



INVERTEBRADOS EM NASCENTES DO CERRADO: MAIOR REPRESENTATIVIDADE NO SEDIMENTO OU NA FAUNA ASSOCIADA À VEGETAÇÃO MARGINAL?

Julia Brambila Araujo¹
Ana Clara Moura Colicchio²
Clara Mimura Asahide³
Daniela Fernanda da Silva Fuzzo⁴
Eliana Aparecida Panarelli⁵

Meio ambiente: clima, água e ar

Resumo

A proteção das nascentes é crucial para garantir a qualidade dos recursos hídricos, mesmo sendo os macroinvertebrados reconhecidos como bons indicadores de qualidade das águas de riachos são poucos os disponíveis desse grupo para rios de primeira ordem. Este estudo comparou duas metodologias de amostragem para avaliar a biodiversidade em nascentes da Serrinha, utilizando um amostrador “Surber” para a comunidade bentônica e uma rede D para a fauna associada à vegetação. As amostras foram preservadas, para posterior triagem e identificação em laboratório. Os dados foram submetidos à análise de variância não paramétrica e não foram encontradas diferenças significativas na riqueza e abundância entre as duas metodologias. Assim, em ambientes de nascentes, ambas as abordagens são consideradas eficazes para caracterizar a biodiversidade. O estudo ressalta que, apesar da importância dos macroinvertebrados para a avaliação ambiental, mais pesquisas são necessárias para entender melhor e conservar esses ecossistemas.

Palavras-chave: Fauna aquática; Metodologias; Recursos hídricos.

¹Aluna do curso de Pós-graduação stricto sensu em Ciências Ambientais, UEMG, Unidade Frutal/MG, e-mail: juliaraujo7000@gmail.com.

² Aluna do curso de graduação em Engenharia Agrônoma, UEMG, Unidade Frutal/MG, e-mail: anacolicchio231@gmail.com

³ Aluna do curso de graduação em Engenharia Agrônoma, UEMG, Unidade Frutal/MG, e-mail: clara.1097123@discente.uemg.br.

⁴ Prof. Dra., Universidade do Estado de Minas Gerais- Unidade Frutal, MG, e-mail: daniela.fuzzo@uemg.br

⁵ Prof. Dra., Universidade do Estado de Minas Gerais- Unidade Frutal, MG, e-mail: eliana.panarelli@uemg.br



INTRODUÇÃO

A proteção das nascentes é crucial para a manutenção da quantidade e qualidade dos recursos hídricos, principalmente em regiões que enfrentam períodos prolongados de estiagem. No Cerrado, nome utilizado para se referir ao bioma de savanas brasileiras, onde as chuvas se concentram em poucos meses, a infiltração da água nos aquíferos sustenta inúmeros cursos d'água e áreas alagáveis durante a estação seca. Entretanto, nas últimas seis décadas, o Cerrado apresenta uma tendência de redução das chuvas, associada às mudanças na evapotranspiração, umidade do ar e circulação atmosférica (Hofmann *et al.*, 2023).

O Cerrado desempenha papel indispensável na produção hídrica de oito das doze regiões hidrográficas brasileiras, apresentando importância na regulação do ciclo hidrológico e na manutenção da disponibilidade de água em diferentes escalas temporais e espaciais (Lima; Silva, 2007). Uma das maneiras de preservação dos recursos hídricos no Cerrado é a preservação de matas ciliares e áreas alagadas, indispensáveis para a manutenção do volume de água freática e para a estabilidade dos ciclos hidrológicos, proporcionando condições de sustentabilidade para a agricultura (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2010).

A conservação e recuperação dos ambientes aquáticos depende da interação com os sistemas terrestres circundantes, ocupados pela vegetação ciliar que fornece o suporte energético para a fauna de riachos. A boa qualidade de interação entre esses sistemas pode ser caracterizada pela fauna aquática, sendo os macroinvertebrados considerados como bons indicadores de qualidade ambiental (Junqueira; Campos, 1998). Entretanto, são poucos os dados existentes sobre invertebrados de rios de primeira ordem, sendo importante estabelecer metodologia que possa otimizar a produção de informação para esse grupo de organismos.

