



UnB

**Universidade de Brasília (UnB)
Programa de Pós-Graduação em Zoologia**

Inventário da fauna de cladóceros (Crustacea: Branchiopoda) em cerrados rupestres

Jean Ribeiro Mota de Sousa

Brasília – DF
12/2022



UnB

**Universidade de Brasília (UnB)
Programa de Pós-Graduação em Zoologia**

Inventário da fauna de cladóceros (Crustacea: Branchiopoda) em cerrados rupestres

Jean Ribeiro Mota de Sousa

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Orientador (a): Prof. Dr. Francisco Diogo Rocha Sousa

Brasília – DF
12/2022

Inventário da fauna de cladóceros (Crustacea: Branchiopoda) em cerrados rupestres

Jean Ribeiro Mota de Sousa

Orientador: Prof. Dr. Francisco Diogo Rocha Sousa

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Aprovada por

Francisco Diogo Rocha Sousa, orientador – UFJ (PPG Zoo)

Luciana Mendonça de Galvão - UESB

Riccardo Mugnai - UFMA

José Roberto Pujol-Luz – UnB (PPG Zoo)

Brasília – DF
12/2022

AGRADECIMENTOS

Primeiramente eu queria agradecer a Deus, meu amigo fiel, que me dá forças em todos os momentos que eu mais preciso. Sem Ele nada sou.

Agradeço também a toda minha família, especialmente à minha mãe e minha irmã, que sempre estiveram ao meu lado dando todo apoio e suporte necessário para eu continuar seguindo meu sonho. Se hoje sou essa pessoa é graças a vocês.

Minha dedicação especial ao meu orientador, Dr. Francisco Diogo Rocha Sousa pela oportunidade, por toda atenção, paciência e confiança ao longo dessa jornada. Tenho toda admiração do mundo a você e obrigado por contribuir com a minha formação através de conhecimentos e experiências.

Agradeço ao Programa de Pós-graduação em Zoologia da Universidade de Brasília (UnB) e a todos os professores do qual fazem parte.

Aos meus amigos, e a todos que, sem dúvidas, fizeram parte da minha caminhada. Meu muitíssimo obrigado!

Meu agradecimento à Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro, processo de número 2010/52318-6 e também a todos os envolvidos nos trabalhos de campo pela coleta de dados para a realização desse trabalho.

Por fim, gostaria de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pesquisa de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado concedida.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	iv
SUMÁRIO.....	v
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	viii
INTRODUÇÃO GERAL.....	10
Cerrados rupestres estudados.....	12
Organização da dissertação.....	14
Referências Bibliográficas.....	15
CAPÍTULO 1 - Richness and composition of Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) in Brazilian rupestrian cerrados, with comments on distribution and taxonomy.....	19
ABSTRACT.....	20
INTRODUCTION.....	20
MATERIAL AND METHODS.....	22
Study area.....	22
Cladocera Sampling and Identification.....	23
Data analysis.....	24
RESULTS.....	26
DISCUSSION.....	31
REFERENCES.....	37
CAPÍTULO 2 - Variabilidade da composição de espécies de Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) entre cerrados rupestres.....	44
RESUMO.....	45
INTRODUÇÃO.....	45
MATERIAL E MÉTODOS.....	48
Área de estudo.....	48
Coleta e identificação de Cladocera.....	48
Variáveis limnológicas.....	49
Análise de dados.....	49
RESULTADOS.....	52
DISCUSSÃO.....	54
REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	57

RESUMO

Inventário da fauna de cladóceros (Crustacea: Branchiopoda) em cerrados rupestres

Jean Ribeiro Mota de Sousa

Orientador: Prof. Dr. Francisco Diogo Rocha Sousa

Resumo da Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Zoologia.

O estudo da biodiversidade de Cladocera é de grande importância e, entender os padrões de diversidade e os fatores relacionados à estruturação das comunidades, contribuem significativamente para o conhecimento desses animais, principalmente em locais ainda pouco estudados, como é o caso dos cerrados rupestres. Para isso, diversos índices são utilizados, como por exemplo, as diversidades alfa, beta e gama. O objetivo desse estudo é avaliar a riqueza e composição de espécies de cladóceros em corpos d'água presentes em cerrados rupestres, além de testar se diferentes variáveis, locais e espaciais, podem influenciar na variabilidade da composição dessas comunidades. A amostragem de Cladocera, das variáveis limnológicas e dos dados de distância geográfica e altitude foram realizadas em nove áreas de cerrado rupestre entre os anos de 2011 e 2012. Foram identificadas 47 espécies de cladóceros, sendo que, a família Chydoridae apresentou o maior número (32 espécies). Além disso, registramos quatro novas ocorrências: *Bryospilus repens* para o estado do Goiás, *Leberis davidi* para o estado de Minas Gerais e as espécies *Alona yara* e *Flavalona asymmetrica*, para o estado da Bahia. Os resultados de diversidade beta mostram que a variabilidade na composição das comunidades foi explicada principalmente pela substituição de espécies (*turnover*), com os maiores valores de diversidade beta observados entre o Parque Nacional Chapada Guimarães e Parque Nacional Chapada dos Veadeiros.

Dentre as variáveis limnológicas analisadas, a alcalinidade e o oxigênio dissolvido foram as únicas que apresentaram uma relação positiva com a diversidade beta. Em síntese, esse estudo contribui para outros trabalhos relacionados a levantamentos de fauna assim como para discutir os fatores que estão envolvidos na estruturação das comunidades de cladóceros em cerrados rupestres.

Palavras-chave: Abundância relativa, Cladocera, diversidade beta, metacomunidades, riqueza de espécies, variáveis locais, variáveis espaciais.

ABSTRACT

Inventory of the cladoceran fauna (Crustacea: Branchiopoda) in rupestrian cerrados

Jean Ribeiro Mota de Sousa

Orientador: Prof. Dr. Francisco Diogo Rocha Sousa

Abstract da Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Zoologia.

The study of Cladocera biodiversity has a great importance and the understanding the patterns of diversity and the factors related to the structure of communities, contribute to the knowledge of these animals, especially in environments that are still little studied, as is the case of rupestrian cerrados. For this, several indices are used, such as alpha, beta and gamma diversity. The objective of this study is evaluate the richness and species composition of cladocerans in aquatic environments present in rupestrian cerrados. In addition, we tested different variables in local and regional scales to find which of them has influence on the variability of the composition of these communities. Cladocera sampling, limnological variables, and geographic distance and altitude data were carried out in nine areas of rupestrian cerrados between 2011 and 2012. We identified 47 species of cladocerans, with the Chydoridae family having the highest number (32 species). Four new reports were observed: *Bryospilus repens* Goiás State, *Leberis davidi* for Minas Gerais State and *Alona yara* and *Flavalona asymmetrica* for Bahia State. The beta diversity results show that the variability in community composition was mainly explained by species replacement (*turnover*), with the highest beta diversity values observed between Chapada Guimarães National Park and Chapada dos Veadeiros National Park. Among the limnological variables analyzed, alkalinity and dissolved oxygen were the only ones that showed a

positive relationship with beta diversity. In summary, this study has potential to contribute to other studies related to fauna surveys and to discussions on the factors that are involved in the structuring of cladoceran communities in rupestrian cerrados.

Keywords: Cladocera, beta diversity, local variables, metacommunities, relative abundance, species richness, spatial variables.

INTRODUÇÃO GERAL

No decorrer dos anos, as mudanças climáticas, combinadas com a fragmentação de habitat e distúrbios antropogênicos, têm provocado uma série de perturbações nos ecossistemas aquáticos, alterando drasticamente a estrutura das comunidades biológicas e o funcionamento nesses ambientes (Hudon 2004; Cremona *et al.* 2008). Essas alterações, comumente são avaliadas em diversos estudos, nas áreas da ecologia e limnologia, baseados em levantamentos faunísticos e nos padrões de diversidade de espécies, com o intuito de promover a manutenção da biodiversidade (Zanata *et al.* 2017; Pomari *et al.* 2018).

O Cerrado rupestre é uma fitofisionomia de savana pertencente ao Cerrado *sensu stricto*, caracterizado principalmente pelo seu substrato composto por afloramentos rochosos e vegetação arbórea arbustiva, com cobertura de 5 a 20% e altura média de 2 a 4 metros. Diferencia-se de campo rupestre, pois esse é um fitofisionomia campestre, com predominância herbáceo-arbustivo, com menos de 5% de cobertura arbórea. Ambos ocorrem, geralmente, em altitudes superiores a 800 metros (Alves *et al.* 2007, Pereira & Fernandes 2022).

Esses ambientes possuem solos oligotróficos, do tipo neossolo litótico, provenientes da decomposição de arenitos e quartzitos e possuem baixa capacidade de retenção de água condições que favorecem o afloramento do lençol freático (Rapini *et al.* 2008; Valente & Gomes 2011; Alves *et al.* 2014). Além da vegetação e da rica composição faunística, as formações rupestres são conhecidas pelos diferentes microhabitats como rachaduras, fissuras e rochas expostas, proporcionando um alto grau de endemismo, com várias espécies ameaçadas de extinção (Miazaki 2016; Pereira & Fernandes 2022).

Os ecossistemas aquáticos dos cerrados rupestres são ambientes únicos que, embora ocupem uma pequena fração das regiões de altitude, são referências em termos de qualidade da água e diversidade de espécies (Eskinazi-Sant'Anna *et al.* 2020). As comunidades zooplanctônicas que vivem nesses ambientes possuem um importante papel, participando da ciclagem de nutrientes e na transferência de energia ao longo da cadeia trófica (Esteves *et al.* 2011). Além disso, as macrófitas aquáticas também são essenciais na estruturação das comunidades, disponibilizando habitats e ofertando alimento para os organismos (Thomaz *et al.* 2008; Thomaz & Cunha 2010).

Os cladóceros são importantes constituintes da fauna de ecossistemas aquáticos, são essencialmente límnicos, sendo encontrados em ambientes lênticos, lóticos e áreas alagáveis (Elmoor-Loureiro 1997), com grande parte de suas espécies sendo encontradas associadas à vegetação aquática (Thomaz *et al.* 2008). De acordo com levantamentos faunísticos de Cladocera realizados recentemente, o número de espécies desses animais no Brasil é de aproximadamente 150, representando cerca de 20% do número total global (Forro *et al.* 2008). Por outro lado, em algumas regiões ou tipo de ambientes, a biodiversidade desse grupo ainda não é muito conhecida, como é o caso dos cerrados rupestres (Sousa *et al.* 2013; Eskinazi-Sant'Anna *et al.* 2020)

Entender e explicar os padrões de diversidade observados nessas comunidades é um dos principais objetivos de análises ecológicas, e vários índices são utilizados para essa finalidade (Du *et al.* 2019). Dentre eles a diversidade alfa, que está relacionada com a diversidade local. A diversidade beta refere-se à variação na composição de espécies entre locais de uma mesma região. Já a diversidade gama corresponde à diversidade total daquela região geográfica de interesse (Whittaker 1960; Anderson *et al.* 2011; Hill *et al.* 2019). Atualmente, o mais utilizado é a diversidade beta, mensurada através da dissimilaridade total, baseada no índice de Sorensen, que por sua vez pode ser particionado em dois fenômenos: componente de substituição de espécies (*turnover*) e componente de aninhamento, relacionada com a perda de espécies (Baselga 2010).

Nos ecossistemas aquáticos, os padrões de diversidade de espécies sofrem bastante variação, pois depende de um complexo de fatores ambientais e espaciais importantes na estruturação das comunidades (Whittaker 1960; Baselga 2010). Dentre os fatores ambientais podemos destacar as características físicas e químicas da água, que sofrem variações constantes podendo influenciar na diversidade local (Padial *et al.* 2014; Bozelli *et al.* 2015; Souza *et al.*, 2021). Já entre os fatores espaciais, a conectividade entre os corpos d'água, muitas vezes relacionada ao ciclo hidrológico, por exemplo, pode ter influência na heterogeneidade ambiental e na dispersão de espécies (Lopes *et al.* 2014; Bozelli *et al.* 2015).

Sendo assim, entender os fatores relacionados aos padrões de diversidade e estruturação das comunidades de Cladocera em ecossistemas aquáticos, especialmente nos cerrados rupestres, pode contribuir tanto para outros estudos

ecológicos quanto para estabelecer estratégias envolvidas na conservação das espécies.

Os cerrados rupestres estudados

Foram amostrados ambientes aquáticos em nove áreas de cerrados rupestres, distribuídos dentro de um polígono de 997.382 km². O Parque Nacional Chapada Diamantina (DIA) se encontra na porção sudeste do estado da Bahia, com coordenadas 12°52'49"S e 41°22'20"O. Possui uma área de aproximadamente 152.000 hectares e altitudes que variam de 500 a 1.600 m. O clima predominante é o tropical semiárido caracterizado por alternância de estações chuvosas curtas e irregulares com estações secas prolongadas. A pluviosidade varia de 600 e 1.600 mm e a temperatura média anual é de 23°C. O topo da Chapada é aplainado, caracterizando-se como um chapadão, com exuberantes escarpas nos dois lados. Por um lado, deságuam na bacia do São Francisco e por outro, na própria região, onde nascem os dois maiores rios baianos: o de Contas e o Paraguaçu (Juncá *et al.* 2005).

O Parque Nacional Chapada dos Veadeiros (VEA) está localizado no norte do estado de Goiás, com coordenadas 14°10'00"S e 47°30'61"O. Abrange uma área de aproximadamente 240.000 hectares e altitude variando de 400 a 1.600 m. O clima predominante na região é o tropical semiúmido, com duas estações bem definidas: verão quente e úmido e inverno frio e seco. A pluviosidade média anual é de 1.675 mm e a temperatura média é de 21°C. O parque possui uma diversidade pedológica, com solos característicos de áreas acidentadas e com alto grau de intemperismo. Está inserido na porção central da Bacia Hidrográfica do Alto Tocantins, e é caracterizada por relevo elevado, marcado por escarpas abruptas, que configuram os divisores de águas e nascentes das bacias dos rios Paranã e Maranhão (ICMBio 2021).

O Parque Nacional Chapada dos Guimarães (GUI) está localizado entre os municípios de Cuiabá e Chapada Guimarães no estado do Mato Grosso, com coordenadas 15°20'43"S e 55°53'50"O. Possui 23.630 hectares e altitude variando de 300 a 1050 m. O clima predominante é o tropical semiúmido, com as estações chuvosa e seca bem definidas, influenciando os corpos d'água temporários na região. Possui pluviosidade entre 1.650 e 2.100 mm e temperatura média anual 24°C. Na área do parque encontram-se as nascentes de importantes rios da região.

A chapada, localizada ao norte, funciona como um divisor de águas. Os rios que cortam o parque fazem parte da Bacia do Alto Paraguai e são afluentes do Rio Cuiabá, um dos principais afluentes da Várzea do Pantanal (ICMBio 2009).

O Parque Estadual dos Pireneus (PIR) está localizado no estado do Goiás, com coordenadas 15°47'48"S e 48°50'37"O. Possui 2.833 hectares e altitude máxima de 1.380 m. O clima predominante na região é o tropical semiúmido, com duas estações bem definidas: verão quente e úmido e inverno frio e seco. Possui pluviosidade média anual de 1.500 mm e temperatura média de 23°C. As feições do relevo são o resultado da exumação de estruturas dobradas ao longo de vários ciclos tectônicos, revelando diferentes estilos estruturais, conferindo a este município uma paisagem peculiar com inúmeras cachoeiras e corredeiras. O local é um dos divisores das Bacias Tocantins e Paraná. Vários córregos nascem no alto da Serra dos Pireneus, formando o Rio das Almas e o Rio Corumbá, que além da importância ecológica, abastecem diversas comunidades da região (Castro *et al.* 2019).

