



Efeito das Atividades Agrícolas sobre Macrobenetos de Bancos Foliare

Alice de Carvalho Felizardo¹

Guilherme dos Anjos Nascimento²

Antônia Celi Pereira de Sousa e Silva³

Milton Cezar Ribeiro⁴

Claudio José Von Zuben⁵

Resumo

Riachos de cabeceira possuem canais estreitos que fluem por florestas e outras áreas com vegetação ripária que fornecem material alóctone, essencial para a comunidade de macrobenetos. Estes organismos são sensíveis a mudanças ambientais cumulativas, que degradam o ambiente como por exemplo as atividades agrícolas. Objetivou-se com este trabalho avaliar o efeito de atividades agrícolas sobre macrobenetos de bancos foliare em riachos de cabeceira do sistema Cantareira-SP. Dados de porcentagem da composição da paisagem foram obtidos por mapeamento. As variáveis físicas e químicas da água foram mensuradas *in situ*, mergulhando o sensor de um aparelho multiparâmetros na água. As coletadas foram feitas entre outubro e novembro do ano de 2022. Os macroinvertebrados foram identificados até o nível de família, por meio das chaves de identificação. Efemerópteros, plecópteros e tricópteros (EPT) foram as ordens mais associadas à cobertura florestal, com destaque a famílias que utilizam o material foliar como abrigo e alimento. Em contrapartida, os macrobenetos mais tolerantes dominaram paisagens agrícolas, observado nos índices de porcentagem de ETP e de chironomidae. Houve aumento da condutividade associada à atividade agrícola. Índices ecológicos e o resultado de análise de redundância indicam homogeneização biótica devido à atividade agrícola, com a ressalva de que ainda pode-se apresentar condições ambientais peculiares mesmo em riachos inseridos em paisagens não tão preservadas. Assim, os esforços para conservação não devem ser focados apenas em riachos de Unidade de Conservação, mas considerar uma abordagem que considere a preservação e manutenção de microhabitats de bancos foliare.

Palavras-chave: Folhiço, macroinvertebrados, agricultura, paisagem, Unidades de Conservação.

¹Discente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS), campus Poços de Caldas. Departamento de Biologia, alice.felizardo@alunos.ifsuldeminas.edu.br.

² Discente da Universidade Estadual Paulista (UNESP)- campus Rio Claro, Departamento de Biodiversidade. guilherme.anjos@unesp.br

Laboratorista do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS), campus Poços de Caldas. Departamento de Biologia, guilherme.nascimento@ifsuldeminas.edu.br.

³Discente da Universidade Estadual Paulista (UNESP)- campus Jaboticabal, Departamento de Biociências. antonia.celi@unesp.br

⁴Docente da Universidade Estadual Paulista., (UNESP) – Campus Rio Claro, Departamento de Biodiversidade. milton.c.ribeiro@unesp.br

⁵ Docente da Universidade Estadual Paulista.(UNESP) – Campus Rio Claro. Departamento de Biodiversidade. claudio.jv.zuben@unesp.br

INTRODUÇÃO

Riachos de cabeceira são ecossistemas extremamente ameaçados, que possuem canais estreitos que fluem por florestas e outras áreas com vegetação ripária e são responsáveis pelo fornecimento de material alóctone - caules, galhos, frutos, sementes, folhas e troncos- para os riachos (OESTER *et al.*, 2022; OLIVEIRA *et al.*, 2020). A vegetação ciliar, em condições ideais, mantém a integridade ecológica porque atua como uma barreira física aos sedimentos, cria refúgios de menor vazão, regulam a temperatura e também a disponibilidade de luz na água (AMARAL *et al.*, 2015; ASTUDILLO *et al.*, 2016; EFFERT-FANTA *et al.*, 2019.)