O presente estudo comparou os invertebrados associados às vegetações marginais com os bentônicos, caracterizando a riqueza e abundância dos dois grupos, com o objetivo de estabelecer a melhor metodologia de amostragem em nascentes do Cerrado, considerando especificamente a região da Serrinha, no município de Frutal (MG).



METODOLOGIA

O trabalho foi realizado na região da Serrinha, entre as latitudes 19°46'52"; 20°01'28" S e Longitude: 48°49'29"; 49°08'53" O. A Serrinha compõe o divisor de bacias entre o rio Paranaíba e o rio Grande, onde se encontram nascentes de seis bacias dos principais rios do município. No presente foram avaliadas amostragem da macrofauna de invertebrados na cabeceira de nove rios de primeira ordem (nascentes), localizados em duas bacias hidrográficas (Figura 1).

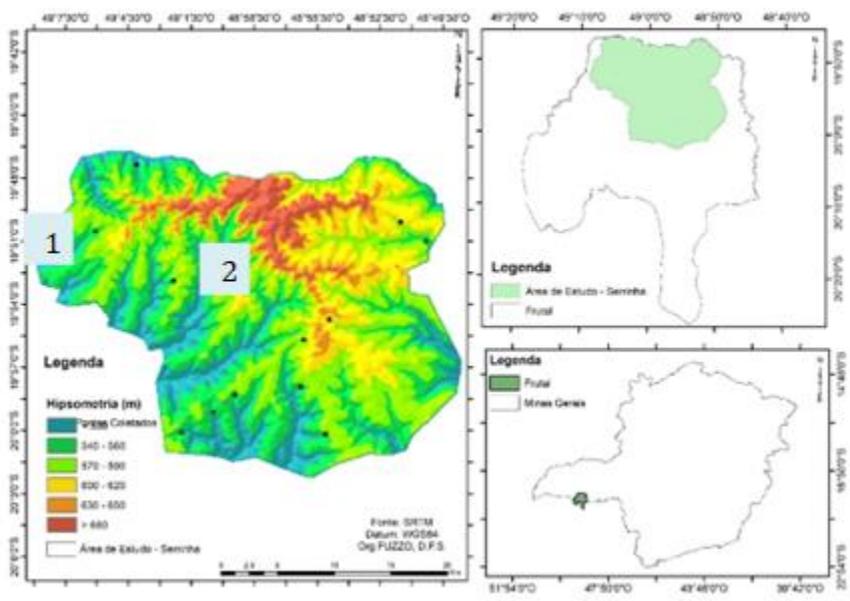


Figura 1 Localização das estações de amostragem em nascentes da Serrinha: 1) bacia do Ribeirão São Mateus; 2) bacia do Ribeirão Marimbondo.

Os macroinvertebrados foram coletados com amostrador “surber” (área de amostragem de 0,09 m², abertura de rede: 250 µm) para a representação da comunidade bentônica; a fauna associada à vegetação foi amostrada com rede D (abertura de rede: 250 µm), correndo um percurso contra a correnteza de aproximadamente 10 metros de cada lado da margem, com tempo aproximado de 3 min de esforço amostral buscando os organismos em raízes, atrás de troncos entre outros habitats ao longo das margens. Os organismos foram acondicionados em frascos e preservados em formalina 4%.



EXTREMOS CLIMÁTICOS: **IMPACTOS ATUAIS** E RISCOS FUTUROS

As amostras foram coradas com rosa de bengala e passadas por sequência de peneiras de 2000 mm e 250 μ m para triagem dos organismos. O material retido na maior malha foi separado em bandejas com o auxílio de iluminação e acondicionados em frascos com etanol 70%, o material de menor tamanho foi triado sob microscópio estereoscópio com iluminação transmitida e refletida, a identificação feita sob microscópio óptico. Os organismos foram identificados com a utilização da chave de identificação de Mugnai, Nessimian, Baptista.

O número total de indivíduos contabilizados para cada compartimento (bentos e fauna associada à vegetação) e a riqueza de famílias de insetos, em nove nascentes, passaram por transformação $\log_{10}(x+1)$, depois os dados foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk, sendo a hipótese de normalidade negada para as quatro variáveis. Assim, para verificar a existência de diferença entre médias dos organismos bentônicos e a fauna associada os dados foram submetidos ao teste de Kruskal-Wallis. As análises foram realizadas no Programa R 4.0.3. (*R Development Core Team, 2021*).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A fauna de macroinvertebrados aquáticos constitui um dos principais grupos dos ecossistemas lóticos, em razão do seu papel fundamental no fluxo de energia, na ciclagem de nutrientes e por fazer parte da cadeia alimentar de outros organismos (Russo *et al.*, 2002), em trechos de cabeceira onde a produção primária é baixa, espera-se encontrar principalmente coletores e fragmentadores (Vanotte *et al.*, 1980).