Reserva Particular do Patrimônio Natural Linda Serra dos Topázios, está localizada no município de Cristalina (CRI), no estado de Goiás, com coordenadas 16°42'24"S e 47°37'22"O. Possui 469 hectares e altitude máxima de 1.250 m. O clima característico da região é o tropical semiúmido, com verões quentes e chuvosos e invernos amenos e secos. A pluviosidade média anual é de 1.600 mm e a temperatura média é de 22°C. O relevo é predominantemente ocupado por planaltos maciços de estrutura complexa, com cumeeiras aplanadas e de vertentes suaves nos diferentes tipos de planalto regional. Abriga grande diversidade de flora e fauna, diversas fitofisionomias do Cerrado e nascentes. A RPPN é margeada pelos córregos dos Topázios e da Pedra em Pé, com poços, córregos e cachoeiras.

O Parque Estadual Serra do Cabral (CAB), está localizado na região centro-norte do estado de Minas Gerais e está inserido na Reserva da Serra do Espinhaço, localizado na parte leste da Serra do Cabral, abrangendo áreas dos municípios de Buenópolis e Joaquim Felício, com coordenadas 17°33'21"S e 44°26'44"O. Possui uma área de 22.500 hectares e altitudes que variam de 600 a 1.385 m. O clima predominante é o tropical de altitude com influência subtropical, com temperaturas baixas, chuvas no verão e inverno seco. A pluviosidade média anual é de 1.250 mm e temperatura média de 22°C. Possui inúmeras nascentes, em geral dadas por veredas nos altiplanos serranos. As drenagens se direcionam ao Córrego Embaiassaia e das Pedras, afluentes diretos dos rios Jequitaí e das Velhas

respectivamente, por sua vez afluentes de primeira ordem do Rio São Francisco, formando inúmeras cachoeiras e piscinas naturais que compõem paisagens exuberantes juntamente com campos naturais, trilhas e afloramentos rochosos (IEF 2013).

O Parque Estadual do Rio Preto (PRP) está localizado no município de São Gonçalo do Rio Preto, Minas Gerais, na região alta do Vale do Jequitinhonha, no complexo da Serra do Espinhaço, com coordenadas 18°09'40"S e 43°20'13"O. Possui 10.750 hectares e altitude variando de 750 a 1.825 m. O clima característico é o tropical de altitude, com verões chuvosos e baixas temperaturas, principalmente no inverno seco. As médias anuais de pluviosidade e temperatura é de 1.450 mm e 19°C, respectivamente.

O Parque Nacional Serra do Cipó (CIP) está localizado em Minas Gerais e abrangendo os municípios de Jaboticatubas, Santana do Riacho, Morro do Pilar e Itambé do Mato Dentro, com coordenadas 19°22'01"S e 43°32'17"O. Possui 33.800 hectares e altitudes que variam de 800 a 1.600 m. O clima predominante é tropical de altitude, com verões chuvosos e baixas temperaturas, principalmente no inverno. Possui pluviosidade entre 1.450 e 1.800 mm e temperatura média de 18°C. O relevo é montanhoso e acidentado, planaltos com vales encaixados e algumas planícies sedimentares. A Serra do Cipó é ocupada principalmente pela Bacia do Médio São Francisco em uma estreita faixa a nordeste e a leste pela Bacia do Rio Doce. Algumas características presentes na hidrografia são fortes indícios da atividade tectônica da região (IBAMA 2007).

O Parque Nacional Serra da Canastra (CAN) está localizado na região sudoeste do estado de Minas Gerais, com coordenadas 20°18'16"S e 46°35'56"O. Abrange uma área de aproximadamente 200.000 hectares e altitude variando de 700 a 1.400 m. O clima predominante é o tropical de altitude com influência subtropical, com temperaturas baixas, chuvas no verão e inverno seco. A pluviosidade anual é entre 1.000 e 1.500 mm e uma temperatura média de 22°C. O parque possui como principal objetivo proteger as nascentes do Rio São Francisco, Rio Araguaia e seus afluentes, contribuindo com a preservação dos recursos naturais e disponibilizando a visitação, pesquisa científica e conservação de espécies (IBDF 2005).

Organização da dissertação

Dado a relevância dos ambientes estudados assim como as lacunas de conhecimento relacionadas a diversidade de Cladocera em tais ambientes, este documento está organizado em dois capítulos. O primeiro capítulo, submetido ao periódico *Zootaxa* (<https://www.mapress.com/zt/>), traz a lista de espécies de Cladocera encontrados em cada cerrado rupestre assim como aspectos relevantes sobre taxonomia e distribuição geográfica de algumas espécies encontradas. O segundo capítulo traz uma avaliação da variação na composição da fauna entre os cerrados rupestres estudados e quais fatores ambientais contribuem para diversidade beta observada. Este capítulo foi formatado sob as normas do periódico *Hydrobiologia* (<https://www.springer.com/journal/10750>).

Referências bibliográficas

Alves, R.J.V., Cardin, L. & Kropf, M. S. (2007) Angiosperm disjunction" Campos rupestres-restingas": a re-evaluation. *Acta botanica brasílica*, 21(3), 675-685. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062007000300014>.

Alves, R., Silva, N.G., Oliveira, J.A. & Medeiros, D. (2014) Circumscribing campo rupestre–megadiverse Brazilian rocky montane savanas. *Brazilian Journal of Biology*, 74, 355-362. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.23212>.

Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., ... & Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology letters*, 14(1), 19-28. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x>.

Baselga, A. (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, 19(1), 134-143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>.

Bozelli, R.L., Thomaz, S.M., Padial, A.A., Lopes, P.M. & Bini, L.M. (2015) Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia*, 753(1), 233-241. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2209-1>.

Castro, J.D.B., Barros, T.F.S., Silva, M.R. & Santos, M.G. (2019) Unidades de Conservação, atributos ecológicos e suas implicações: o caso do Parque Estadual dos Pirineus e da APA dos Pirineus–GO. *Sustainability in Debate - Brasília*, 10 (3), 63-78. <https://doi.org/10.18472/SustDeb.v10n3.2019.24330>.

Cremona, F., Planas, D. & Lucotte, M. (2008) Biomass and composition of macroinvertebrate communities associated with different types of macrophyte architectures and habitats in a large fluvial lake. *Fundamental and Applied Limnology*, 171(2), 119. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2008/0171-0119>.

Du, P., Jiang, Z.B., Wang, Y.M., Qian, P., Hu, H.J., Liao, Y.B., ... & Zhang, D.M. (2019) Spatial heterogeneity of the planktonic protistan community in a semi-closed eutrophic bay, China. *Journal of Plankton Research*, 41(3), 223-239. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbz012>.

Esteves, F., Bozelli, R. & Branco, C.W.C (2011) Comunidade zooplanctônica. In: Esteves F. *Fundamentos de Limnologia*. 4ª Edição. Editora Interciência: Brasil, 523-577.

Elmoor-Loureiro, L.M.A. (1997). *Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil* (Vol. 1). Brasília: Universa. 156 pp.

Eskinazi-Sant'Anna, E.M., Santos, G.D.S., Alves, N.J.D.S., Brito, L.A.F. & Leite, M.G.P. (2020) The relative importance of regional and local factors in shaping zooplankton diversity in high-altitude tropical shallow lakes. *Journal of Freshwater Ecology*, 35(1), 203-221. <https://doi.org/10.1080/02705060.2020.1770874>.

Forró, L., Korovchinsky, N.M., Kotov, A.A. & Petrusek, A. (2008) Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. In *Freshwater animal diversity assessment* (pp. 177-184). Springer, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9013-5>.

Hill, M.J., Heino, J., White, J.C., Ryves, D.B., & Wood, P.J. (2019) Environmental factors are primary determinants of different facets of pond macroinvertebrate alpha and beta diversity in a human-modified landscape. *Biological Conservation*, 237, 348-357. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.015>.

Hudon, C. (2004) Shift in wetland plant composition and biomass following low-level episodes in the St. Lawrence River: looking into the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(4), 603-617. <https://doi.org/10.1139/f04-031>.

IBAMA (2005) *Plano de prevenção aos incêndios florestais: Parque Nacional da Chapada Diamantina*. 20 pp.

IBAMA (2007) *Prevenção e combate aos incêndios florestais no Parque Nacional Serra do Cipó*. 25 pp.

IBDF (2005) *Plano de manejo do parque Nacional da Serra da Canastra*. 104 pp.

ICMBIO (2009) *Plano de Manejo do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães*. 246 pp.

ICMBIO (2021) *Plano de manejo do Parque Nacional Chapada dos Veadeiros*. 66 pp.

IEF (2004) *Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Preto*. 36 pp.

IEF (2013) *Diagnostico do Parque Estadual da Serra do Cabral: Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra Do Cabral*. 386 pp.

Juncá, F.A., Funch, L. & Rocha, W. (2005) Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 411 pp.

Lopes, P.M., Bini, L.M., Declerck, S.A., Farjalla, V.F., Vieira, L.C., Bonecker, C.C., ... & Bozelli, R.L. (2014) Correlates of zooplankton beta diversity in tropical lake systems. *PLoS one*, 9(10), e109581. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109581>.

Miazaki, A.S. (2016) Geoprocessamento aplicado nos campos rupestres do Parque Estadual da Serra do Cabral. *Frutal: Prospectiva*, 75 pp.

Padial, A.A., Ceschin, F., Declerck, S.A., De Meester, L., Bonecker, C.C., Lansac-Tôha, F.A., ... & Bini, L.M. (2014) Dispersal ability determines the role of environmental, spatial and temporal drivers of metacommunity structure. *PLoS one*, 9(10), e111227. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111227>.

Pereira, C.C. & Fernandes, G.W. (2022) Cerrado Rupestre is not Campo Rupestre: The unknown and threatened savannah on rocky outcrops. *Nature Conservation*, 49, 131-136. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.49.89237>.

Pomari, J., Kane, D.D. & Nogueira, M.G. (2018) Application of multiple-use indices to assess reservoirs water quality and the use of plankton community data for biomonitoring purposes. *International Journal of Hydrology*, 2(2), 168-179. <https://10.15406/ijh.2018.02.00065>.

Rapini, A., Ribeiro, P.L., Lambert, S. & Pirani, J.R. (2008) A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade*, 4(1-2), 16-24.

Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A. & Mendonça-Galvão, L. (2013) Cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from Cerrado of Central Brazil: Inventory of phytophilous community in natural wetlands. *Biota Neotropica*, 13, 222-229. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000300025>

Souza, C. A., B. E. Beisner, L. F. M. Velho, P. de Carvalho, A. Pineda & L. C. G. Vieira, 2021. Impoundment, environmental variables and temporal scale predict zooplankton beta diversity patterns in an Amazonian river basin. *Science of The Total Environment*, 776: 145948. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145948>.

Thomaz, S.M., Dibble, E.D., Evangelista, L.R., Higuti, J. & Bini, L.M. (2008) Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater biology*, 53(2), 358-367. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01898.x>.

Thomaz, S.M. & Cunha, E.R.D. (2010) The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22, 218-236. <https://doi.org/10.4322/actalb.02202011>.

Valente, O.F., & Gomes, M.A. (2011) Conservação de nascentes: produção de água em pequenas bacias hidrográficas. *Aprenda Fácil, Minas Gerais*.

Whittaker, R.H. (1960) Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30 (3), 279-338. <https://doi.org/10.2307/1943563>.

Zanata, L.H., Güntzel, A.M., Rodrigues, T.A.R., Soares, M.P. & Silva, W.M.D. (2017) Checklist de Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) do Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 107. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017113>

CAPÍTULO 1

Richness and composition of Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) in Brazilian rupestrian cerrados, with comments on distribution and taxonomy

Richness and composition of Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) in Brazilian rupestrian cerrados, with comments on distribution and taxonomy

ABSTRACT

Several studies that involve a faunal survey of Cladocera in Brazil have been carried out in recent years; however, knowledge of the distribution and diversity of species of this group in semiterrestrial and aquatic bodies of rupestrian cerrado is still rare. The present study evaluated cladocerans' richness and species composition in these environments in central parts of the country. Samples were collected at nine sites of rupestrian cerrado from 2011 to 2012. In total, 47 cladocerans species were identified, belonging to six families, emphasizing the Chydoridae family with the highest richness (32 species) and abundance. The species *Bryospilus repens* had its first record for the state of Goiás and the Brazilian Midwest. Other species were also recorded for the first time: *Leberis davidi* for the state of Minas Gerais, *Alona yara* and *Flavalona asymmetrica* for the state of Bahia. This demonstrates that rupestrian cerrados are relevant for cladoceran diversity on a regional scale. The realization of new inventories of cladocerans in similar phytophysionomies could significantly contribute to knowledge of the biodiversity of these animals in Brazil, in addition to providing updates on the geographic distribution of species already recorded in previous works.

Keywords: Cladocera, Chydoridae, Macrothricidae, species richness, relative abundance.

INTRODUCTION

Currently, biodiversity conservation is a priority, as biological diversity is being lost much faster than the speed with which we acquire knowledge about it (Tokeshi & Arakaki 2012). Freshwater environments constitute one of the ecosystems under the most intense threat of biodiversity loss due to several factors, such as pollution, eutrophication, invasion of exotic species, and alteration or destruction of habitats (Dantas-Silva & Dantas 2013; Simões *et al.* 2015; Cardoso *et al.* 2019). Such interference can drastically alter the structure of biological communities and the functioning of these ecosystems (Santos-Wisniewski *et al.* 2011). Thus, studies on

geographic distribution, taxonomy, and biology of species of aquatic ecosystems are fundamental for knowledge of the current diversity of species and maintenance of biodiversity (Zanata *et al.* 2017).

Zooplankton communities are critical in aquatic ecosystems, as they respond quickly to changes in water quality and its physical and chemical characteristics (Picapedra *et al.* 2020). Among the members of these communities, cladocerans, stand out. These animals contribute significantly to the species richness and may present high abundance and biomass in the habitats in which they are found (Panarelli *et al.* 2010; Rocha *et al.* 2011).

Most cladocerans species, about 70%, are associated with the marginal vegetation of aquatic ecosystems (Forró *et al.* 2008). This ecological compartment is recognized by high heterogeneity of habitats with different conditions and resources, having considerable influence on distribution patterns, species diversity, and interaction of the associated biota (Campbell *et al.* 1982; Geraldés & Boavida 2004; Rennie & Jackson 2005; Hansen *et al.* 2011). In addition, aquatic macrophytes have greater availability of food sources for organisms in general (Thomaz *et al.* 2008; Thomaz & Cunha 2010), function as an area of reproduction (Elmoor-Loureiro 2007), and provide protection against the movement of the water column and the presence of predators for cladocerans (Tokeshi & Arakaki 2012).

Cladocerans have different feeding habits, acting mainly as filtering herbivores and organic matter collectors (Rocha *et al.* 2011; Sousa & Elmoor-Loureiro 2012). On the other hand, they serve as food for predatory copepods, aquatic insect larvae, and planktivorous fish, playing an important ecological role in the transfer of energy between trophic levels (Sommer *et al.* 2003). They still directly influence primary production via herbivory interactions and secondary production of higher trophic groups (Alvim *et al.* 2019). Cladocerans are also considered good bioindicators of water quality and climate change (Gyllström *et al.* 2005; Torres *et al.* 2019).

There are about 700 species of cladocerans worldwide, of which about 220 occur in the Neotropical region, where the Cladocera fauna is among the best studied in the world (Forró *et al.* 2008; Smirnov 2017; Sousa & Elmoor-Loureiro 2019a, 2021). However, several locations in South America may have species that have not yet been described, which means that the actual diversity of cladocerans is higher than that reported in the literature (Forró *et al.* 2008; Kotov & Fuentes-Reinés 2014).

According to Brito *et al.* (2020), approximately 150 species of cladocerans occur in Brazil, an estimate based on recently published studies with descriptions of new species and reports (e.g Sousa *et al.* 2015a, b; Farias *et al.* 2017; Elmoor-Loureiro *et al.* 2018). In addition, lists of species and catalogs for different regions of the country have been prepared (e.g Zanata *et al.* 2017; Brito *et al.* 2020; Diniz *et al.* 2020; Macedo *et al.* 2021; Santos *et al.* 2021).