Os riachos podem ser analisados tanto em escalas menores, como os microhabitats, quanto em escalas maiores de paisagem, como microbacias hidrográficas (SUEYOSHI; ISHIYAMA; NAKAMURA, 2016). Nos trópicos, práticas agrícolas são uma das principais atividades da degradação ecológica da paisagem nestes ambientes, provocando principalmente o aumento de sedimentos finos e erosão, degradação da qualidade da água por pesticidas e nutrientes e alterações hidromorfológicas que homogenizam habitats, colocando em risco a sustentabilidade dos processos ecológicos (AMARAL *et al.*, 2015; CASTRO; DOLÉDEC; CALLISTO, 2018). Isto faz com que estes riachos também sejam utilizados como modelos de análise de impactos ambientais, como por exemplo, a gradientes ambientais de perturbação (JOHNSON; ANGELER, 2014).

A nível local, a hidrodinâmica determina os diferentes tipos de micro-habitat. Os Microhabitats arenosos são geralmente homogêneos e carecem de recursos alimentares enquanto bancos foliares, formados por incremento de material alóctone da mata ciliar, apresentam maior abundância de alimento e abrigo em relação a outros, como sedimentos finos, e, portanto, espera-se que abriguem um número maior de organismos (FERREIRA *et al.*, 2021). Além de serem utilizados em programas de biomonitoração de alterações no uso e ocupação do solo, os macrobentos são sensíveis a mudanças na composição e estrutura da vegetação. A alta riqueza e abundância destas espécies são muito sensíveis a mudanças ambientais cumulativas, como degradação da qualidade



física e química da água e alterações de habitat (EFFERT-FANTA *et al.*, 2019). Como exemplo, pode ser citadas as ordens de insetos aquáticos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) utilizados em estudos para bioindicação de uso da terra agrícola (ARMIJOS; HAMPEL; BREUER, 2018; OESTER *et al.*, 2022).

Para avaliar as consequências das práticas de uso e gestão da do solo nos riachos, dada a ameaça de perturbação dos ecossistemas aquáticos por práticas agrícolas, estudos que considerem condições locais e regionais dos riachos, bem como variáveis ambientais que possam determinar a composição da comunidades de macrobentos em bancos foliares são cruciais (OLIVEIRA *et al.*, 2020; STOLER; RELYEA, 2020). Objetivou-se com este trabalho, em suma, avaliar o efeito de atividades agrícolas sobre macrobentos de bancos foliares em riachos de cabeceira do Corredor Cantareira-SP.

METODOLOGIA

O trabalho foi realizado na região que abrange as Serras da Cantareira, noroeste do Estado de São Paulo, entre as coordenadas geográficas Longitude Leste=-45,962 e Latitude Norte=-22,813; Longitude Oeste=-46,868 e Latitude Sul=-23,516. Este estudo foi realizado em 8 riachos georreferenciados, previamente escolhidos por mapeamento, com dados de porcentagem da composição da paisagem na microbacia (cobertura florestal e atividades agrícolas) através do MapBiomas, ferramentas de SIG e de imagens Google Earth. Quatro riachos (1, 2, 3 e 6) representam Unidades de Conservação da Serra da Cantareira, licença de autorização número 83566-1 (Código de autenticação: 0835660120221007) e quatro riachos que perfizeram um gradiente ambiental de atividade agrícola (Figura 1). As microbacias foram definidas como a área de drenagem, em modelo de elevação (área de captação), que continham riachos de até terceira ordem segundo Strahler (1957). Após o mapeamento, as amostras biológicas foram coletadas especificamente em microhabitats de folhicho, caracterizados por áreas de acúmulo e deposição de material alóctone vegetal, com velocidade de água reduzida (PIRES *et al.*, 2020). Foi utilizada para a coleta a rede amostral Surber, com malha de abertura de 250 micrômetros, entre Outubro e Novembro do ano de 2022. O substrato

contendo os espécimes foram e fixados em etanol a 70% em sacos plásticos resistentes. No laboratório, estes organismos foram triados utilizando bandeja transparente e transiluminador, pinçando os organismos para frascos flaconetes para separá-los. Os macroinvertebrados foram identificados até o nível de família, pois este nível taxonômico já demonstrou ser adequado para detectar padrões ecológicos devido às altas similaridades ecológicas (FERREIRA *et al.*, 2021). A identificação foi realizada utilizando lupas estereoscópicas e chaves de identificação (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014; MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010). Devido ao estado de conservação dos indivíduos, bem como dificuldade de acesso a chaves de identificação específicas e especialistas da área, anelídeos oligoquetas foram excluídos das análises, bem como outros organismos identificados ao nível taxonômico mais aproximado possível.

