, orientadora e pesquisadora, mas também um exemplo de superação e humanidade.

À você Marina, me sinto tão feliz, tão grata por tê-la conhecido, fiquei maravilhada com a sua simplicidade, paciência, sua tamanha gentileza, muito obrigada por você ter aceito me coorientar, por confiar que poderíamos chegar até aqui, e me permitir aprender tanto com você. Entre as inúmeras coisas que aprendi, nas reuniões, nas análises, nas correções, aprendi

que os detalhes, fazem toda diferença para o crescimento do trabalho. Fico imensamente feliz e honrada em você fazer parte da construção do meu conhecimento científico e da construção desse trabalho, foram muitos os desafios, mas fomos vencendo. Espero e desejo que a nossa parceria continue, para além, pois quero aprender ainda mais com você. Obrigada também pela preocupação não só com o trabalho em si, mas comigo também, por ter sido tão gentil e tão amável em todo tempo. Obrigada por tudo.

A minha prima e minhas amigas do coração Larissa, Viviane e Luana Maria, obrigada pelo carinho, companheirismo, conselhos, risadas, fofocas, e pela força e por estarem comigo em todos momentos e compartilhar tantas coisas umas das outras. Amo vocês.

A Marcos Farias e dona Josefa (In memoriam). Vocês foram fundamentais no início desse processo, obrigada por terem acreditado e torcido por mim. Ainda mais você Marquinhos, obrigada por todo seu apoio, pela força, incentivo, carinho e gentileza, obrigada por tudo. Eu serei eternamente grata.

A minha querida amiga Francly, que ao longo desses anos a nossa proximidade nas atividades de laboratório, disciplinas, viagens, coletas, fomos construindo uma linda amizade que quero levar pra sempre. Muito obrigada Francly, pelo seu apoio não só no trabalho de campo, laboratório, nas leituras de todas as versões (risos), nas trocas de ideias e conhecimentos, mas também pelos conselhos e por ser uma amiga em todas as horas.

Aos meus amigos de turma e disciplinas, Mateus, Rubenice, Érica, Mikaela, Daiane, Eduardo, Ana Márcia, Alexandre, Gilbevan e Andrielle, obrigada, pelas trocas de conhecimento, ajuda, e por sempre arrumarmos um pretexto para ter aquele momento do lanche (risos) e as boas risadas, essa experiência foi incrível ao lado de vocês. Aos meus amigos da Graduação Igor, Daniela, Jessica, Geniellyson, Juan, Louise, Anderson, Allef, Cleuton, pois sempre estamos celebrando a conquista uns dos outros, nos apoiando e como sempre rindo bastante. As minhas companheiras de Laboratório, Francly, Iza e Carlinha e também Milena, muito obrigada pelos momentos de descontração, nossas conversas que sempre deixa tudo mais leve e divertido, nossos lanchinhos, aquele velho Açaí do CCT kkkk, obrigada pela amizade de vocês e tornar a nossa rotina sempre agradável.

Quero agradecer também, a outros que também foram muito importantes ao longo do mestrado e na construção do trabalho. A universidade Estadual da Paraíba, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação-UEPB e aos os meus professores(as), muito obrigada por compartilharem seus conhecimentos ao longo das disciplinas e nos fazerem pensar, questionar, refletir e aprender e querer continuar na busca pelo conhecimento do mundo que é a Ecologia.

Ao CNPq, pelo financiamento do projeto Universal, o qual minha dissertação está inserida e a CAPES pela concessão da bolsa de estudo durante todo o período do mestrado.

As Profs^{as}. Dr^{as}. Juliana Severiano e Dr^a. Silvia Milesi, que fizeram parte da banca de qualificação, cujas as contribuições foram de suma importância na construção do trabalho.

A Prof^a. Dr^a. Maria João Feio e ao Prof. Dr Diego Marcel Pereira de Castro, por terem aceito o convite em compor a banca examinadora da defesa da dissertação. Acredito que as vossas contribuições serão essenciais para a finalização do trabalho.

A todos que fazem ou já fizeram parte do Laboratório de Ecologia de Bentos pela convencia diária e que de alguma maneira contribuíram com a minha pesquisa. Em especial a Francny, Islany, Luana, Adrianh, Fabiana, Dani, Iza, Dany Lucena, Carlinda, Iara, Ana Vitória, que me ajudaram seja na preparação do material de coleta, durante as coletas e nas análises laboratoriais ou tirando dúvidas. Obrigada meninas, vocês foram fundamentais para este trabalho acontecer. A Pop, nosso barqueiro e companheiro de coletas. Muito obrigada, por nos ajudar em tudo e tornar nossos momentos de trabalho tão divertido. Ao Laboratório de Ecologia Aquática e ao Prof. Dr. José Etham, por ter disponibilizado o espaço para a realização das análises físicas e químicas, ao Técnico de Laboratório Adriano por ter nos auxiliado com todas as análises.

Por último, não menos importante aos Chironomidae, que também deram vida ao trabalho.

Serei eternamente grata a todos por tudo!

RESUMO GERAL

As mudanças climáticas atuais têm revelado uma maior frequência de eventos extremos climáticos. A seca extrema é um exemplo de um extremo climático, que origina flutuações severas no volume hídrico dos ecossistemas aquáticos. Isto tem pressionando as espécies a adaptarem-se às novas condições. No entanto, nem todas as espécies conseguem persistir sobre os novos regimes climáticos, podendo comprometer a biodiversidade local. Diante disso, esta dissertação buscou avaliar como eventos de seca extrema afetam o volume hídrico dos reservatórios de diferentes bacias do semiárido e como essas variações condicionam a coexistência da assembleia de Chironomidae. Testamos a hipótese de que, o cenário de seca extrema condicionará a diversidade local, favorecendo a ocorrência de gêneros com características funcionais capazes de tolerarem o estresse hídrico causado pelas flutuações no volume. Também, a diversidade taxonômica e funcional, particularmente o componente β diminuirá como resultado da homogeneização biótica das assembleias de Chironomidae em ambas as bacias. Para testar a hipótese, os Chironomidae de seis reservatórios de diferentes regiões do semiárido brasileiro foram estudados (256 pontos) em 2014, 2015 e 2019. Período este de seca extrema, com precipitação apenas a partir de 2018, mas abaixo da média anual. Os Chironomidae foram então analisados, em diferentes componentes da diversidade α , β e γ nas dimensões taxonômica usando o índice de Simpson e funcional o índice de Rao. Para avaliar mudanças na assembleia em função do volume hídrico foram calculados a Riqueza taxonômica e funcional, Diversidade de Simpson, Entropia Quadrática de Rao, Redundância funcional e os atributos funcionais dominantes da assembleia (*community weighed means*- CWM). Os principais resultados mostram que a β diversidade taxonômica e funcional foi proporcionalmente superior ao α na bacia Paraíba, exceto em 2019 (proporções α e β próximas) e no Piranhas-Açu ocorreu o inverso exceto em 2015 (apenas β funcional inferior). Os índices de diversidade e a CWM mostraram que as flutuações no volume hídrico exercem influência na composição taxonômicas e respostas funcionais da assembleia, sendo estas mais evidentes na bacia Piranhas-Açu. O efeito combinado das flutuações do volume hídrico e das condições do habitat atuam como um filtro, limitando a coexistência de gêneros e funções. Promovendo diferentes respostas dependentes das características da bacia/reservatório, como um *turnover* moderado de espécies e funções ou *turnover*, mas funções similares em situações de maior seca e menor volume hídrico ou até mesmo homogeneização biótica nos períodos de maior volume.

Palavras-Chave: Beta diversidade. Convergência. Extremos climáticos. Homogeneização biótica.

GERAL ABSTRACT

Current climate change has revealed a greater frequency of extreme weather events. Extreme drought is an example of an extreme climate, which causes severe fluctuations in the water volume of aquatic ecosystems. This has put pressure on species to adapt to new conditions. However, not all species manage to persist under the new climate regimes, which can compromise the local biodiversity. Therefore, this dissertation sought to evaluate how extreme drought events, affected the water volume of reservoirs from different basins in the semiarid and how this variation affected the coexistence of Chironomidae assemblies. We tested the hypothesis, the extreme drought scenario will condition the local diversity, favoring the occurrence of genres with functional traits able to tolerate the hydric stress, caused by water volume fluctuations. Also, the taxonomic and functional diversity, particularly its β component, will decrease due to the biotic homogenization of the Chironomidae assemblies in both basins. To test the hypothesis, the Chironomidae from six reservoirs of different regions of the Brazilian semiarid were studied, (256 points) in 2014, 2015, and 2019. Period of extreme drought, with precipitation only from 2018, but below the annual average. The Chironomidae assemblies were then analyzed in different components of the α , β , and γ diversity, in the taxonomic dimension using Simpson's index and functional dimension the Rao's index. To evaluate change in the assemblies as a function of water volume, the taxonomic and functional richness, Simpson Diversity, Rao Quadratic Entropy, functional redundancy, and the dominant functional traits of the assemblies were calculated, (*community weighted means*- CWM). The main results showed that the taxonomic and functional β -diversity was proportionally higher than α -diversity in the Paraíba basin, except in 2019 (similar α and β proportions). In the Piranhas-Açu basin, the reverse occurred, except in 2015 (only lowed β -functional). The indexes of diversity and the CWM results showed that fluctuations in water volume exert influence on the taxonomic composition and functional answer of assemblies, being more evident for the Piranhas-Açu basin. The combined effect of fluctuations in water volume and habitat conditions act as a filter, limiting the coexistence of genres and functions. Promoting different answers depending on the characteristics of the basin/reservoirs, such as a moderate turnover of species and functions or only turnover species, but similar function also in the situation of greater drought and lower water volume, or even biotic homogenization in periods of greater volume.

Keywords: Beta diversity. Convergence. Drought extreme. Biotic homogenization.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1** – Mapa da área de estudo com os reservatórios Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta, localizados na bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu no estado do Rio Grande do Norte/Brasil e dos reservatórios Poções, Sumé e Cordeiro, localizados na bacia hidrográfica do rio Paraíba no estado da Paraíba/Brasil e o delineamento amostral contendo os pontos de amostragem em cada reservatório 37
- Figura 2** – Precipitação mensal e variação diária do volume hídrico, nos reservatórios Poções, Sumé Cordeiro Poções e Sumé da bacia hidrográfica do Rio Paraíba (A) e (B). Cruzeta Passagem das Traíras e Sabugí da bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu (C) e (D) entre janeiro de 2021 a dezembro de 2019. Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos Rio Grande do Norte (SEMARH), Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs) e Agência Nacional das Águas (ANA) 39
- Figura 3** - Esquema hierárquico da partição da diversidade taxonômica e funcional aplicado nas bacias hidrográficas dos rios Paraíba e Piranhas-Açu. α corresponde à diversidade nos pontos amostrados em cada reservatório, β_1 corresponde à variação da diversidade entre os pontos dos reservatórios, β_2 à variação da diversidade entre os reservatórios e γ a soma de todos os componentes α e β ($\gamma = \alpha + \beta_1 + \beta_2$) 44
- Figura 4** - Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais para a bacia dos rios Piranhas-Açu (a) e bacia Paraíba (b) 46
- Figura 5** - Partição da diversidade das facetas taxonômica e funcional dos Chironomidae. Diversidade em componentes α (dentro da amostra), β_1 (entre as amostras dentro dos reservatórios), β_2 (entre os reservatórios) e γ (diversidade total, comprimento da barra) nas bacias dos rios Paraíba e Piranhas-Açu 48
- Figura 6** - Variação da abundância total (A) Riqueza de espécie (B), Riqueza funcional (C), Simpson (D), Rao (E), Redundância Funcional (F) em função volume hídrico (%) da assembleia de Chironomidae nas bacias hidrográficas dos rios Paraíba e Piranhas-Açu 50
- Figura 7** – Categorias das características funcionais da assembleia de Chironomidae com base na CWM por classes de volume hídrico, nas bacias hidrográficas dos rios Paraíba e Piranhas-Açu 52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização dos reservatórios pertencentes as bacias hidrográficas do rio Piranhas-Açu e rio Paraíba	37
Tabela 2 – Características funcionais, suas respectivas categorias escolhidas da assembleia de Chironomidae e relevância ecológica.....	41
Tabela 3 – Volume hídrico das bacias hidrográficas dos rios Paraíba e Piranhas-Açu durante o período de estudo. (O * corresponde ao período que não foi realizada a coleta nos reservatórios). O Volume hídrico é expresso em metros cúbicos e porcentagem	49

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	12
2 OBJETIVOS	17
2.1 <i>Objetivo geral</i>	17
2.2 <i>Objetivos específicos</i>	17
3 PERGUNTA E HIPÓTESE	18
3.1 <i>Pergunta</i>	18
3.2 <i>Hipótese</i>	18
REFERÊNCIAS	19
APÊNDICE A – ARTIGO	28
APÊNDICE B – VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS	67
APÊNDICE C – PERMANOVA VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS	68
APÊNDICE D – LISTA TAXONÔMICA DOS CHIRONOMIDAE	70
APÊNDICE E – PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE	72
APÊNDICE F – PERMANOVA ABUNDÂNCIA E ÍNDICES DE DIVERSIDADE	73
APÊNDICE G - PERMANOVA CWM	75

1 INTRODUÇÃO GERAL

Desde o desenvolvimento do Planeta Terra, os ecossistemas aquáticos e as espécies que nele habitam são regidos pelas forças de interação das mudanças climáticas e as interações biológicas que ocorrem no espaço e no tempo (DAVIS e SHAW, 2001; SCHEFFERS et al., 2016; PECL et al., 2017). Ao longo dessas mudanças, as espécies desenvolveram mecanismos de plasticidade fenotípica ou adaptação as novas condições climáticas que lhes permitiram sobreviver e coexistir, sendo que algumas espécies têm maior potencial de adaptação do que outras (JUMP e PENUELAS, 2005; PEÑUELAS et al., 2001; LEDO et al., 2014). No entanto, nas últimas décadas em escala global, tais alterações climáticas têm sido intensificadas, revelando indícios de maior frequência de extremos climáticos (ex., longos períodos de seca e ausência ou baixa precipitação), como resultado de alterações na radiação solar e a camada de ozônio, provocando mudanças na temperatura, umidade e velocidade do ar num período curto de tempo (XIAO et al., 2013; WILLIAMSON et al., 2014; MELILLO et al., 2014; SUN et al., 2017; XIA et al., 2017).

Acredita-se que parte da intensificação desses extremos climáticos a nível global, está atribuída as ações antrópicas e ao aumento do crescimento exponencial populacional (HARTMANN et al., 2013; VAN DER LINDEN, 2015; SUN et al., 2017, IPCC, 2018). As práticas antrópicas relacionadas com as mudanças climáticas contribuem para um complexo de fatores que impactam diretamente o ciclo da água de forma global e regional (WILLIAMSON et al., 2016b; XIA et al., 2017; XIE-ZHENG et al., 2017). Em virtude dos impactos causados pelo homem ao ambiente, juntamente com as mudanças climáticas em âmbito global, a temática “alterações climáticas” tornou-se alvo de intensas pesquisas e discussões pela comunidade científica em todo mundo, incluindo o campo da ecologia, a fim de compreender como as mudanças climáticas impulsionam a organização das comunidades e a coexistência das espécies nos ecossistemas (LETCHER, 2009; HADY, 2013; (JEPPESEN et al., 2015; SUN et al., 2017; WU et al., 2019). Diante disso, diferentes abordagens ecológicas procuram explicar como a diversidade e a coexistência das espécies em um dado ecossistema pode ser influenciada por fatores que interferem na dinâmica da comunidade local e regional (LOUGUE et al., 2011; MORITZ et al., 2013). Nesta perspectiva, a partição da diversidade das espécies e/ou funções em escalas espaciais ou temporais hierarquizadas (α e β), ou nos múltiplos níveis de organização (β_1 , β_2), possibilitam uma melhor compreensão relativa aos processos que determinam a coexistência das espécies e formação das comunidades (LOREAU, 2001; ACKERLY e CORNWELL, 2007; DE BELLO et al., 2009). O interesse sobre a avaliação dos

padrões de diversidade das espécies dentro (α) e entre unidades amostrais (β) é amplo. Desde a definição do seu conceito construído e datado em 1960 por Whittaker, numerosos estudos sobre a partição da diversidade tem sido desenvolvidos em ecossistemas terrestres e aquáticos, com grupos biologicamente distintos no Brasil e no mundo (LANDE, 1996; WAGNER et al., 2000; DEVRIES e WALLA, 2001; GERING et al., 2003; LIGEIRO et al., 2010; HEPP et al., 2012; HEPP e MELO, 2013; FLACH et al., 2012; MOLOZZI et al., 2013; MEDEIROS et al., 2016; FERREIRA et al., 2017; PITACO et al., 2019).

A diversidade gama (γ) é definida como a diversidade total de uma determinada região e é composta por dois componentes: a diversidade alfa (α) caracterizada pela diversidade de espécies dentro de um local; e a diversidade beta (β) que corresponde à variação da diversidade existente entre locais (WHITTAKER, 1960; MAGURRAN, 2004). Quando proposta, a partição da diversidade obteve-se pelo método multiplicativo ($\gamma = \alpha \times \beta$), onde a diversidade regional é obtida pela multiplicação da diversidade alfa (α) com a beta (β) (WHITTAKER, 1960). O modelo multiplicativo foi revisto por MacArthur et al. (1966), sugerindo que a diversidade regional fosse mensurada pela soma entre os componentes α e β , sendo então denominada de partição aditiva ($\gamma = \alpha + \beta$). Assim, os componentes da partição aditiva da diversidade, apresentam as mesmas unidades e podem ser avaliados de forma comparativa (GERING et al., 2003). Essa abordagem foi firmada alguns anos depois por Lande (1996).

Vários estudos de particionamento aditivo foram realizados utilizando a faceta taxonômica da biodiversidade, em rios e riachos (LIGEIRO et al., 2010; HEPP et al., 2012; HEPP e MELO, 2013; FERREIRA et al., 2017; SHELL e COLLIER, 2018), em lagos (PITACCO et al., 2019), reservatórios (MOLOZZI et al., 2013; MARRA et al., 2018) e estuários (MEDEIROS et al., 2016; MEDEIROS et al., 2020). No entanto, estudos anteriores revelam a importância de incorporar também a faceta funcional da biodiversidade (PAVOINE et al., 2005; PAVOINE e DOLÉDEC, 2005; RICOTTA, 2005; DE BELLO et al., 2009; CARMONA et al., 2012; DOLBETH et al., 2013; DD ACKERLY e CORNWELL, 2007; 2009; PAVOINE et al., 2016; ROLLS et al., 2017). A partição da diversidade por meio dessas facetas, também é capaz de acentuar, sobretudo como esses padrões podem responder diante as alterações climáticas em diferentes escalas do ecossistema (ROLLS et al., 2017; JUNKER et al., 2019).

Nesse sentido, a faceta funcional está pautada na caracterização da diversidade funcional das espécies por meios dos seus atributos funcionais que podem ser do tipo, morfológicos, fisiológicos ou fenológicos que manifestam o crescimento, reprodução e sobrevivência das espécies (POFF et al., 2006; VIOLLE et al., 2007; DIAZ et al., 2008; DE

BELLO et al., 2010; MEYNARD et al., 2011; KRAFT et al., 2014; PILIERE et al., 2015; TOLONEN et al., 2018). A diversidade funcional é um aspecto chave da biodiversidade, que pode oferecer respostas sobre manutenção e funcionamento do ecossistema, a partir do entendimento sobre a forma como as espécies “usam” e sobrevivem no ambiente ou como os seus atributos influenciam este mesmo ambiente. A diversidade funcional também pode contribuir para o entendimento dos padrões de convergência e/ou divergência das espécies e suas características para entendimento dos mecanismos que condicionam a coexistência das espécies (POFF et al., 2006; PILIERE et al., 2015; VAN KLEEF et al., 2015; SERRA et al., 2017). Ambas a diversidade taxonômica e a funcional podem ser caracterizadas em função da composição, riqueza e abundância, que podem ser também mensuradas através de índices de diversidade (CLARCK et al., 2014; CUÉLLAR-MERCADO et al., 2019).

Os ecossistemas artificiais, como os reservatórios, que estão inseridos em regiões áridas e semiáridas são mais sensíveis às alterações climáticas, pois já apresentam tendências de secas nessas regiões (WILLIAMSON et al., 2016b). Desse modo, os extremos climáticos de seca acabam favorecendo ainda mais o aumento da temperatura e taxas de evaporação (BEAUMONT et al., 2011; GUNKEL et al., 2015; FOURNIER et al., 2015). Por sua vez, os reservatórios destas regiões, são importantes ecossistemas a nível ecológico, econômico e social, construídos para múltiplas finalidades (BARBOSA et al., 2012). Uma das principais finalidades é usar esses sistemas como estratégia para garantir a captação e armazenamento de água das chuvas e rios, durante os períodos de seca da região (TUNDISI, 2018). Por esse ângulo, os reservatórios são vistos como sistemas principalmente utilizados para o bem estar humano, pois dispõem de recursos que beneficiam diretamente a população, como a disponibilidade de água para atividades domésticas, higiene pessoal, saúde e bem estar do corpo (BARBOSA et al., 2012; BOSCHILIA et al., 2015; SOUZA-BARROSO et al., 2017). Além desses benefícios, os seres humanos realizam pescas e se utilizam do entorno dos reservatórios na ocupação do solo, com intuito de exercerem atividades como agricultura e pecuária (ABELL et al., 2008; BARBOSA et al., 2012). No entanto, devido à crescente demanda populacional, houve o aumento dessas atividades antrópicas (ABELL et al., 2008; BARBOSA et al., 2012; ZANG et al., 2019).