Despite the evident progress in the investigations on the group in recent decades, there are still regions or kinds of environments in Brazil where the biodiversity of Cladocera is not well known, as in the rupestrian cerrados. There are few studies like those carried out in the Sempre Vivas National Park (Sousa *et al.* 2013) and a few other locations in the Brazilian Cerrado (Santos-Wisniewski *et al.* 2011; Moreira *et al.* 2015; Sousa *et al.* 2018; Eskinazi-Sant'Anna *et al.* 2020).

Rupestrian cerrado is a phytophysognomy with predominantly herbaceous-shrubby vegetation associated with rocky outcrops, generally inserted within the Cerrado and Caatinga biomes (Conceição & Pirani 2007; Alves *et al.* 2014). These cerrado patches occur at more than 800 m of altitude and include a variety of habitats characterized by substrate shape, continuous vegetation, floristic and faunal composition, and proportion of exposed rock. In addition, they present a high degree of endemism and endangered species (Alves *et al.* 2007; Negreiros *et al.* 2009; Pereira & Fernandes 2022).

The rupestrian formations are open fields, often crossed by numerous permanent streams and rivers. The soils of these environments are shallow, sandy, oligotrophic, and relatively dry because they are periodically soaked in the rainy season (Rapini *et al.* 2008; Pereira & Fernandes 2022). In this way, regions of water table outcrop may arise, causing the appearance of wetlands and springs that drain, in many cases, into hydrographic basins of important Brazilian rivers (Valente & Gomes 2011).

Given the biodiversity potential not yet accessed for most of the water bodies found in areas of rupestrian cerrado in Brazil, this study aimed to evaluate the richness and species composition of cladocerans in rupestrian cerrados in different regions of the country.

MATERIAL AND METHODS

Study area

Nine areas of rupestrian cerrado were selected in four Brazilian states (abbreviations for each area can be found in Table 1: Chapada Diamantina (Bahia), Chapada dos Veadeiros (Goiás), Cristalina (Goiás), Serra dos Pirineus - Pirenópolis (Goiás), Serra do Cabral State Park (Minas Gerais), Rio Preto State Park (Minas Gerais), Serra da Canastra (Minas Gerais), Serra do Cipó (Minas Gerais), Chapada dos Guimarães (Mato Grosso), distributed within a polygon of 997,382 km. These areas belong to different hydrographic basins (high Paraná, Paraguay, São Francisco, and Tocantins) (Fig. 1). The aquatic environments sampled in the rupestrian cerrados presented altitudes above 600 m, with the depth ranging between 0.5 m and 0.8 m, water temperature ranging between 18 °C and 27 °C, pH varying between 5 and 6, dissolved oxygen varying between 4 mg.L⁻¹ and 6 mg.L⁻¹, electrical conductivity between 2 µS.cm⁻¹ and 48 µS.cm⁻¹.

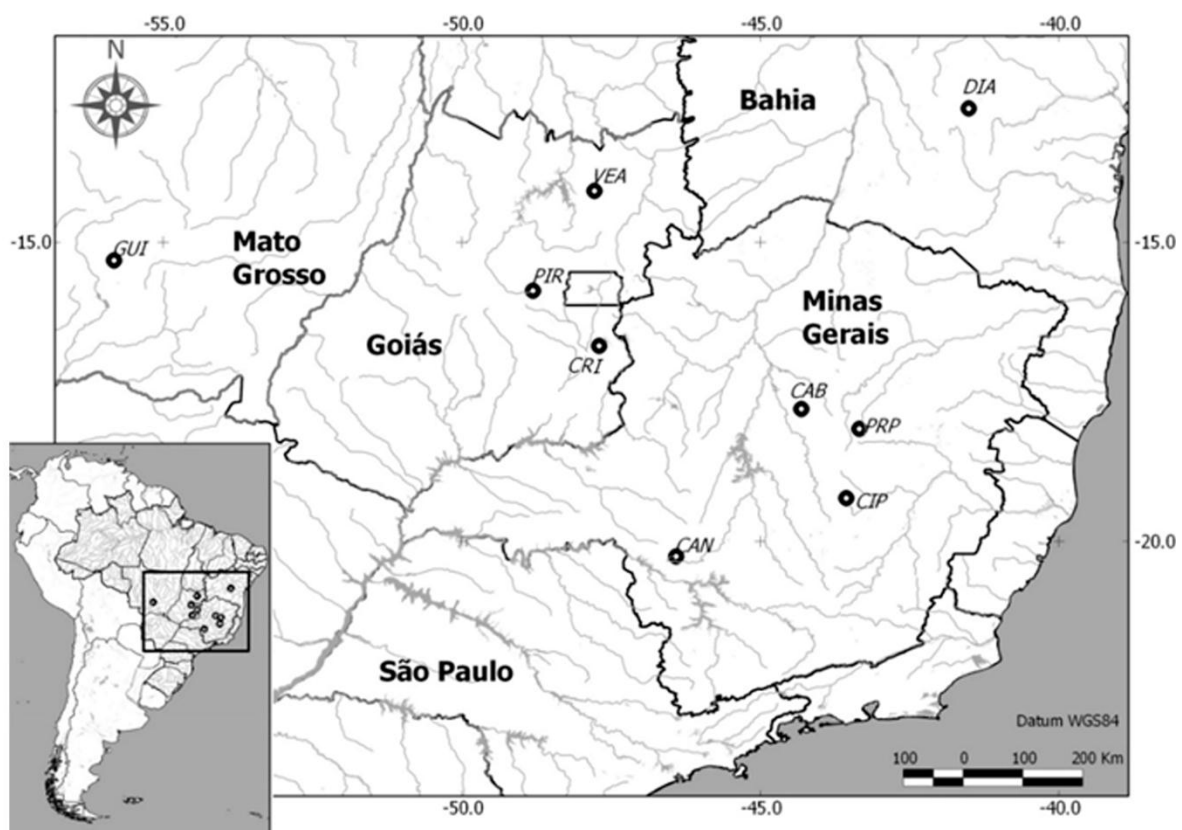


Figure 1. Distribution of sampled rupestrian cerrados. (CAB) Serra do Cabral State Park; (CAN) Serra da Canastra; (CIP) Serra do Cipó; (CRI) Cristalina; (DIA) Chapada Diamantina; (GUI) Chapada Guimarães; (PIR) Serra dos Pirineus – Pirenópolis; (PRP) Rio Preto State Park and (VEA) Chapada dos Veadeiros.

Cladocera Sampling and Identification

Samplings were carried out between July 2011 and September 2012 in different types of lentic and lotic environments found in selected rupestrian cerrados (Table 1). The qualitative collection of cladocerans was carried out through vertical drags in the water column, macrophytes and sediments using a 45 µm mesh conical plankton net. These procedures were used in the attempt to reach a major part of available substrates. All samples were stored in polyethylene bottles, properly identified, labeled, and preserved in 70% alcohol.

The samples were screened on acrylic plates under a stereoscopic microscope in their entirety to reduce underestimations in species richness. Each species was counted under an optical microscope connected to an image capture system, Olympus BX41. The obtained animals were identified to the lowest taxonomic level possible using the specialized bibliography (Smirnov 1992, 1996; Elmoor-Loureiro 1997; Kotov & Stifter 2006; Sousa & Elmoor-Loureiro 2019a, b, 2021).

Data analysis

Richness for each of the studied areas was evaluated from species accumulation curves (interpolation and extrapolation) measured from Hill's species richness ($q=0$). Both curves were built based on the number of individuals and using the iNEXT function in the R software (Hsieh *et al.* 2016; R Core Team 2018). In order to observe which cladoceran species were more representative, a ranking based on relative abundance was constructed for each of the rupestrian cerrados studied. The species composition among the sampled sites was obtained through the Jaccard index with the construction of a dendrogram made from a clustering analysis (Hammer *et al.* 2001).

Table 1. List of sampled rupestrian cerrados and their respective codes, abbreviations, federation units and geographic coordinates of the study sites.

Code	Study site	Abbreviation	Number of samples	UF	Coordinates
A	Serra do Cabral State Park	CAB	8	Minas Gerais	17°84'84.50"S 44°33'26.50"W
B	National Park of Serra da Canastra	CAN	11	Minas Gerais	20°32'09.63"S 46°53'33.65"W
C	Serra do Cipó National Park	CIP	15	Minas Gerais	19°41'30.73"S 43°57'85.21"W
D	Particular Reserve of Natural Patrimony Linda Serra dos Topázios (Cristalina)	CRI	3	Goiás	16°73'47.15"S 47°70'66.28"W
E	Chapada Diamantina National Park	DIA	14	Bahia	12°51'83.42"S 41°48'27.01"W
F	Chapada dos Guimarães National Park	GUI	12	Mato Grosso	15°40'84.97"S 55°83'22.67"W
G	Pireneus State Park (Pirenópolis)	PIR	7	Goiás	15°79'51.91"S 48°90'18.69"W
H	Rio Preto State Park	PRP	13	Minas Gerais	18°13'04.67"S 43°34'09.52"W
I	Chapada dos Veadeiros National Park	VEA	7	Goiás	14°11'88.00"S 47°65'61.22"W

RESULTS

In total, 47 species of cladocerans were identified, distributed in six families belonging to the orders Anomopoda and Ctenopoda. The family with the highest species richness was Chydoridae (32), followed by Macrothricidae (5), Daphniidae (3), Ilyocryptidae (3), Sididae (3), and Bosminidae (1). Only *Acroperus tupinamba*, *Biapertura ossiani*, and *Alonella clathratula* were found in all rupestrian cerrados studied. On the other hand, several species had their occurrence restricted to only one location, as is the case of members of the Macrothricidae, Daphniidae, and Sididae families. The highest number of exclusive species was observed for the family Chydoridae (Table 2). Most of the rupestrian cerrados share less than 55% of the species found. An example can be seen between GUI and VEA with only 18% similarity to each other (Table 3, Fig. 2).

The highest richness was recorded in CIP with 25 species, followed by DIA with 21 species, CAN with 20 species, VEA with 17, PRP with 16, PIR and CAB with 12 species each. Sites showing the lowest richness were CRI and GUI with only 7 and 9 species, respectively (Fig. 3). All the mentioned sites – except the last two, which presented the lowest richness – had a non-asymptotic behavior in the species accumulation curve; that is, they did not reach stability.

Most species with the highest relative abundance belong to the Chydoridae family. Among them, *Acroperus tupinamba* and *Alonella dadayi* were the most abundant in five and four rupestrian cerrados, respectively. *Biapertura ossiani*, *Alonella clathratula*, and *Alona isabellae* appeared as the most abundant species in three of them (Fig. 4). However, this pattern differed in some places: *Ceriodaphnia cornuta* was more representative in VEA and DIA, with 28% and 10% of relative abundance, respectively; *Bosminopsis deitersi* appeared as dominant in PRP, with 13% of relative abundance. Several species can be considered rare, such as *Bergamina lineolata*, *Celsinotum candango*, *Ilyocryptus plumosus*, *Macrothrix paulensis*, and *Monospilus macroerosus*, which presented a relative abundance of less than 1%.

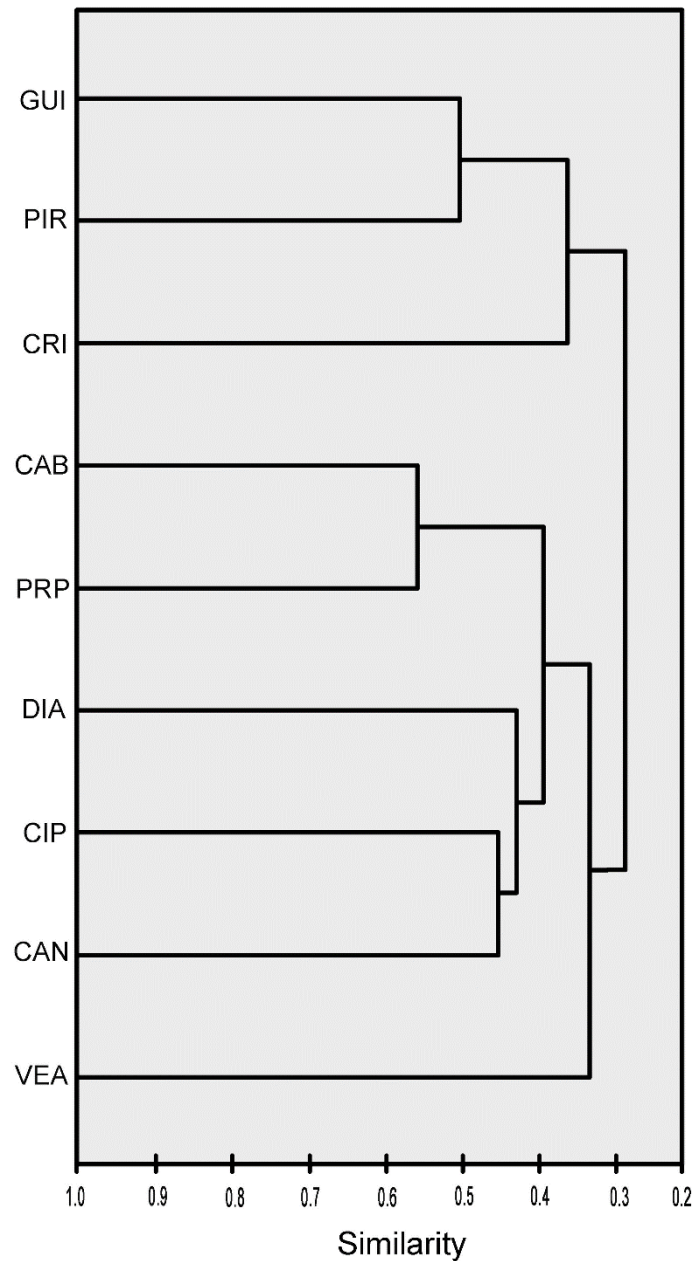


Figure 2. Clustering analysis resulting from the grouping of the rupestrian cerrados studied according to the faunal composition. (CAB) Serra do Cabral State Park; (CAN) Serra da Canastra; (CIP) Serra do Cipó; (CRI) Cristalina; (DIA) Chapada Diamantina; (GUI) Chapada Guimarães; (PIR) Serra dos Pirineus – Pirenópolis; (PRP) Rio Preto State Park and (VEA) Chapada dos Veadeiros. Cophenetic Correlation Index: 0.805

Table 2. List of cladocerans species found in the environments collected in the rupestrian cerrados and their places of occurrence. Codes can be found in Table 1.

