

EFEITOS DE DIFERENTES TIPOS DE USOS DE SOLO NA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RIACHOS SUBTROPICAIS**EFFECTS OF DIFFERENT LAND USES ON THE COMMUNITY OF BENTHONIC MACROINVERTEBRATES IN SUBTROPICAL STREAMS**Emanuel Rampanelli Cararo¹<https://orcid.org/0000-0003-2859-0412>Thamiris Cristina Pierozan²<https://orcid.org/0000-0002-4129-0863>Raquel De Brito³<https://orcid.org/0000-0002-3355-1736>Renan de Souza Rezende⁴<https://orcid.org/0000-0002-4129-0863>

Submetido: 30/08/2021 / Aprovado: 21/06/2022 / Publicado: 01/12/2022.

Resumo

Ecossistemas de água doce são pontos críticos para o desenvolvimento humano. No entanto, os diferentes tipos de uso do solo (ex. urbano e rural) causam grandes modificações (ex. remoção da mata ciliar, assoreamento do leito dos rios, descarga de efluentes industriais) no entorno destes ecossistemas de água doce. Conseqüentemente, a biodiversidade dependente destes ecossistemas vem sofrendo grandes perdas. Especialmente, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos, que por serem sensíveis a fontes poluidoras, podem ser utilizados como bioindicadores da qualidade da água. Assim, o presente artigo objetiva avaliar o efeito dos diferentes usos do solo na comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos subtropicais. O estudo foi realizado em riachos de primeira e segunda ordem, da microbacia do Lajeado São José, Chapecó-SC, Brasil. Ao todo, investigamos quatro riachos urbanos, dois rurais e três naturais. Foram coletados 496 indivíduos, os maiores valores de riqueza foram observados em riachos de zonas naturais ($8,33 \pm 4,72$), seguido de áreas rurais ($7,00 \pm 4,24$) e áreas urbanas ($4,00 \pm 1,82$). Os maiores valores de abundância foram observados zonas urbanas ($61,75 \pm 84,71$), seguido de rurais ($46,0 \pm 52,32$) e áreas naturais ($23,66 \pm 17,50$). Por fim, constatamos que os diferentes usos do solo influenciaram negativamente na qualidade ambiental e na comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Palavras-chave: Ecossistemas de água doce. Invertebrados aquáticos. Lajeado São José. Ambientes lóticos.

¹Mestrando em Ciências Ambientais. Universidade Comunitária da Região de Chapecó. emanuelcararo@unochapeco.edu.br

²Graduação em Ciências Biológicas. Universidade Comunitária da Região de Chapecó. thami_pierozan@unochapeco.edu.br

³Graduação em Ciências Biológicas. Universidade Comunitária da Região de Chapecó. raquel.brito@unochapeco.edu.br

⁴Doutor em Ecologia. Universidade Comunitária da Região de Chapecó. renan.rezende@unochapeco.edu.br

DOI: <http://dx.doi.org/10.24021/raac.v20i1.6643>

V. 20, N. 1 (2023)



Este é um artigo publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Attribution, que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

Abstract

Freshwater ecosystems are critical points for human development. However, different types of land use (e.g., urban and rural) are causing significant changes (e.g., removal of riparian vegetation, siltation of riverbeds, discharge of industrial effluents) to the environment surrounding these freshwater ecosystems. As a result, the biodiversity dependent on these ecosystems has suffered great losses. Benthic macroinvertebrate communities that are sensitive to pollutant sources can be used as bioindicators of water quality. Therefore, this article aims to evaluate the effects of different land uses on the benthic macroinvertebrate community in subtropical streams. The study was conducted in first and second order streams in the Lajeado São José micro basin, Chapecó- SC, Brazil. Nine streams were studied in the total complex, five of which were urban and four rural. A total of 496 individuals were collected. The highest species richness values were observed in streams from natural areas (8.33 ± 4.72), followed by rural areas (7.00 ± 4.24) and urban areas (4.00 ± 1.82). The highest abundance values were observed in urban areas (61.75 ± 84.71), followed by rural (46.0 ± 52.32) and natural areas (23.66 ± 17.50). Finally, we found that the different land uses negatively affected the environmental quality and the community of benthic macroinvertebrates.

Keywords: Freshwater ecosystems. Aquatic invertebrates. Lajeado São José. Lotic environments.