A Figura 2 apresenta o número mínimo, máximo e a média de organismos contabilizados por nascente, com as diferentes técnicas de amostragem descritas anteriormente. Ao todo foram contabilizados 3017 organismos bentônicos e 2853 indivíduos da fauna associada, com média de 335 (desvio padrão: 370) e 317 (desvio padrão:460) indivíduos respectivamente. Não foi observada diferença significativa entre amostragem de organismos bentônicos e de fauna associada à vegetação das margens das nascentes, mesmo com metodologias de coletas distintas ($p = 0,4335$).

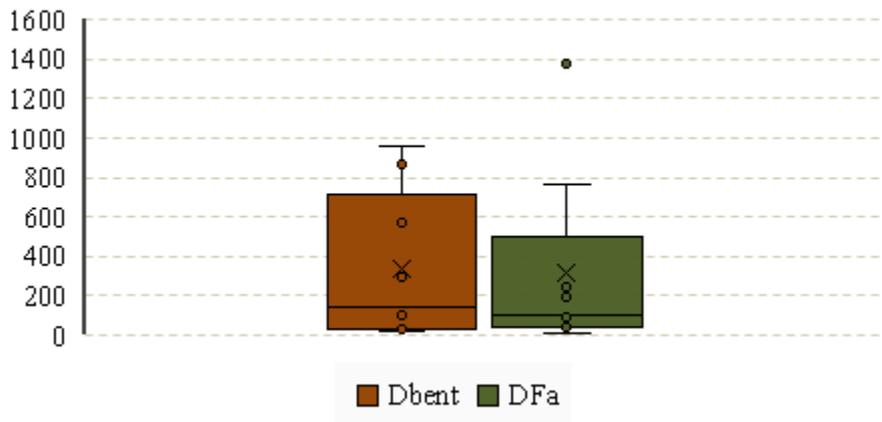


Figura 2. Amplitude de variação e média na amostragem de bentos e fauna associada em nascentes da Serrinha.

Foi encontrada grande sobreposição de taxa, quando considerados níveis taxonômicos elevados (filó, classe e ordem), diferenciado apenas pelo registro exclusivo de Plecoptera, Lepdoptera e Megaloptera no compartimento bentônico; Blattaria e planária (ordem: Tricladida) junto à vegetação marginal.

Apesar de variações entre os organismos com baixa abundância relativa (Figura 3), os insetos dípteros foram os mais abundantes, seguidos por Copepoda nos dois compartimentos. Oligochaeta foi o terceiro grupo mais abundante entre os organismos bentônicos; Bivalvia e Cladocera tiveram abundância relativa maiores que Oligochaeta na fauna associada. Em ambos os compartimentos as demais ordens de insetos foram pouco representativas em termos de abundância relativa.

Os Copepoda e Cladocera, normalmente associados à comunidade planctônica, possuem grupos taxonômicos associados aos substratos marginais e ao fundo de ambientes aquáticos. Nas nascentes da Serrinha, Copepoda Cyclopoida foi a ordem mais encontrada, com presença esporádica de Harpacticoida. Entre os cladóceros, foram registradas as famílias Ilyocryptidae e Chydoridae. Ilyocryptidae é conhecida como membro mesobentos e, de acordo com Sousa e Elmoor-Loureiro (2019), este tipo de comunidade ecológica não é foco dos esforços de amostragem na maioria dos estudos sobre Cladocera. Chydoridae é uma família conhecida principalmente como fitófila, composta por organismos que vivem associados à vegetação das zonas litorais (Sousa e Elmoor-Loureiro, 2008).