Taxon	Places of occurrence
CTENOPODA (Sars, 1865)	
Sididae (Baird, 1850)	
<i>Diaphanosoma brevireme</i> Sars, 1901	E
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	E
<i>Pseudosida ramosa</i> (Daday, 1904)	C
ANOMOPODA (Sars, 1865)	
Daphniidae (Straus, 1820)	
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1885	E,I
<i>Simocephalus acutirostris</i> (King, 1853)	E
<i>Simocephalus serrulatus</i> Koch, 1841	C
Bosminidae (Sars, 1865)	
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	H
Ilyocryptidae (Sminorv, 1992)	
<i>Ilyocryptus plumosus</i> Kotov & Stifter, 2004	A
<i>Ilyocryptus sarsi</i> Stingelin, 1913	A,E
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	A,B,C,E,G,H,I
Macrothricidae (Norman & Brady, 1867)	
<i>Grimaldina freyi</i> Neretina & Kotov, 2017	E
<i>Macrothrix elegans</i> Sars, 1901	B,C,D,E,H,I
<i>Macrothrix paulensis</i> (Sars, 1900)	I
<i>Macrothrix squamosa</i> Sars, 1901	B
<i>Streblocerus pygmaeus</i> Sars, 1901	B

Chydoridae Dybowski & Grochowski, 1894 <i>emend.</i> Frey, 1967	
Chydorinae Dybowski & Grochowski, 1894 <i>emend.</i> Frey, 1967	
<i>Alonella clathratula</i> Sars, 1896	A,B,C,D,E,F,G,H,I
<i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910	A,B,C,E,F,G,H,I
<i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901	F,G
<i>Chydorus pubescens</i> Sars, 1901	A,C,H
<i>Chydorus ventricosus</i> Daday, 1898	E
<i>Disparalona leptorhyncha</i> Smirnov, 1996	C,H
<i>Disparalona lucianae</i> Sousa, Elmoor-Loureiro, Mugnai, Panarelli & Paggi 2018	A,C,E,H
<i>Dunhevedia odontoplax</i> Sars, 1901	C,E
<i>Ephemeroporus barroisi</i> (Richard, 1894)	B, C,I
<i>Ephemeroporus tridentatus</i> (Bergamin, 1939)	B,G
<i>Pleuroxus</i> sp.	C,H
Aloninae Dybowski & Grochowski, 1894 <i>emend.</i> Frey, 1967	
<i>Acroperus tupinamba</i> Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010	A,B,C,D,E,F,G,H,I
<i>Alona</i> cf. <i>guttata</i> Sars, 1862	B,C,D,E,F,G
<i>Alona isabellae</i> Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2016	A,B,C,E,F,H
<i>Alona</i> sp.	I
<i>Alona yara</i> Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010	B,C,E,G
<i>Anthalona neotropica</i> Sousa, Elmoor-Loureiro & Debastiani-Júnior, 2015	F,G
<i>Anthalona verrucosa</i> (Sars, 1901)	C,G,I
<i>Bergamina lineolata</i> (Sars, 1901)	B
<i>Biapertura ossiani</i> (Sinev, 1998)	A,B,C,D,E,F,G,H,I
<i>Bryospilus repens</i> Frey, 1980	G
<i>Camptocercus dadayi</i> Stingelin, 1913	C,I
<i>Celsinotum candango</i> Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010	B
<i>Euryalona orientalis</i> (Daday, 1898)	I

<i>Flavalona asymmetrica</i> Sousa & Elmoor-Loureiro, 2018	A,B,C,E,H,I
<i>Flavalona iheringula</i> (Kotov & Sinev, 2004)	A,B,C,D,E,F,H
<i>Graptoleberis occidentalis</i> Sars, 1901	B,C,E,I
<i>Karualona muelleri</i> (Richard, 1897)	A,C,D,I
<i>Leberis davidi</i> (Richard, 1895)	C
<i>Magnospina dentifera</i> (Sars, 1901)	C,I
<i>Monospilus macroerosus</i> Sousa, Elmoor-Loureiro & Panarelli, 2017	H
<i>Ovalona glabra</i> (Sars, 1901)	B,H

Table 3. Faunistic similarity (%) between the rupestrian cerrados estimated from the Jaccard index. (CAB) Serra do Cabral State Park; (CAN) Serra da Canastra; (CIP) Serra do Cipó; (CRI) Cristalina; (DIA) Chapada Diamantina; (GUI) Chapada Guimarães; (PIR) Serra dos Pirineus – Pirenópolis; (PRP) Rio Preto State Park and (VEA) Chapada dos Veadeiros.

	CAB	CAN	CIP	CRI	DIA	GUI	PIR	PRP
CAN	33.30							
CIP	37.00	45.20						
CRI	26.70	35.00	28.00					
DIA	43.50	41.40	43.80	27.30				
GUI	40.00	31.80	25.90	45.50	30.40			
PIR	26.30	33.30	27.60	26.70	26.90	50.00		
PRP	55.60	38.50	46.40	27.80	37.00	31.60	21.70	
VEA	26.10	37.00	44.80	26.30	31.00	18.20	26.10	26.90

DISCUSSION

Despite the progress related to surveys of the Brazilian fauna of Cladocera in recent years, few studies have sampled environments in regions of rupestrian cerrado (e.g. Sousa & Elmoor-Loureiro 2013; Eskinazi-Sant'Anna *et al.* 2020), which makes it difficult to carry out comparisons concerning patterns of richness and composition of the fauna. Here, a total of 47 species was found, a richness superior to that presented by Sousa *et al.* (2013), with 27 species, and Eskinazi-Sant'Anna *et al.* (2020), with 28 species. However, the number of species recorded here is lower than in surveys carried out in the state of Maranhão, where 82 valid taxa were identified (Santos *et al.* 2021).

Considering the Brazilian states visited in the present work and a checklist available in the literature, the species richness was also lower. For the state of Bahia, 72 taxa were reported (Macedo *et al.* 2021). For the state of Mato Grosso, there were 120 species (Brito *et al.* 2020). For Minas Gerais, the richness was also high, with 94 species (Santos-Wisniewski *et al.* 2011). These differences are probably related to the number and types of aquatic ecosystems sampled. In addition, all the studies cited considered data available in the literature. Regarding the state of Goiás, the data on the richness and species composition are dispersed in some works (Sousa & Elmoor-Loureiro 2008; Sousa *et al.* 2013; Sousa *et al.* 2018); however, when we analyze these data together, the observed richness reaches 73 species of Cladocera.

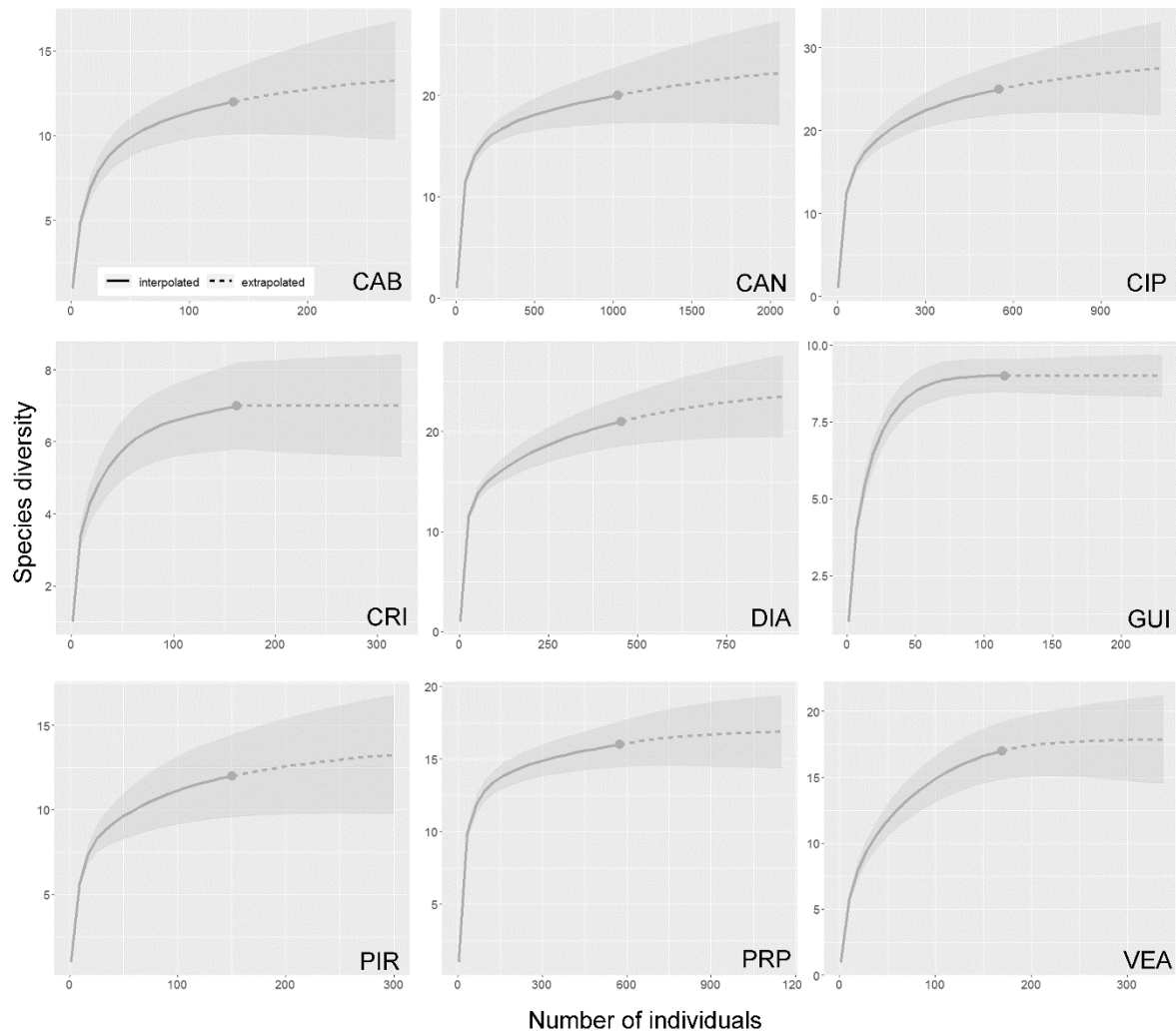


Figure 3. Species accumulation curve for the rupestrian cerrados constructed by the rarefaction method. The interpolation shows the number of species recorded and the extrapolation shows the number of expected species, for the Hill number ($q=0$). The confidence interval was 95 obtained by the bootstrap method, being represented by the shaded area. (CAB) Serra do Cabral State Park; (CAN) Serra da Canastra; (CIP) Serra do Cipó; (CRI) Cristalina; (DIA) Chapada Diamantina; (GUI) Chapada Guimarães; (PIR) Serra dos Pirineus – Pirenópolis; (PRP) Rio Preto State Park and (VEA) Chapada dos Veadeiros.

Sousa *et al.* (2018) evaluated the species richness and composition of Cladocera in preserved areas of the Cerrado, including three rupestrian cerrado sites also sampled in the present study. For example, in VEA approximately 62% of the recorded fauna had already been found in the study mentioned above. In GUI, 10 taxa were found (Sousa *et al.* 2018), one more than in the present work. Here we record the occurrence of *Chydorus eurynotus* in this last location and, although this species has a wide geographic distribution (Elmoor-Loureiro 1997; Santos-Wisniewski *et al.* 2008), including the state of Mato Grosso (Brito *et al.* 2020), it had not yet been registered in GUI.

The highest values for richness presented here (CIP, CAN, and DIA) were found in states that have a relatively high cladoceran species richness (Santos-Wisniewski *et al.* 2011; Macedo *et al.* 2021). In contrast, the contribution of each of these areas of rupestrian cerrados to the total richness of each state (broader geographic scale) can be considered low: for example, richness in CIP represents approximately 26% of all richness recorded for the state of Minas Gerais. Eskinazi-Sant'Anna *et al.* (2020) found approximately 20% in the same location. Within this number, half of the species were not recorded in our study, suggesting that the contribution of the rupestrian cerrado to the state is more significant. Considering all the sampled rupestrian cerrados in Minas Gerais (CAB, CAN, CIP and PRP), this value rises to 36%. In DIA, the only place sampled within the state of Bahia, the number represents only 26% of all the richness recorded for the state (Macêdo *et al.* 2021). These results may be associated with the types of ecosystems sampled, such as lotic and temporary environments. On the other hand, the species composition indicates the first occurrence of the species *Leberis davidi* for the state of Minas Gerais, in CIP, and of the species *Alona yara* and *Flavalona asymmetrica* for the state of Bahia, in DIA.

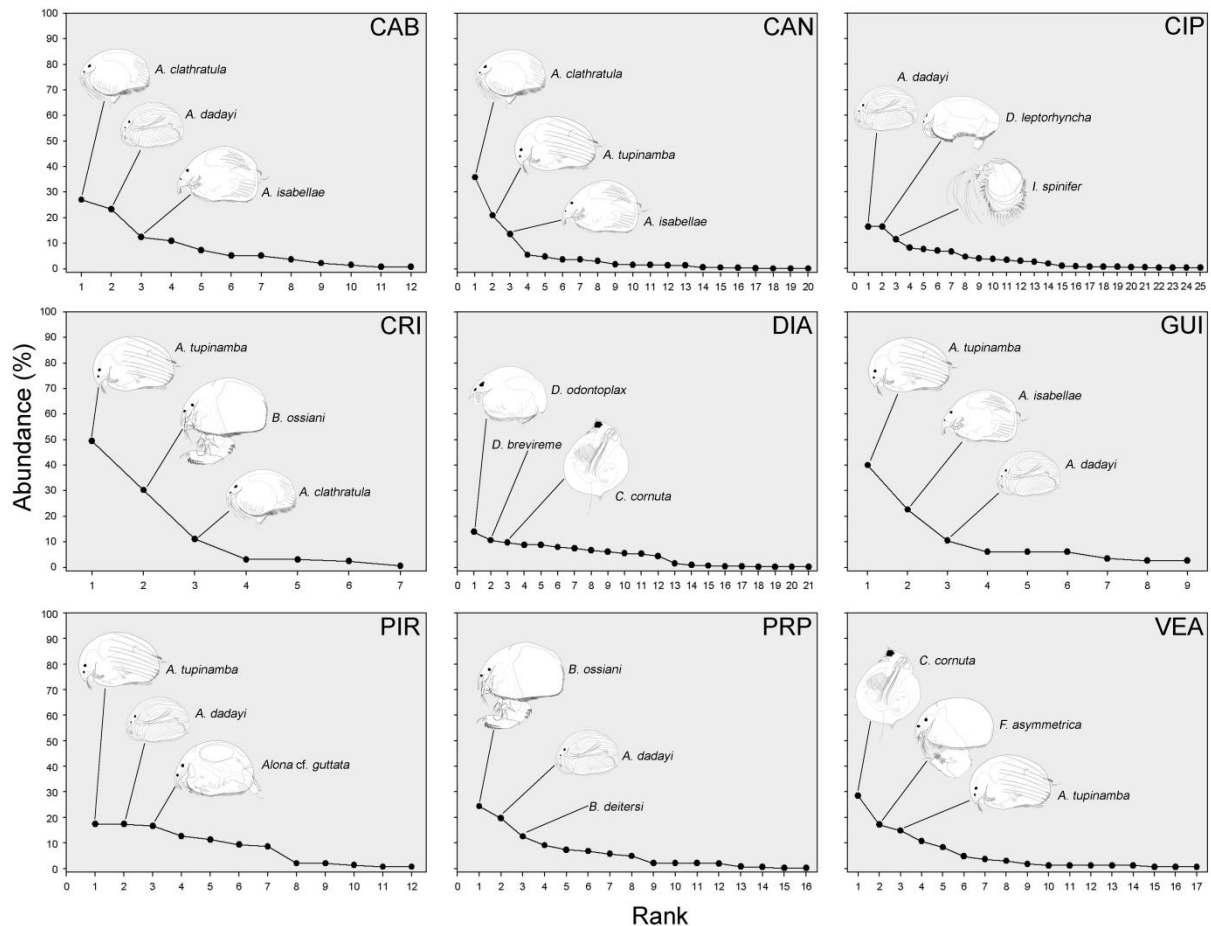


Figure 4. Species abundance curve, their respective rankings, and most representative species. (CAB) Serra do Cabral State Park; (CAN) Serra da Canastra; (CIP) Serra do Cipó; (CRI) Cristalina; (DIA) Chapada Diamantina; (GUI) Chapada Guimarães; (PIR) Serra dos Pirineus – Pirenópolis; (PRP) Rio Preto State Park and (VEA) Chapada dos Veadeiros.

The species richness presented here should be considered underestimated since most species accumulation curves did not reach stability. This result indicates that many areas still need more sampling effort. Thus, it becomes essential to carry out new faunal surveys in other aquatic ecosystems and habitats, as well as in other regions of rupestrian cerrado in Brazil. On the other hand, CRI and GUI, sites that showed a lower species richness in the study, showed an asymptotic behavior in the species accumulation curve. However, this does not mean that these areas should no longer be sampled, because the recent history of cladoceran diversity in Brazil shows that even those well-sampled areas may still reveal new records of species not previously known in the country or even new taxa (e.g., Sousa *et al.* 2018; Sousa & Elmoor-Loureiro 2021).