As variáveis físicas e químicas da água foram mensuradas *in situ* mergulhando-se o sensor do aparelho multiparâmetros Horiba® modelo U-53 na água. As variáveis determinadas dentro de cada ponto de amostragem foram: o Potencial Hidrogeniônico (pH), a condutividade elétrica (COND), saturação de Oxigênio dissolvido (%OD) e, por fim, a temperatura d'água (C). A riqueza e dominância foram estimados utilizando-se o software PAST 3.21 (HAMMER *et al.*, 2001). Uma análise de redundância (RDA) foi realizada com as matrizes respostas (biológicas) e as matrizes predictoras de dados ambientais (variáveis limnológicas e de paisagem) utilizando-se o Pacote Vegan (OKSANEN, 2015) do software R (RSTUDIO TEAM, 2023).

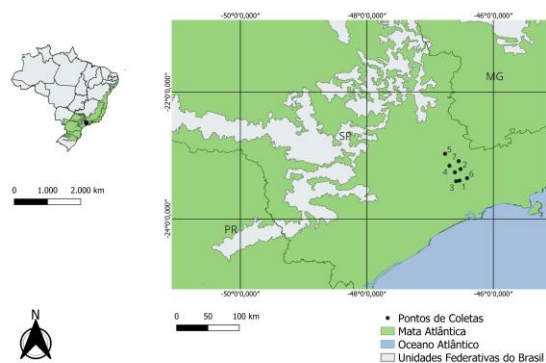


Figura 01: Área de estudo contendo as coletas realizadas em Unidades de Conservação (1, 2, 3 e 6) e áreas de gradiente ambiental de atividades agrícolas (4, 5, 7 e 8)

Fonte: Elaborado pelos Autores (2024)

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao todo, 1117 indivíduos foram coletados, distribuídos em 11 ordens e 29 famílias. A ordem mais abundante foi a de Diptera, seguido de Trichoptera e de Odonata e as famílias mais abundantes foram Chironomidae, Ceratopogonidae e Leptoceridae respectivamente. Efemerópteros, plecópteros e tricópteros (ETP), foram as ordens mais associadas à paisagem de cobertura florestal e a parâmetros limnológicos como ao oxigênio dissolvido (Tabela 1) pois são insetos mais sensíveis à degradação ambiental.

Tabela 1 - Caracterização dos Riachos da Serra da Cantareira - SP

Variáveis Limnológicas e Localização dos Riachos Amostrados								
Riachos	1	2	3	4	5	6	7	8
Temperatura (°C)	19	15	20	21,4	21	20	21	21
COND (µS.m ⁻¹)	0,039	0,018	0,026	0,04	0,068	0,078	0,042	0,085
OD (%)	64	85	78	103	52	77	96	89
pH	6,89	6,48	7,13	7,3	7,03	6,32	7,17	8,61
Coordenada Geográfica	23°23'45,79"S, 46°31'58,87"O	23°12'52,24"S, 46°31'5,87"O	23°24'21,03"S, 46°35'13,80"O	23°9'41,72"S, 46°41'34,82"O	22°58'22,47"S, 46°45'46,28"O	23°21'27,91"S, 46°24'54,47"O	23°5'18,99"S, 46°32'53,29"O	23°15'54,66"S, 46°36'28,93"O

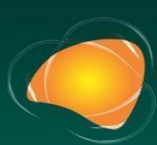
Fonte: Elaborado pelos Autores (2024)