1. INTRODUÇÃO

Ecossistemas aquáticos são fonte de abastecimento para uso doméstico, industrial e agropecuário (MALTBY; ACREMAN, 2011). Contudo, os ecossistemas de água doce são altamente suscetíveis a alterações ambientais, pois são diretamente influenciados pelo seu entorno (ALLAN, 2004). Alguns dos exemplos de alterações que podem afetar negativamente a qualidade de ecossistemas de água doce incluem: i) alterações de uso e ocupação do solo (ENCALADA et al., 2010); ii) descarga de rejeitos industriais e urbanos (BOOTH et al., 2004); e iii) barramento de fluxos naturais dos riachos (POFF et al., 1997). Tais alterações, têm posto em risco a integridade da biodiversidade destes ecossistemas (ex. invertebrados, peixes e fungos) (HARRISON et al., 2018). Alterações no uso e ocupação do solo (ex: agricultura e urbanização) afetam não só o ambiente aquático, como seu entorno. Especialmente através de alterações na composição da vegetação ripária (TANK et al., 2010). Os Riachos de cabeceira possuem baixa produção de energia autóctone, desta forma, a principal fonte de recursos nesses ecossistemas se dá através da entrada de serapilheira alóctone (TANK et al., 2010). Assim, alterações na estrutura da vegetação ripária podem afetar negativamente: i) os fluxos de matéria orgânica (WANTZEN; WAGNER, 2006); ii) a ciclagem de energia (KARR, 1998); e iii) a comunidades de organismos (ex. invertebrados, peixes e fungos) (STRAYER; DUDGEON, 2010).

Embora os riachos de cabeceira possam ser reconhecidos como “hotspots” de biodiversidade e conservação (ACREMAN et al., 2020), as ações para conservar esses ecossistemas ainda são insuficientes (WWF, 2020). A falta de programas de monitoramento ambiental aumenta os desafios técnicos para a proteção dos ecossistemas de água doce (MAGNUSSON et al., 2018). Políticas públicas voltadas à conservação destes sistemas normalmente são baseadas na segurança hídrica humana (COLPO; BRASIL; CAMARGO, 2009), e não na integridade total de ecossistemas (VÖRÖSMARTY et al., 2018). Desta forma, negligenciando a importância ecológica de riachos e suas complexas relações com a biodiversidade (DUDGEON et al., 2006). Assim, destaca-se a importância de desenvolver-se

DOI: <http://dx.doi.org/10.24021/raac.v20i1.6643>

V. 20, N. 1 (2023)



Este é um artigo publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Attribution, que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

diagnósticos confiáveis sobre o status de conservação de sistemas aquáticos (HARRISON et al., 2018). Alternativas baratas e eficazes para a realização de diagnósticos em riachos são estudos de comunidades bioindicadoras. Bioindicadores é o termo que se refere ao uso de organismos vivos para avaliar riscos ou processos passados, atuais ou futuros do ecossistema (PARMAR; RAWTANI; AGRAWAL, 2016).

Macroinvertebrados bentônicos de água doce são um dos principais bioindicadores de qualidade de riachos (PAULSEN, 2020). Uma vez que estes organismos são altamente sensíveis a impactos antrópicos (CALLISTO; GOULART; MORETTI, 2001). Sua utilização como indicadores biológicos pressupõe que por meio da presença, quantidade ou distribuição desses organismos seja possível obter informações sobre a intensidade dos impactos no meio ambiente (CALLISTO et al., 2019). Estudos de biomonitoramento já são amplamente utilizados nos Estados Unidos (PAULSEN et al., 2008), Austrália (CORK; SATTTLER; ALEXANDRA, 2006) e no Brasil (FRANÇA et al., 2019; REZENDE; DOS SANTOS; GONÇALVES JUNIOR, 2012). Macroinvertebrados são considerados eficazes para demonstrar impactos de longo prazo, enquanto os parâmetros físicos e químicos são eficazes para mostrar impactos imediatos nos rios (CALLISTO et al., 2019). Como tal, os dois métodos são complementares e juntos tornam os relatórios de qualidade da água mais precisos (CORK; SATTTLER; ALEXANDRA, 2006; PAULSEN, 2020).

Nesse sentido, a região oeste do estado de Santa Catarina possui vários polos agroindustriais. Nesses polos há instalações onde são criados aves, suínos e bovinos, além de monoculturas (ex. milho ou soja) (MATTEI; LINS, 2010). Ainda, a cidade de Chapecó se desenvolve rapidamente com o aumento da população e a urbanização, ocupando áreas onde antes não havia a ação antrópica (VILLELA; RAMMÉ, 2014). A intensificação na degradação dos ecossistemas aquáticos, causada pela expansão das fronteiras agrícolas e o aumento das demais atividades humanas têm promovido alterações de ordem física e química nos ambientes (TERNUS et al., 2011). O que pode estar levando a uma perda na qualidade da água, habitats naturais e ainda alterações na abundância e diversidade das comunidades biológicas dependentes destes ecossistemas (COLPO; BRASIL; CAMARGO, 2009). Diante disto, o presente trabalho tem o objetivo de analisar os efeitos de diferentes tipos de ocupação de solo (natural, rural e urbano) sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos subtropicais da região de Chapecó- SC, Brasil. Nossa hipótese é que usos da terra com ação antrópica intensa (rural e urbano) afetam negativamente a riqueza e abundância da comunidade de macroinvertebrados. Por exemplo, alterações na estrutura da vegetação ripária reduzem os recursos disponíveis no ecossistema. Ou também, a descarga de rejeitos urbanos altera a composição destes recursos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em riachos de primeira e segunda ordem, pertencentes à microbacia do Lajeado São José, Chapecó-SC, Brasil. Caracterizada por Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Decídua (IBGE, 2021), o clima é tipicamente subtropical, úmido e com uma temperatura média entre 13°C e 25°C. A microbacia do Lajeado São José é um sistema de corpos de água localizado em uma região de 1.000 hectares com altitudes entre 200 e 800 metros acima do nível do mar (BRUNETTO, 2004). Ao todo, investigamos três riachos naturais (P1, P2 e P3),