The family Chydoridae presented the highest richness and currently corresponds to about 42% of all known species, with global distribution (Forró *et al.*

2008; Elmoor-Loureiro 2016). In addition, the dominance of species of this family has become common in faunal inventories. In the present study, *Alonella dadayi* had a high relative abundance, and *Biapertura ossiani* had a high frequency, as also reported in Esknazi-Sant'Anna *et al.* (2020). *Acroperus tupinamba*, which was also dominant, has a wide geographic distribution and is commonly found in water bodies with macrophytes (Coelho *et al.* 2014).

Chydoridae is a family composed of species associated with some type of substrate in aquatic ecosystems, a characteristic that allows this group to present greater abundance and diversity in tropical and subtropical regions (Castilho-Noll *et al.* 2010; Debastiani-Junior *et al.* 2016; Gogoi *et al.* 2018). Some members of the Daphniidae family are typically planktonic, as is the case of *Ceriodaphnia cornuta*, which was dominant in the abundance curves of the present study. This is considered one of the most abundant species in freshwater ecosystems of tropical regions, in addition to presenting a high adaptive capacity (Villalobos & Gonzáles 2006), which may justify its occurrence in the abundance ranking.

In this study, the presence of *Bergamina lineolata* was recorded, in CAN, Minas Gerais. This species has undergone a taxonomic evaluation in recent years: originally described as *Alonella lineolata*, it was transferred to *Bergamina*, a genus of the subfamily Aloninae (Elmoor-Loureiro *et al.* 2013). It has a distribution restricted to the states of the southeastern region, having been recorded in the states of Minas Gerais and São Paulo (Maia-Barbosa *et al.* 2008; Castilho-Noll *et al.* 2010; Rocha *et al.* 2011; Santos-Wisniewski *et al.* 2011). Recently it was registered in Colombia (Fuentes-Reinés *et al.* 2021). The species *Alona setigera* has also undergone a recent taxonomic revision, and its occurrence records in Brazil currently belong to the species *Flavalona asymmetrica* (Sousa & Elmoor-Loureiro 2018). Sinev (2020) recently redescribed the genus *Biapertura*; therefore, occurrences involving *Alona affinis*, *Biapertura affinis* and *Alona ossiani* in Brazil should be considered *Biapertura ossiani*.

Other examples of species recorded here that had a taxonomic update are *Alona isabellae*, *Magnospina dentifera*, and *Anthalona verrucosa*. *Alona isabellae* is a species with wide distribution in Brazil and occurs in the states of Goiás, Federal District, Minas Gerais, and Rio Grande do Sul (Sousa *et al.* 2016). Reports in Brazil that involve *Alona intermedia* and *Biapertura intermedia* probably belong to *A. isabellae* (Elmoor-Loureiro 2022). The species *M. dentifera* was originally described

in the genus *Alonella*, then transferred to *Alona*, but is currently included in the genus *Magnospina*. Occurrences of *Alonella brasiliensis* and *Alona broaensis* should be considered *M. dentifera* (Sousa *et al.* 2016). *Anthalona verrucosa* is a Neotropical species, with distribution in almost all Brazilian states (Van Damme *et al.* 2011; Sousa *et al.* 2015b). Initially, it was described as *Alona verrucosa*, and later it was allocated to the genus *Biapertura*; with a better definition of the genus *Alona* (Sinev & Dumont 2016) and, after a review of close groups, the genus *Anthalona* was created to include this species and related ones (Van Damme *et al.* 2011).

In the present work, the species *Celsinotum candango* had its occurrence in CAN, one of the few places that already had records for the species (Sousa *et al.* 2018). It currently has a restricted distribution in the Brazilian Cerrado and can be found in the Federal District and Minas Gerais (Sinev & Elmoor-Loureiro 2010; Moreira *et al.* 2015). It is considered a rare species, typical of lentic environments with the presence of aquatic vegetation, oligotrophic, acidic, and poorly oxygenated (Sinev & Elmoor-Loureiro 2010). *Monospilus macroerosus* is also an exclusively Brazilian species, endemic to the Cerrado, and had its occurrence recorded in PRP, Minas Gerais, where it is usually found at the bottom of lotic systems, associated with macrophytes, submerged leaves, or in semi-terrestrial environments (Sousa *et al.* 2017; Sousa & Elmoor-Loureiro 2019a).

Ilyocryptus plumosus, a species also considered rare, had its first report in Brazil recently (Sousa & Elmoor-Loureiro 2019a). This species is known only from CAB, Minas Gerais, which was the same location sampled in our study. Here we also report the occurrence of the species *Bryospilus repens* in PIR, Goiás, becoming the first record for the region and for the Brazilian midwest. This species was previously found in the Southeast region, among bryophytes occurring near lotic systems (Sousa *et al.* 2014; Sousa & Elmoor-Loureiro 2019a).

In summary, this work contributes to the current knowledge of the diversity of cladocerans in Brazil, especially in regions of rupestrian cerrados, a place with little availability of information. The number of species reported here is higher than in other surveys in this type of phytophysiology, but it is lower compared with studies carried out in different Brazilian states. This scenario reinforces the suggestion of new samplings in regions of rupestrian cerrados. Furthermore, the Chydoridae family had the highest representation and was the species with the highest abundances, a pattern that has become common in cladoceran inventories in recent years. Finally, a

number of species found here deserve attention, some concerning their taxonomic status, which has undergone changes in recent years, and others regarding their geographic distribution, which has expanded due to new records of occurrence.

ACKNOWLEDGMENTS

This work received financial support from the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) through a grant to JRMS during his Master's degree in the Post-Graduate Zoology Program of the University of Brasília (UnB) and from São Paulo Research Foundation (FAP-SP Award number 2010/52318-6). The authors thank their colleagues involved in fieldwork and two anonymous reviewers.

REFERENCES

- Alves, R.J.V., Cardin, L. & Kropf, M. S. (2007) Angiosperm disjunction" Campos rupestres-restingas": a re-evaluation. *Acta Botanica Brasilica*, 21(3), 675-685. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062007000300014>
- Alves, R., Silva, N.G., Oliveira, J.A. & Medeiros, D. (2014) Circumscribing campo rupestre–megadiverse Brazilian rocky montane savanas. *Brazilian Journal of Biology*, 74, 355-362. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.23212>
- Alvim, E.A.C.C., Kisaka, T.B., Nardoto, G.B., Mendonça-Galvão, L., Fonseca, B.M., & Bustamante, M. (2019) Trophic relationships between primary producers and associated fauna in a pristine Cerrado pond. *Journal of Limnology*, 78(3), 310-322. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2019.1874>
- Brito, M.T.S., Diniz, L.P., Pozzobom, U.M., Landeiro, V.L., & Sousa, F.D.R. (2020) Biodiversity of Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) from the state of Mato Grosso, Brazil: new records and species richness in hydrographic regions. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 56, 1-9. <https://doi.org/10.1051/limn/2020005>
- Campbell, J.M., Clark, W.J. & Kosinski, R. (1982) A technique for examining microspatial distribution of Cladocera associated with shallow water macrophytes. *Hydrobiologia*, 97(3), 225-232. <https://doi.org/10.1007/BF00007110>
- Cardoso, S.J., Quadra, G.R., Resende, N.D.S. & Roland, F. (2019) The role of sediments in the carbon and pollutant cycles in aquatic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 31, 1-13. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X8918>
- Castilho-Noll, M.S.M., Câmara, C.F., Chicone, M.F. & Shibata, É.H. (2010) Pelagic and littoral cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from reservoirs of the Northwest of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, 10(1), 21-30.

<https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000100001>

Coelho, P.N., de Oliveira, E.B.B. & Santos-Wisniewski, M.J. (2014) Comunidade zooplanctônica em um pequeno corpo d'água associado a um fragmento florestal e pastagem no município de Alfenas-MG. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, 10(3), 85-100.

Conceição, A.A. & Pirani, J.R. (2007) Diversidade em quatro áreas de campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: espécies distintas, mas riquezas similares. *Rodriguésia*, 58, 193-206. <https://doi.org/10.1590/2175-7860200758114>

Dantas-Silva, L.T. & Dantas, E.W. (2013) Zooplâncton (Rotifera, Cladocera e Copepoda) e a eutrofização em reservatórios do nordeste brasileiro. *Oecologia Australis*, 17(2), 53-58. <https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1702.06>

Debastiani-Júnior, J.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A. & Nogueira, M.G. (2016) Habitat architecture influencing microcrustaceans composition: a case study on freshwater Cladocera (Crustacea Branchiopoda). *Brazilian Journal of Biology*, 76, 93-100. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.13514>

Diniz, L.P., Morais Júnior, C.S.D., Medeiros, I.L., Silva, A.J.D., Araújo, A.P., Silva, T.A. & Melo Júnior, M.D. (2020) Distribution of planktonic microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) in lentic and lotic environments from the semiarid region in northeastern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 110: e2020002. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2020002>

Elmoor-Loureiro, L.M.A. (1997) *Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil*. Brasília: Universa. 156 pp.

Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2007) Levantamento das espécies de Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) associados a macrófitas de alagados e zonas marginais. *Inventário da biota aquática com vista a conservação e utilização sustentável do bioma cerrado (Serra e vale do rio Paranã)*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 121-150.

Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2016) Avaliação dos quidorídeos (Branchiopoda: Chydoridae). *Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil*, 44380, 135.

Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2022) *Cladóceros do Brasil: Famílias Chydoridae e Eurycercidae*. Available at: <<https://cladocera.wordpress.com/>>. Accessed on: 11/05/2022.

Elmoor-Loureiro, L.M.A., Santos-Wisniewski, M.J. & Rocha, O. (2013) Redescription of *Alonella lineolata* Sars, 1901 (Crustacea, Cladocera, Chydoridae) and its translocation to the subfamily Aloninae and to the new genus *Bergamina* gen. nov. *Zootaxa*, 3630(3), 571-581. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3630.3.11>

Elmoor-Loureiro, L.M.A., Sousa, F.D.R., Rocha, G.M., Féres, J.D.C. & Sterza, J.M. (2018) A new record of *Kisakiellus aweti* Sousa & Elmoor-Loureiro, 2018 (Cladocera, Chydoridae) from the Amazon region. *Nauplius*, 26, 1-5.

<https://doi.org/10.1590/2358-2936e2018033>

Eskinazi-Sant'Anna, E.M., Santos, G.D.S., Alves, N.J.D.S., Brito, L.A.F. & Leite, M.G.P. (2020) The relative importance of regional and local factors in shaping zooplankton diversity in high-altitude tropical shallow lakes. *Journal of Freshwater Ecology*, 35(1), 203-221. <https://doi.org/10.1080/02705060.2020.1770874>

Farias, D.S., Elmoor-Loureiro, L.M.A. & Branco, C.W.C. (2017) First record of *Moina dumonti* Kotov, Elías-Gutiérrez & Granado-Ramírez, 2005 (Branchiopoda: Anomopoda) in Brazil. *Check List*, 13(3), 2144. <https://doi.org/10.15560/13.3.2144>

Forró, L., Korovchinsky, N.M., Kotov, A.A. & Petrusek, A. (2008) Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 177-184. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9013-5>

Fuentes-Reinés, J.M., Eslava-Eljaiek, P. & Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2021) O primeiro registro de *Bergamina lineolata* (Chydoridae; Aloninae) na Colômbia. *Brazilian Journal of Biology*, 83, e250235. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.250235>.

Geraldes, A.M. & Boavida, M.J. (2004) Do littoral macrophytes influence crustacean zooplankton distribution?. *Limnetica*, 23, 57-64. <https://doi.org/10.1017/S10198708>.

Gogoi, B., Sousa, F.D.R. & Das, D.N. (2018) Faunal diversity of Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) with notes on biogeographically important species in the floodplain wetlands of the Subansiri River basin, India. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 54, 1-14. <https://doi.org/10.1051/limn/2018022>.

Gyllström, M., Hansson, L.A., Jeppesen, E., Criado, F.G., Gross, E., Irvine, K. & Moss, B. (2005) The role of climate in shaping zooplankton communities of shallow lakes. *Limnology and Oceanography*, 50(6), 2008-2021. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.6.2008>.

Hammer, Ø., Harper, D.A. & Ryan, P.D. (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 1-9.

Hansen, J.P., Wikström, S.A., Axemar, H. & Kautsky, L. (2011) Distribution differences and active habitat choices of invertebrates between macrophytes of different morphological complexity. *Aquatic Ecology*, 45(1), 11-22. <https://doi.org/10.1007/s10452-010-9319-7>.

Hsieh, T.C., Ma, K.H. & Chao, A. (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451-1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>.

Kotov, A.A. & Stifter, P. (2006) Cladocera: family Ilyocryptidae (Branchiopoda: Cladocera: Anomopoda). In: Dumont, H.J. (Ed.). Guides to the identification of the microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Leiden, Kenobi Productions, Ghent & Backhuys Publ. 172p.

Kotov, A.A. & Fuentes-Reinés, J.M. (2014) A new species of *Leydigia* Kurz, 1875 (Cladocera: Chydoridae) from Colombia. *Zootaxa*, 3814(3), 399-408. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3814.3.7>.

Macêdo, R.L., Sousa, F.D.R., Jesus, S.B.D., Nunesmaia, B.J.B., Branco, C.W.C. & Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2021) Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) species of Bahia State, Brazil: a critical update on species descriptions, distributions, and new records. *Nauplius*, 29, 1-26. <https://doi.org/10.1590/2358-2936e2021011>.

Maia-Barbosa, P.M., Peixoto, R.S. & Guimarães, A.S. (2008) Zooplankton in littoral waters of a tropical lake: a revisited biodiversity. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 1069-1078. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842008000500014>.

Moreira, F.W., Dias, E.S. & Sant'Anna, E.M.E. (2015) First record of the endemic phytophilous cladoceran *Celsinotum candango* Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010, in Minas Gerais state, in a threatened shallow lake at Serra do Gandarela. *Biota Neotropica*, 15(4), e0052. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0052>.

Negreiros, D., Fernandes, G.W., Silveira, F.A. & Chalub, C. (2009) Seedling growth and biomass allocation of endemic and threatened shrubs of rupestrian cerrado. *Acta Oecologica*, 35(2), 301-310. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2008.11.006>.

Panarelli, E.A., Casanova, S.M. & Henry, R. (2010) Secondary production and biomass of Cladocera in marginal lakes after the recovery of their hydrologic connectivity in a river–reservoir transition zone. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 15(4), 319-334. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2010.00444.x>.

Pereira, C.C. & Fernandes, G.W. (2022) Cerrado Rupestre is not Campo Rupestre: The unknown and threatened savannah on rocky outcrops. *Nature Conservation*, 49, 131-136. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.49.89237>

Picapedra, P.H.S., Fernandes, C., Baumgartner, G. & Sanches, P.V. (2020) Zooplankton communities and their relationship with water quality in eight reservoirs from the midwestern and southeastern regions of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 81, 701-713. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.230064>.

Rapini, A., Ribeiro, P.L., Lambert, S. & Pirani, J.R. (2008) A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade*, 4(1-2), 16-24.

Rennie, M.D. & Jackson, L.J. (2005) The influence of habitat complexity on littoral invertebrate distributions: patterns differ in shallow prairie lakes with and without fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(9), 2088-2099. <https://doi.org/10.1139/f05-123>.

Rocha, O., Santos-Wisniewski, M.J. & Matsumura-Tundisi, T. (2011) Checklist de Cladocera de água doce do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 11, 571-592. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000500024>.

R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.Rproject.org/>.