EXTREMOS CLIMÁTICOS: **IMPACTOS ATUAIS** E RISCOS FUTUROS

A presença de Cladocera é frequentemente associada a condições menos eutróficas, caracterizadas por baixos níveis de nitrato, nitrito, fósforo total, ortofosfato e condutividade elétrica (Mashkova *et al.*, 2021). Estudos como os de Nogueira (2001) e Parra *et al.* (2009) indicam que, em ambientes eutróficos, o predomínio de copépodos ciclopoídes e rotíferos é comum. Já os ambientes oligotróficos tendem a apresentar copépodos calanóides e Cladocera como grupos predominantes.

Matsumura-Tundisi (1999) destaca que espécies ausentes em ambientes oligotróficos frequentemente aparecem em ambientes eutróficos, tornando-se importantes bioindicadores do estado trófico da água. Essas espécies fornecem informações sobre o ecossistema, além de influenciar as relações biológicas e propriedades físico-químicas da água. Sendo que as mudanças no estado trófico podem alterar a composição da comunidade zooplancônica, bem como a biomassa e a densidade dos organismos (Marcelino 2007).

Entre os dípteros, algumas famílias são conhecidas por indicar condições ambientais como registrado para gêneros da família Chironomidae que são tolerantes a condições adversas da qualidade da água (Callisto *et al.*, 2002; Milesi, 2016; Moraes *et al.*, 2010); já integrantes da Simuliidae são mais sensíveis (Santos; Lecci; Aranda, 2023; Lozovei *et al.*, 2004) e em rios com baixas taxas de oxigênio podem ser substituídos por grupos mais tolerantes como Oligochaeta, Chironomidae e Hirudinea, esses predominantes em ambientes com baixas concentrações de oxigênio dissolvido e presença de poluentes (Campos *et al.*, 2002).

Em rios de baixa ordem os organismos mais estudados como indicadores de qualidade ambiental são os insetos. A Figura 4A apresenta a riqueza de insetos por família, agregando os dados das nascentes e a Figura 4B relaciona o número de famílias por nascente estudada.

A riqueza de famílias de insetos não apresentou grande diversificação entre ambientes bentônicos e fauna associada, quando considerada a soma de todas as nascentes (Figura 4A). A fauna bentônica apresentou maior riqueza de famílias em três nascentes e a fauna associada à vegetação também apresentou maior riqueza em três nascentes, considerando que a amostragem de bentos da nascente denominada 1C2 foi perdida.

A riqueza de famílias de insetos da região bentônica e da fauna associada não apresentou diferença significativa ($p = 0.4467$), assim como a densidade total de organismos.