DOI: <http://dx.doi.org/10.24021/raac.v20i1.6643>

V. 20, N. 1 (2023)



Este é um artigo publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Attribution, que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

2002). A cobertura vegetal do leito e odor e oleosidade da água foram caracterizados de acordo com: total, parcial ou ausente (CALLISTO et al., 2002).

2.3 Comunidade de Invertebrados Bentônicos

Para estimar a comunidade bentônica realizamos coletas em cada sistema por meio de um coletor do tipo “Surber”, com área amostral de 1024 cm² e malha de 0.250 mm (KARROUCH; CHAHLAOUI; ESSAHLE, 2020). As amostras foram lavadas sobre peneiras de 0.50 mm, triadas com auxílio de estereomicroscópio e os invertebrados aquáticos isolados e identificados posteriormente até o nível família segundo bibliografia adequada (KARROUCH; CHAHLAOUI; ESSAHLE, 2020). Análise de variância (ANOVA) de uma via (função “aov” no pacote “Vegan”) foi usado para testar (CRAWLEY, 2007) a riqueza e abundância de invertebrados aquáticos (variável resposta) entre os locais (Natural, Rural e Urbano) amostrados (variáveis explicativas). Os dados foram verificados quanto à normalidade com o teste de Kolmogorov–Smirnov e homoscedasticidade com o teste de Levene e as variáveis log transformadas quando necessário ($\log 10 x + 1$). A análise de contraste (post hoc) foi usada para discriminar entre as variáveis explicativas (CRAWLEY, 2007). Nesta análise de contraste (ortogonal), as variáveis explicativas foram ordenadas (de forma crescente) e testadas par a par (com os valores mais próximos) e sequencialmente, adicionando ao modelo os valores sem diferenças e testando com o seguinte mais próximo, em uma etapa seriada de simplificação do modelo (CRAWLEY, 2007).

Uma Análise de Correspondência Canônica (sigla em inglês CCA) foi usada para detectar variação na composição da comunidade de invertebrados entre as variáveis ambientais (padronizadas) nos locais de coleta, para identificar os requerimentos ambientais potenciais da comunidade biológica (transformação de Hellinger) (função “cca” no pacote “Vegan”) (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). As variáveis abióticas foram filtradas por índice de inflação da variância (função “vif” no pacote “usdm”). Índice de inflação da variância excluem variáveis altamente correlacionadas por meio de um procedimento gradual para lidar com problemas de multicolinearidade (DORMANN et al., 2013).

3. RESULTADOS

3.1 Características Físicas e Químicas dos Riachos

Os maiores valores de temperatura da água foram observados em riachos de zonas urbanas (22,3±0,7), seguido de áreas rurais (22±0,16) e áreas naturais (21,5±1,2). Os maiores valores de pH da água foram observados em riachos de zonas naturais (5,6±0,5), seguido de áreas rurais (5,30±0,35) e áreas urbanas (5,0±0,2). Os maiores valores de ORP, da água foram observados em riachos de zonas naturais (391±30,5), seguido de áreas rurais (314,5±41,7) e áreas urbanas (303±53,7). Os maiores valores de NTU na água foram observados em riachos de zonas naturais (27,9±34,3), seguido de áreas rurais (4,5±1,8) e áreas urbanas (3,9±3,6). Os maiores valores de TDS na água foram observados em riachos de zonas rurais (0,1±0,05), seguido de áreas urbanas (0,06±0,03) e áreas naturais (0,04±0,02). Os maiores valores de OD na água foram observados em riachos de zonas urbanas (162±129,3), seguido de áreas naturais (110,7±3) e áreas rurais (74±52,3). As maiores médias de largura dos riachos foram encontradas nas áreas rurais (1,9±0,1), seguido de áreas naturais (1,72±0,09) e áreas urbanas (1,66±0,37). Os maiores valores de