Tabela 2 - Índices ecológicos dos Riachos da Serra da Cantareira - SP

Índices Ecológicos dos Riachos Amostrados								
Riachos	1	2	3	4	5	6	7	8
EPT %	10,90%	21,60%	3,84%	0%	3,09%	0%	0,54%	1,36%
Chironomidae %	5,45%	53,42%	73,37%	12,26%	61,85%	27,27%	81,09%	93,15%
Taxa_S	7	12	11	3	7	7	9	2
D (Dominância)	5	2,234	1,821	915	2,027	0	4,298	0
Agricultura %	0	5,79	2,38	49,29	46,76	0	23,24	15,7
Cobertura florestal %	84,53	73,08	94,86	13,41	17,35	84,07	43,99	32,62

Fonte: Elaborado pelos Autores (2024)

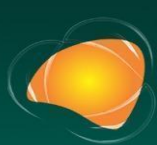
Isto pode ser percebido de forma mais clara nos bancos foliares, com uma alta abundância de Trichopteras e uma grande representatividade das famílias Leptoceridae e Calamoceratidae, pois estes que utilizam de materiais alóctones de bancos foliares para alimentação e abrigo (FERREIRA *et al.*, 2021), mas também a efemerópteros da família Leptophlebiidae e Baetidae. A porcentagem de ETP



foi maior em nosso estudo do que em ambientes preservados. Oester (2022) encontrou uma diversidade maior de EPT em locais com maior cobertura florestal em comparação com locais com menor porcentagem. Cremos que o folhicho, assim, com substratos heterogêneos representaram uma disponibilidade estrutural de habitat para EPT (OLIVEIRA *et al.*, 2020). De fato, Castro (2018) relatou perda espécies especializadas devido a impactos agropastoris. A ordem das libélulas apresentou tanto famílias mais tolerantes, como os Libellulidae, quanto mais sensíveis à cobertura florestal e com exigências maiores de parâmetros físicos e químicos, como Gomphidae. Esta adaptação ao ambiente pode estar ligada a características de história de vida e funcionais como tamanho corporal e capacidade de dispersão (GUEDES; VILELA; SOUZA, 2022). Na verdade, odonatas se enquadram em uma classificação intermediária de bioindicação, enquanto dípteros e moluscos são classificados como mais tolerantes (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014).

Esta classificação aos macrobentos foi percebida no gradiente ambiental de paisagens agrícolas, com destaque a dípteros quironomídeos, como ocorreu em Oliveira 2020, e a tipulídeos. A porcentagem de chironomidae foi muito maior em ambientes perturbados em comparação com os preservados. Como os quironomídeos são mais tolerantes, estes suportam a falta de bancos foliares, o que ocorre comumente em riachos desmatados por atividades agrícolas (ARMIJOS; HAMPEL; BREUER, 2018). Esta mudança na composição dos macrobentos, bem como a perda de espécies sensíveis mostra um processo de homogeneização do microhabitat associada à paisagem com atividades agrícolas, pois a captação de água para uso agrícola reduz a vazão, acelera as taxas de sedimentação e fazem com que sedimentos finos preencham os interstícios entre substratos foliares e cubram superfícies de leitos dos riachos (SUEYOSHI; ISHIYAMA; NAKAMURA, 2016).

No gráfico da RDA (Gráfico 1), os vetores de cobertura florestal foram separados dos de agricultura, com riachos preservados mais associados à cobertura florestal e a parâmetros físicos e químicos da água do que os não preservados, como ocorreu com os riachos 4 e 5, com baixa porcentagem de cobertura florestal em relação aos riachos 1 e 2, os preservados. Isto já era esperado pois, o uso da terra agrícola em comparação com a cobertura florestal são geralmente negativamente correlacionados entre si em escalas espaciais, devido a reduções na área de floresta ribeirinha causadas diretamente por aumento na porcentagem de paisagem agrícola em uma bacia hidrográfica