As recorrentes flutuações no volume hídrico dos reservatórios ocorrem como resultados de fenômenos climáticos (como seca ou cheia) e antropogênicos, que por sua vez moldam os ecossistemas, criando um ambiente ainda mais estressante para as espécies coexistentes, podendo ser um fator crucial que determina a composição, distribuição e funções das comunidades (SABER et al., 2020). Ou seja, as fortes pressões no aumento de temperatura e a

desregulação das chuvas podem atuar na remontagem das comunidades biológicas, promovendo comunidades mais resistentes ao stress hídrico com tendências a uma homogeneização biótica (BOERSMA et al., 2013; LANCASTER et al., 2017; SABER et al., 2020). Dessa forma, as comunidades serão dominadas por espécies com identidade e características funcionais similares, pois precisarão refletir estratégias de vida, que lhes permitam se estabelecer sob as condições do novo quadro climático, combinado com a já existente pressão antrópica (VINEBROOKE et al., 2004; BONADA et al., 2007; GALLAGHER et al., 2012; SCHEFFERS et al., 2016; CADOTTE e TUCKER, 2017; LANCASTER et al., 2017; HADER et al., 2019).

Dessa forma, o princípio da “Exclusão competitiva e Similaridade Limitante” diz que a convergência funcional leva a exclusão das espécies por desempenharem habilidades semelhantes no ecossistema (VOLTERRA 1926, GAUSE 1934; MACARTHUR e LEVINS, 1967). Isso é importante porque a perda gradual das atribuições taxonômicas e funcionais dos organismos pode comprometer a biodiversidade em todas as escalas espaciais (α , β e γ), mas de forma mais acentuada na escala beta (MAGURRAN et al., 2015; NOLAN et al., 2018), o que de um modo geral, desestabiliza as interações em níveis de organização biológica e dinâmica ecossistêmica (BONADA et al., 2007; SCHEFFERS et al., 2016; HADER et al., 2019). Por outro lado, quanto maior número de dissimilaridades ecológicas existente entre as espécies maior será a coexistência indicando divergência de características, portanto maior a biodiversidade garantindo resiliência e resistência as comunidades e aos ecossistemas (VOLTERRA 1926, GAUSE 1934; MACARTHUR e LEVINS, 1967; DE BELLO et al., 2012).

No contexto anterior, os macroinvertebrados bentônicos são organismos modelos para este tipo de estudo, pois têm sido usados em larga escala, por serem organismos bioindicadores das variações abióticas que ocorrem nos ambientes em múltiplas escalas (GOULART e CALLISTO, 2003; SERRA, 2017). Em especial a família Chironomidae é um dos grupos da macrofauna bentônica que apresenta alta riqueza taxonômica e grupos funcionais (CALLISTO et al., 2001; SERRA et al., 2016). Os Chironomidae são amplamente distribuídos em sistemas de água doce, principalmente em reservatórios (CALLISTO et al., 2001; SAULINO et al., 2017). São organismos essenciais para o funcionamento desses ecossistemas, pois desempenham papéis cruciais entre níveis tróficos das cadeias alimentares, e participam da ciclagem de nutrientes e fluxo de energia (CALLISTO et al., 2001; TWEEDLEY et al., 2012; SAULINO et al., 2017). Muitos organismos pertencentes a essa família têm o potencial fisiológico de tolerarem a diminuição do volume hídrico, além da alta capacidade de recolonizar após o aumento do volume de água, atuando como espécies pioneiras (ARMITAGE et al., 2012;

FEIO et al., 2015; LI et al., 2015). Estudos anteriores, Valdovinos et al. (2007), White et al. (2008), Withmore et al., (2017), Da Silva e Petrucio (2018), Yan et al. (2020), mostraram que as oscilações no volume hídrico em reservatórios e outros ecossistemas de água doce, exercem uma forte influência sobre a composição taxonômica e altera os padrões funcionais dos Chironomidae (FEIO et al., 2015; e JOVEM-AZEVEDO et al., 2019) e também em diferentes escalas espaciais (BOERSMA et al., 2016; BRUNO et al., 2019; WANG et al., 2020). Prever como a comunidade bentônica reage aos extremos climáticos é desafiante, porque embora haja um crescente empenho nas pesquisas envolvendo essa temática, na região semiárida essas informações ainda são limitadas.

Diante disso, entender os efeitos da seca extrema sobre os padrões de diversidade taxonômica e funcional são essenciais para ampliar o conhecimento de como eventos de extremos climáticos selecionam as espécies e atuam sobre a coexistência e a estrutura da comunidade bentônica (DIAZ et al., 2007; DE BELLO et al., 2009; JOVEM-AZEVÊDO et al., 2019). Assim como, compreender como esses extremos climáticos de seca alteram a dinâmica e funcionamento desses ecossistemas (MUSTAPHA, 2008; KIM et al., 2013; GUNKEL et al., 2015). Podendo ser uma ferramenta para a conservação da biodiversidade, fornecendo subsídio para elaboração de propostas de manejo para o estabelecimento de áreas prioritárias, de forma a minimizar a perda da diversidade nativa e o declínio da integridade ecológica dos reservatórios, uma vez que esses ecossistemas passam por uma série de mudanças ambientais naturais e antropogênicas (LOREAU et al., 2001, SOLAN et al., 2004). Nessa perspectiva, a presente dissertação é composta por um capítulo que buscou avaliar como eventos de seca extrema afetam o volume hídrico dos reservatórios de diferentes regiões do semiárido e como essas variações condicionam a coexistência da assembleia de Chironomidae.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar como eventos de seca extrema afetam o volume hídrico dos reservatórios de diferentes regiões do semiárido e como essas variações condicionam a coexistência da assembleia de Chironomidae.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar mudanças nas características físicas e químicas da água em diferentes contextos ambientais e climáticos;
- Inventariar a diversidade taxonômica da assembleia de Chironomidae nos reservatórios do semiárido;
- Caracterizar a assembleia de Chironomidae quanto aos seus atributos funcionais;
- Avaliar como as flutuações do volume hídrico afetam a composição, riqueza e diversidade de Chironomidae, considerando abordagens estruturais (diversidade taxonômica) e funcionais (diversidade funcional);
- Analisar mudanças da diversidade taxonômica e funcional de Chironomidae numa escala espacial e temporal, através da partição da diversidade em componentes α , β e γ .

3 PERGUNTA E HIPÓTESE

3.1 Pergunta

Como os Chironomidae respondem a variação do volume hídrico provocado pela seca extrema em função das mudanças climáticas?

3.2 Hipótese

O cenário de seca extrema irá condicionar a diversidade local. E como tal, permitirá apenas a ocorrência dos gêneros com características funcionais capazes de tolerarem o estresse hídrico provocado pelas flutuações do volume. Também, a β diversidade taxonômica e funcional diminuirá como resultado da homogeneização biótica da assembleia de Chironomidae em ambas as bacias.

REFERÊNCIAS

- ABELL, R.; THIEME, M. L.; REVENGA, C.; BRYER, M., KOTTELAT, M., BOGUTSKAYA, N.; STIASSNY, M. L. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **BioScience**, v. 58, p. 403-414, 2008.
- ACKERLY, D. D.; CORNWELL, W. K. A trait-based approach to Community assembly: partitioning of species trait values into within-and among-community components. **Ecology letters**, v. 10, p. 135-145, 2007.
- ARMITAGE, Patrick D.; PINDER, L. C.; CRANSTON, P. S. (Ed.). **The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges**. Springer Science & Business Media, 2012.
- BARBOSA, J. E. D. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. D. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. D. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, p. 103-118, 2012.
- BEAUMONT, L. J.; PITMAN, A.; PERKINS, S.; ZIMMERMANN, N. E.; YOCCOZ, N. G.; THULLER, W. Impacts of climate change on the world's most exceptional ecoregions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, p. 2306-2311, 2011.
- BOERSMA, K. S.; BOGAN, M. T.; HENRICHS, B. A.; LYTLE, D. A. Invertebrate assemblages of pools in arid-land streams have high functional redundancy and are resistant to severe drying. **Freshwater Biology**, v. 59, p. 491-501, 2014.
- BOERSMA, K. S.; NICKERSON, A.; FRANCIS, C. D.; SIEPIELSKI, A. M. Climate extremes are associated with invertebrate taxonomic and functional composition in mountain lakes. **Ecology and evolution**, v. 6, n. 22, p. 8094-8106, 2016
- BONADA, N.; DOLEDEC, S.; STATZNER, B. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. **Global Change Biology**, v. 13, n. 8, p. 1658-1671, 2007.
- BOSCHILIA, S. M.; DE OLIVEIRA, E. F.; SCHWARZBOLD, A. Partitioning beta diversity of aquatic macrophyte assemblages in a large subtropical reservoir: prevalence of turnover or nestedness? **Aquatic Sciences**, v. 78, p. 615-625, 2015.
- BRUNO, D.; BELMAR, O.; MAIRE, A.; MOREL, A.; DUMONT, B.; DATRY, T. Structural and functional responses of invertebrate communities to climate change and flow regulation in alpine catchments. **Global change biology**, v. 25, n. 5, p. 1612-1628, 2019
- CADOTTE, M. W.; TUCKER, C. M. Should environmental filtering be abandoned?. **Trends in ecology & evolution**, v. 32, n. 6, p. 429-437, 2017.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, p. 71-82, 2001.
- CARMONA, C. P.; AZCÁRATE, F. M.; DE BELLO, F.; OLLERO, H. S.; LEPSŠ, J.; PECO, B. TAXONOMICAL and functional diversity turnover in Mediterranean grasslands: interactions between grazing, habitat type and rainfall. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, p. 1084-1093, 2012.

CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N.; SOMERFIELD, P.J.; WARWICK, R.M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2014.

CUÉLLAR-MERCADO, D. M.; HERNÁNDEZ-ALCÁNTARA, P.; SOLÍS-WEISS, V. Composition, richness and taxonomic diversity of Polychaete assemblages from La Paz Bay and adjacent oceanic areas of the Southern Gulf of California. **Regional Studies in Marine Science**, v. 28, p. 100576, 2019.

DA SILVA, A. L. L.; PETRUCIO, M. M. Relationships between aquatic invertebrate communities, water-level fluctuations and different habitats in a subtropical lake. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, n. 9, p. 1-14, 2018.

DAVIS, M. B.; SHAW, R. G. Range shifts and adaptive responses to Quaternary climate change. **Science**, v. 292, n. 5517, p. 673-679, 2001.

DE BELLO, F.; LAVERGNE, S.; MEYNARD, C. N.; LEPŠ, J.; THUILLER, W. The partitioning of diversity: showing Theseus a way out of the labyrinth. **Journal of Vegetation Science**, v. 21, n. 5, p. 992-1000, 2010.

DE BELLO, F.; LAVERGNE, S.; MEYNARD, C.; LEPŠ, J.; THUILLER, W. The partitioning of diversity: showing Theseus a way out of the labyrinth. **J. Veg. Sci.**, v. 21, p. 992–1000, 2010.

DE BELLO, F.; PRICE, J.N.; MÜNKEMULLER, T.; LIIRA, J.; ZOBEL, M.; THUILLER, W.; GERHOLD, P.; GOTZENBERGER, L.; LAVERGNE, S.; LEPŠ, J.; ZOBEL, K.; PARTEL, M. (2012) Functional species pool framework to test for biotic effects on community assembly. *Ecology*, in press, v. 93, p. 2263-2273, 2012.

DE BELLO, F.; THUILLER, W.; LEPŠ, J.; CHOLER, P.; CLEMENT, J.; MACEK, P.; SEBASTIA, M.; LAVOREL, S. Partitioning of functional diversity reveals the scale and extent of trait convergence and divergence. **J. Veg. Sci.**, v. 20, p. 475–486, 2009.

DEVRIES, P. J.; WALLA, T. R. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. **Biological journal of the Linnean Society**, v. 74, p. 1-15, 2001.

DÍAZ, A. M.; ALONSO, M. L. S.; GUTIÉRREZ, M. R. V-A. Biological traits of stream macroinvertebrates from a semi-arid catchment: patterns along complex environmental gradients. **Freshwater Biology**, v. 53, p. 1-21, 2008.

DOLBETH, M.; CARDOSO, P.; GRILO, T.; RAFFAELLI, D.; PARDAL, M. Â. Drivers of estuarine benthic species distribution patterns following a restoration of a seagrass bed: a functional trait analyses. *Marine Pollution Bulletin*, v. 72, p. 47-54, 2013.

FEIO, M. J.; DOLÉDEC, S.; GRAÇA, M. A. S. Human disturbance affects the long-term spatial synchrony of freshwater invertebrate communities. **Environmental pollution**, v. 196, p. 300-308, 2015.

FERREIRA, W.; HEPP, L. U.; LIGEIRO, R.; MACEDO, D. R.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; CALLISTO, M. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 365-373, 2017.

FLACH, P. Z. S.; OZORIO, C. P.; MELO, A. S. Alpha and beta components of diversity of freshwater nematodes at different spatial scales in subtropical coastal lakes. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 180, p. 249–258, 2012.

FOURNIER, B.; GILLET, F.; LE BAYON, R. C.; MITCHELL, E. A.; MORETTI, M. Functional responses of multitaxa communities to disturbance and stress gradients in a restored floodplain. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n.5, p. 1364-1373, 2015.

GALLAGHER, R. V.; HUGHES, L.; LEISHMAN, M. R. Species loss and gain in communities under future climate change: consequences for functional diversity. **Ecography**, v. 36, n. 5, p. 531-540, 2013.

GAUSE, G.F. The Struggle for Existence. Williams & Wilkins, **Baltimore**. 1934.

GERING, J. C.; CRIST, T. O.; VEECH, Joseph A. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. **Conservation biology**, v. 17, p. 488-499, 2003.

GOULART, M., CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista FAPAM**, v. 2, p. 153 164, 2003.

GRIFFIN-NOLAN, R. J.; BUSHEY, J. A.; CARROLL, C. J.; CHALLIS, A.; CHIEPPA, J.; GARBOWSKI, M.; KNAPP, A. K. Trait selection and community weighting are key to understanding ecosystem responses to changing precipitation regimes. **Functional Ecology**, v. 32, n. 7, p. 1746-1756, 2018.

GUNKEL, G.; LIMA, D.; SELGE, F.; SOBRAL, M.; CALADO, S. Aquatic ecosystem services of reservoirs in semiarid areas: sustainability and reservoir management. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 197, p. 187-200, 2015.

HÄDER, D-P.; BARNES, P. W. Comparing the impacts of climate change on the responses and linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. **Sci. Total Environ**, v. 682, p. 239-246, 2019.

HADY, A. A. Deep solar minimum and global climate changes. **Journal of advanced research**, v. 4, n. 3, p. 209-214, 2013.

HARTMANN, D. L.; TANK, A. M. K.; RUSTICUCCI, M.; ALEXANDER, L. V.; BRÖNNIMANN, S.; CHARABI, Y. A. R.; SODEN, B. J. Observations: atmosphere and surface. In *Climate change 2013 the physical science basis: Working group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press, p. 159-254, 2013.

HEPP, L. U.; LANDEIRO, V. L.; MELO, A. S. Experimental assessment of the effects of environmental factors and longitudinal position on alpha and beta diversities of aquatic insects in a neotropical stream. **International Review of Hydrobiology**, v. 97, p. 157–167, 2012.

HEPP, L. U.; MELO, A. S. Dissimilarity of stream insectn assemblages: effects of multiple scales and spatial distances. **Hydrobiology**, v. 703, p. 239–246, 2013.

HOFFMANN, Ary A.; HERCUS, Miriam J. Environmental stress as an evolutionary force. **Bioscience**, v. 50, n. 3, p. 217-226, 2000.

JEPPESEN, E.; BRUCET, S.; NASELLI-FLORES, L.; PAPASTERGIADOU, E.; STEFANIDIS, K.; NOGES, T.; BEKLIOĞLU, M. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, n. 1, p. 201-227, 2015.

JOVEM-AZEVÊDO, D.; BEZERRA-NETO, J. F.; AZEVÊDO, E. L.; GOMES, W. I. A.; MOLOZZI, J.; FEIO, M. J. Dipteran assemblages as functional indicators of extreme droughts. **Journal of Arid Environments**, v. 164, p. 12-22, 2019.

JUMP, A. S.; PENUELAS, J. Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. **Ecology letters**, v. 8, p. 1010–1020, 2005.

JUNKER, R. R.; LECHLEITNER, M. H.; KUPPLER, J.; OHLER, L. M. Interconnectedness of the Grinnellian and Eltonian Niche in Regional and Local Plant-Pollinator Communities. **Frontiers in plant science**, v. 10, p. 1371, 2019.

KIM, J.; CHOI, J.; CHOI, C.; PARK, S. Impacts of changes in climate and land use/land cover under IPCC RCP scenarios on streamflow in the Hoeya River Basin, **Korea**, v. 452, p. 181-195, 2013.

KRAFT, N. J.; CRUTSINGER, G. M.; FORRESTEL, E. J.; EMERY, N. C. Functional trait differences and the outcome of community assembly: an experimental test with vernal pool annual plants. **Oikos**, v. 123, p. 1391-1399, 2014.

LANCASTER, L.T.; MORRISON, G.; FITT, R. N. Life history trade-offs, the intensity of competition, and coexistence in novel and evolving communities under climate change. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 372, n. 1712, p. 20160046, 2017.

LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos**, p. 5-13, 1996.

LEDO, A.; CAÑELLAS, I.; BARBEITO, I.; GORDO, F. J.; CALAMA, R. A.; GEA-IZQUIERDO, G. Species coexistence in a mixed Mediterranean pine forest: Spatio-temporal variability in trade-offs between facilitation and competition. **Forest ecology and management**, v. 322, p. 89-97, 2014.

LI, B.; CAI, Q. H.; ZHANG, M.; SHAO, M. L. Macroinvertebrate community succession in the Three-Gorges Reservoir ten years after impoundment. **Quaternary International**, v. 380, p. 247-255, 2015.

LIGEIRO, R.; MELO, A. S.; CALLISTO, M. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a neotropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 424–435, 2010.

LOGUE, J. B.; MOUQUET, N.; PETER, H.; HILLEBRAND, H.; GROUP, M. W. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. **Trends in ecology & evolution**, v. 26, p. 482-491, 2011.

LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J. P.; HECTOR, A.; TILMAN, D. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *science*, v. 294, p. 804-808, 2001.

MACARTHUR, R.; LEVINS, R. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. **The american naturalist**, v. 101, p. 377-385, 1967.

- MARGURRAN, A. E. Measuring biological diversity. **Malden: Blackwell Science**, 2004.
- MARRA, RAQUEL C.; ALGARTE, V. M.; LUDWIG, T. A.; PADIAL, A. A. DIATOM DIVERSITY AT MULTIPLE scales in urban reservoirs in Southern Brazil reveals the likely role of trophic state. **Limnologia**, v. 70, p. 49-57, 2018.
- MCLACHLAN, A.; DEFEO, O. Benthic Macrofauna Communities. **The Ecology of Sandy Shores**, v. 3, p. 139–191, 2018.
- MEDEIROS, C. R.; HEINO, J.; DOS SANTOS, P. J. P.; MOLOZZI, J.; LIGEIRO, R. Spatial scale drives diversity patterns of benthic macroinvertebrate communities in tropical estuaries. **Limnology and Oceanography**, 2020.
- MEDEIROS, C. R.; HEPP, L. U.; PATRÍCIO, J.; MOLOZZI, J. Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. **PloS one**, v. 11, p. e0161082, 2016.
- MELO, R. R. C.; RAMEH BARBOSA, I. M. B.; FERREIRA, A. A.; LEE BARBOSA FIRMO, A.; DA SILVA, S. R.; CIRILO, J. A.; DE AQUINO, R. R. B. Influence of Extreme Strength in Water Quality of the Jucazinho Reservoir, Northeastern Brazil, PE. **Water**, v. 9, p. 955-966, 2017.
- MEYNARD, C.; DEVICTOR, V.; MOUILLOT, D.; THUILLER, N.; JIGUET, N.; MOUQUETBEYOND, N. Taxonomic diversity patterns: how do α , β and γ components of bird functional and phylogenetic diversity respond to environmental gradients across France? **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, p. 893-903, 2011.
- MOLOZZI, J.; HEPP, L. U.; CALLISTO, M. The additive partitioning of macroinvertebrate diversity in tropical reservoirs. **Marine and Freshwater Research**, v. 64, p. 609-617, 2013.
- MORITZ, C.; MEYNARD, C. N.; DEVICTOR, V.; GUIZIEN, K.; LABRUNE, C.; GUARINI, J. M.; MOUQUET, N. Disentangling the role of connectivity, environmental filtering, and spatial structure on metacommunity dynamics. **Oikos**, v. 122, p. 1401-1410, 2013.
- MUSTAPHA, M. K. Assessment of the water quality of Oyun Reservoir, Offa, Nigeria, using selected physico-chemical parameters. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 8, p. 309-319, 2008.
- PAVOINE, S.; DOLÉDEC, S. The apportionment of quadratic entropy: a useful alternative for partitioning diversity in ecological data. **Environmental and Ecological Statistics**, v. 12, p. 125-138, 2005.
- PAVOINE, S.; MARCON, E.; RICOTTA, C. ‘Equivalent numbers’ for species, phylogenetic or functional diversity in a nested hierarchy of multiple scales. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 10, p. 1152-1163, 2016.
- PAVOINE, S.; OLLIER, S.; PONTIER, D. Measuring diversity from dissimilarities with Rao's quadratic entropy: Are any dissimilarities suitable?. **Theoretical population biology**, v. 67, p. 231-239, 2005.
- PECL, G. T.; MIGUEL, B. A.; JOHANN, D. B.; JULIA, B.; TIMOTHY, C. B. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. **Science**, v. 355, n. 6332, p. eaai9214, 2017.