Santos, A.S., Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A., Andrade, D.S. & Mugnai, R. (2021) Richness and composition of the Cladocera community (Crustacea: Branchiopoda) from the Maranhão State, Northeast Brazil. *Zootaxa*, 5081(3), 420-432. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5081.3.6>

Santos-Wisniewski, M.J., Rocha, O., Güntzel, A.M. & Matsumura-Tundisi, T. (2008) Distribuição das espécies dos gêneros *Chydorus* e *Pseudochydorus* (Cladocera, Chydoridae) no estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 8(1), 61-63. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000100007>.

Santos-Wisniewski, M.J., Matsumura-Tundisi, T., Negreiros, N.F., Silva, L.C.D., Santos, R.M.D. & Rocha, O. (2011) O estado atual do conhecimento da diversidade dos Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) nas águas doces do estado de Minas Gerais. *Biota Neotropica*, 11(3), 287-301. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000300024>.

Simões, N.R., Nunes, A.H., Dias, J.D., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M. & Bonecker, C.C. (2015) Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. *Hydrobiologia*, 758(1), 3-17. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2260-y>.

Sinev, A.Y. & Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2010) Three new species of chydorid cladocerans of subfamily Aloninae (Branchiopoda: Anomopoda: Chydoridae) from Brazil. *Zootaxa*, 2390(1), 1-25. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2390.1.1>.

Sinev, A.Y. & Dumont, H.J. (2016) Revision of the costata-group of *Alona* s. lato (Cladocera: Anomopoda: Chydoridae) confirms its generic status. *European Journal of Taxonomy*, 2016(223), 1-38. <https://doi.org/10.5852/ejt.2016.223>.

Sinev, A.Y. (2020) Re-evaluation of the genus *Biapertura* Smirnov, 1971 (Cladocera: Anomopoda: Chydoridae). *Zootaxa*, 4885(3), 301-335. <https://doi.org/zootaxa.4885.3.1>.

Smirnov, N.N. (1992) *Macrothricidae of the World*. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 1. The Hague: SPB Acad. Publishers.

Smirnov, N.N. (1996) Cladocera: the Chydorinae and Sayciinae (Chydoridae) of the world. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. Amsterdam: SPB Acad. Publishers.

Smirnov, N.N. (2017) *Physiology of the Cladocera*. Academic Press. 418 pp.

Sommer, F., Santer, B., Jamieson, C., Hansen, T. & Sommer, U. (2003) *Daphnia* population growth but not moulting is a substantial phosphorus drain for phytoplankton. *Freshwater Biology*, 48(1), 67-74. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00971.x>.

Sousa, F.D.R. & Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2008) Cladóceros fitófilos (Crustacea, Branchiopoda) do Parque Nacional das Emas, estado de Goiás. *Biota Neotropica*, 8(1), 159-166. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000100019>.

Sousa, F.D.R. & Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2012) How many species of cladocerans (Crustacea, Branchiopoda) are found in Brazilian Federal District? *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(4), 351-362. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2013005000008>.

Sousa, F.D.R. & Elmoor-Loureiro, L.M. (2013) Cladocerans (Crustacea: Anomopoda and Ctenopoda) of the Sempre Vivas National Park, Espinhaço Range, Minas Gerais, Brazil. *Check List*, 9, 4. <https://doi.org/10.15560/9.1.4>.

Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A. & Mendonça-Galvão, L. (2013) Cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from Cerrado of Central Brazil: Inventory of phytophilous community in natural wetlands. *Biota Neotropica*, 13, 222-229. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000300025>.

Sousa, F.D., Elmoor-Loureiro, L.M.A., Quadra, A. & Senna, A.R. (2014) First record of Cladocera (Crustacea: Chydoridae) from Parque Nacional do Itatiaia, Southeastern Brazil. *Check List*, 10(3), 665-668. <https://doi.org/10.15560/10.3.665>.

Sousa, F.D.R., Santos, S., Güntzel, A.M., Diniz, L.P., De Melo Junior, M. & Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2015a) Description of a new species of the costata-group (Cladocera, Chydoridae, Aloninae) from Brazil. *Zootaxa*, 4040(4), 445-457. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4040.4.4>.

Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A., Debastiani-Junior, J.R., Mugnai, R. & Senna, A. (2015b) New records of *Antholona acuta* Van Damme, Sinev & Dumont 2011 and *Antholona brandorffi* (Sinev & Hollwedel, 2002) in Brazil, with description of a new species of the simplex-branch (Crustacea: Cladocera: Chydoridae). *Zootaxa*, 4044(2), 224-240. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4044.2.3>.

Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A. & Santos, S. (2016) New findings of *Hexalona*-branch representatives in Brazil, with a description of *Prenda* gen. nov. (Crustacea: Anomopoda: Aloninae). *Journal of Natural History*, 50(43-44), 2727-2768. <https://doi.org/10.1080/00222933.2016.1208302>.

Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A. & Panarelli, E.A. (2017) The amazing diversity of the genus *Monospilus* Sars, 1862 (Crustacea: Branchiopoda: Aloninae) in South America. *Zootaxa*, 4242(3), 467-492. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4242.3.3>.

Sousa, F.D.R. & Elmoor-Loureiro, L. (2018) Populations of *Flavalona setigera* (Brehm, 1931) in Brazil belong to a new species: *Flavalona asymmetrica* (Cladocera: Chydoridae: Aloninae). *Nauplius*, 26, 1-14. <https://doi.org/10.1590/2358-2936e2018003>.

Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A., Mendonça-Galvão, L., Panarelli, E.A., Arruda, T.F. & Fagundes, B.G. (2018) Cladoceran (Crustacea: Branchiopoda)

biodiversity of protected areas in a Brazilian hotspot. *Invertebrate Zoology*, 15(3), 309-322. <https://doi.org/10.15298/invertzool.15.3.09>.

Sousa, F.D.R. & Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2019a) Identification key for the Brazilian genera and species of Aloninae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda, Chydoridae). *Papéis Avulsos de Zoologia*, 59, e20195924. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2019.59.24>.

Sousa, F.D.R. & Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2019b) Identification key for the Brazilian species and subspecies of the family Ilyocryptidae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda). *Papéis Avulsos de Zoologia*, 59, 13-59. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2019.59.23>.

Sousa, F.D.R. & Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2021) Identification key of Ctenopoda (Cladocera, Holopedidae, Sididae) taxa from Brazil with remarks on taxonomy and geographic distribution. *Zootaxa*, 5047(1), 53-67. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5047.1.5>.

Thomaz, S.M., Dibble, E.D., Evangelista, L.R., Higuti, J. & Bini, L.M. (2008) Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, 53(2), 358-367. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01898.x>.

Thomaz, S.M. & Cunha, E.R.D. (2010) The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(2), 218-236. <https://doi.org/10.4322/actalb.02202011>.

Tokeshi, M. & Arakaki, S. (2012) Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. *Hydrobiologia*, 685(1), 27-47. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0832-z>.

Torres, C.R., de Oliveira Paiva, L., Durão, M.S., Trindade, V.L. & Padovesi-Fonseca, C. (2019) Novas ocorrências de cladóceros em ambientes aquáticos do Brasil Central: compreendendo a biodiversidade. *Heringeriana*, 13(2), 21-28.

Valente, O.F., & Gomes, M.A. (2011) *Conservação de nascentes: produção de água em pequenas bacias hidrográficas*. Viçosa: Aprenda Fácil Press. 276 pp.

Van Damme, K., Sinev, A.Y. & Dumont, H.J. (2011) Separation of *Antholona* gen. n. from *Alona* Baird, 1843 (Branchiopoda: Cladocera: Anomopoda): morphology and evolution of scraping stenothermic alonines. *Zootaxa*, 2875(1), 1-64. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2875.1.1>.

Villalobos, M.J. & González, E.J. (2006) Estudios sobre la biología y ecología de *Ceriodaphnia cornuta* SARS: Una revisión. *Interciencia*, 31(5), 351-357.

Zanata, L.H., Güntzel, A.M., Rodrigues, T.A.R., Soares, M.P. & Silva, W.M. (2017) Checklist de Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) do Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 107. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017113>.

CAPÍTULO 2

Variabilidade da composição de espécies de Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) entre cerrados rupestres

Variabilidade da composição de espécies de Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) entre cerrados rupestres

RESUMO

Estudos relacionados a metacomunidades mostram que fatores espaciais e locais influenciam em sua estruturação e, com isso, diversos índices biológicos como a diversidade beta são utilizados para avaliar essa estruturação além de fornecer estratégias de conservação para a diversidade de espécies. O objetivo desse estudo foi avaliar a diversidade beta de Cladocera entre diferentes cerrados rupestres do Brasil, além de observar os efeitos das condições locais, distância geográfica e altitude na variação da composição de espécies. As amostragens de Cladocera, das variáveis locais (dados limnológicos) e espaciais (distância geográfica e altitude) foram realizadas em nove áreas cerrados rupestres entre os anos de 2011 e 2012. A comparação da diversidade beta total, representada pelo índice de Sorensen, foi explicada principalmente pelo *turnover* e foi maior entre Chapada Guimarães e Chapada dos Veadeiros com 0,69, e menor entre Parque Estadual do Rio Preto e Serra do Cabral com 0,28. As variáveis alcalinidade e oxigênio dissolvido se mostraram determinantes na estruturação das comunidades de Cladocera, enquanto as outras variáveis não tiveram qualquer influência sobre a diversidade beta. Em síntese, os resultados revelam que poucas variáveis locais analisadas estão relacionadas com a variabilidade na composição de espécies entre os cerrados rupestres e que variáveis espaciais, neste caso não apresentaram influência sobre a diversidade beta entre as comunidades de cladóceros estudadas.

Palavras-chave: altitude, distância geográfica, metacomunidades, variáveis limnológicas.

INTRODUÇÃO

Um dos principais objetivos em estudos ecológicos é entender os padrões e mecanismos da distribuição espacial e da diversidade de espécies em diferentes escalas (local, regional e global) e como as variáveis bióticas e abióticas podem explicar esses padrões (Soares et al., 2015). Esses estudos contribuem para uma melhor compreensão de como as mudanças em determinado ecossistema, geralmente causadas por extinções locais, distúrbios, colonização e/ou invasão de

espécies e variabilidade ambiental podem influenciar processos ecológicos relacionados à distribuição, abundância e composição de espécies ao longo de gradientes (Hewitt et al., 2010; Li et al., 2022).

Metacomunidade pode ser definida como um conjunto de comunidades distribuídas no espaço, que estão conectadas pelo potencial de dispersão de espécies entre elas (Leibold et al., 2004, Heino, 2013). Seu processo de estruturação é determinado pela influência de fatores determinísticos que atuam como filtros ambientais em escala local (competição, predação e características limnológicas) selecionando espécies e seus atributos; e também por processos estocásticos ou condições aleatórias (ciclo hidrológico, distância geográfica e altitude) que afetam, por exemplo, a capacidade de dispersão das espécies (Lopes et al., 2014; Heino et al., 2015).

Várias métricas são utilizadas no estudo de metacomunidades, dentre elas a diversidade beta, medida de variabilidade na composição da comunidade local (Whittaker, 1960). É um índice que vem sendo comumente utilizado em diversos estudos, tanto para fornecer informações sobre a organização de metacomunidades, quanto para estabelecer estratégias de conservação para diversidade de espécies (Declerck et al., 2011; Lopes et al., 2014; Diniz et al., 2021; Li et al., 2022). A diversidade beta pode ser explicada por dois diferentes fatores: o “*turnover*” e “aninhamento”. O *turnover* significa a troca de algumas espécies por outras como consequência de uma seleção ambiental. Já o aninhamento está relacionado à perda de espécies, ou seja, sugerindo que locais com menor número de espécies são subconjuntos das biotas em locais mais ricos (Baselga, 2010).

Análises de diversidade beta em ecossistemas aquáticos ainda necessitam se melhor exploradas. Esses ambientes são importantes para examinar os padrões de diversidade ou mecanismos que os determinam, pois são caracterizados por gradientes ambientais marcados por alterações naturais ou pela ação antrópica (Al-Shami et al., 2013). A vegetação aquática é um importante fator na estruturação de comunidades e diversidade de espécies, aumentando a disponibilidade de habitats, ofertando alimento e refúgio para diversos organismos (Thomaz et al., 2008; Thomaz & Cunha, 2010). Dentre eles, os cladóceros formam um importante elo na cadeia alimentar, atuando na transferência de matéria e energia ao longo da cadeia trófica (Esteves et al., 2011).

Em uma escala menor, o ciclo hidrológico atua fortemente na manutenção dos processos e padrões de diversidade uma vez que, ao aumentar o nível de água, aumenta-se também a conectividade entre os locais e as inundações atuam como homogeneizadoras de habitats, causando uma diminuição na diversidade beta local (Lopes et al., 2014; Bozelli et al., 2015). Já em períodos de seca, com a diminuição do nível da água, surge maior disponibilidade alimentar junto com a heterogeneidade ambiental, levando a um aumento da diversidade beta (Thomaz & Cunha, 2010; Soares et al., 2015; Lopes et al., 2017).

Pensando em grandes escalas, a distância geográfica, presença e ausência de conexões entre os ambientes, permitem quantificar o papel da capacidade de dispersão das espécies na formação de padrões de diversidade beta (Santos et al., 2016). Já a altitude influencia o afastamento e conectividade, que estão fundamentalmente relacionadas com a estrutura de comunidades, principalmente composição, riqueza e diversidade de espécies (Castro et al., 2019; Callisto et al., 2021).

Em cerrados rupestres, fitofisionomia que ocorre em faixas altitudinais mais elevadas, estudos relacionados à variabilidade da composição da microfauna aquática são relativamente escassos, com destaque para Eskinazi-Sant'Anna et al. (2020), que investigaram os fatores que moldam a estrutura dessas comunidades em lagos de altitude na Serra do Espinhaço. No geral, a maior parte dos estudos nesses corpos d'água está focada em descrições de espécies, composição e dinâmica temporal (Sousa & Elmoor-Loureiro, 2013). Além disso, nesses ambientes, a temperatura sofre variações ao longo do dia, sendo mais altas pela manhã e baixas durante a noite, podendo causar alterações significativas nas características ambientais dos ecossistemas aquáticos (Eskinazi-Sant'Anna et al., 2020).

Esse diferencial encontrado em cerrados rupestres e as constantes variações, interferem diretamente em fatores locais, como as características físicas e químicas da água, podendo ter importante influência no processo de estruturação de comunidades aquáticas. Diante disso, o objetivo desse estudo foi avaliar a diversidade beta de Cladocera em diferentes cerrados rupestres do Brasil. Nós testamos se a distância geográfica, altitude ou as condições locais determinam a variação na composição de espécies observada.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Foram selecionadas nove áreas de campos rupestres inseridas em quatro estados brasileiros: Chapada Diamantina (Bahia), Chapada dos Veadeiros (Goiás), Cristalina (Goiás), Serra dos Pirineus - Pirenópolis (Goiás), Parque Estadual da Serra do Cabral (Minas Gerais), Parque Estadual do Rio Preto (Minas Gerais), Serra da Canastra (Minas Gerais), Serra do Cipó (Minas Gerais), Chapada dos Guimarães (Mato Grosso), distribuídos dentro de um polígono de 997.382 km². Essas áreas são pertencentes a diferentes bacias hidrográficas (alto Paraná, Paraguai, São Francisco e Tocantins) (Fig. 1).