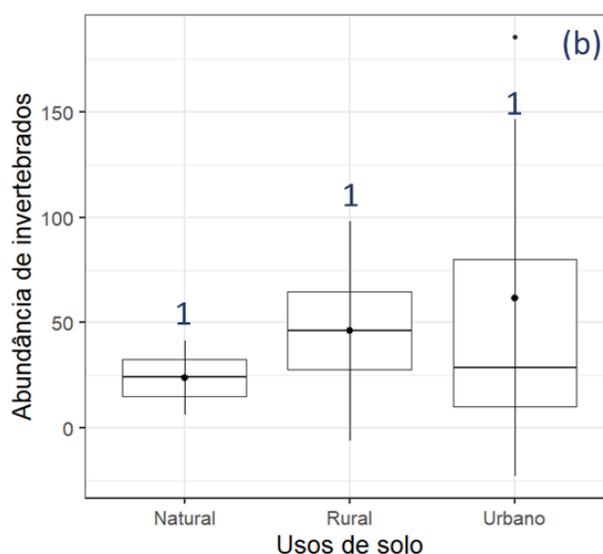
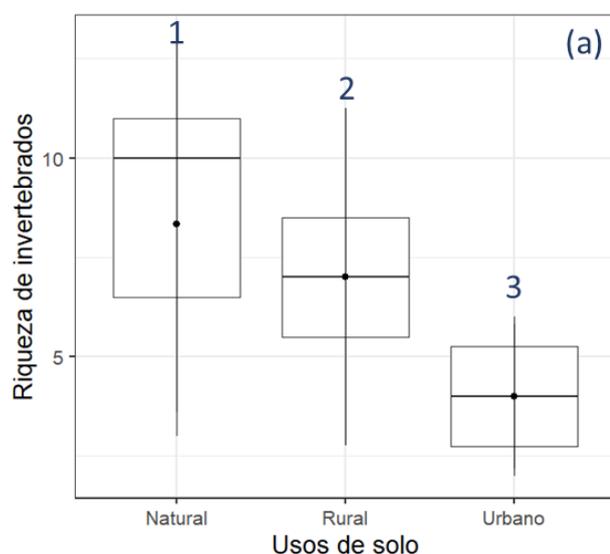
profundidade foram observados em riachos de zonas rurais ($36,0 \pm 32,52$), seguido de áreas urbanas ($21,2 \pm 4,8$) e áreas naturais ($10 \pm 5,3$).

3.2 Comunidade de Invertebrados Bentônicos

Foram coletados 496 indivíduos na coleta realizada no mês de novembro de 2018. As famílias mais abundantes foram: Chironomidae ($n=184$), Hirudinidae ($n=58$) Baetidae ($n=19$) e a subclasse Oligochaeta ($n=44$). Além destas com maior abundância, outras 25 famílias (com apenas 1 indivíduo) foram encontradas, por exemplo Hyriidae, Elmidae, Culicidae, Calamoceratidae, Janiridae, dentre outros. Os maiores valores de riqueza foram observados em riachos de zonas naturais ($8,3 \pm 4,7$), seguido de áreas rurais ($7 \pm 4,2$) e áreas urbanas ($4 \pm 1,8$) (Tabela 1a; Figura 2a). Os valores de abundância não diferiram estatisticamente entre zonas urbanas ($61,7 \pm 84,7$), áreas rurais ($46 \pm 52,3$) e áreas urbanas ($23,7 \pm 17,5$) (Tabela 1b e Figura 2b).

Tabela 1. Análise de variância de uma via (ANOVA) da riqueza e abundância dos invertebrados aquáticos entre os locais amostrados (Natural, Rural e Urbano) e análise de contraste ($p < 0,05$).

	GL	Variância%	F	Pr(>Chi)	Análise de contraste
a. Riqueza					
Nulo	8	50.0			
Uso da terra	2	33.4		0.046	Urbano < Rural < Natural
Resíduo	6	16.6			
b. Abundância					
Nulo	8	50.0			
Uso da terra	2	45.5	0.3	0.751	
Resíduo	6	4.5			



DOI: <http://dx.doi.org/10.24021/raac.v20i1.6643>

V. 20, N. 1 (2023)



Este é um artigo publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Attribution, que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

Figura 2. Valores de riqueza e abundância dos invertebrados aquáticos entre os locais amostrados (Natural, Rural e Urbano). As caixas representam quartis, a linha em negrito é a mediana, círculos são as médias, linhas verticais são as partes superior e inferior do desvio padrão e pequenos pontos são outsiders. Números diferentes (1, 2 e 3) indicam diferenças significativas pela Análise de contraste (testes post hoc).

3.3 Comunidade de Invertebrados Bentônicos vs. Características Físicas e Químicas dos Riachos

A análise de CCA (inércia total de 2,91) sobre a comunidade de invertebrados aquáticos, variáveis ambientais e pontos amostrados (87%, inércia de 2,53). O eixo 1 da CCA explicou 25 % da inércia (0,75) e o eixo 2 explicou 17% da inércia (0,52; Figura 3). Entre as 18 variáveis ambientais testadas, a análise de índice de inflação da variância selecionou temperatura, pH, oxigênio dissolvido, TDS, usos naturais, substrato grosso e vegetação ripária como as que não apresentaram problemas de multicolinearidade. Destas variáveis, os usos naturais e vegetação ripária foram correlacionadas positivamente com as comunidades estudadas (Tabela 2). Temperatura, oxigênio dissolvido e TDS foram correlacionados negativamente com o eixo 1 e positivamente com o eixo 2. Também, pH, usos naturais, substrato grosso e vegetação ripária foram correlacionados positivamente com o eixo 1 e negativamente com o eixo 2 (Figura 3). Os pontos coletados no sistema natural e um ponto rural foram correlacionados negativamente com o eixo 2.