PEÑUELAS, J.; LLORET, F.; MONTOYA, R. Severe drought effects on Mediterranean woody flora in Spain. **Forest Science**, v. 47, n. 2, p. 214-218, 2001.

PILIÈRE, A. F. H.; VERBERK, W. C. E. P.; GRAWE, M.; BREURE, A. M.; DYER, S. D.; POSTHUMA, L.; DE ZWART, D.; HUIJBREGTS, M. A. J.; SCHIPPER, A. M. On the importance of trait interrelationships for understanding environmental responses of stream macroinvertebrates. **Freshwater biology**, v. 61, p. 181-194, 2016.

PITACCO, V.; MISTRI, M.; ALEFFI, I. F.; LARDICCI, C.; PRATO, S., TAGLIAPIETRA, D.; MUNARI, C. Spatial patterns of macrobenthic alpha and beta diversity at different scales in Italian transitional waters (central Mediterranean). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 222, p. 126-138, 2019.

POFF, N. L.; OLDEN, J. D.; VIEIRA, N. K.; FINN, D. S.; SIMMONS, M. P.; KONDRATIEFF, B. C. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 730-755, 2006.

RICOTTA, C. A note on functional diversity measures. **Basic and Applied Ecology**, v. 6, p. 479-486, 2005.

ROLLS, R. J.; HEINO, J., RYDER, D. S.; CHESSMAN, B. C.; GROWNS, I. O.; THOMPSON, R. M.; GIDO, K. B. Scaling biodiversity responses to hydrological regimes. **Biological Reviews**, v. 93, n. 2, p. 971-995, 2018.

SABER, A.; JAMES, D. E.; HANNOUN, I. A. Effects of lake water level fluctuation due to drought and extreme winter precipitation on mixing and water quality of an alpine lake, Case Study: Lake Arrowhead, California. **Science of The Total Environment**, v. 714, p. 136762, 2020

SAULINO, H. H.; LEITE-ROSSI, L. A.; TRIVINHO-STRIXINO, S. The effect of small reservoirs on chironomid diversity and trait composition in Savanna streams: evidence for Serial Discontinuity Concept. **Hydrobiologia**, v. 793, p. 109-119, 2017.

SCHEFFER, M.; VAN NES, E. H. Self-organized similarity, the evolutionary emergence of groups of similar species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, p. 6230-6235, 2006.

SCHEFFERS, B. R., LUC, D. M.; TOM, C. L. B.; ARY, A. H.; JOHN, M. P.; RICHARD, T. C.; STUART, H. M. B.; PAUL, P-K.; KIT, M. K.; DAVID, D.; MICHELA, P.; CARLO, R.; WENDY, B. F.; TARA, G. M.; CAMILO, M.; DAVID, B.; JAMES, E. M. W. The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. **Science**, v. 354, n. 6313, p. aaf7671, 2016.

SERRA, S. R.; GRAÇA, M. A.; DOLÉDEC, S.; FEIO, M. J. Chironomidae traits and life history strategies as indicators of anthropogenic disturbance. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, p. 326, 2017.

SERRA, S. R.; COBO, F.; GRACA, M. A.; DOLÉDEC, S.; FEIO, M. J. Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): towards a new data base **Ecological Indicators**, v. 61, p. 282-292, 2016.

SHELL, TONI M.; COLLIER, KEVIN J. Partitioning of macroinvertebrate communities in a large New Zealand river highlights the role of multiple shore-zone habitat types. **River Research and Applications**, v. 34, n. 8, p. 993-1002, 2018.

SOLAN, M.; CARDINALE, B. J.; DOWNING, A. L.; ENGELHARDT, K. A.; RUESINK, J. L.; SRIVASTAVA, D. S. Extinction and ecosystem function in the marine benthos. **Science**, v. 306, p. 1177-1180, 2004.

SOUZA-BARROSO, H.; SANTOS, J. A.; MARINS, R. V.; LACERDA, L. D. Assessing temporal and spatial variability of phytoplankton composition in a large reservoir in the Brazilian northeastern region under intense drought conditions. **Journal of Limnology**, v. 77, p. 130-146, 2017.

SUN, Q-H.; XIA, J.; MIAO, C. Y.; DUAN, Q. Y. Bayesian multi-model projections of extreme hydroclimatic events under RCPs scenarios. **Advances in Climate Change Research**, v. 8, n. 2, p. 80-92, 2017.

TOLONEN, K. T.; CAI, Y.; VILMI, A.; KARJALAINEN, S. M.; SUTELA, T.; HEINO, J. Environmental filtering and spatial effects on metacommunity organisation differ among littoral macroinvertebrate groups deconstructed by biological traits. **Aquatic Ecology**, v. 52, p. 119-131, 2018.

TWEEDLEY, J. R.; WARWICK, R. M.; VALESINI, F. J.; PLATELL, M. E.; POTTER, I. C. The use of benthic macroinvertebrates to establish a benchmark for evaluating the environmental quality of microtidal, temperate southern hemisphere estuaries. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, p. 1210-1221, 2012.

VALDOVINOS, C.; MOYA, C.; OLMOS, V.; PARRA, O.; KARRASCH, B.; BUETTNER, O. The importance of water-level fluctuation for the conservation of shallow water benthic macroinvertebrates: an example in the Andean zone of Chile. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 11, p. 3095-3109, 2007.

VAN DER LINDEN, P.; DEMPSEY, P.; DUNN, R.; CAESAR, J.; KURNIK, B.; DANKERS, R.; JOL, A.; KUNZ, M.; VAN LANEN, H.; BENESTAD, R.; PARRY, S.; HILDEN, M.; MARX, A.; MYSIAK, J.; KENDON, L. Extreme weather and climate in Europe. **Technical report. European Topic Centre on Climate Change impacts, vulnerability and Adaptation, Bologna**. November, 2015.

VAN KLEEF, H.; VERBERK, W. C. E. P.; KIMENAI, F. F. P.; VAN DER VELDE, G.; LEUVEN, R. S. E. W. Natural recovery and restoration of acidified shallow soft-water lakes: Successes and bottlenecks revealed by assessing life-history strategies of chironomid larvae. **Basic and Applied Ecology**, v. 16, n. 4, p. 325-334, 2015.

VINEBROOKE, D. R.; COTTINGHAM, K.; NORBERG, M.; SCHEFFER, J.; I. DODSON, S.; C. MABERLY, S.; SOMMER, U. Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: The role of species co-tolerance. **Oikos**, v. 104, n. 3, p. 451-457, 2004.

VIOLLE, CYRILLE.; NAVAS, M. L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I.; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional!. **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007.

VOLTERRA, V. Variazione e fluttuazione del numero d'individui in specie animali conviventi. **Mem. Accad. Nazionale Lincei**, v. 6, p. 31-113, 1926.

WAGNER, H. H.; WILDI, O.; EWALD, K. C. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. **Landscape Ecology**, v. 15, p. 219-227, 2000.

WANG, J.; DING, C.; TAO, J.; JIANG, X.; HEINO, J.; DING, L.; HE, D. Damming affects riverine macroinvertebrate metacommunity dynamics: Insights from taxonomic and functional beta diversity. **Science of The Total Environment**, v. 763, p. 142945, 2021.

WHITE, M. S.; XENOPOULOS, M. A.; HOGSDEN, K.; METCALFE, R. A.; DILLON, P. J. Natural lake level fluctuation and associated concordance with water quality and aquatic communities within small lakes of the Laurentian Great Lakes region. In: **Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes**. Springer, Dordrecht, p. 21-31, 2008.

WHITMORE, M. M.; MURPHY, C. A.; JOHNSON, B.; ARISMENDI, I.; JOHNSON, S. L. Littoral benthic macroinvertebrate response to water-level fluctuations in three reservoirs of the Willamette River Basin, Oregon. **River Research and Applications**, v. 33, n. 7, p. 1052-1059, 2017.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, p. 279-338, 1960.

WILLIAMSON, C. E.; OVERHOLT, E. P.; BRENTROP, J. A.; PILLA, R. M.; LEACH, T. H.; SCHLADOW, S. G.; JOSEPH, D. W.; SAMUEL, S. U.; STEVEN, S.; SUDEEP, C.; NEALE, P. J. Sentinel responses to droughts, wildfires, and floods: effects of UV radiation on lakes and their ecosystem services. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 14, n. 2, p. 102-109, 2016.

WILLIAMSON, CRAIG E.; ZEPP, R. G.; LUCAS, R. M.; MADRONICH, S.; AUSTIN, A. T.; BALLARÉ, C. L.; ROBINSON, S. A. Solar ultraviolet radiation in a changing climate. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 6, p. 434-441, 2014.

WU, ANCHI.; DENG, X.; HE, H.; REN, X.; JING, Y.; XIANG, W.; SHUAI O.; WENDE Y.; FANG, X. Responses of species abundance distribution patterns to spatial scaling in subtropical secondary forests. **Ecology and evolution**, v. 9, n. 9, p. 5338-5347, 2019.

XIA, J.; DUAN, Q. Y.; LUO, Y.; XIE, Z. H.; LIU, Z. Y.; MO, X. G. Climate change and water resources: Case study of Eastern Monsoon Region of China. **Advances in Climate Change Research**, v. 8, n. 2, p. 63-67, 2017.

XIAO, Z.; ZHONG, Q.; YIN, Z.; ZHOU, L.; SONG, Y.; HAN, Y.; HUANG, C.; PAN, J.; ZHAO, L. Advances in the research of impact of decadal solar cycle on modern climate. **Advances in Earth Science**, v. 28, n. 12, p. 1335-1348, 2013.

XIE, Z-H.; ZENG, Y. J.; XIA, J.; QIN, P. H.; JIA, B. H.; ZOU, J.; LIU, S. Coupled modeling of land hydrology–regional climate including human carbon emission and water exploitation. **Advances in Climate Change Research**, v. 8, n. 2, p. 68-79, 2017.

XU, G.; XU, Y.; XU, H. Insights into discriminating water quality status using new biodiversity measures based on a trait hierarchy of body-size units. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 980–986, 2016.

YAN, S.; WANG, X.; ZHANG, Y.; LIU, D.; YI, Y.; LI, C.; YANG, Z. A hybrid PCA-GAM model for investigating the spatiotemporal impacts of water level fluctuations on the diversity of benthic macroinvertebrates in Baiyangdian Lake, North China. **Ecological Indicators**, v. 116, p. 106459, 2020.

ZHANG, Y.; CHENG, L.; LI, K.; ZHANG, L.; CAI, Y.; WANG, X.; HEINO, J. Nutrient enrichment homogenizes taxonomic and functional diversity of benthic macroinvertebrate assemblages in shallow lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 64, n 3, p.1047-1058, 2019.

ZHANG, Y.; JUVIGNY-KHENAFU, N.; XIANG, H., LIN, Q.; WU, Z. Multiple Stressors in China's Freshwater Ecoregions. In **Multiple Stressors in River Ecosystems**, p. 193-204, 2019.

ZHANG, Y.; JUVIGNY-KHENAFU, N.; XIANG, H.; LIN, Q.; WU, Z. Multiple Stressors in China's Freshwater Ecoregions. **In Multiple Stressors in River Ecosystems**, p. 193-204, 2019.

APÊNDICE A – ARTIGO**CENÁRIO DE SECA EXTREMA MOLDA DIFERENTES PADRÕES DE
COEXISTÊNCIA DE CHIRONOMIDAE NO SEMIÁRIDO**

Manuscrito a ser submetido ao periódico Hydrobiologia

CENÁRIO DE SECA EXTREMA MOLDA DIFERENTES PADRÕES DE COEXISTÊNCIA DE CHIRONOMIDAE NO SEMIÁRIDO

Dalescka Barbosa de Melo¹, Marina Dolbeth², Joseline Molozzi³

¹Pós-Graduação em Ecologia e Conservação - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Brasil; email: dalescka@gmail.com

²CIIMAR-Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto, Novo Edifício do Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Matosinhos, Portugal

³Departamento de Biologia – Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação Department of Biology/Postgraduate Programme in Ecology and Conservation, Universidade Estadual da Paraíba, Campus I, Av. Baraúnas, 351, Bairro Universitário, CEP: 58429-500, Campina Grande, Brasil

RESUMO

O presente estudo buscou avaliar como eventos de seca extrema afetam o volume hídrico dos reservatórios de diferentes bacias no semiárido e como essas variações condicionam a coexistência da assembleia de Chironomidae. Esperávamos que a seca extrema condicionasse a diversidade local, favorecendo a ocorrência de gêneros com características funcionais capazes de tolerarem o estresse hídrico e resultando na homogeneização biótica das assembleias de Chironomidae em ambas as bacias. Para testar nossa hipótese, amostramos assembleias de Chironomidae em seis reservatórios (256 sites) pertencendo a diferentes bacias hidrográficas do semiárido/Nordeste, Brasil, bacia Paraíba e bacia Piranhas-Açu. A amostragem ocorreu em três ocasiões, 2014, 2015 e 2019, durante o qual ocorreu uma forte seca. Avaliamos a diversidade taxonômica e funcional e a partição dessas diversidades em seus componentes α , β e γ . Nossos resultados mostraram que as condições ambientais e o volume hídrico variaram ao longo dos anos atingindo o volume morto em períodos de menor volume hídrico. Isto refletiu em diferentes padrões taxonômicos e funcionais da diversidade- β da assembleia de Chironomidae em cada bacia. Com a diversidade- β taxonômica e funcional proporcionalmente superior que a diversidade- α na bacia Paraíba, exceto em 2019 (proporções α e β semelhantes). Na bacia Piranhas-Açu, a diversidade- α foi proporcionalmente superior para a diversidade taxonômica do que a diversidade- β , esta tendência permaneceu para a diversidade funcional, mas menos evidente em 2015 (apenas funcional- β baixo). As flutuações no volume hídrico mostraram influências nos atributos taxonômicos e respostas funcionais da assembleia, e estes são mais evidentes na bacia Piranhas-Açu, indicando perda de gêneros e funções. Portanto é

muito importante conservar esses ecossistemas, porque além de ser importante a nível ecológico, também tem importância econômica e social.

Palavras-Chave: Diversidade beta. Convergência. Seca extrema. Homogeneização biótica.

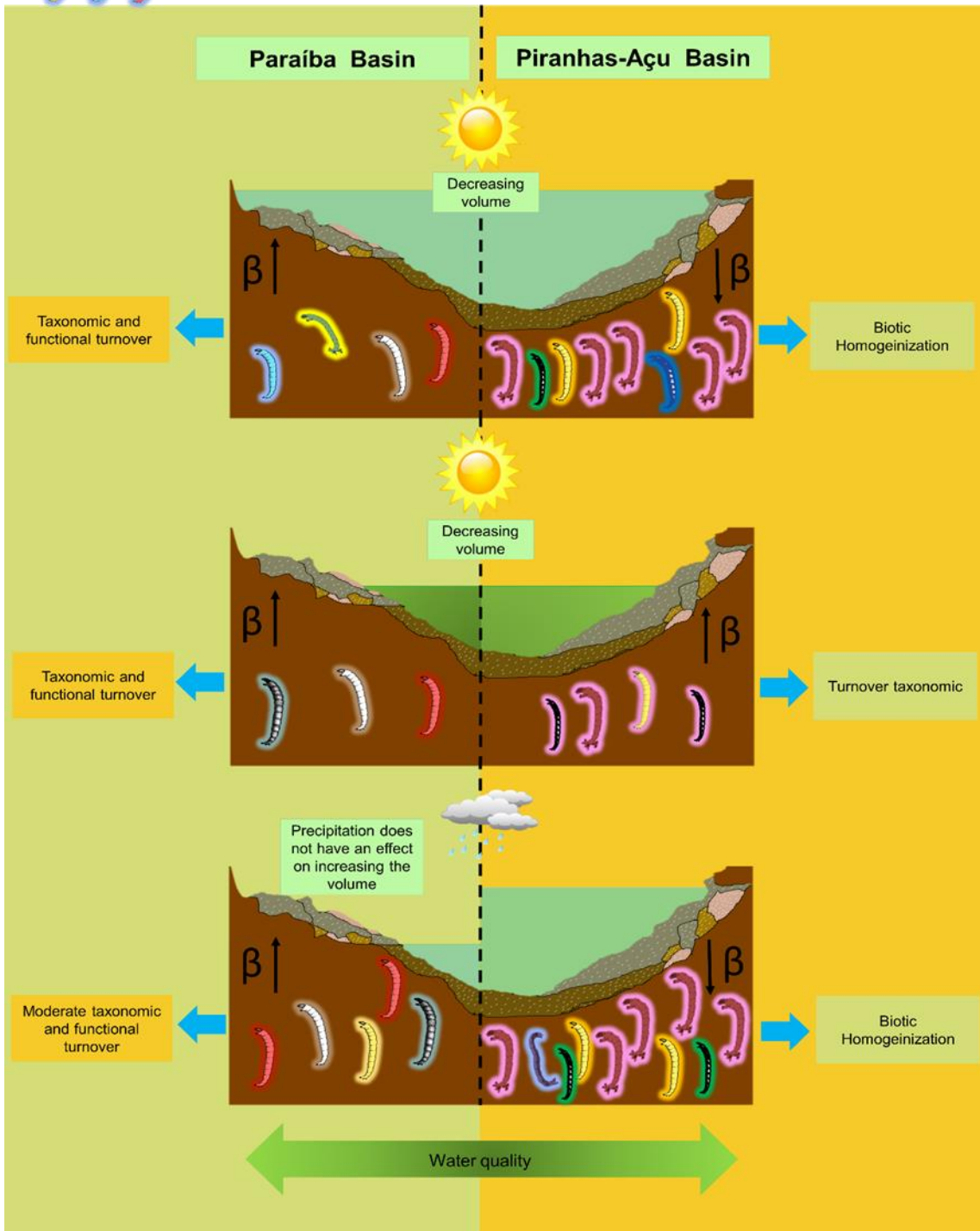
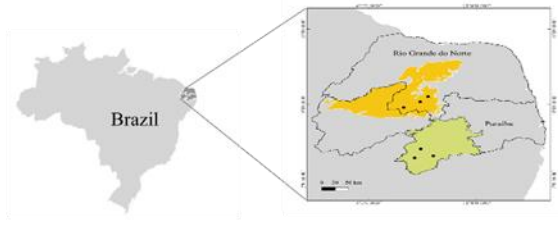
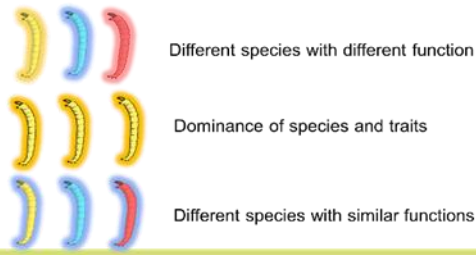
EXTREME DROUGHT SCENARIO SHAPES DIFFERENT PATTERNS OF CHIRONOMIDS' COEXISTENCE IN THE SEMIARID

ABSTRACT

The present study sought to evaluate how extreme weather events, such as droughts, affected the water volume of reservoirs from different basins in the semiarid and how this variation affected the coexistence of Chironomidae assemblies. We expected that the extreme drought would condition the local diversity, favoring the occurrence of genera with functional traits able to tolerate the hydric stress and resulting in the biotic homogenization of the Chironomidae assembly in both basins. To test our hypothesis, we sampled the Chironomidae assemblies in six reservoirs (256 sites) belonging to different hydrographic basins of the semiarid/ Northeast, Brazil, Paraíba the Paraíba basin and Piranhas-Açu basin. Sampling occurred on three occasions, 2014, 2015 and 2019, during which an extreme drought occurred. We evaluated the taxonomic and functional diversity and these diversities partitioning into their α , β and γ components. Our results showed that the environmental conditions and the water volume varied over the years, attaining the dead volume during the period of lower water volume. This reflects different patterns taxonomic and functional of β -diversity of the Chironomidae community in each basin. With the taxonomic and functional β -diversity proportionally higher than α diversity in the Paraíba basin, except in 2019 (similar α and β proportions). In the Piranhas-Açu basin, α diversity was proportionally higher for the taxonomic and diversity than the β diversity, this tendency remained for the functional diversity, but less evident, except in 2015 (only lowed β functional). Fluctuations in water volume showed an influence on the taxonomic attributes and functional responses of the community, and these are more evident in the Piranhas-Açu basin, indicating loss of species and functions. Therefore, is very important to conserve these ecosystems, because besides being important at the ecological levels it also has economic and social importance.

Palavras-Chave: Beta diversity. Convergence. Drought extreme. Biotic homogenization.

GRAPHICAL ABSTRACT



1 INTRODUÇÃO

O número de espécies coexistentes, nada mais é do que a representação da biodiversidade no ecossistema, a qual pode ser determinada por interações biológicas e processos de filtragem de habitat (KAUSCHIES et al., 2016). Embora pareça um simples conceito, a biodiversidade em sua essência engloba diferentes dimensões que perpassa os níveis de organização biológica e desempenha um papel fundamental para a complexidade e funcionamento do ecossistema (BONADA et al., 2006; LEPES et al., 2006; STATZNER e BÊCHE, 2010; BELLEY e SNELGROVE, 2016; PITACCO et al., 2019).