EXTREMOS CLIMÁTICOS: **IMPACTOS ATUAIS** E RISCOS FUTUROS

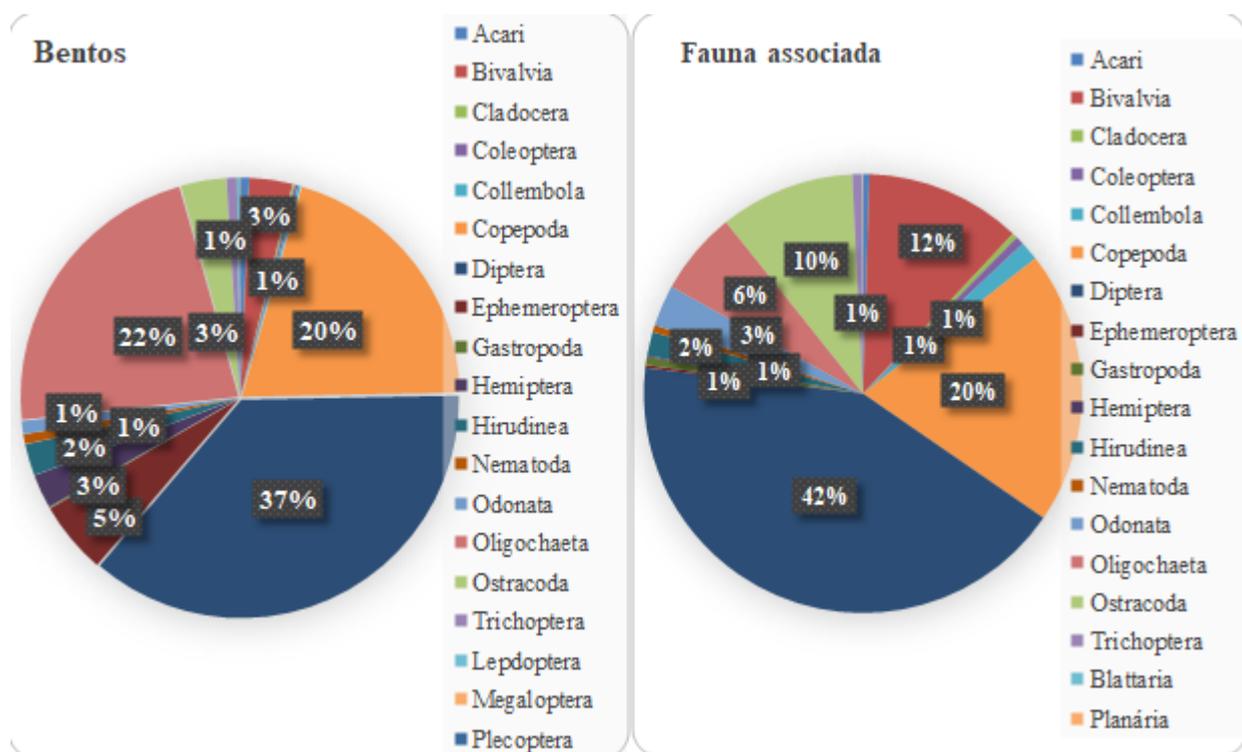


Figura 3. Abundância relativa de grandes grupos taxonômicos presentes no compartimento bentônico e vegetação associada, em nascentes da Serrinha.

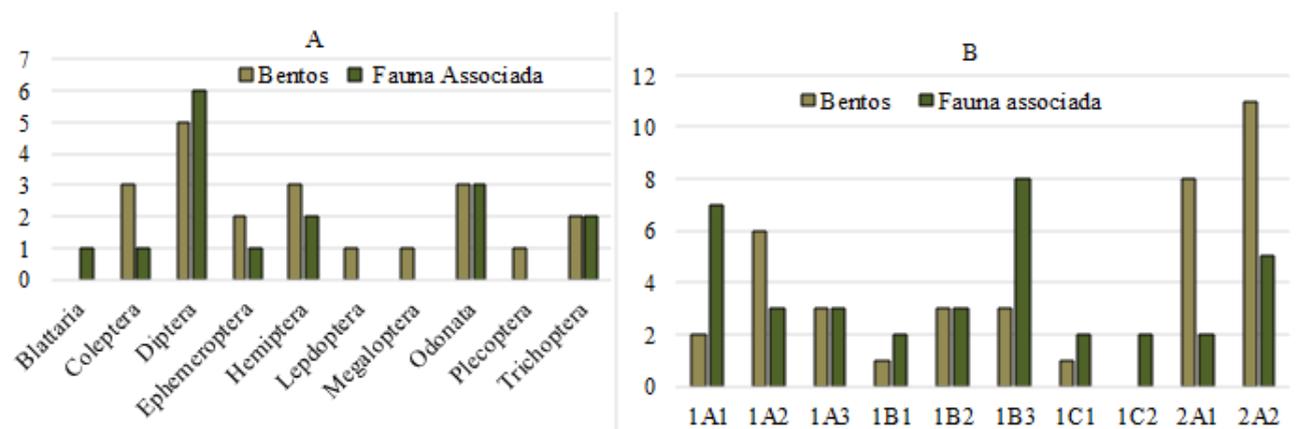


Figura 4. Riqueza de famílias de insetos, A) por família e B) por nascentes da Serrinha para fauna bentônica e associada à vegetação marginal.



EXTREMOS CLIMÁTICOS: **IMPACTOS ATUAIS** E RISCOS FUTUROS

Para as nascentes da Serrinha, até o momento podemos verificar que a amostragem em um dos compartimentos pode ser representativa do sistema, já que não foram detectadas diferenças significativas entre riqueza e número de organismos contados.

De acordo com Callisto *et al.* (2001) existem organismos típicos de qualidade de águas, como Plecoptera e Trichoptera, passando por organismos tolerantes, como Odonata e Heteroptera, até organismos resistentes, como Chironomidae e Oligochaeta. Locais poluídos geralmente possuem baixa diversidade de espécies e elevada densidade de organismos, restritos a grupos mais tolerantes.

As ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) são frequentemente presentes em ecossistemas de nascentes (Amaral; Rocha; Alves, 2021). Devido à sensibilidade das assembleias de EPT a mudanças ambientais, são comumente utilizadas como indicadores ecológicos de ecossistemas aquáticos (Souza *et al.*, 2020) apresentando uma riqueza e abundância diversa em águas limpas, com vegetação ciliar preservada, temperatura da água amena e alto.

Algumas dessas perturbações ambientais que causam a perda de riqueza taxonômica aquática podem se originar de elementos antrópicos. Tais modificações afetam a qualidade hídrica, devido à grande quantidade de carga poluidora, cujo lançamento é efetuado nesses ecossistemas. Além disso, existem outras atividades econômicas que contribuem para tal perda, como atividades agropecuárias e industriais intensivas (Goulart; Callisto, 2003). Dessa forma, avaliar a riqueza tanto de insetos como dos demais invertebrados aquáticos representa obtenção de importante parâmetro para avaliação de nascentes, devendo ser o tipo de amostragem eficiente para caracterizar a biodiversidade de nascentes.

A análise em nove amostragem, em compartimentos de fundo e margem das nascentes, indica que a fauna de macroinvertebrados desses locais podem tanto ser amostradas no sedimento como junto à vegetação marginal. As metodologias utilizadas nesse estudo apresentaram resultados equivalentes e, considerando que as amostras bentônicas apresentam maiores dificuldades de triagem em decorrência do volume de sedimento, a fauna associada à vegetação marginal representa a comunidade de nascentes de forma satisfatória para os ambientes da Serrinha. Entretanto, o tempo gasto em campo para amostragem da fauna associada à vegetação é relativamente maior, considerando a metodologia aqui utilizada, cada amostragem teve três minutos empregados no deslocamento da rede D ao longo das margens do riacho e, nos locais com vegetação preservada, tempo adicional foi empenhado para redução do volume de amostra com lavagem da matéria orgânica dentro da rede no local de



EXTREMOS CLIMÁTICOS: **IMPACTOS ATUAIS** E RISCOS FUTUROS

amostragem. Deve-se considerar também que a amostragem com o surber é quantitativa e com a rede D é semiquantitativa.

CONCLUSÕES

A análise da fauna de macroinvertebrados aquáticos nas nascentes da Serrinha indica que tanto a amostragem de organismos bentônicos quanto a de fauna associada à vegetação fornecem uma visão representativa da biodiversidade desses ambientes. A ausência de diferenças significativas entre as metodologias sugere que ambas são eficazes para amostrar a riqueza e a abundância de macroinvertebrados aquáticos. Por se tratar de ambientes estreitos, com grande influência da vegetação ciliar, nesse caso específico matas galerias ou veredas, não foi detectada heterogeneidade espacial para distribuição dos organismos.

As duas técnicas de amostragem foram eficazes para caracterizar a comunidade de invertebrados. A decisão por uma delas pode ser feita pela escola entre o potencial quantitativo (*surber*) ou semi quantitativa (rede D) e pelo tempo empenhado em cada fase de trabalho, no caso da coleta da fauna associada maior tempo é gasto em campo e no caso da fauna bentônica o tempo é maior para triagem em laboratório.

Perante a carência de estudos e a alta pressão humana que ameaça o equilíbrio de nascentes, são necessários esforços em pesquisas que busquem suprir as lacunas na área do conhecimento da fauna aquática de nascentes, bem como melhor entender o funcionamento e impactos sobre este ecossistema.

AGRADECIMENTOS

À FAPEMIG, pelo auxílio concedido via chamada Universal, processo APQ 00420-21 e pela bolsa de mestrado para a primeira autora; à PROPG- UEMG pelas bolsas de iniciação científica para segunda e terceira autoras em editais PAQq de 2022 e 2024.