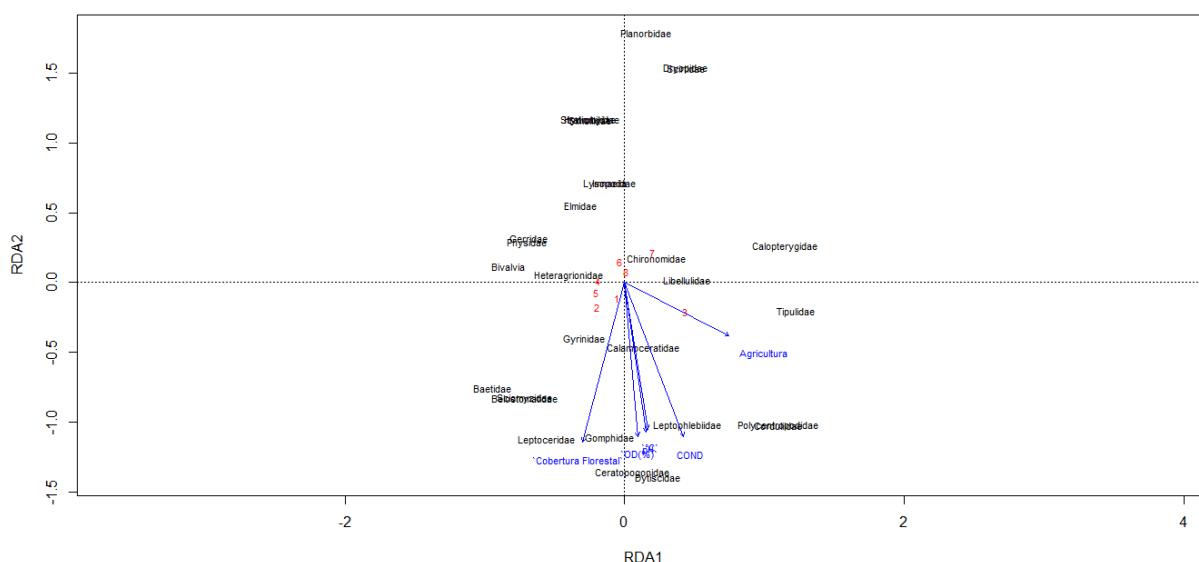


(EFFERT-FANTA *et al.*, 2019). Também confirmamos que a paisagem agrícola afetou fortemente a qualidade da água por meio do aumento de níveis de condutividade (ASTUDILLO *et al.*, 2016).

Contudo, em relação ao oxigênio dissolvido, nem sempre os bancos foliares apresentam vantagens para a qualidade da água, deixando complexas as interpretações diretas deste parâmetro. O tipo de diversidade da composição foliar, compostos fenólicos e um conteúdo elevado de nutrientes, acima do esperado, pode causar mudanças nas variáveis químicas da água, escurecer a coluna de água e reduzir o crescimento de algas, diminuindo a diversidade de macrobentos. Uma maior decomposição com aumento da biomassa microbiana, por fim, reduzem o oxigênio dissolvido (STOLER; RELYEA, 2020). Estes processos podem ter obscurecido relações entre oxigênio dissolvido e a porcentagem de atividade agrícola ou de cobertura florestal.

O riacho 3, em unidade de conservação, não estava associado a variáveis ambientais como os demais riachos preservados, como esperávamos. Este riacho apresentou uma alta porcentagem de chironomidae e uma baixa porcentagem de ETP, em comparação com os outros riachos preservados. O riacho 6, que apresentou uma condutividade mais alta em relação às outras Unidades de Conservação, não apresentou insetos ETP. Como um dos primeiros estudos de macroinvertebrados aquáticos em Unidades de Conservação do sistema Cantareira, e devido à negligência quanto à biota de macroinvertebrados de água doce para conservação e criação de ambientes protegidos no Brasil (SANTOS *et al.*, 2019), recomenda-se mais estudos sobre o estado de preservação dos ecossistemas aquáticos nestes riachos. Além disto, os riachos 6 e 8 se mantiveram ao centro do gráfico não tendo uma associação clara à qualidade dos parâmetros limnológicos. Percebe-se que os índices de dominância, no geral, também não mostraram uma associação clara às variáveis de paisagem entre os riachos estudados. Acredita-se que esta falta de correspondência pode estar relacionada à mata ciliar, uma variável não medida no estudo. A mata ciliar imediatamente em volta dos riachos pode causar o amortecimento de impactos de atividades agrícolas a variáveis químicas da água, como descarga e concentração de nutrientes (ASTUDILLO *et al.*, 2016). As áreas de impacto adjacentes, que não necessariamente abrangem uma região de estudo tão grande quanto a de área de captação, também podem influenciar na qualidade ambiental dos riachos (MONTAG *et al.*, 2018) e diferentes resultados podem refletir condições diferentes do ecossistema, bem como tipos e intensidades de práticas