Whittaker (1960) propôs um modelo teórico para compreender a organização biológica das espécies coexistentes, baseado na partição da diversidade em componentes, alfa (α), beta (β) e gama (γ). Cada componente representa um nível de hierarquia aninhada complexa, onde as espécies são estruturadas dentro de habitats incluídos em ecossistemas, que por sua vez estão incluídos em regiões (PAVOINE et al., 2016). Em outras palavras, a diversidade- α representa a diversidade de espécies dentro de um local, diversidade- β é dissimilaridade entre locais em uma região, e diversidade- γ a diversidade total de espécies daquela região. A diversidade- γ é composta de componentes α e β e pode ser derivada usando uma relação aditiva ou multiplicativa (WHITTAKER, 1960; GERING et al., 2003). Além disso, a diversidade- β pode considerar múltiplos níveis (β_1 , β_2) para acomodar diferentes escalas espaciais (PAVOINE et al., 2016). A diversidade pode ser particionada por facetas taxonômicas, funcionais e até mesmo filogenéticas da biodiversidade (DE BELLO et al., 2009; DE BELLO et al., 2010; DE BELLO et al., 2012). A faceta taxonômica fornece informações acerca da diversidade das espécies e a conectividade entre locais (CLARCK et al., 2014; CUÉLLAR-MERCADO et al., 2019). Ao abordar sua faceta funcional, promove informações sobre a atuação ecológica das espécies no funcionamento do ecossistema, por meio da variabilidade das características que representam o *fitness* das espécies (TILMAN, 2001; HEINO, 2005; VIOLLE et al., 2007). A combinação de ambas as abordagens pode esclarecer os reais processos que governam os padrões de coexistência das espécies no ecossistema (ex, DOLBETH et al. 2013, DE BELLO et al., 2010).

Compreender como as diferentes facetas da biodiversidade se relacionam e influenciam os padrões de coexistência das espécies em múltiplas escalas, podem oferecer informações importantes para a conservação da biodiversidade, particularmente em ecossistemas aquáticos, que tem experimentado a perda gradual da sua biodiversidade biológica devido às modificações climáticas (LEIBOLD et al., 2004; DOLBETH et al., 2013; THUILLER et al., 2015; MITTELBAACH e SCHEMSKE, 2015). A datar de 1900, a temperatura média aumentou até 0,89 °C em escala global, (HARTMANN et al., 2013; MERENGO et al., 2016). Além disso,

eventos de extremos climáticos tornaram-se mais frequentes (MARENGO et al., 2016), na forma de mudanças extremas de temperatura e ciclos alterados de precipitação (SUN et al., 2017), levando à intensificação de fenômenos de seca e cheia e ondas de calor (IPCC, 2018). A intensificação climática tem pressionando as espécies a se adaptarem rapidamente às novas condições (JUMP e PEÑUELAS, 2005; PEÑUELAS et al., 2001; LEDO et al., 2014; ALAHUHTA et al., 2019). No entanto, nem todas as espécies são capazes persistir sob novos regimes climáticos em tão pouco tempo (JUMP e PENUELAS, 2005; PEÑUELAS et al., 2001; LEDO et al., 2014), o que pode levar a extinção de espécies em escala locais, regionais e geográficas ainda mais abrangentes (BOUCEK e REHAGE, 2014; BOERSMA et al., 2016). Vários estudos já revelaram que entre os maiores impactos causados pelas mudanças climáticas está a homogeneização biótica das comunidades biológicas, contribuindo para o declínio da beta diversidade (SOMMER et al., 2010; ALBOUY et al., 2012, IHLOW et al., 2012; NOLAN et al., 2018).

As projeções do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) preveem intensificação das secas até 2100 (IPCC, 2018; MARENGO et al., 2016; XIE-ZHENG et al., 2017). Neste cenário as regiões áridas e semiáridas são especialmente afetadas (IPCC, 2018). Estas regiões possuem características climáticas particulares com tendências a altas temperaturas e baixa precipitação, que em um contexto de intensas secas e outros extremos climáticos, podem levar ao desequilíbrio das regiões, quanto à precipitação e evapotranspiração (MARENGO et al., 2016; LI et al., 2019; WARNATZSCH e REAY, 2019). O semiárido do Nordeste brasileiro enfrentou forte seca de 2012 a 2017 (MARENGO et al., 2016; JOVEM-AZEVÊDO et al., 2019; DE LUCENA BARBOSA et al., 2021). Apesar da ocorrência de precipitação nos anos seguintes, esta tem ficado abaixo da média anual, assim alguns autores consideram que a seca se estendeu até 2019 (CUNHA et al., 2019). A diminuição da precipitação resultou em flutuações drásticas no volume hídrico de ecossistemas artificiais como os reservatórios (JOVEM-AZEVÊDO et al., 2019; DE LUCENA BARBOSA et al., 2021), levando-os ao estresse hídrico (HOFMANN, LORKE e PEETERS, 2008; WILLIAMSON et al., 2016b; MELO et al., 2017). Além disso, as flutuações hídricas favorecem o aumento das concentrações de nutrientes na coluna d'água, e isto diminui a qualidade da água desses ambientes (LEITE e BECKER, 2019).

Devido ao papel social e ecológico dos reservatórios, as flutuações do volume hídrico e as condições ambientais irão trazer uma série de riscos e consequências para esses ecossistemas e seus serviços associados ao bem estar humano (HOFFMANN e HERCUS, 2000; WHITE et al., 2008; BARBOSA et al., 2012; FOURNIER et al., 2015; LANCASTER et al., 2017). Os

reservatórios configuram um meio primordial na subsistência da população humana nessas regiões e dispõem de múltiplas condições e vários microhabitats para uma gama de espécies (ABILÍO et al., 2007; WILLIAMSON et al., 2016b; MELO et al., 2017). Dentre as espécies residentes estão os macroinvertebrados bentônicos que podem ser bons indicadores ecológicos das mudanças na integridade ecológica dos reservatórios (CALLISTO et al., 2001; GOULART e CALLISTO, 2003; TWEEDLEY et al., 2012; SERRA et al., 2016). Em particular a família Chironomidae são os mais representativos entre a fauna bentônica nos reservatórios, geralmente caracterizado por alta riqueza taxonômica e diversidade de grupos funcionais que desempenham um papel fundamental na alocação de matéria e transferência de energia do ecossistema (ARMITAGE et al., 2012; SAULINO et al., 2017; SERRA, 2017; JOVEM-AZEVÊDO et al., 2019). As espécies de Chironomidae são também espécies pioneiras na colonização após eventos de distúrbio no ambiente (ARMITAGE et al., 2012; SAULINO et al., 2017). No entanto, mudanças no volume hídrico podem condicionar a composição e estrutura das comunidades, favorecendo a ocorrência de espécies mais resistentes/resilientes ao estresse hídrico local (ex. menor disponibilidade de água, habitat, alimento) (WITHE et al., 2008; WHITMORE et al., 2017). Em contra partida, as espécies mais sensíveis às flutuações do volume hídrico diminuirão ou serão perdidas, o que pode levar à homogeneização biótica, e comunidade funcionalmente convergentes ocupando um espectro estreito de nicho ao refletirem tolerância a essas condições (OLDEN et al., 2004; BONADA et al., 2007; CLAVEL et al., 2011; LEDO et al., 2014; SCHEFFERS et al., 2016; HADER et al., 2019).

Diante disso, o presente estudo buscou avaliar como eventos de seca extrema afetam o volume hídrico dos reservatórios de diferentes regiões do semiárido e como essas variações condicionam a coexistência da assembleia de Chironomidae. Com isso, testamos a seguinte hipótese: O cenário de seca extrema irá condicionar a diversidade local. E como tal, permitirá apenas a ocorrência dos gêneros com características funcionais capazes de tolerarem o estresse hídrico provocado pelas flutuações do volume. Também, a β diversidade taxonômica e funcional diminuirá como resultado da homogeneização biótica da assembleia de Chironomidae em ambas as bacias.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido em reservatórios da bacia hidrográfica do rio Paraíba localizada no estado da Paraíba, nomeadamente Poções, Sumé e Cordeiro e na bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu localizado no estado do rio Grande Norte, nomeadamente Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta (Fig. 1 / Tab. 1). As bacias hidrográficas estão localizadas em diferentes ecorregiões do semiárido do Brasil, mas ambas são classificadas com clima do tipo BSh (semiárido seco; Köppen-Geiger, 1936), cuja temperatura mínima varia de 18 a 22°C (entre os meses de julho e agosto) e máxima entre 28 a 31°C (entre novembro e dezembro).

A bacia do rio Paraíba, compreende 20.071,83 km² conceituada a maior do estado da Paraíba cobrindo 38% total da área do estado (AESAs, 2019). Esta bacia está inserida em uma ecorregião de área montanhosa e relevo sinuosamente ondulado, denominado Pediplano Central do Planalto da Borborema (CPB) com tendências de precipitação média anual de 400 mm/ano e embora apresente vegetação típica arbórea-arbustiva, há uma maior dominância de espécies arbórea (VELLOSO et al., 2002; DO NASCIMENTO e ALVES, 2008). Essa região apresenta solos Luvisolos Crômicos profundos de tonalidade vermelho e amarelo e características eutróficas que variam em fertilidade, assim como solos Neossolos Flúvicos menos produtivos e ácidos (VELLOSO et al., 2002). Em contrapartida, a bacia do rio Piranhas-Açu é situada em uma ecorregião chamada Depressão Sertaneja Setentrional (DSS), com extensão de 43.681,50 km², do qual 26.183,00 km² pertence ao estado da Paraíba equivalendo a 60% de área total, e 17.498,50 km² para o estado do Rio grande do Norte que equivale aos 40% restante de área (FERREIRA et al., 2009; SEMARH, 2019). A precipitação média anual é 800 mm/ano (SEMARH, 2019). A bacia é uma planície baixa, com uma topografia de relevo suave e ondulado (FERREIRA et al., 2009; SEMARH, 2019). Existem dois tipos de solo, os rasos e os sujeitos a erosão, de tonalidades claras e estrutura pedregosa denominado Planossolos Nátricos, e os argilosos de baixa permeabilidade denominados Vertissolo Cromado (VELLOSO et al., 2002; FERREIRA et al., 2009; ALVARES et al., 2013; ANA, 2017). O tipo de vegetação é típico do semiárido arbórea-arbustiva variando de acordo com a topografia (VELLOSO et al., 2002; COE et al., 2017). Os reservatórios de ambas as bacias, mas principalmente os da bacia Paraíba sofrem uma variedade de impactos antrópicos, uma vez que estão situados próximos a áreas povoadas por humanos (ex., descargas de insumos domésticos, atividade de pesca, agricultura e turismo) (BARBOSA et al, 2012; AZEVEDO et al., 2017).

Fonte: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos Rio Grande do Norte (SEMARH), Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs) e Agência Nacional das Águas (ANA).

2.2 Amostragem e procedimentos laboratoriais

Para o estudo, as amostragens foram realizadas em junho de 2014, março de 2015 e junho de 2019 nos reservatórios Sabugí, Cruzeta e Passagem das Traíras (Piranhas-Açu), e em setembro de 2014, março de 2015 e setembro de 2019 nos reservatórios Cordeiro, Poções e Sumé (Paraíba, Fig. 1). Esses meses estão entre os meses das estações regulares em que ocorrem os períodos de seca e chuva. Em cada coleta, e para cada ano, foram estabelecidos 15 pontos amostrais equidistantes ao longo da região litorânea de cada reservatório.

Os anos 2014 e 2015 estão incluídos na época que o semiárido brasileiro passou por uma seca prologada, uma das mais severas desde os últimos 50 anos (MARENGO et al., 2016; JOVEM-AZEVÊDO et al., 2019). A partir de 2018 houve precipitação, porém abaixo da média anual (Fig. 2). Então a seca tem sido considerada até 2019 (CUNHA et al., 2019). Desde 2012, devido à escassez de chuvas e por causa dos rios da região serem intermitentes e não apresentam vazamento de água, os reservatórios não tem mostrado conectividade entre si (BARBOSA et al., 2012; TOLEDO e ALCANTARA, 2019).

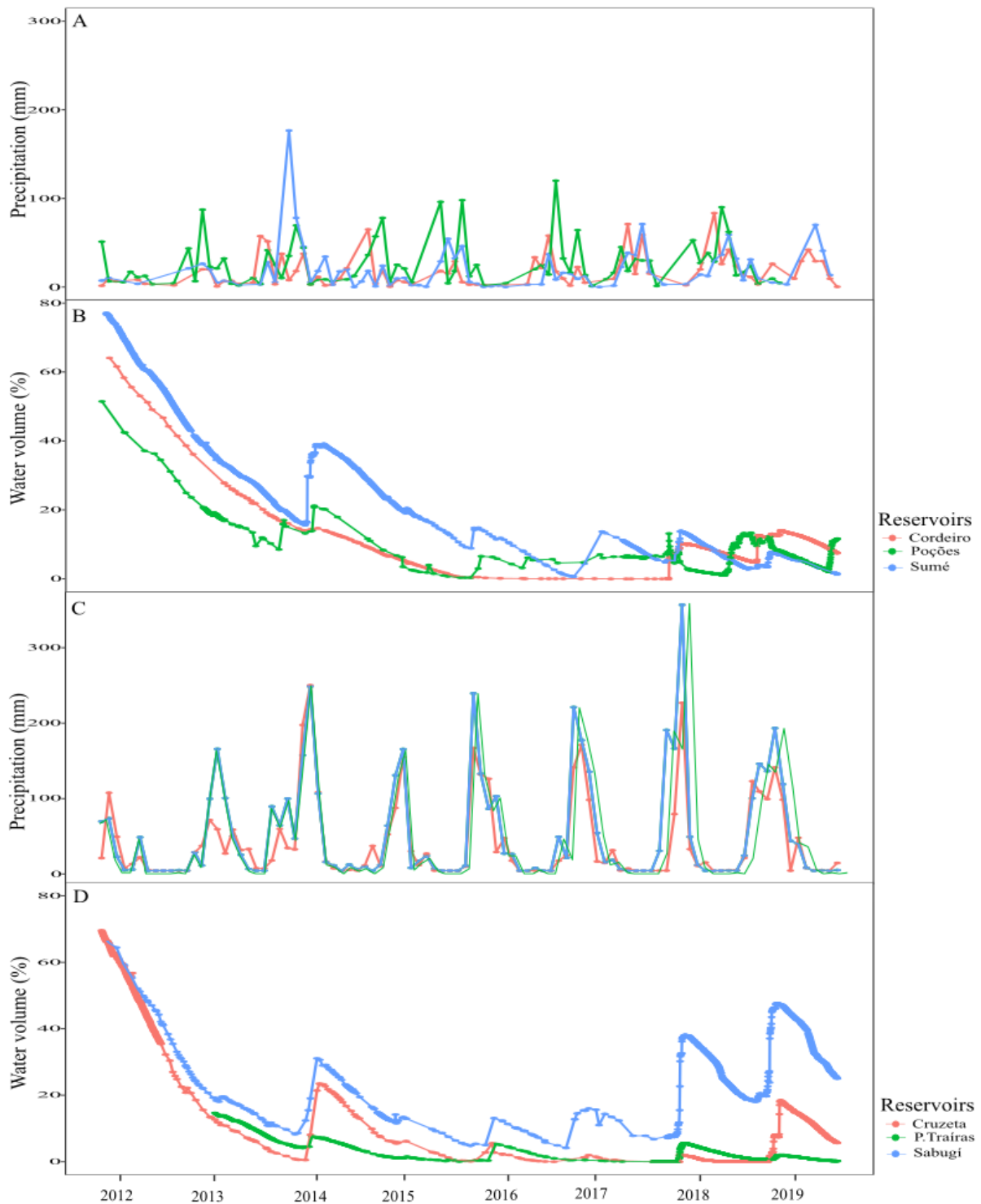


Figura 2. Precipitação mensal e variação diária no volume hídrico nos reservatórios Poções, Sumé e Cordeiro da bacia hidrográfica do rio Paraíba (A) e (B), Sabugí, Passagens das Traíras e Cruzeta da bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu (C) e (D) entre janeiro de 2012 a dezembro de 2019. Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs), Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos Rio Grande do Norte (SEMARH) e Agência Nacional das Águas (ANA).

2.3 Variáveis limnológicas

Em cada ponto de amostragem, os parâmetros ambientais foram medidos com uma sonda multi-analisadora (Horiba/ U-50), como temperatura (°C), pH, turbidez (UNT), potencial de oxidação/redução (ORP), sólidos totais dissolvidos (STD g/L), salinidade (PPT). Além disso, a profundidade foi estimada com um profundímetro e a transparência da água com o disco de Secchi (COLE, 1994). Amostras de água (1L) foram também coletados na sub-superfície e transportado para laboratório, para avaliar as concentrações de nitrito (NO₂ - µg/L), nitrato (NO₃ - µg/L), amônia (NH₄ - µg/L), fósforo total (TP - µg/L) e fosfato reativo solúvel (SRP - µg/L) seguindo metodologia proposta por Apha (2015).

O volume hídrico de cada reservatório foi fornecido pela Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs), Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos Rio Grande do Norte (SEMARH) e Agência Nacional das Águas (ANA). O volume está relacionado com a caracterização física de cada reservatório quanto a sua capacidade máxima de armazenamento de água, considerando o volume morto, que é o volume de água indisponível para a captação e inapropriado para o uso humano; o volume mínimo, que é o limite mínimo do volume de água para o uso humano e o volume útil, a água disponível para a captação e uso humano (SEMARH, 2019).

2.4 Amostras de material biológico

Em todos os pontos de amostragem e anos, amostras de sedimento com material biológico foram coletadas com uma draga Eckman-Birge (225 cm² de área). Posteriormente todas foram fixadas com formaldeído tamponado a 4%. Em laboratório, as amostras foram lavadas com água corrente em peneiras de 0,5 mm e conservados no etanol a 70%. Todos os organismos da família Chironomidae foram separados e identificados até ao nível de gênero com o auxílio de microscópio e estereomicroscópio usando chaves de identificação especializadas (TRIVINHO-STRIXINO e STRIXINO, 1995; TRIVINHO-STRIXINO, 2011), e a abundância contabilizada.

2.5 Atributos funcionais dos Chironomidae

Todos os gêneros da família Chironomidae foram classificadas de acordo com quatro atributos funcionais categóricos, que expressam a habilidade das espécies em explorar e estabelecer-se no habitat sujeito a distintos cenários de mudanças ambientais (Tab. 2, ARMITAGE, 1995; VAN KLEEF et al., 2015; SERRA et al., 2017). Estes foram, grupos tróficos alimentares, tamanho do corpo, construção de tubo e hemoglobina, contendo diferentes categorias (Tab. 2). Os grupos tróficos alimentares incluem-se os coletores-catadores, que

ingerem vegetais vascularizados em decomposição e matéria orgânica de partículas finas, os predadores, que consomem partes teciduais de animais e diatomáceas, e os coletores-filtradores, que se alimentam de folhas em decomposição e matéria retida da coluna d'água (SAULINO et al., 2016). O tamanho do corpo foi classificado como: muito pequeno (< 2,5 mm), pequeno (2,5-5 mm), médio (5-10 mm) e grande (10-20 mm). Como a hemoglobina é uma adaptação fisiológica que somente algumas espécies possuem, sua presença ou ausência foi avaliada. A construção de tubo foi também categorizada em presença e ausência, uma vez que nem todos os Chironomidae constroem tubos. As informações sobre as características funcionais, exceto o tamanho do corpo, foram extraídas da literatura a partir de estudos em ecossistemas neotropicais.

Tabela 2. Atributos funcionais e suas respectivas categorias escolhidas da assembleia de Chironomidae e relevância ecológica.

Atributos Funcionais	Categorias	Relevância Ecológica
Grupos tróficos alimentares	Coletor-catador	A existência de diferentes grupos tróficos alimentares depende da diversidade de recursos alimentares disponíveis no ambiente (HENRIQUES-OLIVEIRA et al., 2003; BUTAKKA et al., 2014; SAULINO et al., 2016) SERRA et al., 2017).
	Predador	
	Coletor-filtrador	
Tamanho do corpo	Muito pequeno <2.5mm	O tamanho do corpo depende do habitat local e as mudanças ao longo do espaço e/ou tempo (ex., a seca beneficia organismos de tamanho pequeno com baixo custo metabólico, pois é mais fácil para pequenos organismos encontrarem refúgio) (SERRA et al., 2015; XU et al., 2016).
	Pequeno 2.5–5mm	
	Médio 5–10mm	
	Grande 10–20mm	
Construção de Tubo	Presente	Organismos construtores de tubo tem vantagem de respirar e obter alimento em concentrações baixas de oxigênio no ambiente, além de ser um mecanismo de refúgio contra predadores; enquanto ausência de tubo caracteriza os organismos de vida livre (WALSHE, 1950; OLIVER, 1971; NEUMANN, 1976; TRIVINHO-STRIXINO, 2011).
	Ausente	
Hemoglobina	Presente	A presença de hemoglobina é uma adaptação fisiológica que permite aos organismos respirem mesmo em baixas concentrações de oxigênio (ARMITAGE et al., 1995; TRIVINHO-STRIXINO, 2011).
	Ausente	

2.6 Análises de dados

A “Multivariate Permutational Variance Analysis” (PERMANOVA, ANDERSON et al., 2008), foi realizada para avaliar diferenças nos parâmetros ambientais entre as bacias e anos de amostragem considerando um design cruzado de 3 vias com 2 fatores fixos (anos x bacias), e um aleatório (reservatórios) aninhado na bacia. Os fatores anos têm três níveis: 2014, 2015 e 2019; bacia dois: Paraíba e Piranhas-Açu; e reservatórios três níveis aninhado em cada bacia. Antes da análise, foi verificada a necessidade de transformação das variáveis e a existência de colinearidade entre as mesmas (Anderson et al., 2008). Posteriormente as variáveis foram normalizadas, e foi calculada a distância Euclidiana sob qual se realizou o PERMANOVA (Anderson et al. 2008). A matriz de dados normalizada foi também ordenada com a Análise de Componentes Principais (PCA) para visualizar a variabilidade ambiental entre os anos de amostragem para cada bacia hidrográfica.