Por outro lado, os pontos coletados nas áreas urbanas e um ponto rural foram correlacionados positivamente ao eixo 2. Observando a comunidade de invertebrados Morfotipo 8, Morfotipo 9, Morfotipo 10, Baetidae e Psychodidae foram correlacionados negativamente com o eixo 1 e 2. Por outro lado, Morfotipo 12, Hirudinea, Culicidae, Gastropoda e Hyriidae foram correlacionados negativamente com o eixo 1 e positivamente com o eixo 2. Além disso, Ceratopogonidae, Morfotipo 20, Chironomidae, Oligochaeta, Tipulidae, Hydroptilidae e Hagenulopsis foram correlacionados positivamente com o eixo 1 e 2. Finalmente Morfotipo 19, Morfotipo 29, Aeglidae, Hydrobiidae, Hydropsychidae, Leptophebiidae, Calamoceratidae, Janiridae, Cylloepus, Elmidae, Dasytemis e Epigomphus foram correlacionados positivamente com o eixo 1 e negativamente com o eixo 2 (Figura 3).

Tabela 2. Significância estatística da correlação entre as características ambientais e as variáveis bióticas dos vetores CCA1 e CCA2 do teste de Monte Carlo. Em negrito estão destacadas as variáveis significativas.

	CCA1	CCA2	r2	Pr(>r)
Temperatura	-0.95	0.31	0.09	0.738
pH	0.71	-0.71	0.33	0.328
Oxigênio	-0.19	0.98	0.14	0.545
TDS	-0.32	0.95	0.39	0.268
Usos naturais	0.04	-1.00	0.78	0.009
Subs. grosso	0.18	-0.98	0.48	0.196
Veg. riparia	0.70	-0.72	0.86	0.003



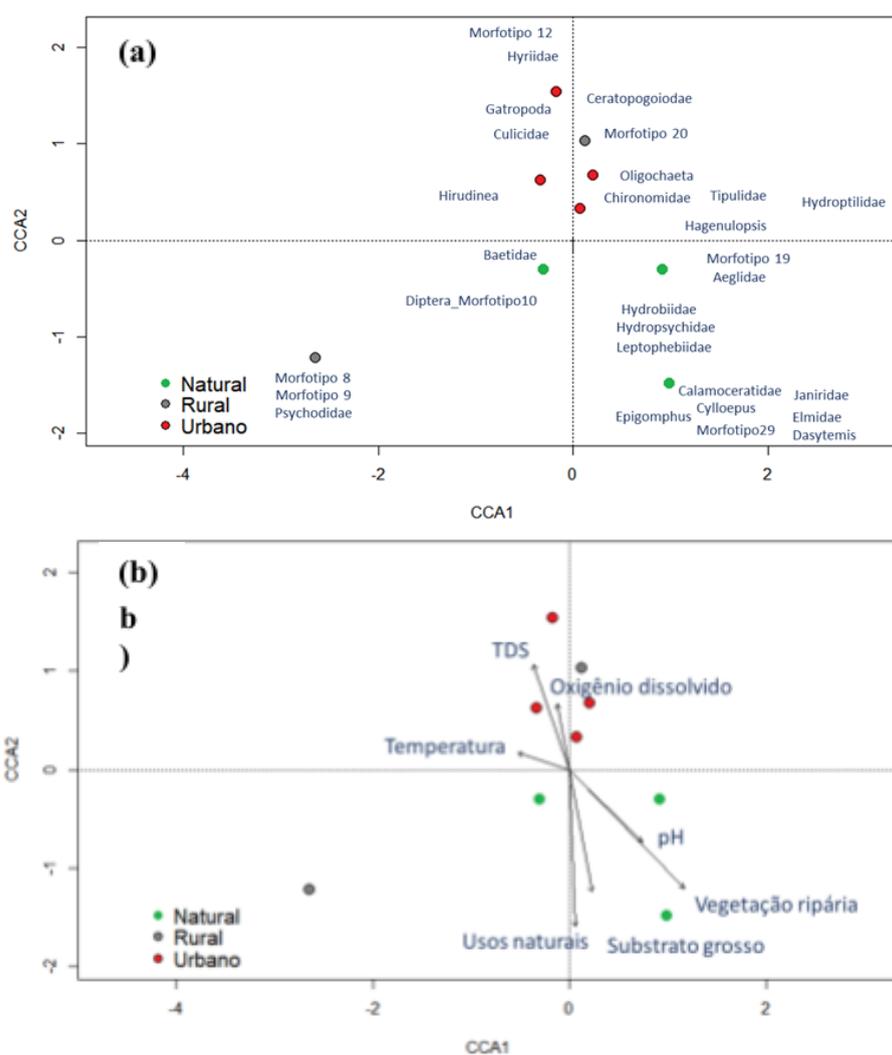


Figura 3. Análise de correspondência canônica (CCA) de variáveis abióticas (a), comunidade de invertebrados (b) e locais de amostragem.