REFERÊNCIAS

- AMARAL, P. H. M.; ROCHA, C. H. B.; ALVES, R. G. Effect of eucalyptus plantations on the taxonomic and functional structure of aquatic insect assemblages in Neotropical springs. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, p. 1- 12, 2021.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.
- CAMPOS, J.; ANDRADE, C. F. S. Resistência a inseticidas em populações de *Simulium* (Diptera, Simuliidae). **Cadernos de Saúde Pública**, v. 18, n. 3, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-311X200200030001>.
- GOULART, M. D.; CALLISTO, Marcos. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n. 1, p. 156-164, 2003.
- HOFMANN, G. S.; SILVA, R. C.; WEBER, E. J.; BARBOSA, A. A.; OLIVEIRA, L. F. B.; ALVES, R. J. V.; CARDOSO, M. F. Changes in atmospheric circulation and evapotranspiration are reducing rainfall in the Brazilian Cerrado. **Scientific Reports**, 13(1), 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-38174-x>.
- JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S. C. M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia** 10 (2): 125-135, 1998.
- LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M da. Estimativa da contribuição hídrica superficial do Cerrado para as grandes regiões hidrográficas brasileiras. **Simpósio brasileiro de recursos hídricos**, v. 17, 2007.
- LOZOVEI, A. L.; PETRY, F.; SANTOS NETO, L. G. D.; FERRAZ, M. E. Levantamento das espécies de *Simulium* (Diptera, Simuliidae), Riacho dos Padres, município de Almirante Tamandaré, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 48, n. 1, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0085-56262004000100015>.
- MARCELINO, S.C. 2007. Zooplâncton como bioindicadores do estado trófico na seleção de áreas aquícolas para piscicultura em tanque-rede no reservatório da UHE Pedra no Rio de Contas, Jequié-BA. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, PE, Brasil. 59p.
- MASHKOVA, I.V.; KOSTRYUKOVA, A.; SHCHELKANOVA, E.; TROFIMENKO, V. Zooplankton as indicator of trophic status of lakes in ilmen state reserve Russia. **Biodiversitas** 22(3), 1448-1455, 2021. DOI: <http://doi.org/10.13057/biodiv/d220348>.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. 1999. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. Pp. 39-54. In: R. Henry (ed.). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. FAPESP/ FUNDBIO, Botucatu, SP. 799p
- MILESI, S. V. Influência de fatores espaciais e temporais sobre a composição funcional da comunidade de insetos aquáticos em riachos. Tese de doutorado (Programa de Pós-Graduação em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2016.



EXTREMOS CLIMÁTICOS: **IMPACTOS ATUAIS** E RISCOS FUTUROS

MORAIS, S.; MOLOZZI, J.; VIANA, A.; VIANA, T.; CALLISTO, M.(2010). Diversity of larvae of littoral Chironomidae (Diptera: Insecta) and their role as bioindicators in urban reservoirs of different trophic levels. *Brazilian Journal of Biology*, 70(4), 995–1004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010000500011>

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. Manual de Identificação de Macroinvertebrados do Estado do Rio de Janeiro. 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. 176 p.

NOGUEIRA, M.G. 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 455: 1-18. DOI: <http://dx.doi.org/10.1023/A:1011946708757>.

PARRA, G.; MATIAS, N.G.; GUERRERO, F. & BOAVIDA M.J. 2009. Short term fluctuations of zooplankton abundance during autumn circulation in two reservoirs with contrasting trophic state. *Limnetica*, 28: 175-184.

R DEVELOPMENT CORE TEAM, **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2021. (<http://www.r-project.org/index.html>).

RUSSO, M. R.; FERREIRA, A.; DIAS, R. M. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*, v. 24, n. 2, p. 411-417, 2002.

SANTOS, H. M. dos; LECCI, L. S.; ARANDA, R. Respostas da entomofauna aquática em relação às características do substrato e aos impactos do uso antrópico recreativo em um ambiente lótico. *Entomology Beginners*, [S. l.], v. 4, p. e065, 2023. DOI: 10.12741/2675-9276.v4.e065.

SOUZA, F. N.; MARIANO, R.; MOREIRA, T.; CAMPIOLO, S. Influence of the landscape in different scales on the EPT community (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in an Atlantic Forest region. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.192, n.391, 2020.

SOUSA, F. D. R.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Identification key for the Brazilian species and subspecies of the family Ilyocryptidae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda). *Papéis Avulsos de Zoologia*, São Paulo, Brasil., v. 59, p. e20195923, 2019. DOI: [10.11606/1807-0205/2019.59.23](https://doi.org/10.11606/1807-0205/2019.59.23).

SOUSA, F. D. R.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Cladóceros fitófilos (Crustacea, Branchiopoda) do Parque Nacional das Emas, estado de Goiás. *Biota neotropica*, v. 8, p. 159-166, 2008.

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. *Biota Neotropica*, v. 10, p. 67-75, 2010.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 37, p. 130-137, 1980.