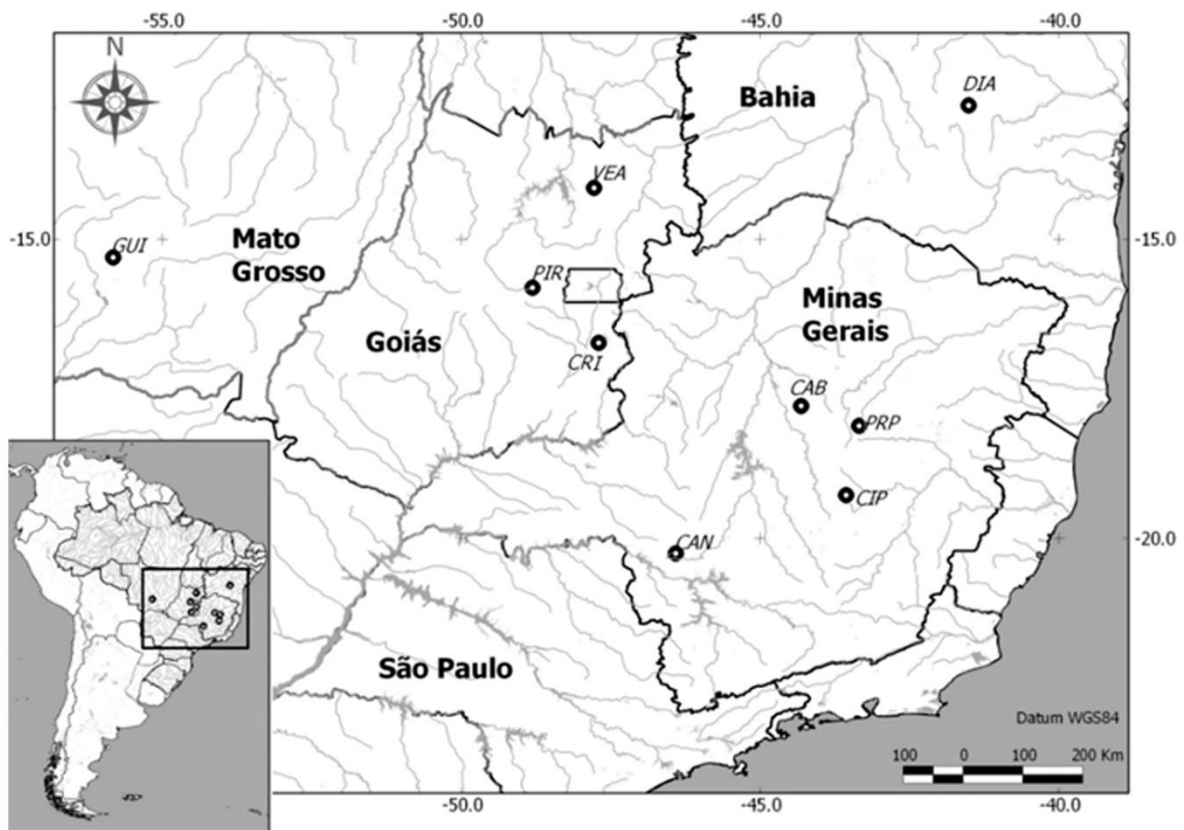


Fig. 1 - Distribuição dos cerrados rupestres amostrados. (CAB) Parque Estadual Serra do Cabral; (CAN) Serra da Canastra; (CIP) Serra do Cipó; (CRI) Cristalina; (DIA) Chapada Diamantina; (GUI) Chapada Guimarães; (PIR) Serra dos Pirineus – Pirenópolis; (PRP) Parque Estadual do Rio Preto e (VEA) Chapada dos Veadeiros.

Coleta e identificação de Cladocera

As amostragens foram realizadas entre julho de 2011 e setembro de 2012 em diferentes tipos de ambientes lênticos e lóticos encontrados nos campos rupestres

selecionados (Tabela 1). A coleta de cladóceros foi feita por meio de arrastos verticais na coluna d'água e entre substratos disponíveis (macrófitas e sedimentos), utilizando uma rede de plâncton cônica de 45 µm de abertura de malha. Esta abordagem aumenta a chance de coletar espécies que vivem associadas a diferentes tipos de substratos, reduzindo o efeito da amostragem sobre riqueza. Todas as amostras obtidas foram armazenadas em frascos de polietileno, devidamente identificados, etiquetados e conservados em álcool 70%.

As amostras foram triadas em placa de Petri com auxílio de um microscópio estereoscópico em sua totalidade para reduzir subestimativas na riqueza de espécies. Os animais obtidos foram identificados em microscópio óptico de contraste de fase ao menor nível taxonômico possível, utilizando a bibliografia especializada (Smirnov 1992, 1996; Elmoor-Loureiro 1997; Kotov 2006; Sousa & Elmoor-Loureiro 2019a, b, 2021).

Variáveis limnológicas

A determinação das variáveis limnológicas foi realizada, simultaneamente, com a coleta das amostras biológicas. Os parâmetros foram mensurados utilizando uma sonda multiparamétrica Hydrolab DS5X. Foram mensurados a temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, TDS (Sólidos Totais Dissolvidos), dureza e alcalinidade. Já a altitude e distância geográfica entre os cerrados rupestres foram obtidos com o auxílio de um GPS.

Análises de dados

A diversidade beta total foi calculada para verificar a variação na composição de espécies entre os cerrados rupestre estudados (a lista de espécies pode ser observada no capítulo 1). Os dados de incidência das espécies Cladocera foram utilizados para calcular a matriz de dissimilaridade pelo coeficiente de Sørensen. Depois, foi utilizada a metodologia proposta por Baselga que particiona a diversidade beta total em dois componentes: componente resultante da substituição de espécies (*turnover*) e o componente resultante do aninhamento (*nestedness*), para quantificar as variações na diversidade beta (Baselga, 2010; Silva et al., 2022). Os dados de distância geográfica, altitude e variáveis limnológicas foram utilizados para construção da matriz de dissimilaridade a partir da distância Euclidiana. Estas análises foram realizadas com auxílio da função `beta.multi` no pacote `betapart` e da

função `vegdist` no pacote `vegan`. Todas as análises foram realizadas no software R (Hsieh et al. 2016; R Core Team 2018).

Tabela 1 - Lista dos cerrados rupestres amostrados e seus respectivos códigos, abreviações, unidades da federação e coordenadas geográficas dos locais de estudo.

Código	Local	Abreviação	Número de amostras	UF	Coordenadas
A	Parque Estadual da Serra do Cabral	CAB	8	Minas Gerais	17°84'84.50"S 44°33'26.50"O
B	Parque Estadual da Serra da Canastra	CAN	11	Minas Gerais	20°32'09.63"S 46°53'33.65"O
C	Parque Nacional da Serra do Cipó	CIP	15	Minas Gerais	19°41'30.73"S 43°57'85.21"O
D	RPPN Linda Serra dos Topázios (Cristalina)	CRI	3	Goiás	16°73'47.15"S 47°70'66.28"O
E	Parque Nacional Chapada Diamantina	DIA	14	Bahia	12°51'83.42"S 41°48'27.01"O
F	Parque Nacional Chapada dos Guimarães	GUI	12	Mato Grosso	15°40'84.97"S 55°83'22.67"O
G	Parque Estadual Serra dos Pireneus (Pirenópolis)	PIR	7	Goiás	15°79'51.91"S 48°90'18.69"O
H	Parque Estadual do Rio Preto	RPR	13	Minas Gerais	18°13'04.67"S 43°34'09.52"O
I	Parque Nacional Chapada dos Veadeiros	VEA	7	Goiás	14°11'88.00"S 47°65'61.22"O

RESULTADOS

Os valores médios das variáveis limnológicas estão apresentados na tabela 2. Observa-se que o maior valor de alcalinidade foi encontrado em VEA ($>5,0 \text{ mg L}^{-1}$), já nos demais locais os valores não foram superiores a $3,45 \text{ mg L}^{-1}$. Os cerrados rupestres DIA, PRP e VEA apresentaram os maiores valores de condutividade e sólidos totais dissolvidos. A dureza também teve valores elevados em CAN, GUI e VEA, chegando a 8 mg L^{-1} neste último. As concentrações de oxigênio dissolvido foram baixas no geral, com valor médio de $5,4 \text{ mg L}^{-1}$. Os valores de pH também foram baixos, com média de 5,9, indicando condições ácidas, com maior valor observado em CRI, com 6,47. Já o valor médio da temperatura da água foi $20 \text{ }^\circ\text{C}$, sendo o menor em CAN e o maior em DIA com $18 \text{ }^\circ\text{C}$ e $23 \text{ }^\circ\text{C}$ respectivamente.

A comparação da diversidade beta total representada pela dissimilaridade de Sorensen foi maior entre alguns locais, com destaque para GUI e VEA com 0,69, além de PRP e PIR com 0,64 de dissimilaridade. Já os menores valores foram observados entre PRP e CAB (0,28) e PIR e GUI (0,33). Os demais pareamentos entre os locais estão apresentados na tabela 3. Em relação ao *turnover*, os resultados obtidos indicam influência do oxigênio dissolvido sob a variabilidade na composição de espécies entre os cerrados rupestres estudados (Tabela 4; Fig. 2A).

A alcalinidade também apresentou influência sob os componentes de aninhamento e *turnover* da diversidade beta observada entre os cerrados rupestres estudados (Tabela 4; Fig. 2B-C). As demais variáveis limnológicas, assim como a distância geográfica e altitude não apresentaram qualquer influência sobre a diversidade beta (Tabela 4).

Tabela 2 – Valores médios e desvio padrão (\pm) das variáveis limnológicas mensuradas nos locais de estudo. (CAB) Parque Estadual Serra do Cabral; (CAN) Serra da Canastra; (CIP) Serra do Cipó; (CRI) Cristalina; (DIA) Chapada Diamantina; (GUI) Chapada Guimarães; (PIR) Serra dos Pirineus – Pirenópolis; (PRP) Parque Estadual do Rio Preto e (VEA) Chapada dos Veadeiros.

Variáveis	CAB	CAN	CIP	CRI	DIA	GUI	PIR	PRP	VEA
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	2,00(\pm 1,60)	3,45(\pm 3,55)	2,78(\pm 1,51)	2,77(\pm 2,27)	2,15(\pm 1,12)	1,91(\pm 1,08)	2,66(\pm 1,14)	1,23(\pm 0,59)	5,29(\pm 7,72)
Altitude (m)	1002(\pm 176)	1184(\pm 157)	1300(\pm 189)	988(\pm 43)	958(\pm 154)	600(\pm 76)	1082(\pm 76)	917(\pm 244)	1006(\pm 251)
Condutividade (μ S.cm ⁻¹)	5,73 \pm (15,07)	2,30(\pm 2,65)	5,22(\pm 3,11)	5,2(\pm 3,01)	43,37(\pm 51,92)	5,07(\pm 7,43)	7,83(\pm 8,43)	18,66(\pm 52,40)	14,57(\pm 23,55)
Dureza (mg.L ⁻¹)	2,59 \pm (0,59)	6,33(\pm 2,86)	1,89(\pm 0,78)	2,87(\pm 2,38)	2,99(\pm 2,43)	3,87(\pm 1,63)	1,56(\pm 0,79)	1,6(\pm 0,83)	8,10(\pm 9,10)
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	5,07(\pm 1,04)	5,68(\pm 1,11)	6,47(\pm 1,55)	4,69(\pm 1,90)	5,71(\pm 1,59)	5,75(\pm 1,31)	5,43(\pm 1,94)	4,50(\pm 1,33)	5,36(\pm 1,51)
pH	5,81(\pm 0,75)	5,84(\pm 0,64)	6,24(\pm 1,31)	6,47(\pm 0,54)	5,08(\pm 1,16)	5,75(\pm 0,54)	6,39(\pm 0,52)	5,20(\pm 0,59)	5,90(\pm 1,10)
TDS (mg.L ⁻¹)	5,78(\pm 5,09)	2,00(\pm 3,17)	3,40(\pm 3,27)	3,1(\pm 2,46)	28,00(\pm 28,20)	2,67(\pm 3,71)	4,37(\pm 4,23)	18,38(\pm 51,52)	12,57(\pm 22,76)
Temperatura da água (°C)	22,55(\pm 1,83)	18,10(\pm 2,65)	19,65(\pm 2,77)	22,58(\pm 2,31)	23,84(\pm 1,82)	22,67(\pm 2,24)	20,06(\pm 2,58)	20,78(\pm 3,24)	21,87(\pm 3,16)

Tabela 3 – Matriz de dissimilaridade de Sorensen entre os campos rupestres amostrados. Em negrito os agrupamentos que apresentaram menor e maior dissimilaridade. (CAB) Parque Estadual Serra do Cabral; (CAN) Serra da Canastra; (CIP) Serra do Cipó; (CRI) Cristalina; (DIA) Chapada Diamantina; (GUI) Chapada Guimarães; (PIR) Serra dos Pirineus – Pirenópolis; (PRP) Parque Estadual do Rio Preto e (VEA) Chapada dos Veadeiros.

	CAB	CAN	CIP	CRI	DIA	GUI	PIR	PRP
CAN	0,5							
CIP	0,45	0,37						
CRI	0,57	0,48	0,56					
DIA	0,39	0,41	0,39	0,57				
GUI	0,42	0,51	0,58	0,37	0,53			
PIR	0,58	0,5	0,56	0,57	0,57	0,33		
PRP	0,28	0,44	0,36	0,56	0,45	0,52	0,64	
VEA	0,58	0,45	0,38	0,58	0,52	0,69	0,58	0,57

DISCUSSÃO

As variáveis limnológicas indicam que os corpos d'água estudados nos cerrados rupestres possuem uma boa qualidade da água e um alto grau de conservação uma vez que se assemelham a outros ambientes prístinos estudados para o bioma (Fonseca et al., 2014), embora possam estar associados a origem geológica particular de cada área estudada, refletindo elevada variação em alcalinidade, dureza e condutividade elétrica. Estudos referentes à variabilidade da composição da fauna aquática, especialmente Cladocera, são raros em áreas prístinas sendo que grande parte do conhecimento referente a este tópico se concentra em áreas com processos de urbanização, infraestrutura e influência da agricultura. Nestes ecossistemas modificações ambientais relacionadas a eutrofização e presença de contaminantes podem ser os principais descritores da diversidade beta (Zhang et al., 2019; Li et al., 2022).

Os resultados observados para diversidade beta total apontaram elevada dissimilaridade entre aqueles locais com valores acima de 0,5. Deste modo, é possível apontar que tais locais possuem arranjos distintos de comunidade contribuindo para uma alta variabilidade na composição de espécie entre os campos rupestres estudados (Tabela 3). As fontes de variação da diversidade beta foram especialmente explicadas pelo *turnover* embora o efeito do aninhamento tenha sido observado (Tabela 4).

Tabela 4 – Resultado da análise de variância (ANOVA) entre os valores de diversidade beta total de Sorensen, *turnover* e aninhamento e as variáveis limnológicas mensuradas. Em negrito os valores que apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$).

Variáveis	Sorensen	Turnover	Aninhamento
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	0,1	0,001	0,03
Altitude (m)	0,09	0,2	0,9
Condutividade (μS.cm ⁻¹)	0,4	0,9	0,6
Distância geográfica	0,2	0,4	0,3
Dureza (mg.L ⁻¹)	0,5	0,07	0,1
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,2	0,01	0,07
pH	0,8	0,7	0,8
TDS (mg.L ⁻¹)	0,5	0,7	0,5
Temperatura da água (°C)	0,2	0,2	0,6

Altitude e distância geográfica não tiveram qualquer influência sob os padrões de diversidade beta entre os cerrados rupestres estudados. Estudos recentes mostraram que a riqueza de espécies de invertebrados aquáticos diminui à medida que aumenta a altitude (Castro et al., 2019; Eskinazi-Santanna et al., 2020). Esses resultados conflitam com a ideia de que quanto maior o gradiente altitudinal, maior a heterogeneidade ambiental influenciando a diversidade beta regional em ecossistemas aquáticos (Alahuta et al., 2017; Callisto et al., 2021).

A distância geográfica pode explicar significativamente a variação nos padrões de diversidade beta uma vez que grandes distâncias restringem o potencial de dispersão entre as espécies, contribuindo para formação de diferentes arranjos de comunidades em grandes escalas espaciais (Santos et al., 2016; Viana et al., 2016; Gianuca et al., 2017; Lopes et al., 2017; Peález & Pavanelli, 2019). Contudo os resultados apresentados aqui sugerem que este não foi um fator determinante para variabilidade na composição de espécies de cladóceros entre os campos rupestres estudados.