4. DISCUSSÃO

O sistema natural abrigou a maior riqueza de macroinvertebrados quando comparado aos demais usos, formando relações positivas com a presença de vegetação ripária e com o tipo de substrato composto por sedimentos mais grossos (pedregulhos, galhos e folhas). As assembleias são afetadas diretamente pela qualidade da água e produção primária autóctone. Além disso, a estrutura das matas ciliares contribui para os padrões de diversidade das assembleias de macroinvertebrados (SIEGLOCH et al., 2018). Em ambientes fluviais, a diversidade dos habitats em relação ao substrato, dinâmica de nutrientes, pH, temperatura e oxigênio dissolvido, são fatores determinantes na distribuição e diversidade de macroinvertebrados (ALFENAS, 2009).

A vegetação ripária influencia a entrada de matéria orgânica, assim como a retenção de substrato fino, regulando o microclima do riacho (FIRMIANO et al., 2021). No entanto a exposição do solo a estressores antropogênicos na zona ripária levam ao aumento da deposição de

sedimentos finos no leito do riacho, reduzindo diversidade sedimentar do substrato (BURDON; MCINTOSH; HARDING, 2013). Nesse sentido a vegetação ripária é fundamental na manutenção da morfologia de um rio, atuando na contenção dos processos erosivos das margens, diminuindo o carreamento e entrada de sedimentos e poluentes, atuando como um filtro do rio (TANK et al., 2010). Ambos, substratos grosseiros (pedregulhos) e detritos alóctones (galhos e folhas) ao se acumular dentro dos rios criam uma variedade de condições físicas que influenciam positivamente na formação de micro habitats (CALLISTO; GOULART; MORETTI, 2001). Essa maior disponibilidade de habitats pode prover maior diversidade de funções biológicas, fundamentais para o funcionamento dos ciclos ecológicos e a sustentação dos ecossistemas (CALLISTO; GOULART; MORETTI, 2001). Assim, a preservação da vegetação ripária é um fator importante para conservação de riachos e comunidades biológicas.

Riachos antropizados (rurais e urbanos) foram correlacionados com alterações na qualidade da água como: aumento da temperatura, e aumento nas concentrações de TDS e OD. Contudo o uso do solo é um fator determinante para composição de características abióticas, como alcalinidade, condutividade, temperatura e oxigênio dissolvido (BUCK; NIYOGI; TOWNSEND, 2004). Os diferentes tipos de usos antrópicos podem impactar os riachos de diferentes formas como: a partir do despejo irregular de efluentes domésticos e indústrias em áreas urbanas (AMORIM et al., 2017), assim como o despejo de pesticidas e fertilizantes advindos de áreas rurais (AGRAWAL; PANDEY; SHARMA, 2010). A retirada da vegetação ripária acaba interferindo na concentração de sólidos em suspensão, turbidez entre outros (SILVEIRA, 2004), explicando a relação do TDS com riachos antropizados (REZENDE et al., 2014). Assim, esses efluentes podem alterar os corpos aquáticos, influenciando diretamente suas estruturas físicas e químicas (AMORIM et al., 2017; SAIDI et al., 2019) explicando a menor riqueza de invertebrados nestes riachos antropizados.

Conforme Silveira (2004), a temperatura e o oxigênio dissolvido da água também atuam na regulação das características físicas e bióticas dos riachos. A retirada da mata ciliar leva ao aumento da temperatura e luminosidade (SPONSELLER; BENFIELD; VALETT, 2001). Estes fatores aumentam a presença de nutrientes antrópicos (entrada de efluentes) favorecendo positivamente a presença de organismos fotossintéticos como algas e fitoplâncton (SPONSELLER; BENFIELD; VALETT, 2001). O aumento no oxigênio disponível além de estar relacionado à luminosidade (retirada de mata ciliar) também está associado à produção primária realizada por microrganismos em riachos de áreas antropizadas (SPONSELLER; BENFIELD; VALETT, 2001). Assim, o oxigênio dissolvido pode ser considerado um dos principais parâmetros em corpos d'água (TANK et al., 2010). Uma vez que, a maioria dos processos químicos e biológicos em um corpo de água envolvem a sua participação (GONÇALVES et al., 2012). Portanto, o aumento na temperatura e na concentração de oxigênio dissolvido podem explicar a relação com riachos antropizados e um possível processo de eutrofização, devido aos altos níveis de deposição e acúmulo de matéria orgânica nestes locais.