agrícolas mais sustentáveis (EFFERT-FANTA *et al.*, 2019). Assim, a intensidade do impacto, o tipo de cultura agrícola, as variações no tipo e composição mata ciliar, ou ainda uma maior preservação deste tipo de vegetação adjacente deixam os complexos e peculiares efeitos da paisagem à qualidade limnológica, em nosso estudo.



Fonte: Elaborado pelos Autores (2024)

Gráfico 1 - Análise de Redundância dos riachos amostrados. Os vetores representados por setas azuis se referem às variáveis ambientais. As palavras na cor preta, às famílias de macrobentos aquáticos e numerais em vermelho os riachos analisados.

O estudo sugere que os macrobentos na escala de microhabitat de banco foliar seria suscetível ao uso agrícola da terra, com a ressalva de que mesmo inseridas em matriz agrícola, locais com mata ciliar preservada ainda podem sustentar uma comunidade biodiversa, portanto, os esforços para conservar não devem ser focados apenas em áreas de Unidades de Conservação, nem apenas em uma escala a nível de paisagem, mas multiescala e considerando particularidades de microhabitats como os bancos foliares (FERREIRA *et al.*, 2021).

CONCLUSÕES

As atividades agrícolas, no geral, aumentaram os níveis de condutividade da água, bem como provocaram homogeneização biótica de macrobentos devido à atividade agrícola. No entanto, se pode apresentar condições ambientais peculiares mesmo em riachos inseridos em paisagens agrícolas. Assim, os esforços para conservação não devem ser focados apenas em riachos de Unidade de Conservação, mas considerar uma abordagem multiescala e que considerem a preservação e manutenção de microhabitats de bancos foliares.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à UNESP campus de Rio Claro, pela infraestrutura, em especial ao Laboratório de Entomologia (LENT) e ao grupo de pesquisa PELD CCM, por meio do projeto PELD CCM Fase 2 (2020-2027), que conta com o seguinte financiamento: FAPESP 2020/01779- 5/Concessão; Bolsa FAPESP/Processo 2021/08534-0; Temática FAPESP 2021/10195-0; CNPq/Universal 402765/2021-4; CNPq/PELD 442147/2020-1; CNPq/BRICS 440145/2022-8 e FAPESP/CEPID 2021/10639-5. Gostaríamos de agradecer ao IFSULDEMINAS câmpus Poços de Caldas, pela infraestrutura dos laboratórios de biologia e de biodiversidade, bem como às bolsas concedidas pelo edital 04/2024 - NIPE.

REFERÊNCIAS

AMARAL, Pedro H. M. et al. **Influence of habitat and land use on the assemblages of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera in neotropical streams.** *Journal of Insect Science*, v. 15, n. 1, p. 60, 2015.

ARMIJOS, Carlos I.; HAMPEL, Henrietta; BREUER, Lutz. **Land-use effects on structural and functional composition of benthic and leaf-associated macroinvertebrates in four Andean streams.** *Aquatic ecology*, v. 52, p. 77-92, 2018.



ASTUDILLO, Manuel R. et al. **Relationships between land cover, riparian vegetation, stream characteristics, and aquatic insects in cloud forest streams, Mexico.** *Hydrobiologia*, v. 768, p. 167-181, 2016.

BARBOSA, Ronei. A.; et al.. **Manual básico para elaboração do resumo completo e expandido. 21º. ed. Poços de Caldas: Congresso Nacional do Meio Ambiente. 2024. 14 p., ISSN on-line Nº 2317-9686 – V. 16 N.1 2024.**

CASTRO, Diego M. P.; DOLÉDEC, Sylvain; CALLISTO, Marcos. **Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams.** *Ecological Indicators*, v. 84, p. 573-582, 2018.