A assembleia de Chironomidae foi decomposta nos componentes α , β e γ para a diversidade taxonômica e funcional para cada bacia, através do método da partição aditiva ($\gamma = \alpha + \beta$), Lande (1996). Para este estudo, a diversidade- α corresponde à diversidade dentro dos pontos amostrados. Consideramos dois níveis de diversidade- β para avaliar mudanças na composição das espécies e suas características (Pavoine et al., 2016), a diversidade- β_1 corresponde a diversidade entre os pontos de amostragem do reservatório, e a diversidade- β_2 corresponde a diversidade entre os reservatórios. A diversidade- γ contempla a diversidade total amostrada em cada bacia, do rio Paraíba e do rio Piranhas-Açu (Fig. 3). Para a análise da partição da diversidade, foi considerado o índice de Simpson para a faceta taxonômica e o índice de Rao para o funcional, seguindo a abordagem delineada em Pavoine et al. (2016) mais adequando para dados não balanceados, ou seja, Entropia Quadrática Equivalente-“QE” O índice “QE” considera a distância de Gower para a matriz de abundância de organismos e a matriz de características funcionais. Posteriormente foi aplicado teste de permutação a beta diversidade ainda seguindo Pavoine et al. (2016) para identificar se os valores de β_1 e β_2 observados, correspondem a valores maiores ou menores do que o esperado ao acaso.

Em paralelo, foram calculados índices de diversidade taxonômica e funcional: Riqueza de espécies (RS) que avalia o número de espécies, Diversidade de Simpson (DS), que avalia o grau de dissimilaridade entre todos os pares possíveis de espécies tendo em conta a abundância de espécies; e os seus homólogos funcionais: Riqueza funcional (FRic) que reflete a porção de nicho funcional ocupado pelas espécies no espaço dimensional independente da sua abundância e a Entropia Quadrática de Rao (RaoQ), que é uma generalização do índice de Simpson que calcula a dissimilaridade funcional entre a combinação de todos os pares de espécies

ponderados pela abundância, usando a distância de Gower como uma medida de dissimilaridade (VILLÉGER et al., 2008). A redundância funcional foi calculada como diferença entre o índice de Simpson e o índice de Rao, sendo as espécies todas funcionalmente distintas quando a redundância funcional se aproxima de 0 (DE BELLO et al., 2007). Estas informações foram organizadas considerando o volume hídrico levando em consideração a caracterização física de cada reservatório, independente dos anos de amostragem.

Além disso, foi calculada a média ponderadas da comunidade (“*community weighed mean*” - CWM), para cada característica funcional, o que ofereceu as informações sobre os atributos dominantes em cada assembleia com base na abundância (RICOTTA e MORETTI, 2011). A PERMANOVA, foi aplicada para cada índice e os resultados da CWM, sob uma matriz de distância Euclidiana, para avaliar diferenças entre as bacias e as classes de volume hídrico (ANDERSON et al., 2008), considerando um design cruzado com dois fatores fixos (bacia x classes de volume hídrico).

As análises foram realizadas no software estatístico R versão (3.5.1, R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017) com o pacote “Vegan”, função “Rao” (DE BELLO et al., 2010) e rotinas FD (LALIBERTÉ et al. 2015) e com o software PRIMER +PERMANOVA (Anderson et al., 2008).

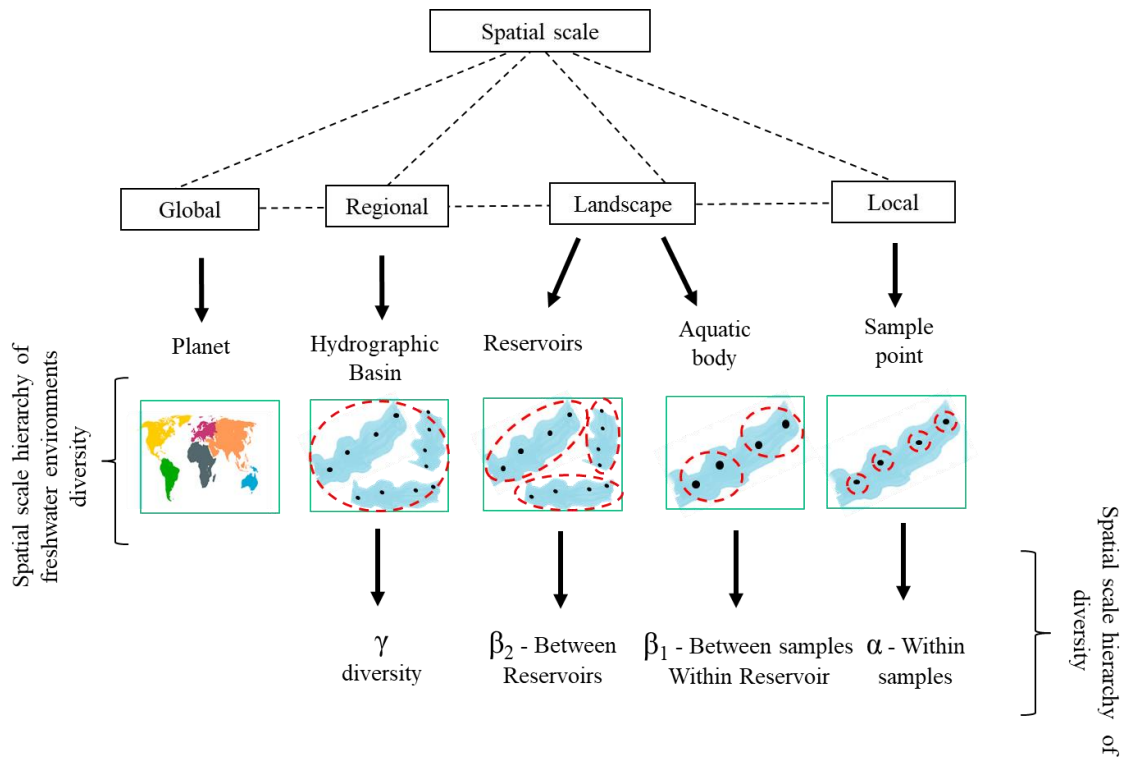


Figura 3. Esquema conceitual hierárquico da partição da diversidade taxonômica e funcional aplicado nas bacias hidrográficas dos rios Paraíba e Piranhas-Açu. α corresponde à diversidade nos pontos amostrados em cada reservatório, β_1 corresponde à variação da diversidade entre os pontos dos reservatórios, β_2 à variação da diversidade entre os reservatórios e γ a diversidade na bacia hidrográfica, correspondente à soma de todos os componentes α e β ($\gamma = \alpha + \beta_1 + \beta_2$).

3 RESULTADOS

3.1 Variáveis limnológicas

As diferenças nas condições ambientais foram mais pronunciadas entre os anos de amostragem (Fig. 4), e nos reservatórios dentro de cada bacia ($p = 0.001$, Apêndice C). Embora interações significativas tenham sido detectadas para bacia versus anos (Apêndice C), sugerindo que as diferenças entre as bacias dependiam do ano, a análise pareada não resultou em valores significativos (Apêndice C). Também detectamos uma interação significativa entre reservatórios versus anos, neste caso, todas as combinações de pares foram significativas ($p < 0.001$, Apêndice C).

O PCA evidenciou diferenças entre os anos para cada bacia (Fig. 4). Os 2 primeiros eixos explicam 52% da variabilidade total dos dados na bacia Paraíba (Fig. 4a) e 50.9% da variação total dos dados na bacia Piranhas-Açu (Fig. 4b). Em ambas as bacias, os anos de 2014 e 2015 foram mais semelhantes no que respeitam as condições ambientais, enquanto o ano de 2019 aparenta ser mais distinto dos outros anos. Na bacia do rio Paraíba, o ano de 2019 foi mais homogêneo, caracterizado por maior transparência, salinidade, profundidade e potencial de oxidação/redução (Fig. 4a). No geral, os anos de 2014 e 2015 apresentam maiores concentrações de nitrato e maior turbidez; mas apenas 2014 houve maior volume hídrico. O ano de 2015 apresentou uma tendência para maior temperatura, pH, sólidos totais dissolvidos, nitrito, amônia e fósforo total e fosfato reativo solúvel. Na bacia do rio Piranhas-Açu o ano de 2019 foi mais heterogêneo com maior volume hídrico, temperatura, transparência, profundidade, salinidade, nitrato, amônia, fósforo total e fosfato reativo solúvel, potencial de oxidação/redução e nitrito (Fig. 4b, Apêndice B). 2014 e 2015 foram mais similares entre si e caracterizados por maiores níveis de pH e turbidez e apenas 2015 foi influenciado por maiores níveis de sólidos totais dissolvidos.

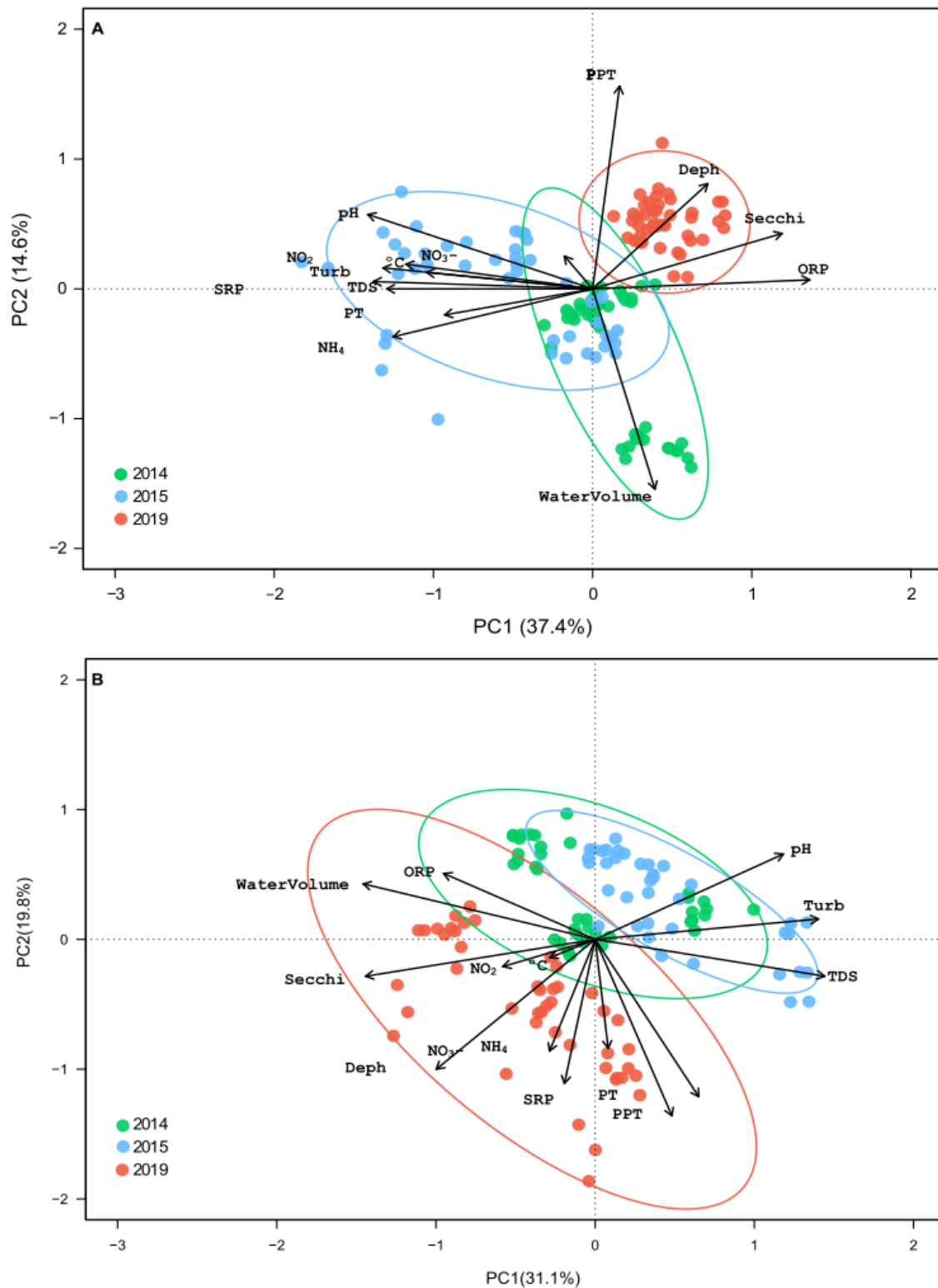


Figura 4. Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais para a bacias dos rios Paraíba (a) e Piranhas-Açu (b), temperatura= °C, transparência= Secchi, profundidade= Deph, salinidade= PPT, potencial de oxidação/redução = ORP, sólidos totais dissolvidos= TDS, turbidez= Turb, nitrito= NO₂, nitrato= NO₃⁻, amônia= NH₄, fósforo total= TP e fósforo reativo solúvel= SRP.

3.2 Caracterização geral da assembleia de Chironomidae

No total foram identificados 7905 indivíduos, classificados em 18 gêneros na bacia do Paraíba e 24 gêneros na bacia Piranhas-Açu durante o período de coletas (listagem completa no Apêndice D). A abundância da assembleia foi consideravelmente maior para a bacia Piranhas-Açu do que a bacia Paraíba (Apêndice D). Para ambas as bacias a menor abundância foi obtida em 2015. Os gêneros dominantes foram *Goeldichironomus* (Fittkau, 1965), *Chironomus* (Meigen, 1803) *Asheum* (Sublette, 1964) e *Aedokritus* (Roback, 1958), cuja abundância pode atingir 2.263, 436, 329 e 326 indivíduos respectivamente. Para a Paraíba os gêneros dominantes foram, *Aedokritus*, *Polypedilum* (Kieffer, 1912) e *Goeldichironomus*, cuja abundância pode atingir 185, 143 e 133 indivíduos respectivamente.

3.3 Partição da diversidade taxonômica e funcional

As proporções da partição hierárquica da diversidade foram diferentes para cada bacia hidrográfica (Fig. 5). Na bacia Paraíba observamos que em 2014 e 2015 o componente- β da diversidade taxonômica e funcional foi proporcionalmente maior que a diversidade- α , com diferenças significativas entre as amostras de todos os reservatórios - β_1 e entre os reservatórios- β_2 (Fig. 5). Em 2019, a proporção entre os componentes α e β_1 foram mais similares (Fig. 5), no entanto, observamos diferenças significativas para o β_1 e β_2 . No geral, β_1 foi maior do que o β_2 para todos os anos, mas em 2014 a porcentagem de β_2 foi mais próxima de β_1 .

Na bacia Piranhas-Açu, as porcentagens da diversidade particionadas foram distintas (Fig. 5). Em 2014 e 2019 a diversidade- α foi proporcionalmente maior para a diversidade taxonômica do que a diversidade- β_1 e diversidade- β_2 . Essa tendência permaneceu para a diversidade funcional, mas menos evidente. Esses resultados foram apenas significativos em 2019 e para o β_2 (Fig. 5). Por outro lado, em 2015, ambas as diversidades taxonômicas e funcionais apresentaram maior proporção de diversidade- β_1 . No entanto, esse componente foi apenas significativo para a diversidade taxonômica. A diversidade entre reservatórios- β_2 teve a menor proporção para os três anos, mas foi a única significativa para ambas as diversidades taxonômica e funcional (Fig. 5, Apêndice E).

Quando considerado os valores obtidos para o γ , valores maiores foram obtidos para a bacia Paraíba comparando ao Piranhas-Açu para ambas as diversidades taxonômica e funcional exceto em 2015 (Apêndice E). No entanto, a diversidade- α foi sempre maior no Piranhas-Açu do que o Paraíba, enquanto o β foi sempre maior para o Paraíba para todos os anos e ambas as diversidades taxonômica e funcional (Apêndice E).

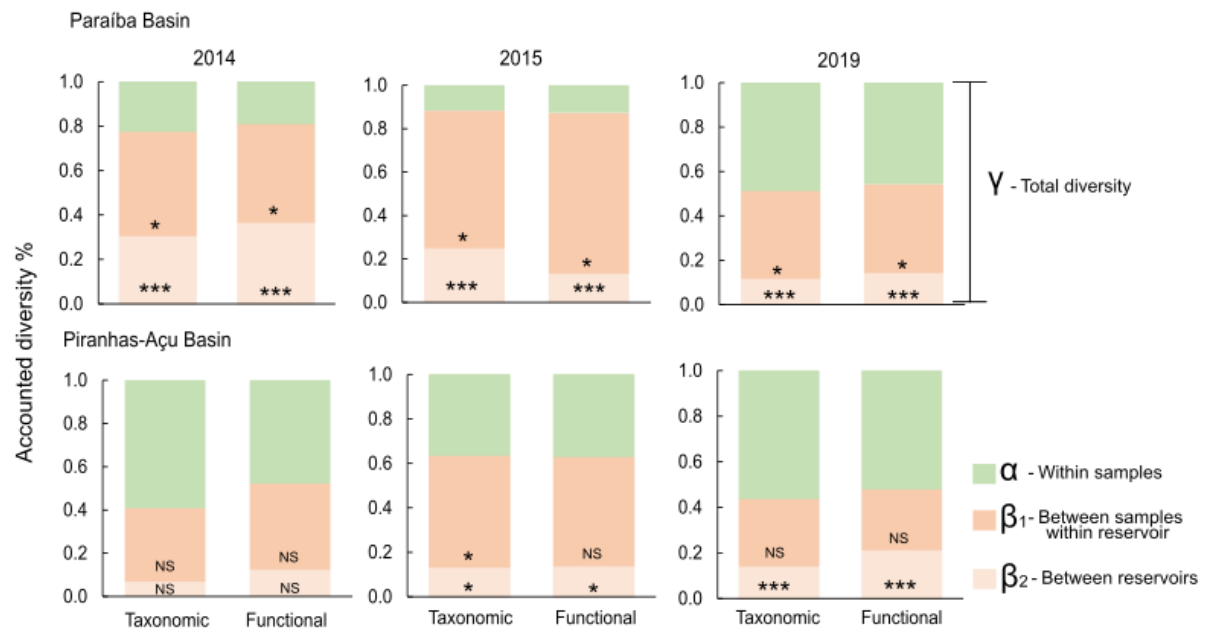


Figure 5. Partição da diversidade das facetas taxonômica e funcional dos Chironomidae em componentes α (dentro da amostra), β_1 (entre as amostras dentro dos reservatórios), β_2 (entre os reservatórios) e γ (diversidade total, comprimento da barra) nas bacias dos rios Paraíba e Piranhas-Açu. Testes de permutação, os quais estão em valores de P com os seguintes códigos *** < 0.005, * < 0.05 e NS \geq 0.05.

3.4 Caracterização da assembleia de acordo com o volume hídrico

Dois cenários hidrológicos ocorreram ao longo dos três anos considerados no estudo. O primeiro foi uma seca extrema em 2014 e 2015, em que houve o decaimento do volume hídrico dos reservatórios em ambas as bacias, atingindo condições hidrológicas extremamente secas (Tab. 3). Em 2019 a precipitação ocorreu, mas abaixo da média anual. Dessa forma, essa precipitação não teve um efeito direto no volume de alguns reservatórios, que ainda era baixo. Nestes reservatórios o volume atingiu valores inferiores aos do início do estudo (Tab. 3). Após analisar o volume dos reservatórios ao longo dos anos, estabelecemos classes de volume de acordo com a máxima capacidade de armazenamento de água de cada reservatório. As classes foram: < 10% (quando os reservatórios estavam com volume entre o nível mínimo de água e o volume morto), entre 10 to 20% (quando os reservatórios estavam com volume entre o nível mínimo de água e o volume útil) e > 20%, pois nenhum dos reservatórios atingiu 50% da capacidade máxima de armazenamento de água (Tab. 3).

Tabela 3. Volume hídrico das bacias hidrográficas dos rios Paraíba e Piranhas-Açu durante o período de estudo. (O * corresponde ao período que não foi realizada a coleta nos reservatórios). O Volume hídrico é expresso em metros cúbicos e porcentagem. Os valores em negrito são os reservatórios em volume morto.

Volume atual (10 ⁶ m ³ /%)	Bacia Paraíba			Bacia Piranhas-Açu		
	Cordeiro	Sumé	Poções	Sabugí	Cruzeta	Passagem das Traíras
Junho 2014	*	*	*	17.47(28.24%)	5.166(21.94%)	3.375(6.79%)
Setembro 2014	7.97(11.39%)	14.99(33.43%)	3.48(11.65%)	*	*	*
Março 2015	4.12(5.98%)	9.469(21%)	2.0(6.7%)	7.613(12.31%)	1.35(5.73%)	0.604(1.21%)
Junho 2019	*	*	*	28.71(46.42%)	4.11(17.47%)	0.91(1.83%)
Setembro 2019	8.07(11.54%)	1.99(4.44%)	1.34(4.50%)	*	*	*

Fonte: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos Rio Grande do Norte (SEMARH), Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs) e Agência Nacional das Águas (ANA).

A média da abundância da assembleia foi maior na bacia Piranhas-Açu e variou em função das classes de volume hídrico para essa bacia (Fig. 6a), conforme confirmado pela interação significativa entre bacia e volume para o Piranhas-Açu ($p=0.001$, Apêndice F). A abundância foi menor para a classe de volume $<10\%$ e significativamente diferente da abundância obtido para as classes de 10 a 20 % e $>20\%$ ($p=0.001$, Apêndice F), cuja a abundância foi consideravelmente maior (Fig. 6a). A mesma tendência e resultados significativos foram observados para a riqueza de espécies (Fig. 6b) e riqueza funcional (Fig. 6c, Apêndice F). Na bacia Paraíba, a abundância da assembleia, a riqueza de espécies e a riqueza funcional variaram com valores similares para todas as classes de volume hídrico (Fig. 6a-c, $p>0.05$, Apêndice F).