Além disso, não encontramos diferenças significativas entre a abundância nas comunidades de macroinvertebrados nos pontos analisados. A falta de variação na abundância de invertebrados bentônicos pode ser explicada pela dominância e abundância acentuada da ordem Diptera dentro da comunidade de macroinvertebrados aquáticos coletados, principalmente a família Chironomidae. Segundo Merrit & Cummins (1996), Chironomidae é um dos grupos mais abundantes de insetos aquáticos, e é um grupo muito importante, pois participa em várias teias alimentares, alimentando-se de algas planctônicas e perifíticas e sendo consumido por outros organismos como, peixes e pássaros. Segundo Gower e Buckland (1978), alguns representantes dessa família podem desenvolver resistência ou se adaptar às adversidades das condições do meio



urbano podendo apresentar uma elevada diversidade de espécies e uma estratégia trófica generalista (CALLISTO; GONÇALVES; GRAÇA, 2007; GONÇALVES; ESTEVES; CALLISTO, 2003). De forma que, os táxons resistentes (ex: Diptera) tendem a ser encontrados em elevadas densidades, o que pode compensar a baixa riqueza desses ambientes em termos de abundância de nutrientes de origem autóctone.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sistema natural influenciou positivamente as comunidades de invertebrados aquáticos. Por outro lado, os sistemas antropizados (rurais e urbanas) afetaram negativamente a riqueza, devido à presença de efluentes nestas áreas e retirada de vegetação ripária. Assim, menor riqueza nos sistemas antropizados refletem a deterioração das características ecológicas do ecossistema. Nossos resultados possibilitam a criação de padrões regionais de distribuição das comunidades de macroinvertebrados. Permitindo assim, que futuros estudos busquem avaliar os efeitos antrópicos sobre a qualidade das águas dos riachos, garantindo a segurança hídrica na região.

6. REFERÊNCIAS

ACREMAN, M. et al. Protected areas and freshwater biodiversity: a novel systematic review distils eight lessons for effective conservation. **Conservation Letters**, v. 13, n. 1, p. e12684, 2020.

AGRAWAL, A.; PANDEY, R. S.; SHARMA, B. Water Pollution with Special Reference to Pesticide Contamination in India. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 02, n. 05, p. 432–448, 2010.

ALFENAS, G. F. M. **Variação espacial e temporal da assembléia de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema aquático preservado de mata atlântica**. 2009. 75p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais) – UFJF.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 2002, p. 257–284, 2004.

AMORIM, J. F. et al. Análise espacial da qualidade da água em função da introdução de efluentes industriais - riacho Mussurê/Paraíba/Brasil. In: **Anais do Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 5, 2017.

BOOTH, D. B. et al. Reviving urban streams: land use, hydrology, biology, and human behavior. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 40, n. 5, p. 1351–1364, 2004.

BRUNETTO, R. S. Estrutura florística e fitossociológica de remanescentes da mata ciliar do lajeado São José - Chapecó (SC). **Journal of Health Sciences**, v. 1, 2004.

BUCK, O.; NIYOGI, D. K.; TOWNSEND, C. R. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. **Environmental Pollution**, v. 130, n. 2, p. 287–299, 2004.

DOI: <http://dx.doi.org/10.24021/raac.v20i1.6643>

V. 20, N. 1 (2023)



Este é um artigo publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Attribution, que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

BURDON, F. J.; MCINTOSH, A. R.; HARDING, J. S. Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams. **Ecological Applications**, v. 23, n. 5, p. 1036–1047, 2013.

CALLISTO, M. et al. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 14, n. 1, p. 91–98, 2002.

CALLISTO, M. et al. **Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas**. Belo Horizonte: Cemig. 2019. 212p.

CALLISTO, M.; GONÇALVES, J. F. J.; GRAÇA, M. A. S. Leaf litter as a possible food source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 442–448, 2007.

CALLISTO, M.; GOULART, M.; MORETTI, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71–82, 2001.

COLPO, K. D.; BRASIL, M. T.; CAMARGO, B. V. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores do impacto ambiental promovido pelos efluentes de áreas orizícolas e pelos de origem urbana/industrial. **Ciência Rural**, v. 39, n. 7, p. 2087–2092, 2009.

CORK, S.; SATTLER, P.; ALEXANDRA, J. Biodiversity' theme commentary prepared for the 2006 Australian State of the Environment Committee, Department of the Environment and Heritage, Canberra, 2006.

CRAWLEY, M. J. **The R Book**. England: John Wiley & Sons Ltd, 2007.

DORMANN, C. F. et al. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27–46, 2013.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**, v. 81, n. 2, p. 163–182, 2006.

ENCALADA, A. C. et al. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 8, p. 1719–1733, 2010.

FIRMIANO, K. R. et al. Science of the Total Environment Functional responses of aquatic invertebrates to anthropogenic stressors in riparian zones of Neotropical savanna streams. **Science of the Total Environment**, v. 753, p. 141865, 2021.