CORE TEAM R. Core et al. **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing. 2015.

EFFERT-FANTA, Eden L.; FISCHER, Robert U.; WAHL, David H. **Effects of riparian forest buffers and agricultural land use on macroinvertebrate and fish community structure.** *Hydrobiologia*, v. 841, p. 45-64, 2019.

FERREIRA, Vitor M. B. et al. **Diversity and microhabitat use of benthic invertebrates in an urban forest stream (Southeastern Brazil).** *Iheringia. Série Zoologia*, v. 111, p. e2021020, 2021.

GUEDES, Marcella B.; VILELA, Diogo S.; SOUZA, Marcos M. **Odonata (Insecta) community in the Environmental Protection Area of the Machado River hydrographic basin, southern Minas Gerais State, Brazil.** *Papéis avulsos de Zoologia*, v. 62, p. e202262061, 2022.

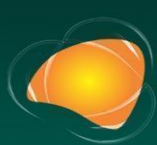
HAMADA, Neusa.; NESSIMIAN, Jorge L.; QUERINO, Ranyse. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia.** Manaus: Editora do INPA, 2014.

HAMMER, Øyvind; HARPER, David AT. **Past: paleontological statistics software package for education and data analysis.** *Palaeontologia electronica*, v. 4, n. 1, p. 1, 2001.

JOHNSON, Richard K.; ANGELER, David G. **Effects of agricultural land use on stream assemblages: Taxon-specific responses of alpha and beta diversity.** *Ecological Indicators*, v. 45, p. 386-393, 2014.

MONTAG, Luciano FA et al. **Contrasting associations between habitat conditions and stream aquatic biodiversity in a forest reserve and its surrounding area in the Eastern Amazon.** *Hydrobiologia*, v. 826, p. 263-277, 2019.

MUGNAI, Riccardo; NESSIMIAN, Jorge L.; BAPTISTA, Darcilio F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos.** Technical Books Editora, 2010.



OESTER, Rebecca et al. **Leaf-associated macroinvertebrate assemblage and leaf litter breakdown in headwater streams depend on local riparian vegetation.** *Hydrobiologia*, v. 850, n. 15, p. 3359-3374, 2023.

OLIVEIRA, Paula C. et al. **Responses of macroinvertebrate communities to land use specific sediment food and habitat characteristics in lowland streams.** *Science of the total environment*, v. 703, p. 135060, 2020.

OKSANEN, Jari. **Vegan: an introduction to ordination.** v. 8, p. 19, 2015. Disponível em: <http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vignettes/introvegan>. Pdf. Acesso em: 19 abr. 2019.

OKSANEN, Jari et al. **Vegan: Community ecology package.** Versão 2.6-4. 2023. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

PIRES, Mateus Marques et al. Influence of different riparian vegetation widths and substrate types on the communities of larval Odonata (Insecta) in southern Brazilian streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, p. e301, 2020.

RSTUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development Environment for R.** Versão 2023.03.1. RStudio, PBC, 2023. Disponível em: <https://www.rstudio.com/>. Acesso em: 19 de setembro de 2024.

RSTUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development Environment for R.** Versão 2023.0

SANTOS, Edineusa P. et al. Interactive persistent effects of past land-cover and its trajectory on tropical freshwater biodiversity. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 11, p. 2149-2158, 2019.

STOLER, Aaron B.; RELYEA, Rick A. Reviewing the role of plant litter inputs to forested wetland ecosystems: leafing through the literature. **Ecological monographs**, v. 90, n. 2, p. e01400, 2020.

STRAHLER, Arthur .N. **Quantitative analysis of watershed geomorphology.** New Halen: Transactions: American Geophysical Union, v.38. p. 913-920, 1997.

SUEYOSHI, Masanao; ISHIYAMA, Nobuo; NAKAMURA, Futoshi. **β -diversity decline of aquatic insects at the microhabitat scale associated with agricultural land use.** *Landscape and Ecological Engineering*, v. 12, p. 187-196, 2016.