Quando ponderados os índices de diversidade pela abundância, diferenças entre as bacias foram menos evidentes para ambos Simpson e Rao ($p>0.05$, Apêndice F). No entanto, manteve-se a tendência para os maiores valores nas classes de maior volume ($>10\%$), principalmente para o Piranhas-Açu (Fig. 6d, e). A redundância funcional foi consideravelmente baixa, próxima de zero para ambas as bacias. Também não houve evidências de diferenças na redundância funcional entre as bacias ou classes de volume hídrico (Fig. 6f, Apêndice F).

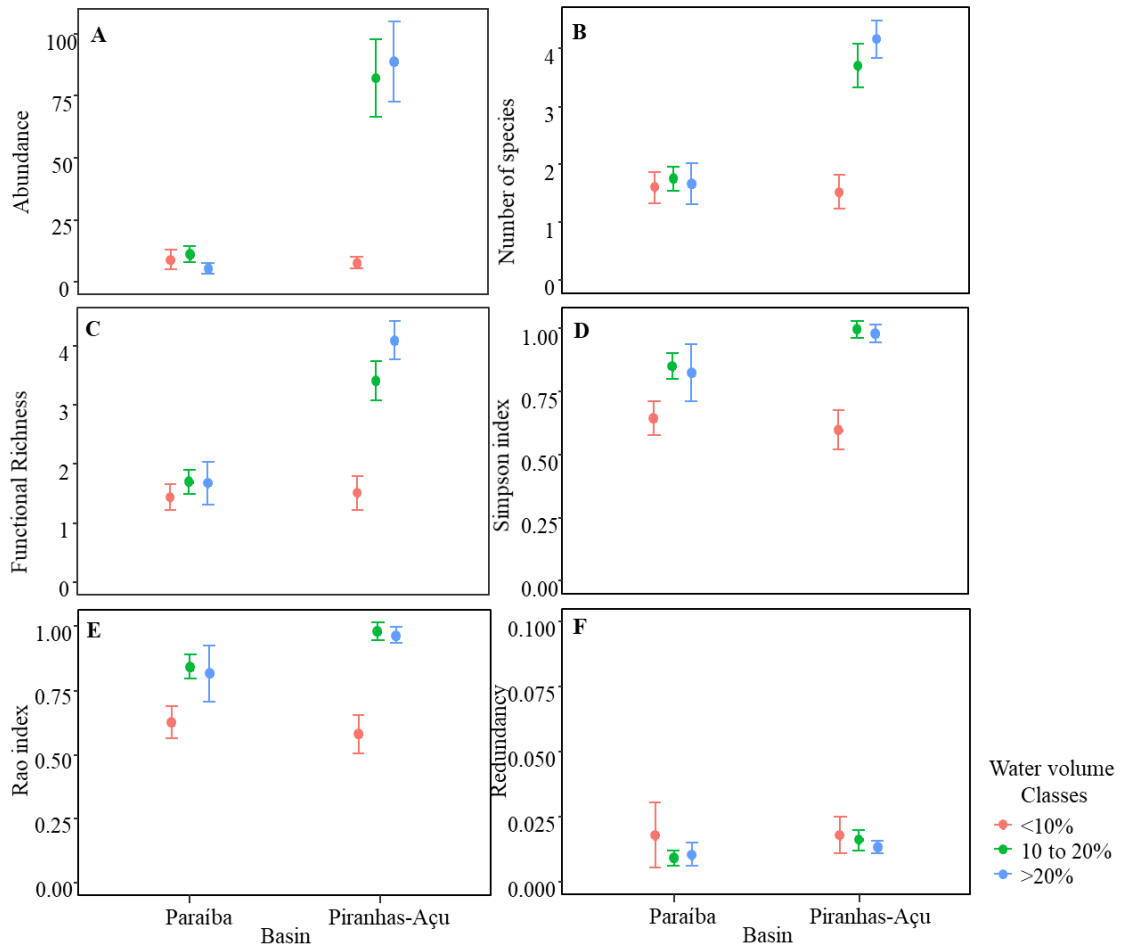


Figure 6. Variação da abundância total (A) Riqueza de espécie (B), Riqueza funcional (C), Simpson (D), Rao (E), Redundância Funcional (F) em função volume hídrico (%) da assembleia de Chironomidae nas bacias hidrográficas dos rios Paraíba e Piranhas-Açu.

A análise da média ponderada pela comunidade revelou que as características funcionais mudaram em função das classes de volume hídrico dependendo da bacia (interação significativa bacia x volume hídrico para todas as características, $p < 0.05$, Apêndice G). A porcentagem de algumas categorias de características aumentou com o aumento do volume hídrico (Fig. 7, Apêndice G). Esses foram a presença de tubo, a presença de hemoglobina, coletores-catadores e tamanho pequeno a médio (Fig. 7). Essas diferenças foram mais evidentes para a bacia Piranhas-Açu (Fig. 7, Apêndice G). Ainda assim, algumas dessas categorias foram também significativas para a Paraíba, principalmente em comparação com a classe de menor volume hídrico (diferenças significativas nos testes de pares, Apêndice G).

Os organismos construtores de tubo foram dominantes em ambas as bacias Paraíba (58%) e Piranhas-Açu (73%), presentes em todas as classes de volume, e a porcentagem aumenta com o volume. O mesmo ocorre para a presença de hemoglobina, que foi a categoria dominante Paraíba (65%), Piranhas-Açu (87%). Para os grupos tróficos alimentares,

encontramos padrões de variação contrastantes para cada bacia. Na bacia Paraíba a assembleia de chironomidae foi dominada por predadores (43%), principalmente quando o volume da bacia variou entre 10 a 20 %. Na bacia Piranhas-Açu 72% dos organismos são coletores-catadores, que aumentaram com o volume hídrico. Finalmente, em ambas as bacias indivíduos pequenos e médios foram mais recorrentes, no entanto organismos de tamanho médio foram dominantes quando o volume atingiu de 10 a 20%, Paraíba (51%), Piranhas-Açu (54%).

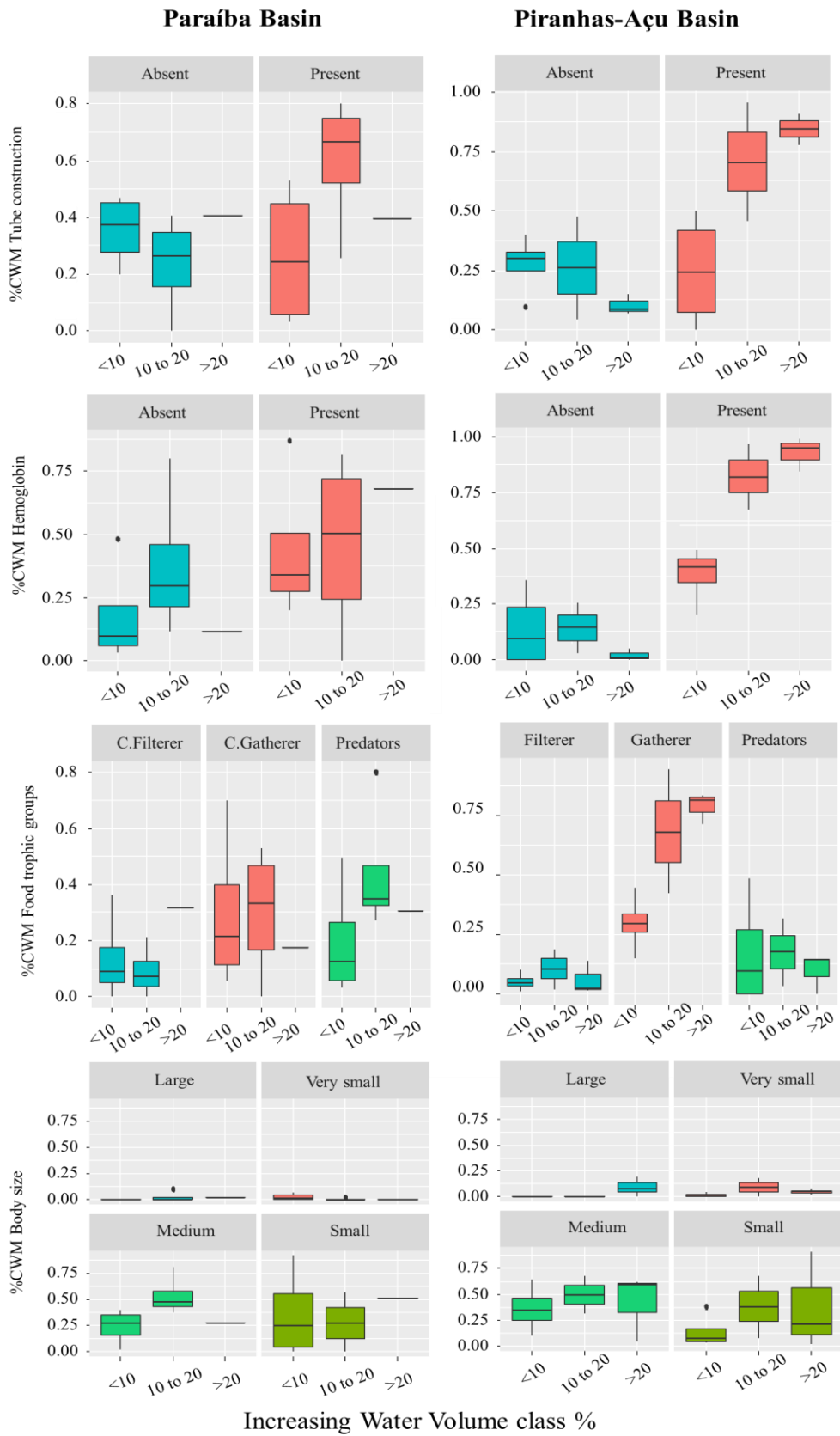


Figure 7. Porcentagem da variação de cada categoria de características funcionais da assembleia de Chironomidae baseado na média ponderada pela comunidade (CWM) em função das classes de volume hídrico nas bacias dos rios Paraíba e Piranhas-Açu

4 DISCUSSÃO

Em geral, nossos resultados retratam um cenário de baixa diversidade de Chironomidae vivendo em ambientes habitualmente estressados do semiárido quando comparado a outros estudos (ex., ROQUE et al., 2004; SAULINO et al., 2017; JIANG et al., 2019; MOTTA e MASSAFERRO, 2019; NI et al., 2021). Durante nossas pesquisas, ocorreu uma seca extrema em 2014 e 2015, resultando no declínio do volume hídrico em todos os reservatórios. Apesar da precipitação ocorrida em 2019, seu efeito no volume hídrico dos reservatórios não foi semelhante nas duas bacias. Na bacia Paraíba o volume hídrico manteve-se em níveis deficientes, enquanto na bacia Piranhas-Açu, apenas um dos reservatórios conseguiu repor a água a valores mais próximos aos anteriores à seca. As principais diferenças nos parâmetros ambientais analisados foram observadas entre os anos e nos reservatórios (intra-bacia). Estas diferenças refletiram nos resultados da partição da diversidade para ambas as facetas taxonômica e funcional, uma vez que gerou diferentes padrões de diversidade dependendo do ano considerado para cada bacia, corroborando parcialmente nossa hipótese inicial. Este resultado pode ser devido aos filtros ambientais que podem atuar em diferentes escalas (clima, condições físicas e químicas do habitat e interações biológicas) na seleção de organismos com conjunto de características para estruturar as assembleias locais (SWENSON, 2011). Ou até mesmo, a falta de conectividade dentro das bacias, que pode estar impedindo as habilidades dispersivas dos organismos em encontrar habitats mais adequados para sua persistência (CADOTTE e TUCKER, 2017; ROLLS et al., 2017; CABROT et al., 2019).

Nos anos de seca extrema, 2014 e 2015 a diversidade- β taxonômica e funcional na bacia Paraíba foram proporcionalmente superiores, principalmente entre as amostras em cada reservatório (β_1), o que indica um maior *turnover* de espécies e funções. Embora a diversidade- α tenha aumentado em 2019, as diferenças foram significativas apenas para β , e mais evidente para o β_1 , ou seja, o *turnover* dentro de cada reservatório e ainda sugerindo um *turnover* moderado. Na bacia Piranhas-Açu observamos um padrão diferente, na qual a diversidade- β taxonômica e funcional foram proporcionalmente inferiores em 2014 durante a seca extrema, e em 2019 após a precipitação, sugerindo homogeneização biótica dentro da bacia. No entanto, em 2015, segundo ano de seca extrema, observamos um *turnover* da diversidade taxonômica, com *turnover* funcional proporcionalmente menor, semelhantemente encontrado por Boersma et al. (2016). Isso significa que a diversidade de gêneros mudou, mas não suas funções, em outras palavras, a maneira como as espécies usam o habitat ou se adaptam a ele são semelhantes. Ainda assim, é importante mencionar que a diversidade de gêneros em 2015 foi consideravelmente menor do que nos outros anos. Estas diferenças na diversidade- β em ambas

as bacias provavelmente também estão associadas à natureza impactada dos reservatórios (SOCOLAR et al., 2016). Os reservatórios estão localizados em áreas povoadas por humanos que influenciam a dinâmica e os impactos em ambas as bacias (AZEVEDO et al., 2017a, AZEVEDO et al., 2017b). As flutuações no volume hídrico devido à seca extrema e a baixa precipitação tende a acentuar a má qualidade da água, o que pode estar forçando a assembleia de Chironomidae a gêneros com características mais resistentes. Isto pode levar ao aumento da diversidade- β , porque à medida que ocorre a substituição os organismos e suas funções vão se tornando cada vez menos comum (BRUNO et al. 2019). Por outro lado, as condições ambientais e as condições antrópicas, podem estar promovendo a abundância de uma espécie e característica específica, devido ao aumento das concentrações de nutrientes diminuindo assim a diversidade- β (GUTIÉRREZ-CÁNOVAS et al., 2013; HAWKINS et al., 2015). Outros autores mostram que as pressões antrópicas é um dos principais determinantes para os padrões da diversidade- β (GUTIERREZ-CÁNOVAS et al. 2013, HAWKINS et al., 2015; ELGELS et al., 2020). O “modelo conceitual de habitat” prevê que a disponibilidade dos recursos hídricos combinada com as alterações ambientais opera fortemente nas seleções de espécies com um perfil específico para as condições locais (SOUTHWOOD, 1977; LOBERA et al., 2019).

A semelhança na proporção entre diferentes componentes da diversidade taxonômica e funcional, em nosso estudo principalmente na bacia Paraíba, parece destoar de outros estudos (ex., PELÁEZ e PAVANELLI, 2019; ROCHA et al., 2019; WANG et al., 2021). No entanto, o padrão encontrado provavelmente refletiu o baixo número de gêneros identificados, cada um correspondente a uma função distinta, resultando, portanto, em redundância funcional extremamente baixa.

Como o volume hídrico mudou de forma diferente para os anos e reservatórios considerados, ao analisar as tendências de diversidade taxonômica e funcional em função do volume hídrico independente dos anos, em geral, encontramos a perda de gêneros e suas funções nas condições de menor volume, classificado como volume morto. Nem todos os organismos podem lidar com tal estresse hídrico, então isto pode estar forçando a assembleia a alguns gêneros dominantes e funções capazes de lidar com estas condições. Embora nosso estudo contemple uma única família com poucas características, confirmamos o padrão de perda funcional sob estresse hídrico, conforme observado por Jovem-Azevedo et al. (2019) nessas mesmas bacias e usando um conjunto maior de características funcionais. Além disso, nesta análise encontramos diferenças entre as bacias, com a tendência de aumento da diversidade com o aumento do volume hídrico mais evidente no Piranhas-Açu. As diferenças entre as bacias provavelmente são devido aos maiores impactos antrópicos na Paraíba

(AZEVEDO et al., 2017a), promovendo assim a baixa diversidade, em geral, como observado neste estudo.

A perda funcional retratada em ambas as bacias traduz a dominâncias de diferentes categorias de características dependendo do volume hídrico, confirmando nossa hipótese. Observamos que os Chironomidae apresentaram as características mais adequadas as condições ambientais, como tamanho pequeno e médio. Estudos anteriores têm demonstraram que a predominância de tamanhos pequenos a médios é um *trade-off* em ambientes estressados (BONADA et al., 2007, FEIO et al., 2015 e JOVEM-AZEVEDO et al., 2019), em que os indivíduos preferem investir em reprodução e sobrevivência do que no tamanho do corpo, devido as condições impostas pelo clima. No entanto, esse padrão não é uma regra, pois outros estudos mostraram resultados contrários, como, Boersma et al. (2016). Foram também presentes Chironomidae com respiração adaptada pela presença de hemoglobina, embora a dominância com a diminuição do volume era mais esperada, porque esse pigmento permite que os Chironomidae se adaptem fisiologicamente a condições de baixo oxigênio causadas pelo baixo volume de água. Neste caso, mesmo para os reservatórios que atinge o volume útil da sua capacidade máxima de armazenamento, ex., volume disponível para captação e apropriado para uso humano, o oxigênio ainda pode ser baixo devido ao impacto antrópico, e essa característica permite que a fauna se adapte (ARMITAGE et al., 1995).

O aumento da dominância de organismos construtores de tubo com aumento do volume hídrico pode ser devido ao sedimento, que se torna mais heterogêneo, pois à medida que a água aumenta, favorece diferentes partículas (PAIVA et al., 2018), e muitos desses organismos usam uma variedade de partículas para construir seus tubos. Esse aumento de organismos construtores de tubo também pode ser um efeito colateral do aumento de predadores, uma vez que os construtores de tubo usam seus tubos como mecanismos de refúgio (BARBARA e WALSHE, 1950; OLIVER, 1971; NEUMANN, 1976). Além disso, as flutuações no volume hídrico juntamente com as condições do habitat da bacia podem favorecer o grupo trófico coletor-catador, como visto em nossos resultados. Este grupo de alimentação tem o potencial de explorar uma variedade de recursos em diferentes condições (GOMES et al., 2018; JOVEM-AZEVEDO et al., 2019; PEREIRA et al., 2020). Isto é também é um *trade-off* de acordo com a “teoria do forrageamento ótimo”, pois organismos que optam por uma dieta rica em diferentes itens alimentares tem menos gasto energético do que aqueles que procurar por alimentos específicos (MACARTHUR e PIANKA, 1966).

Mesmo diante de características funcionais adequadas que permitem que alguns Chironomidae sobrevivam ao novo clima e condições antrópicas nos ambientes como afirma

nossa hipótese, os efeitos causados na assembleia pela seca extrema foram claros. Com perda de gêneros e funções no ecossistema e homogeneização biótica, aumenta ainda mais o risco de desestabilização da estrutura da assembleia, que pode comprometer as habilidades dos organismos de lidar com as mudanças futuras, enquanto também compromete o funcionamento do ecossistema em geral (BONADA et al., 2007; LEDO et al., 2014; SCHEFFERS et al., 2016; HADER et al., 2019). Portanto, estratégias para manter e conservar estes ecossistemas sob ciclos alterados de precipitação são essenciais, porque são fundamentais nos níveis ecológicos, econômicos e sociais. Como debatidos em estudos anteriores na região semiárida (JOVEM-AZEVEDO et al., 2019), nosso estudo reforça a necessidade de implementação de estratégias para a conservação desses ecossistemas, como por exemplo, a melhoria na qualidade da água. Para isso, um dos primeiros passos, poderia ser feito o tratamento de esgoto antes de serem lançados nos reservatórios, isso é um passo para minimizar a perda de organismos menos resistentes as condições de impacto antrópico, além de minimizar o declínio de sua integridade ecológica.

5 CONCLUSÃO

Este estudo fornece informações sobre as respostas da assembleia de Chironomidae ao cenário de seca extrema como evento climático extremo, com estressores antrópicos já existentes, refletidos na qualidade da água. Nossos resultados apontam a influência do efeito combinado das flutuações no volume hídrico e das condições do habitat na assembleia de Chironomidae traduzida em baixa riqueza e diversidade taxonômica, com dominância de características funcionais que conferem tolerância ao estresse hídrico. Isto refletiu em diferentes padrões de coexistência dentro das bacias. Esses padrões são, *turnover* moderado de espécies e funções em situações de maior seca e menor volume hídrico, apenas *turnover* de espécies e funções similares também em situações de maior seca e menor volume hídrico, e até mesmo, homogeneização biótica nos períodos de maior volume hídrico. Entretanto como a precipitação após o cenário de seca extrema surtiu efeito no volume hídrico de apenas um reservatório, acreditamos que o cenário de seca extrema realmente possa ter um efeito duradouro nos ecossistemas, sobretudo na biodiversidade, pelo fato dos resultados da partição em alguns momentos se assemelhar entre os dois cenários hidrológicos.

Nossos registros mostram que alguns gêneros aparentemente diante desse cenário de seca extrema, apresentam adaptações que lhe conferem resistência as fortes flutuações no regime hidrológico e coexistam. No entanto, esse padrão ocorre em um ambiente com um número já reduzido de gêneros e mostra que de fato, essas mudanças estão causando a perda da diversidade taxonômica e funcional. Dessa forma, estudos nesses ecossistemas que visam estratégias de conservação, principalmente diante da demanda incerta de precipitação no futuro como apontam as projeções são de suma importância. Uma vez que os extremos climáticos são eventos de magnitude que podem subjugar o grau de resistência/resiliência das assembleias, causando a desestabilização na sua estrutura e funcionamento podendo comprometer toda a dinâmica do ecossistema.