FRANÇA, J. S. et al. Student monitoring of the ecological quality of neotropical urban streams. **Ambio**, v. 48, n. 8, p. 867–878, 2019.



GONÇALVES, J. F. et al. Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. **Marine and Freshwater Research**, v. 63, n. 5, p. 428–439, 2012.

GONÇALVES, J. F. J.; ESTEVES, F. A.; CALLISTO, M. Chironomids colonization on *Nymphaea ampla* L. detritus during a degradative ecological succession experiment in a Brazilian coastal lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 15, n. 2, p. 21–27, 2003.

GOWER, A. M.; BUCKLAND, P. J. Water quality and the occurrence of *Chironomus riparius* Meigen (Diptera: Chironomidae) in a stream receiving sewage effluent. **Freshwater Biology**, v. 8, n. 2, p. 153–164, 1978.

HARRISON, I. et al. The freshwater biodiversity crisis. **Science**, v. 362, n. 6421, p. 1369, 2018.

IBGE. **Banco de Dados de Informações Ambientais**. Acesso em: 05/05/2022. Disponível em: <<https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/consulta/vegetacao>>.

KARR, J. R. Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. **River ecology and management: Lessons from the Pacific coastal ecoregion**, p. 502–528, 1998.

KARROUCH, L.; CHAHLAOUI, A.; ESSAHALE, A. **Biodiversity of Benthic Macroinvertebrates and Water Quality of the Boufekrane River, Meknes Morocco: Practical Guide to Water Biomonitoring**. In: International Research in Environment, Geography and Earth Science. 2020.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. (EDS.). WITHDRAWN: **Developments in Environmental Modelling**. In: Numerical Ecology. Elsevier, 1998. v. 20p.

MAGNUSSON, W. E. et al. Effects of Brazil's Political Crisis on the Science Needed for Biodiversity Conservation. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 6, p. 163, 2018.

MALTBY, E.; ACREMAN, M. C. Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm. **Hydrological Sciences Journal**, v. 56, n. 8, p. 1341–1359, 2011.

MATTEI, L.; LINS, H. N. **A economia catarinense rumo as século XXI**. Argos. 2010.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Kendall Hunt, 1996.

PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. **Frontiers in Life Science**, v. 9, n. 2, p. 110–118, 2016.

PAULSEN, S. G. et al. Condition of stream ecosystems in the US: an overview of the first national assessment. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, n. 4, p. 812–821, 2008.



PAULSEN, S. G. Rivers and Streams: **Upgrading Monitoring of the Nation's Freshwater Resources - Meeting the Spirit of the Clean Water**. In: PECK, D. V (Ed.). Rijeka: IntechOpen, 2020. p. Ch. 7.

POFF, N. L. et al. The Natural Flow Regime. **BioScience**, v. 47, n. 11, p. 769–784, 1997.

REZENDE, R.S.; DOS SANTOS, A. M.; GONÇALVES JUNIOR, J. F. Avaliação ambiental do rio Pandeiros utilizando macroinvertebrados como indicadores de qualidade da água. **Ecologia Austral**, v. 22, n. 3, p. 159–169, 2012.

REZENDE, R. S. et al. Effects of spatial and environmental factors on benthic a macroinvertebrate community. **Zoologia**, v. 31, n. 5, p. 426–434, 2014.

SAIDI, I. et al. Impact of heavy metals of industrial plant wastewater on benthic communities of Bizerte Lagoon (Tunisia). **Chemistry and Ecology**, v. 35, n. 8, p. 746–774, 2019.

SIEGLOCH, A. E. et al. Local and regional effects structuring aquatic insect assemblages at multiple spatial scales in a Mainland-Island region of the Atlantic Forest. **Hydrobiologia**, v. 805, p. 61–73, 2018.

SILVEIRA, M. P. Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. **Embrapa Meio Ambiente-Documentos (INFOTECA-E)**, 2004.

SPONSELLER, R. A.; BENFIELD, E. F.; VALETT, H. M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**, v. 46, n. 10, p. 1409–1424, 2001.

STRAYER, D. L.; DUDGEON, D. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, p. 344–358, 2010.

TANK, J. L. et al. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, p. 118–146, 2010.

TERNUS, R. Z. et al. Influence of urbanisation on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 2, p. 189–199, 2011.

VILLELA, A. L. V.; RAMMÉ, J. **Transformando área ambiental em urbanização consolidada: o caso da bacia de captação do Lajeado São José em Chapecó/SC**. In: Seminário Nacional sobre o Tratamento de Áreas de Preservação Permanente em Meio Urbano e Restrições Ambientais ao Parcelamento do Solo, 2014.

VÖRÖSMARTY, C. J. et al. Ecosystem-based water security and the Sustainable Development Goals (SDGs). **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 18, n. 4, p. 317–333, 2018.



WANTZEN, K. M.; WAGNER, R. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical–temperate comparison. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 1, p. 216–232, 2006.

WWF. Living Planet Report - **Bending the curve of biodiversity loss**. 2020.