O oxigênio dissolvido e alcalinidade apresentaram influência sob diversidade beta indicando um importante papel dos fatores determinísticos em escala local na estruturação das comunidades de Cladocera (Viana et al., 2016) dos cerrados rupestres estudados. A concentração de oxigênio dissolvido tem uma elevada importância para biologia dos organismos aquáticos e para a estruturação das comunidades nesse tipo de ambiente (Esteves et al., 2011). É conhecido que níveis baixos de oxigênio dissolvido em alguns tipos de ambientes aquáticos, como

aqueles observados nos campos rupestres, podem estar associados a riqueza e abundância de algumas espécies de invertebrados (Simões et al., 2012). Deste modo, esta variável pode estar associada ao *turnover* observado (Tabela 4; Fig. 2A).

A partição da diversidade indicou que a variabilidade na composição de espécies de Cladocera é afetada positivamente pela alcalinidade (Tabela 4; Fig. 2B). Nesse caso, a diminuição dessa variável é um fator significativo na estruturação, provavelmente substituindo espécies menos tolerantes a altos níveis de alcalinidade. Resultados semelhantes foram obtidos por Gallego et al. (2014) e Alahuta et al. (2017), porém, avaliando a diversidade beta de produtores primários. Por outro lado, o componente do aninhamento também foi significativo sugerindo que comunidades localizadas em locais com alta alcalinidade, apresentam espécies que são um subgrupo das espécies presentes em comunidades com baixa alcalinidade (Tabela 4; Fig. 2C).

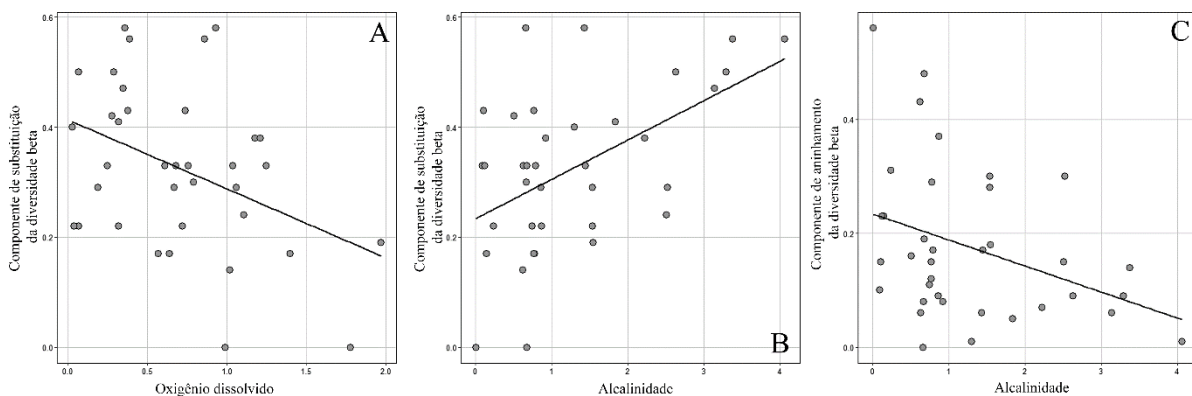


Fig. 2 – Relação das variáveis que apresentaram diferença significativa (tabela 4) sobre a diversidade beta. A- Componente de substituição de espécies (*turnover*) sobre o oxigênio dissolvido; B- Componente de substituição de espécies (*turnover*) sobre a alcalinidade; e C- Componente de aninhamento sobre a alcalinidade.

Diferentemente dos resultados apresentados aqui, a literatura aponta o papel de outras variáveis físicas e químicas mensuradas em escala local para o aumento da diversidade beta (Soininen et al., 2007; De Bie et al., 2012; Padial et al., 2014), assim como variáveis de produtividade como a clorofila-a (Simões et al., 2012). Outras importantes fontes de aumento da diversidade beta, mensuradas em escala local e que podem ter relação com os resultados apresentados aqui, é heterogeneidade ambiental (Lopes et al., 2014; Chaparro et al., 2018; Diniz et al.,

2021). Todas estas aproximações ainda necessitam ser avaliadas para os ambientes encontrados nos cerrados rupestres estudados.

Em conclusão, nossos resultados indicam que de diversidade beta entre os cerrados rupestres estudados pode ser explicada por variáveis mensuradas em escala local, como teores de oxigênio dissolvido e alcalinidade. Tais resultados são diferentes daqueles observados na literatura, que apontam que variáveis em grandes escalas como a distância geográfica e altitude são os principais preditores da diversidade beta. Pode-se dizer que este trabalho é uma das poucas tentativas de entender a influência de fatores locais e regionais na variabilidade da composição de Cladocera em cerrados rupestres brasileiros, porém, os nossos resultados mostram a importância de realizar mais estudos para preencher as lacunas existentes sobre estruturação destas comunidades.

AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pesquisa de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado concedida ao primeiro autor. Agradecemos também à Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro, processo de número 2010/52318-6. Por fim, agradecemos também a todos os envolvidos nos trabalhos de campo pela coleta de dados.

REFERÊNCIAS

Al-Shami, S. A., J. Heino, M. R. Che Salmah, A. Abu Hassan, A. H. Suhaila & M. R. Madrus, 2013. Drivers of beta diversity of macroinvertebrate communities in tropical forest streams. *Freshwater Biology* 58: 1126-1137. <https://doi.org/10.1111/fwb.12113>

Alahuhta, J., S. Kosten, A. Munemitsu, et al., 2017. Global variation in the beta diversity of lake macrophytes is driven by environmental heterogeneity rather than latitude. *Journal Biogeography* 88: 1758–1769. <https://doi.org/10.1111/jbi.12978>.

Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography* 19: 134-143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>.

Bozelli, R. L., S. M. Thomaz, A. A. Padial, P. M. Lopes & L. M. Bini, 2015. Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia* 753: 233-241. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2209-1>.

Callisto, M., M. S. Linares, W. P. Kiffer Jr, R. M. Hughes, M. S. Moretti, D. R. Macedo & R. Solar, 2021. Beta diversity of aquatic macroinvertebrate assemblages associated with leaf patches in neotropical montane streams. *Ecology and Evolution* 11: 2551-2560. <https://doi.org/10.1002/ece3.7215>.

Castro, D. M., M. Callisto, R. R. Solar, D. R. Macedo & G. W. Fernandes, 2019. Beta diversity of aquatic invertebrates increases along an altitudinal gradient in a Neotropical mountain. *Biotropica* 51: 399-411. <https://doi.org/10.1111/btp.12660>.

Chaparro, G., Z. Horváth, I. O'farrell, R. Ptacnik & T. Hein, 2018. Plankton metacommunities in floodplain wetlands under contrasting hydrological conditions. *Freshwater Biology* 63: 380-391. <https://doi.org/10.1111/fwb.13076>.

De Bie, T., L. De Meester, L. Brendonck, K. Martens, B. Goddeeris, D. Ercken, H. Hampel, L. Denys, L. Vanhecke, K. Van de Gucht, J. Van Wichelen, W. Vyverman & S. Declerck, 2012. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecology Letters* 15: 740-747. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01794.x>.

Declerck, S. A., J. S. Coronel, P. Legendre & L. Brendonck, 2011. Scale dependency of processes structuring metacommunities of cladocerans in temporary pools of High-Andes wetlands. *Ecography* 34: 296-305. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06462.x>.

Diniz, L. P., D. K. Petsch & C. C. Bonecker, 2021. Zooplankton β diversity dynamics and metacommunity structure depend on spatial and temporal scales in a Neotropical floodplain. *Freshwater Biology* 66: 1328-1342. <https://doi.org/10.1111/fwb.13719>.

Esteves, F., R. Bozelli & C. W. C. Branco, 2011. Comunidade zooplanctônica. In: Esteves F. Fundamentos de Limnologia. 4ª Edição. Editora Interciência: Brasil, 523-577.

Eskinazi-Sant'Anna, E. M., G. D. S. Santos, N. J. D. S. Alves, L. A. F. Brito & M. G. P. Leite, 2020. The relative importance of regional and local factors in shaping zooplankton diversity in high-altitude tropical shallow lakes. *Journal of Freshwater Ecology* 35: 203-221. <https://doi.org/10.1080/02705060.2020.1770874>.

Elmoor-Loureiro, L. M. A., 1997. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil (Vol. 1). Brasília: Universa. pp. 156.

Fonseca, B. M., L. Mendonça-Galvão, C. Padovesi-Fonseca, L. M. Abreu & A. C. M. Fernandes, 2014. Nutrient baselines of Cerrado low-order streams: comparing natural and impacted sites in Central Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 186: 19-33. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3351-8>.

Gallego, I., T. A. Davidson, E. Jeppesen, C. Pérez-Martínez, F. Fuentes-Rodríguez, M. Juan & J. J. Casas, 2014. Disturbance from pond management obscures local and regional drivers of assemblages of primary producers. *Freshwater Biology* 59: 1406-1422. <https://doi.org/10.1111/fwb.12354>.

Gianuca, A. T., S. A. Declerck, P. Lemmens & L. De Meester, 2017. Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of β -diversity. *Ecology* 98: 525-533. <https://doi.org/10.1002/ecy.1666>.

Heino, J., 2013. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews* 88: 166-178. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00244.x>.

Heino, J., A. S. Melo, T. Siqueira, J. Soininen, S. Valanko & L. M. Bini, 2015. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology* 60: 845-869. <https://doi.org/10.1111/fwb.12533>.

Hewitt, J., S. Thrush, A. Lohrer & M. Townsend, 2010. A latent threat to biodiversity: Consequences of small-scale heterogeneity loss. *Biodivers. Conserv.* 19: 1315–1323. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9763-7>.

Hsieh, T.C., Ma, K.H. & Chao, A. (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451-1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>.

Kotov, A. A. & P. Stifter, 2006. Cladocera: family Ilyocryptidae (Branchiopoda: Cladocera: Anomopoda). In: Dumont, H.J. (Ed.). *Guides to the identification of the microinvertebrates of the Continental Waters of the world*. Leiden, Kenobi Productions, Ghent & Backhuys Publ. pp. 172.

Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzalez, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7: 601-613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>.

Li, Y., R. Wang, H. Su, J. Wang, P. Xie & F. Chen, 2022. Eutrophication and predation mediate zooplankton diversity and network structure. *Limnology and Oceanography* 67: 133-145. <https://doi.org/10.1002/lno.11957>.

Lopes, P. M., L. M. Bini, S. A. Declerck, V. F. Farjalla, L. C. Vieira, C. C. Bonecker, F. A. Lansac-Toha, F. A. Esteves & R. L. Bozelli, 2014. Correlates of zooplankton beta diversity in tropical lake systems. *PloS one* 9: e109581. <https://doi:10.1371/journal.pone.0109581>.

Lopes, V. G., C. W. Castelo Branco, B. Kozlowsky-Suzuki, I. F. Sousa-Filho, L. C. E. Souza & L. M. Bini, 2017. Predicting temporal variation in zooplankton beta diversity is challenging. *PloS one*, 12(11), e0187499. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0187499>

Padial, A. A., F. Ceschin, S. A. Declerck, L. De Meester, C. C. Bonecker, F. A. Lansac-Tôha, L. Rodrigues, L. C. Rodrigues, S. Train, L. F. M. Velho & L. M. Bini, 2014. Dispersal ability determines the role of environmental, spatial and temporal

drivers of metacommunity structure. *PloS one*, 9(10), e111227. <https://doi:10.1371/journal.pone.0111227>

Peláez, O. & C. S. Pavanelli, 2019. Environmental heterogeneity and dispersal limitation explain different aspects of β -diversity in Neotropical fish assemblages. *Freshwater Biology* 64: 497-505. <https://doi.org/10.1111/fwb.13237>.

R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.Rproject.org/>.

Santos, J. B., L. H. Silva, C. W. Branco & V. L. Huszar, 2016. The roles of environmental conditions and geographical distances on the species turnover of the whole phytoplankton and zooplankton communities and their subsets in tropical reservoirs. *Hydrobiologia* 764: 171-186. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2296-z>.

Silva F. R., T. Gonçalves-Souza, G. B. Paterno, D. B. Provete & M. H. Vancine, 2022. Análises ecológicas no R. Nupeea : Recife, PE, Canal 6 : São Paulo. Pp. 640.

Simões, N. R., F. A. Lansac-Tôha, L. F. Velho & C. C. Bonecker, 2012. Intra and inter-annual structure of zooplankton communities in floodplain lakes: a long-term ecological research study. *Revista de Biología Tropical* 60: 1819-1836.

Simoës, N. R., J. D. Dias, C. M. Leal, L. S. M. Braghin, F. A. Lansac-Tôha & C. C. Bonecker, 2013. Floods control the influence of environmental gradients on the diversity of zooplankton communities in a neotropical floodplain. *Aquatic Sciences* 75: 607-617. <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0304-9>.

Smirnov, N. N., 1992. Macrothricidae of the World. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 1. The Hague: SPB Acad. Publishers.

Smirnov, N. N., 1996. Cladocera: the Chydorinae and Sayciinae (Chydoridae) of the world. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Amsterdam: SPB Acad. Publishers.

Soares, C. E. A., L. F. M. Velho, F. A. Lansac-Tôha, C. C. Bonecker, V. L. Landeiro & L. M. Bini, 2015. The likely effects of river impoundment on beta-diversity of a floodplain zooplankton metacommunity. *Natureza & Conservação* 13: 74-79. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.002>.

Soininen, J., M. Kokocinski, S. Estlander, J. Kotanen & J. Heino, 2007. Neutrality, niches, and determinants of plankton metacommunity structure across boreal wetland ponds. *Ecoscience* 14: 146-154.

Sousa, F. D. R. & L. M. Elmoor-Loureiro, 2013. Cladocerans (Crustacea: Anomopoda and Ctenopoda) of the Sempre Vivas National Park, Espinhaço Range, Minas Gerais, Brazil. *Check List* 9: 4-8.

Sousa, F. D. R. & L. M. A. Elmoor-Loureiro, 2019a. Identification key for the Brazilian genera and species of Aloninae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda,

Chydoridae). *Papéis Avulsos de Zoologia* 59: e20195924. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2019.59.24>

Sousa, F. D. R. & L. M. A. Elmoor-Loureiro, 2019b. Identification key for the Brazilian species and subspecies of the family Ilyocryptidae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda). *Papéis Avulsos de Zoologia* 59: 13-59. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2019.59.23>.

Sousa, F. D. R. & L. M. A. Elmoor-Loureiro, 2021. Identification key of Ctenopoda (Cladocera, Holopedidae, Sididae) taxa from Brazil with remarks on taxonomy and geographic distribution. *Zootaxa* 5047: 53-67. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5047.1.5>.

Thomaz, S. M., E. D. Dibble, L. R. Evangelista, J. Higuti & L. M. Bini, 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology* 53: 358-367. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01898.x>.

Thomaz, S. M. & E. R. D. Cunha, 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22: 218-236. <https://doi.org/10.4322/actalb.02202011>.

Viana, D. S., J. Figuerola, K. Schwenk, M. Manca, A. Hobæk, M. Mjelde, C. D. Preston, R. J. Gornall, J. M. Croft, R. A. King, A. J. Green & L. Santamaría, 2016. Assembly mechanisms determining high species turnover in aquatic communities over regional and continental scales. *Ecography* 39: 281-288. <https://doi.org/10.1111/ecog.01231>.

Whittaker, R. H., 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279-338. <https://doi.org/10.2307/1943563>.

Zhang, Y., L. Cheng, K. Li, L. Zhang, Y. Cai, X. Wang & J. Heino, 2019. Nutrient enrichment homogenizes taxonomic and functional diversity of benthic macroinvertebrate assemblages in shallow lakes. *Limnology and Oceanography* 64: 1047-1058. <https://doi.org/10.1002/lno.11096>.