REFERÊNCIAS

- ABÍLIO, F. J. P.; DE MELO RUFO, T. L.; DE SOUZA, A. H. F. F.; DA SILVA FLORENTINO, H.; DE OLIVEIRA JUNIOR, E. T.; MEIRELES, B. N.; SANTANA, A. C. D. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. **Oecologia brasiliensis**, v. 11, p. 397-409, 2007.
- AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba). Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/>, 2019.
- ALAHUHTA, J., ERŐS, T.; KÄRNÄ, O. M.; SOININEN, J.; WANG, J.; HEINO, J. Understanding environmental change through the lens of trait-based, functional, and phylogenetic biodiversity in freshwater ecosystems. **Environmental Reviews**, v. 27, n. 2, p. 263-273, 2019.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.
- ANA. Agência Nacional de Águas (Brasil). Reservatórios do Semiárido Brasileiro: Hidrologia, Balanço Hídrico e Operação: Anexo A / Agência Nacional de Águas - Brasília: ANA, 2017.
- ANDERSON, M. J., R. N. GORLEY & K. R. CLARKE. 2008. PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E.Plymouth, U.K. p. 214 , 2008
- APHA (American Public Health Association). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21 Ed. Washington, DC, 1200 p, 2012.
- ARMITAGE, P. D.; CRANSTON, P. S.; PINDER, L. C. V. The Chironomidae: the biology and ecology of non-biting midges. **Springer-Science + Business Media**, p. 578, 1995.
- ARMITAGE, Patrick D.; PINDER, L. C.; CRANSTON, P. S. (Ed.). **The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges**. Springer Science & Business Media, 2012.
- AZEVÊDO, E. L.; ALVES, R. R. N.; DIAS, T. L. P.; MOLOZZI, J. How do people gain access to water resources in the Brazilian semiarid (Caatinga) in times of climate change? **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, 2017.
- AZEVÊDO, E. L.; ALVES, R. R. N.; DIAS, T. L. P.; MOLOZZI, J. How do people gain access to water resources in the Brazilian semiarid (Caatinga) in times of climate change? **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, 2017.
- BARBOSA, J. E. D. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. D. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. D. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, p. 103-118, 2012.
- BELLEY, R.; SNELGROVE, P. VR. Relative contributions of biodiversity and environment to benthic ecosystem functioning. **Frontiers in Marine Science**, v. 3, p. 242, 2016.

- BOERSMA, K. S.; BOGAN, M. T.; HENRICHS, B. A.; LYTLE, D. A. Invertebrate assemblages of pools in arid-land streams have high functional redundancy and are resistant to severe drying. **Freshwater Biology**, v. 59, p. 491-501, 2014.
- BOERSMA, K. S.; NICKERSON, A.; FRANCIS, C. D.; SIEPIELSKI, A. M. Climate extremes are associated with invertebrate taxonomic and functional composition in mountain lakes. **Ecology and evolution**, v. 6, n. 22, p. 8094-8106, 2016
- BONADA, N.; DOLEDEC, S.; STATZNER, B. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. **Global Change Biology**, v. 13, n. 8, p. 1658-1671, 2007.
- BONADA, N.; RIERADEVALL, M.; PRAT, N.; RESH, V. H. Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 1, p. 32-43, 2006.
- BOUCEK, R. E.; REHAGE, J.S. Climate extremes drive changes in functional community structure. **Global Change Biology**, v. 20, n. 6, p. 1821-1831, 2014.
- BRUNO, D.; BELMAR, O.; MAIRE, A.; MOREL, A.; DUMONT, B.; DATRY, T. Structural and functional responses of invertebrate communities to climate change and flow regulation in alpine catchments. **Global change biology**, v. 25, n. 5, p. 1612-1628, 2019.
- BUTAKKA, C. M. M.; GRZYBKOWSKA, M.; PINHA, G. D. A. M. Take da Habitats and trophic relationships of Chironomidae insect larvae from the Sepotuba River basin, Pantanal of Mato Grosso, Brazil **Braz. J. Biol.**, v. 74, p. 395-407, 2014.
- CRABOT, J.; HEINO, J.; LAUNAY, B.; DATRY, T. Drying determines the temporal dynamics of stream invertebrate structural and functional beta diversity. **Ecography**, v. 43, p. 620-635, 2020.
- CADOTTE, M. W.; TUCKER, C. M. Should environmental filtering be abandoned?. **Trends in ecology & evolution**, v. 32, n. 6, p. 429-437, 2017.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, p. 71-82, 2001.
- CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N.; SOMERFIELD, P.J.; WARWICK, R.M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2014.
- CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? **Front. Ecology. Environmental**. v.9, p. 222–228, 2011.
- COE, H. H. G.; RICARDO, S. F.; DE SOUSA, L. D. O. F.; DIAS, R. R. Caracterização de fitólitos de plantas e assembleias modernas de solo da caatinga como referência para reconstituições paleoambientais. **Quaternary and Environmental Geosciences**, v. 8, n. 2, 2017.

- CUÉLLAR-MERCADO, D. M.; HERNÁNDEZ-ALCÁNTARA, P.; SOLÍS-WEISS, V. Composition, richness and taxonomic diversity of Polychaete assemblages from La Paz Bay and adjacent oceanic areas of the Southern Gulf of California. **Regional Studies in Marine Science**, v. 28, p. 100576, 2019.
- CUNHA, A. P.; ZERI, M.; DEUSDARÁ LEAL, K.; COSTA, L.; CUARTAS, L. A., MARENGO, J. A.; RIBEIRO-NETO, G. Extreme drought events over Brazil from 2011 to 2019. **Atmosphere**, n. 10, 2019.
- DE BELLO, F.; LAVERGNE, S.; MEYNARD, C.; LEPŠ, J.; THUILLER, W. The partitioning of diversity: showing Theseus a way out of the labyrinth. **J. Veg. Sci.**, v. 21, p. 992–1000, 2010.
- DE BELLO, F.; PRICE, J.N.; MUKEMULLER, T.; LIIRA, J.; ZOBEL, M.; THUILLER, W.; GERHOLD, P.; GOTZENBERGER, L.; LAVERGNE, S.; LEPŠ, J.; ZOBEL, K.; PARTEL, M. (2012) Functional species pool framework to test for biotic effects on community assembly. *Ecology*, in press, v. 93, p. 2263-2273, 2012.
- DE BELLO, F.; THUILLER, W.; LEPŠ, J.; CHOLER, P.; CLEMENT, J.; MACEK, P.; SEBASTIA, M.; LAVOREL, S. Partitioning of functional diversity reveals the scale and extent of trait convergence and divergence. **J. Veg. Sci.**, v. 20, p. 475–486, 2009.
- DE BELLO, F. D.; LEPŠ, J.; LAVOREL, S.; MORETTI, M. Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. **Community Ecology**, v. 8, n. 2, p. 163-170, 2007.
- DE LUCENA BARBOSA, J. E.; DOS SANTOS SEVERIANO, J.; CAVALCANTE, H.; DE LUCENA-SILVA, D., MENDES, C. F., BARBOSA, V. V.; MOLOZZI, J. Impacts of inter-basin water transfer on the water quality of receiving reservoirs in a tropical semi-arid region. **Hydrobiologia**, p.1-23, 2021.
- DOLBETH, M.; CARDOSO, P.; GRILO, T.; RAFFAELLI, D.; PARDAL, M. Â. Drivers of estuarine benthic species distribution patterns following a restoration of a seagrass bed: a functional trait analyses. *Marine Pollution Bulletin*, v. 72, p. 47-54, 2013.
- DO NASCIMENTO, S. S.; ALVES, J. J. A. ECOCLIMATOLOGIA DO CARIRI PARAIBANO. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 2, n. 3, 2008.
- DOS SANTOS PEREIRA, V.; AZEVÊDO, D. J.; DE LIRA AZEVÊDO; E.; MOLOZZI, J. Variation of Chironomidae (Insecta: Diptera) trophic guilds and their relation with trophic state in reservoirs in the semiarid. **Ciência e Natura**, v. 42, p. 43, 2020.
- ENGELS, S.; MEDEIROS, A. S.; AXFORD, Y.; BROOKS, S. J.; HEIRI, O., LUOTO, T. P.; SELF, A. E. Temperature change as a driver of spatial patterns and long-term trends in chironomid (Insecta: Diptera) diversity. **Global change biology**, n.26, p. 1155-1169, 2020
- FEIO, M. J.; DOLÉDEC, S. Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: a case study in Portugal. **Ecological Indicators**, v. 15, n. 1, p. 236-247, 2012.
- FEIO, M. J.; DOLÉDEC, S.; GRAÇA, M. A. S. Human disturbance affects the long-term spatial synchrony of freshwater invertebrate communities. **Environmental pollution**, v. 196, p. 300-308, 2015.

FERREIRA, C. G. T.; OLIVEIRA, R. C. D.; VALLS, J. F. M.; LOIOLA, M. I. B. D. Poaceae da Estação Ecológica do Seridó, Rio Grande do Norte, Brasil. *Hoehnea*, v. 36, n. 4, p. 679-707, 2009.

FOURNIER, B.; GILLET, F.; LE BAYON, R. C.; MITCHELL, E. A.; MORETTI, M. Functional responses of multitaxa communities to disturbance and stress gradients in a restored floodplain. *Journal of Applied Ecology*, v. 52, n.5, p. 1364-1373, 2015.

R Core Team, 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

GERING, J. C.; CRIST, T. O.; VEECH, Joseph A. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation biology*, v. 17, p. 488-499, 2003.

GOMES, W. I. A.; DA SILVA JOVEM-AZEVEDO, D.; PAIVA, F. F.; MILESI, S. V.; MOLOZZI, J. Functional attributes of Chironomidae for detecting anthropogenic impacts

GOULART, M., CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista FAPAM*, v. 2, p. 153-164, 2003.

GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C.; MILLÁN, A.; VELASCO, J., VAUGHAN, I. P.; ORMEROD, S. J. Contrasting effects of natural and anthropogenic stressors on beta diversity in river organisms. *Global Ecology and Biogeography*, n. 22, p.796-805, 2013.

HÄDER, D-P.; BARNES, P. W. Comparing the impacts of climate change on the responses and linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ*, v. 682, p. 239-246, 2019.

HARTMANN, D. L.; Tank, A. M. K.; RUSTICUCCI, M.; ALEXANDER, L. V.; BRÖNNIMANN, S.; CHARABI, Y. A. R.; ZHAI, P. Observations: atmosphere and surface. In: Climate change the physical science basis: Working group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. **Cambridge University Press**, p. 159-254, 2013.

HAWKINS, C. P.; MYKRÄ, H.; OKSANEN, J.; VANDER LAAN, J. J. Environmental disturbance can increase beta diversity of stream macroinvertebrate assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, n. 24, p. 483-494, 2015.

HEINO, J.; PAAVOLA, R.; VIRTANEN, R.; MUOTKA, T. Searching for biodiversity indicators in running waters: do bryophytes, macroinvertebrates, and fish show congruent diversity patterns?. *Biodiversity & Conservation*, v. 14, p. 415-428, 2005.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. M. Feeding habits of chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *brazilian Journal of biology*, v. 63, p. 269-281, 2003

HOFFMANN, A. A.; HERCUS, M. J. Environmental stress as an evolutionary force. *Bioscience*, v. 50, n. 3, p. 217-226, 2000.

HOFMANN, H.; LORKE, A.; PEETERS, F. Temporal scales of water-level fluctuations in lakes and their ecological implications. In: Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes. **Springer, Dordrecht**. p. 85-96, 2008.

IHLOW, F.; DAMBACH, J.; ENGLER, J. O.; FLECKS, M.; HARTMANN, T.; NEKUM, S.; RÖDDER, D. On the brink of extinction? How climate change may affect global chelonian species richness and distribution. **Global Change Biology**, v. 18, n. 5, p. 1520-1530, 2012.

IPCC. (2018). *Global warming of 1.5°C*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: World Meteorological Organization.

JIANG, X.; PAN, B.; SONG, Z.; XIE, Z. Do functional traits of chironomid assemblages respond more readily to eutrophication than taxonomic composition in Chinese floodplain lakes?. **Ecological Indicators**, v. 103, p. 355-362, 2019.

JOVEM-AZEVÊDO, D.; BEZERRA-NETO, J. F.; AZEVÊDO, E. L.; GOMES, W. I. A.; MOLOZZI, J.; FEIO, M. J. Dipteran assemblages as functional indicators of extreme droughts. **Journal of Arid Environments**, v. 164, p. 12-22, 2019.

JUMP, A. S.; PENUELAS, J. Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. **Ecology letters**, v. 8, p. 1010–1020, 2005.

KLAUSCHIES, Toni; VASSEUR, David A.; GAEDKE, Ursula. Trait adaptation promotes species coexistence in diverse predator and prey communities. **Ecology and evolution**, v. 6, n. 12, p. 4141-4159, 2016.

KÖPPENW, GEIGERR. *Handbuch der Klimatologie*. Berlin: Gebrüder Bornträger, 1936.

LALIBERTÉ, A. E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B.; LALIBERTÉ, M. E. *Package 'FD'*, 2015

LANCASTER, L.T.; MORRISON, G.; FITT, R. N. Life history trade-offs, the intensity of competition, and coexistence in novel and evolving communities under climate change. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 372, n. 1712, p. 20160046, 2017.

LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos**, p. 5-13, 1996.

LEDO, A.; CAÑELLAS, I.; BARBEITO, I.; GORDO, F. J.; CALAMA, R. A.; GEA-IZQUIERDO, G. Species coexistence in a mixed Mediterranean pine forest: Spatio-temporal variability in trade-offs between facilitation and competition. **Forest ecology and management**, v. 322, p. 89-97, 2014.

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. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology letters**, v. 7, p. 601-613, 2004.

LEITE, J. N. C.; BECKER, V. Impacts of drying and reflooding on water quality of a tropical semi-arid reservoir during an extended drought event. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, 2019.

LEPS, J.; DE BELLO, F.; LAVOREL, S.; BERMAN, S. Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. **Preslia**, v. 78, n. 4, p. 481-501, 2006.

LI, X.; MAO, F.; DU, H.; ZHOU, G.; XING, L.; LIU, T.; ZHANG, M. Spatiotemporal evolution and impacts of climate change on bamboo distribution in China. **Journal of environmental management**, 248, 109265, 2019.

LOBERA, G.; PARDO, I.; GARCÍA, L.; GARCÍA, C. Disentangling spatio-temporal drivers influencing benthic communities in temporary streams. **Aquatic Sciences**, v. 81, n. 4, p. 1-17, 2019.

MACARTHUR, R. H.; PIANKA, E. R. On optimal use of a patchy environment. **The American Naturalist**, v. 100, n. 916, p. 603-609, 1966.

MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. M. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Climanálise**, v. 3, p. 1-6, 2016.

MELO, R. R. C.; RAMEH BARBOSA, I. M. B.; FERREIRA, A. A.; LEE BARBOSA FIRMO, A.; DA SILVA, S. R.; CIRILO, J. A.; DE AQUINO, R. R. B. Influence of Extreme Strength in Water Quality of the Jucazinho Reservoir, Northeastern Brazil, PE. **Water**, v. 9, p. 955-966, 2017.

MITTELBACH, G. G.; SCHEMSKE, D. W. Ecological and evolutionary perspectives on community assembly. **Trends in ecology & evolution**, v. 30, p. 241-247, 2015.

MOTTA, L.; MASSAFERRO, J. Climate and site-specific factors shape chironomid taxonomic and functional diversity patterns in northern Patagonia. **Hydrobiologia**, v. 839, n. 1, p. 131-143, 2019.

NEUMANN, D. Adaptations of chironomids to intertidal environments. **Annual Review of Entomology**, v. 21, n. 1, p. 387-414, 1976.

NI, Z.; ZHANG, E.; HERZSCHUH, U.; MISCHKE, S.; CHANG, J.; SUN, W.; NING, D. Taxonomic and functional diversity differentiation of chironomid communities in northern Mongolian Plateau under complex environmental impacts. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 9, p. 2155-2167, 2020.

NOLAN, C.; OVERPECK, J. T.; ALLEN, J. R.; ANDERSON, P. M.; BETANCOURT, J. L.; BINNEY, H. A.; JACKSON, S. T. Past and future global transformation of terrestrial ecosystems under climate change. **Science**, v.361, p. 920-923,2018.

OLDEN, J. D. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, p. 18-24, 2004.

OLIVER, D. R. Life mstory of the chironomidae, 1971.

PAIVA, F. F.; GOMES, W. I. A.; MEDEIROS; C. R.; ÁLVARO, É. L. F.; RIBEIRO, I. M. S.; MOLOZZI, J. Environmental factors influencing the occurrence of alien mollusks in semi-arid reservoirs. **Limnetica**, v. 37, p. 187-198, 2018.

PAVOINE, S.; MARCON, E.; RICOTTA, C. ‘Equivalent numbers’ for species, phylogenetic or functional diversity in a nested hierarchy of multiple scales. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 10, p. 1152-1163, 2016.

PEÑUELAS, J.; LLORET, F.; MONTOYA, R. Severe drought effects on Mediterranean woody flora in Spain. **Forest Science**, v. 47, n. 2, p. 214-218, 2001.

PELÁEZ, O.; PAVANELLI, Carla Simone. Environmental heterogeneity and dispersal limitation explain different aspects of β -diversity in Neotropical fish assemblages. **Freshwater Biology**, v. 64, p. 497-505, 2019.

PITACCO, V.; MISTRI, M.; ALEFFI, I. F.; LARDICCI, C.; PRATO, S., TAGLIAPIETRA, D.; MUNARI, C. Spatial patterns of macrobenthic alpha and beta diversity at different scales in Italian transitional waters (central Mediterranean). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 222, p. 126-138, 2019.

R Core Team, 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R

RICOTTA, C.; MORETTI, M. CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. **Oecologia**, v. 167, n. 1, p. 181-188, 2011.

ROCHA, M. P.; BINI, L. M.; GRÖNROOS, M.; HJORT, J.; LINDHOLM, M.; KARJALAINEN, S. M.; HEINO, J. Correlates of different facets and components of beta diversity in stream organisms. **Oecologia**, v. 191, n. 4, p. 919-929, 2019.

ROLLS, R. J.; HEINO, J., RYDER, D. S.; CHESSMAN, B. C.; GROWNS, I. O.; THOMPSON, R. M.; GIDO, K. B. Scaling biodiversity responses to hydrological regimes. **Biological Reviews**, v. 93, n. 2, p. 971-995, 2018.

ROQUE, F. D. O.; CORREIA, L. C. D. S.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. A review of Chironomidae studies in lentic systems in the state of São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 4, n. 2, p. 1-19, 2004.

SAULINO, H. H.; LEITE-ROSSI, L. A.; TRIVINHO-STRIXINO, S. The effect of small reservoirs on chironomid diversity and trait composition in Savanna streams: evidence for Serial Discontinuity Concept. **Hydrobiologia**, v. 793, p. 109-119, 2017.

SAULINO, H. H.; LEITE-ROSSI, L. A.; TRIVINHO-STRIXINO, S. The effect of small reservoirs on chironomid diversity and trait composition in Savanna streams: evidence for Serial Discontinuity Concept **Hydrobiology**, v. 793, p. 109-119, 2016.

SCHEFFERS, B. R., LUC, D. M.; TOM, C. L. B.; ARY, A. H.; JOHN, M. P.; RICHARD, T. C.; STUART, H. M. B.; PAUL, P-K.; KIT, M. K.; DAVID, D.; MICHELA, P.; CARLO, R.; WENDY, B. F.; TARA, G. M.; CAMILO, M.; DAVID, B.; JAMES, E. M. W. The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. **Science**, v. 354, n. 6313, p. aaf7671, 2016.

SEMARH. Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.semarh.rn.gov.br/>, 2019.

SERRA, S. R.; GRAÇA, M. A.; DOLÉDEC, S.; FEIO, M. J. Chironomidae traits and life history strategies as indicators of anthropogenic disturbance. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, p. 326, 2017.

SERRA, S. R.; COBO, F.; GRACA, M. A.; DOLÉDEC, S.; FEIO, M. J. Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): towards a new data base **Ecological Indicators**, v. 61, p. 282-292, 2016.

- SERRA, S. R.; COBO, F.; GRACA, M. A.; DOLÉDEC, S.; FEIO, M. J. Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): towards a new data base **Ecological Indicators**, v. 61, p. 282-292, 2015.
- SOCOLAR, J. B., GILROY, J. J., KUNIN, W. E., & EDWARDS, D. P. How should beta-diversity inform biodiversity conservation?. **Trends in ecology & evolution**, n. 31, 67-80, 2016.
- SOMMER, J.H. H.; KREFT, G.; KIER, W.; JETZ, J.; MUTKE, W.; BARTHLOTT. Projected impacts of climate change on regional capacities for global plant species richness. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 277, p. 2271-2280, 2010.
- SOUTHWOOD, T. RE. Habitat, the templet for ecological strategies?. **Journal of animal ecology**, v. 46, n. 2, p. 337-365, 1977.
- SUN, Q-H.; XIA, J.; MIAO, C. Y.; DUAN, Q. Y. Bayesian multi-model projections of extreme hydroclimatic events under RCPs scenarios. **Advances in Climate Change Research**, v. 8, n. 2, p. 80-92, 2017.
- STATZNER, B.; BECHE, L. A. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems?. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 80-119, 2010.
- SWENSON, N. G. Phylogenetic beta diversity metrics, trait evolution and inferring the functional beta diversity of communities. **PloS one**, v. 6, n. 6, p. e21264, 2011.
- THUILLER, W.; POLLOCK, L. J.; GUEGUEN, M.; MUNKEMULLER, T. From species distributions to meta-communities. **Ecology letters**, v. 18, p. 1321-1328, 2015.
- TILMAN, D. Functional diversity. In: **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 3, p. 109–120, 2001.
- TOLEDO, C. E.; ALCANTARA, N. R. Sensitivity of hydrological connectivity in a semiarid basin with a high-density reservoir network. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, n. 4, 2019.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. The effect of small reservoirs on chironomid diversity and trait composition in Savanna streams: evidence for Serial Discontinuity Concept. **Hydrobiologia**, v. 793, p. 109-119, 2017.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae (Insecta Diptera, Nematocera) do Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil **Biota Neotropica**, v. 11, p. 1-10, 2011.
- TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: **Guia de identificação e diagnose dos gêneros**, 1995.
- TWEEDLEY, J. R.; WARWICK, R. M.; VALESINI, F. J.; PLATELL, M. E.; POTTER, I. C. The use of benthic macroinvertebrates to establish a benchmark for evaluating the environmental quality of microtidal, temperate southern hemisphere estuaries. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, p. 1210-1221, 2012.
- VAN KLEEF, H.; VERBERK, W. C. E. P.; KIMENAI, F. F. P.; VAN DER VELDE, G.; LEUVEN, R. S. E. W. Natural recovery and restoration of acidified shallow soft-water lakes: Successes and bottlenecks revealed by assessing life-history strategies of chironomid larvae. **Basic and Applied Ecology**, v. 16, p. 325-334, 2015.

- VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. Ecorregiões: propostas para o bioma caatinga; resultados do seminário de planejamento ecorregional da caatinga. **Seminário de Planejamento Ecorregional da Caatinga. TNC/APNE Recife, Aldeia-Pernambuco**, p. 76, 2001.
- VILLÉGER, S.; MASON, N.W.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity, 2008.
- VIOLLE, CYRILLE.; NAVAS, M. L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I.; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional!. **Oikos**, v. 116, p. 882-892, 2007.
- WALSHE, B. M. The function of haemoglobin in *Chironomus plumosus* under natural conditions. **Journal of Experimental Biology**, v. 27, n. 1, p. 73-95, 1950.
- WANG, J.; DING, C.; TAO, J.; JIANG, X.; HEINO, J.; DING, L.; HE, D. Damming affects riverine macroinvertebrate metacommunity dynamics: Insights from taxonomic and functional beta diversity. **Science of The Total Environment**, 763, 2021.
- WARNATZSCH, E. A.; REAY, D. S. Temperature and precipitation change in Malawi: Evaluation of CORDEX-Africa climate simulations for climate change impact assessments and adaptation planning. **Science of The Total Environment**, v. 654, p. 378-392, 2019.
- WILLIAMSON, C. E.; OVERHOLT, E. P.; BRENTROP, J. A.; PILLA, R. M.; LEACH, T. H.; SCHLADOW, S. G.; JOSEPH, D. W.; SAMUEL, S. U.; STEVEN, S.; SUDEEP, C.; NEALE, P. J. Sentinel responses to droughts, wildfires, and floods: effects of UV radiation on lakes and their ecosystem services. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 14, n. 2, p. 102-109, 2016.
- WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, p. 279-338, 1960.
- WHITE, M. S.; XENOPOULOS, M. A.; HOGSDEN, K.; METCALFE, R. A.; DILLON, P. J. Natural lake level fluctuation and associated concordance with water quality and aquatic communities within small lakes of the Laurentian Great Lakes region. In: **Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes**. Springer, Dordrecht, p. 21-31, 2008.
- WHITMORE, M. M.; MURPHY, C. A.; JOHNSON, B.; ARISMENDI, I.; JOHNSON, S. L. Littoral benthic macroinvertebrate response to water-level fluctuations in three reservoirs of the Willamette River Basin, Oregon. **River Research and Applications**, v. 33, n. 7, p. 1052-1059, 2017.
- XIE, Z-H.; ZENG, Y. J.; XIA, J.; QIN, P. H.; JIA, B. H.; ZOU, J.; LIU, S. Coupled modeling of land hydrology–regional climate including human carbon emission and water exploitation. **Advances in Climate Change Research**, v. 8, n. 2, p. 68-79, 2017.
- XU, G.; XU, Y.; XU, H. Insights into discriminating water quality status using new biodiversity measures based on a trait hierarchy of body-size units. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 980–986, 2016.

APÊNDICE B – VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

Média e desvio padrão das variáveis limnológicas mensuradas nos períodos de amostragem nas bacias dos rios Paraíba e Piranhas-Açu.

Variáveis limnológicas	Período de amostragem					
	Bacia Piranhas-Açu			Bacia Paraíba		
	2014	2015	2019	2014	2015	2019
Temperatura (°C)	26.44±1.04	28.51±1.48	28.39±1.23	25.34±1.03	28.24±1.29	25.80±1.25
pH	8.18±0.44	8.72±0.41	7.43±0.49	7.92±0.54	9.02±0.35	8.05±0.23
Potencial de oxidação/redução (ORP)	131.14±39.39	85.21±25.84	109.22±27.97	156.53±27.93	80.08±17.87	188.06±45.32
Turbidez (UNT)	45.78±56.30	80.81±60.45	12.24±4.89	47.08±29.94	148.29±234.47	35.06±20.70
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	0.87±0.98	1.33±1.28	0.51±0.50	1.06±0.40	1.38±0.63	0.25±0.03
Salinidade (PPT)	0.05±0.05	0.10±0.11	0.36±0.38	0.08±0.03	0.10±0.04	0.19±0.02
Profundidade (m)	0.64±0.25	0.48±0.23	2.56±1.72	0.65±0.19	0.73±0.24	1.81±1.65
Transparência (m)	0.48±0.22	0.28±0.12	0.87±0.36	0.46±0.20	0.42±0.23	0.68±0.24
Nitrito (µg/L)	4.02±3.94	1.88±1.65	8.99±23.48	2.01±1.56	18.34±21.82	2.40±7.59
Nitrato (µg/L)	18.43±22.35	5.83±8.34	41.68±72.81	45.9±25.86	33.17±62.79	31.61±21.27
Amônia (µg/L)	6.05±4.71	35.87±48.36	42.21±11.30	78.34±25.31	143.63±141.50	10.98±7.96
Fosfato Reativo Solúvel (µg/L)	88.18±110.70	11.01±17.40	95.14±77.56	16.21±11.92	124.64±172.31	12.18±9.09
Fosforo Total(µg/L)	186.96±111.84	199.10±149.11	294.37±188.10	137.34±236.58	226.88±290.66	84.06±38.45

APÊNDICE C – PERMANOVA VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

Resultados da PERMANOVA nas bacias dos rios Paraíba e Piranhas-Açu, para as variáveis limnológicas (temperatura, transparência, profundidade, salinidade, potencial de oxidação/redução, sólidos totais dissolvidos, turbidez, nitrito, nitrato, amônia, fósforo total, fosfato reativo solúvel). Considerando dois fatores fixos (anos x bacia) e um fator aleatório (reservatórios).

Variáveis limnológicas									
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms			
Basin	1	124.22	124.22	0.66939	0.481	120			
Year	2	786	393	7.384	0.002	999			
Reservoirs (Basin)	4	748.16	187.04	37.682	0.001	998			
Basin X Year	2	282.68	141.34	2.6556	0.015	998			
Reservoirs (Basin) X Year	8	429.33	53.666	2.6556	0.001	998			
Pair-wise tests (Basin X Year) Paraíba X Piranhas-Açu									
	t	P		Unique perms					
2014	0.81027	0.712		120					
2015	1.0624	0.34		120					
2019	1.4831	0.106		10					
Pair-wise tests (Basin X Year) Paraíba									
	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms			
2014 X 2015	2.3828	0.11	38	2.1835	0.078	190			
2014 X 2019	1.6232	0.176	38	2.0889	0.097	333			
2015 X 2019	2.3492	0.108	38	2.5381	0.083	341			
Pair-wise tests (Reservoirs X Year) Paraíba									
	2014			2015			2019		
	t	P	U. p	t	P	U. p	t	P	U. p
Paraíba									
Cordeiro X Sumé	5.8213	0.001	999	2.1413	0.002	999	3.486	0.001	999
Cordeiro X Poções	3.6713	0.001	999	3.076	0.001	999	2.1365	0.003	999
Sumé X Poções	4.8826	0.001	998	3.6371	0.001	999	3.0694	0.001	998
Piranhas-Açu									

Cruzeta X Sabugí	7.5621	0.001	999	2.592	0.001	997	4.6131	0.001	999
Cruzeta X P. Traíras	7.6282	0.001	999	5.345	0.001	999	5.0876	0.001	998
Sabugí X P. Traíras	9.4906	0.001	997	8.2412	0.001	998	5.6336	0.001	999
	2014 X 2015			2014 X 2019			2015 X 2019		
	t	P	U. p	t	P	U. p	t	P	U. p
Paraíba									
Cordeiro	3.8952	0.001	997	4.6132	0.001	999	5.138	0.001	997
Sumé	4.6009	0.001	999	7.3829	0.001	998	5.1031	0.001	999
Poçoões	4.0551	0.001	997	4.1046	0.001	998	5.2075	0.001	997
Piranhas-Açu									
Cruzeta	6.2004	0.001	999	4.6001	0.001	999	6.1813	0.001	998
Sabugí	6.0424	0.001	999	4.6439	0.001	999	5.8719	0.001	998
P. Traíras	3.4975	0.001	994	5.5106	0.001	997	5.8765	0.001	999

APÊNDICE D – LISTA TAXONÔMICA DOS CHIRONOMIDAE

Lista taxonômica dos chironomidae nas bacias dos rios Paraíba e Piranhas-Açu nos respectivos anos de amostragem, com indicação de abundância (*zero ocorrência). Os táxons mais abundantes em cada bacia para cada ano de amostragem estão em negrito.

Táxons	Período de amostragem		
	2014	2015	2019
Bacia Piranhas-Açu			
<i>Ablabesmyia</i> sp. (Johannsen, 1905)	*	0.23±1.17	0.93±1.70
<i>Aedokritus</i> sp. (Roback, 1958)	0.184±0.69	8.57±18.01	0.86±2.54
<i>Alotanypus</i> sp. (Roback, 1971)	*	*	0.13±0.43
<i>Asheum</i> sp. (Sublette, 1964)	8.65±19.79	1.84±6.72	4.96±9.94
<i>Beardius</i> sp. (Reiss & Sublette, 1985)	*	*	0.03±0.18
<i>Brundiniella</i> sp. (Roback, 1978)	*	0.1±0.50	*
<i>Chironomus</i> sp. (Meigen, 1803)	4.23±7.97	*	0.26±1.14
<i>Cladopelma</i> sp. (Kieffer, 1921)	*	0.02±0.16	*
<i>Clinotanypus</i> sp. (Kieffer, 1913)	*	*	0.53±2.17
<i>Coelotanypus</i> sp. (Kieffer, 1913)	0.15±0.43	3.84±7.68	0.7±1.23
<i>Dicrotendipes</i> sp. (Kieffer, 1913)	0.18±0.56	0.28±0.80	0.03±0.18
<i>Djalmabatista</i> sp. (Fittkau, 1968)	*	*	0.033±0.18
<i>Fissimentum</i> sp. (Cranston & Nolte, 1996)	*	0.68±1.98	0.33±1.15
<i>Goeldichironomus</i> sp. (Fittkau, 1965)	45.94±69.67	4.26±9.81	34.26±69.64
<i>Labrundinia</i> sp. (Fittkau, 1962)	*	*	0.06±0.36
<i>Larsia</i> sp. (Fittkau, 1962)	0.13±0.52	*	*
<i>Parachironomus</i> sp. (Lenz, 1921)	0.31±0.84	*	0.4±0.77
<i>Pelomus</i> sp. (Reis, 1989)	1.23±3.81	*	*
<i>Polypedilum</i> sp. (Kieffer, 1912)	2.68±10.36	1.02±3.07	0.26±0.69
<i>Procladius</i> sp. (Skuse, 1889)	*	0.02±0.16	*
<i>Riethia</i> sp. (Kieffer, 1917)	*	*	0.03±0.18
<i>Saetheria</i> sp. (Jackson, 1977)	*	*	0.03±0.18
<i>Tanypus</i> sp. (Meigen, 1803)	*	*	0.1±0.40
<i>Tanytarsus</i> sp. (Van der Wulp, 1874)	5.28±13.76	4.94±13.01	0.3±1.11
Abundância Total	2623	983	3009
Bacia Paraíba			
<i>Ablabesmyia</i> sp. (Johannsen, 1905)	0.08±0.416	0.28±1.37	0.58±0.96
<i>Aedokritus</i> sp. (Roback, 1958)	4.11±24.63	0.8±2.76	1.21±6.15
<i>Asheum</i> sp. (Sublette, 1964)	0.31±0.66	*	0.73±1.61
<i>Chironomus</i> sp. (Meigen, 1803)	0.11±0.38	*	1.73±3.39
<i>Cladopelma</i> sp. (Kieffer, 1921)	*	*	7.36±25.12

<i>Clinotanypus</i> sp. (Kieffer, 1913)	*	*	0.6±4.01
<i>Coelotanypus</i> sp. (Kieffer, 1913)	1.53±3.35	0.26±1.09	0.2±1.17
<i>Dicrotendipes</i> sp. (Kieffer, 1913)	*	*	2.18±10.95
<i>Fissimentum</i> sp. (Cranston and Nolte, 1996)	0.088±0.46	0.08±0.59	*
<i>Goeldichironomus</i> sp. (Fittkau, 1965)	0.33±0.79	0.08±0.35	22.8±58.03
<i>Labrundinia</i> sp. (Fittkau, 1962)	*	*	0.01±0.12
<i>Larsia</i> sp. (Fittkau, 1962)	0.02±0.14	*	*
<i>Parachironomus</i> sp. (Lenz, 1921)	*	0.02±0.14	0.25±0.96
<i>Pelomus</i> sp. (Reis, 1989)	0.04±0.20	*	*
<i>Polypedilum</i> sp. (Kieffer, 1912)	3.17±9.29	0.11±0.48	1.48±5.09
<i>Saetheria</i> sp. (Jackson, 1977)	*	*	0.61±2.06
<i>Tanypus</i> sp. (Meigen, 1803)	0.02±0.14	*	0.05±0.28
<i>Tanytarsus</i> sp. (Van der Wulp, 1874)	0.13±0.54	*	1.58±5.23
Abundância Total	124	75	747

APÊNDICE E – PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE

Resultados da análise da partição hierárquica da diversidade nas bacias dos rios Paraíba e Piranhas-Açu, considerando a abordagem APQE. Os testes de permutação estão em valores de P, com os seguintes códigos: *** <0 005, * <0 05, NS \geq 0 05.

		Piranhas-Açu		Paraíba	
		Gini Simpson	Functional	Gini Simpson	Functional
2014					
Dentro da amostra	$Q\alpha$	0.363 59%	0.195 47%	0.168 22%	0.094 18%
Entre amostras dentro do reservatório	$Q\beta_1$	0.209 ^{NS} 34%	0.163 ^{NS} 32%	0.356*46%	0.221*44%
Entre reservatórios	$Q\beta_2$	0.041 ^{NS} 0,6%	0.049 ^{NS} 12%	0.233***30%	0.184***36%
Bacia	$Q\gamma$	0.614	0.408	0.758	0.501
2015					
Dentro da amostra	$Q\alpha$	0.263 36%	0.151 36%	0.082 11%	0.051 12%
Entre amostras dentro do reservatório	$Q\beta_1$	0.366* 50%	0.201 ^{NS} 49%	0.453*63%	0.301*74%
Entre reservatórios	$Q\beta_2$	0.096* 13%	0.056*13%	0.177*** 16%	0.052***12%
Bacia	$Q\gamma$	0.725	0.409	0.713	0.406
2019					
Dentro da amostra	$Q\alpha$	0.386 56%	0.184 51%	0.427 48%	0.229 45%
Entre amostras dentro do reservatório	$Q\beta_1$	0.203 ^{NS} 29%	0.094 ^{NS} 17%	0.347*39%	0.200*39%
Entre reservatórios	$Q\beta_2$	0.098*** 14%	0.076***4,6%	0.101***11%	0.071***14%
Bacia	$Q\gamma$	0.688	0.354	0.875	0.501

APÊNDICE F – PERMANOVA ABUNDÂNCIA E ÍNDICES DE DIVERSIDADE

Resultados da PERMANOVA nas bacias dos rios Paraíba e Piranhas-Açu para a abundância total e índices de diversidade, considerando um design cruzado com dois fatores fixos (bacia x classes de volume hídrico).

Abundância total						
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
Basin	1	1.0617E5	1.0617E5	26.035	0.001	997
Water volume (class)	2	48340	24170	5.927	0.004	997
Basin X Water volume (class)	2	58176	29088	7.133	0.001	998
<i>Pair-wise tests</i>		Paraíba			Piranhas-Açu	
Basin X Water volume (class)	t	P	Unique perms	t	P	Unique perms
10 to 20 X <10	0.11727	0.915	475	4.099	0.001	644
10 to 20 X >20	0.79464	0.445	290	0.25111	0.803	727
<10 X >20	0.69473	0.512	245	3.6366	0.001	721

Riqueza de espécies						
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
Basin	1	74.182	74.182	20.496	0.001	996
Water volume (class)	2	6.2032	3.1016	0.85697	0.441	999
Basin X Water volume (class)	2	30.275	15.137	4.1824	0.019	999
<i>Pair-wise tests</i>		Paraíba			Piranhas-Açu	
Basin X Water volume (class)	t	P	Unique perms	t	P	Unique perms
10 to 20 X <10	1.2318	0.226	49	1.9745	0.046	45
10 to 20 X >20	3.2855E-2	1	29	0.94076	0.368	50
<10 X >20	0.79567	0.436	33	3.0091	0.006	51

Riqueza funcional						
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
Basin	1	70.966	70.966	24.148	0.001	997
Water volume (class)	2	8.9531	4.4766	1.5233	0.236	998
Basin X Water volume (class)	2	19.051	9.5257	3.2414	0.035	999
<i>Pair-wise tests</i>		Paraíba			Piranhas-Açu	
Basin X Water volume (class)	t	P	Unique perms	t	P	Unique perms
10 to 20 X <10	0.84626	0.428	45	1.6242	0.121	39
10 to 20 X >20	9.2716E-2	1	26	1.5158	0.135	46
<10 X >20	0.47199	0.682	27	3.0293	0.004	50

Índice de Simpson

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
Basin	1	2.4863E-3	2.4863E-3	0.36223	0.566	999
Water volume (class)	2	2.8906E-2	1.4453E-2	2.1057	0.109	999
Basin X Water volume (class)	2	3.6763E-3	1.8381E-3	0.2678	0.775	999

Índice de Rao

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
Basin	1	8.2327E-4	8.2327E-4	1.0502	0.313	999
Water volume (class)	2	3.866E-3	1.933E-3	2.4659	0.083	998
Basin X Water volume (class)	2	2.9578E-3	1.4789E-3	1.8866	0.152	997

Redundância funcional

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
Basin	1	4.4816E-4	4.4816E-4	0.12225	0.753	997
Water volume (class)	2	1.185E-2	5.9252E-3	1.6163	0.169	999
Basin X Water volume (class)	2	1.5943E-4	7.9714E-5	2.1744E-2	0.986	998

APÊNDICE G - PERMANOVA CWM

Resultados da PERMANOVA nas bacias dos rios Paraíba e Piranhas-Açu para “Community weighted mean-CWM”, considerando um design cruzado com dois fatores fixos (bacia x classes de volume hídrico).

Grupos tróficos de alimentação						
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
Basin	1	37575	37575	22.487	0.001	999
Water volume classes	2	4182.3	2091.1	1.2514	0.278	999
Basin X Water volume classes	2	22424	11212	6.7098	0.001	999
<i>Pair-wise tests</i>		Paraíba			Piranhas-Açu	
Basin X Water volume classes		t	P	Unique perms	t	P
10 to 20 X <10		1.8809	0.041	999	1.7333	0.07
10 to 20 X >20		1.8036	0.051	998	1.7059	0.083
<10 X >20		1.5915	0.082	996	3.9575	0.001
Construção de tubo						
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
Basin	9798.4	9798.4	7.8445	0.011	997	
Water volume classes	26450	13225	10.588	0.001	999	
Basin X Water volume classes	10043	5021.6	4.0202	0.024	999	
<i>Pair-wise tests</i>		Paraíba			Piranhas-Açu	
Basin X Water volume classes		t	P	Unique perms	t	P
10 to 20 X <10		3.4614	0.003	997	2.3942	0.014
10 to 20 X >20		1.718	0.088	866	2.8375	0.003
<10 X >20		0.48237	0.653	969	5.7753	0.001
Hemoglobina						
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
Basin	1	7410.3	7410.3	6.5824	0.012	999
Water volume classes	2	13579	6789.5	6.0309	0.006	999
Basin X Water volume classes	2	8566.6	4283.3	3.8047	0.018	999
<i>Pair-wise tests</i>		Paraíba			Piranhas-Açu	
Basin X Water volume classes		t	P	Unique perms	t	P
10 to 20 X <10		1.7628	0.09	995	1.8825	0.068
10 to 20 X >20		2.258	0.019	793	3.1455	0.001
<10 X >20		1.1475	0.238	748	5.1774	0.001

Tamanho do corpo							
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms	
Basin	1	8059.4	8059.4	4.4202	0.029	999	
Water volume classes	2	8539.3	4269.7	2.3417	0.069	998	
Basin X Water volume classes	2	12249	6124.5	3.359	0.024	999	
<i>Pair-wise tests</i>		Paraíba			Piranhas-Açu		
Basin X Water volume classes	t	P	Unique perms	t	P	Unique perms	
10 to 20 X <10	2.6191	0.01	999	1.0687	0.293	999	
10 to 20 X >20	2.263	0.025	973	1.0162	0.301	999	
<10 X >20	0.48914	0.674	987	1.7788	0.055	998	