




OS USOS E COBERTURA DA TERRA INFLUENCIAM A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RIACHOS?

DOES THE LAND USE AND LAND COVER INFLUENCE THE BENTHIC MACROINVERTEBRATE COMMUNITY IN STREAMS?

Bruna Luisa Pastore^I 
Lucas Abbadi Ebling^{II} 
Rozane Maria Restello^{III} 

^I Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, URI, Erechim, RS, Brasil. Graduanda em Ciências Biológicas. E-mail: pastoreluisabruna@hotmail.com

^{II} Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, URI, Erechim, RS, Brasil. Doutorando em Ecologia e Conservação. E-mail: lucasbio201@gmail.com

^{III} Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, URI, Erechim, RS, Brasil. Doutora em Ecologia. E-mail: rrozane@uricer.edu.br

Resumo: O objetivo deste estudo foi verificar a influência dos usos e cobertura da terra sobre a estrutura da comunidade e composição dos grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos em riachos do Alto Uruguai gaúcho. Foram definidos 9 riachos (<3ª ordem), com diferentes porcentagens de vegetação arbórea nativa, agricultura e urbanização na área de drenagem. Estes, foram classificados em riachos naturais, agrícolas e urbanos. Os organismos foram coletados com um amostrador Surber (malha 250 µm e área de 0,09 m²) em substrato pedregoso na primavera de 2021. Foram coletados 7.741 organismos, distribuídos em 42 famílias. A estrutura da comunidade diferiu entre os riachos, mostrando maior abundância nos riachos agrícolas e menor riqueza nos riachos urbanos. As famílias mais abundantes foram Chironomidae (43,48%) e Baetidae (19,42% dos organismos). A comunidade amostrada nos riachos agrícolas e urbanos foi marcada pela presença de táxons tolerantes e generalistas. Coletor-catador foi o grupo trófico mais abundante em todos os riachos, e o único que diferiu entre os usos da terra, onde a agricultura contribuiu para o aumento deste grupo. Os riachos naturais tiveram maior abundância de fragmentadores. Os resultados indicam que os processos de agricultura e urbanização modificam a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e afetam a distribuição e composição dos grupos tróficos destes ambientes. Assim, destaca-se a importância de integrar abordagens funcionais, como os grupos tróficos, às abordagens taxonômicas, para um melhor entendimento das condições ecológicas dos riachos frente aos impactos antrópicos.

Palavras-chave: Insetos aquáticos. Guildas tróficas. Vegetação ripária. Agricultura. Urbanização.

Abstract: The aim of this study was to assess the influence of land use and land cover on the community structure and composition of functional feeding groups of benthic macroinvertebrates in the Alto Uruguai region of Rio Grande do Sul state. Nine streams were selected (<3rd order), with different percentages of native tree vegetation, agriculture and urbanization in the drainage area.

DOI: <https://doi.org/10.31512/vivencias.v20i40.985>

Submissão: 14-02-2023

Aceite: 02-08-2023



Esta obra está licenciada com uma Licença Creative Commons Atribuição-NãoComercial-SemDerivações 4.0 Internacional.

These were classified as natural, agricultural and urban streams. The organisms were collected with a Surber sampler (mesh 250 um and area 0,09 m²) in stony substrate in spring 2021. A total of 7,741 organisms, distributed in 42 families, were collected. The community structure differed among streams, showing greater abundance in agricultural streams and lower richness in urban streams. The most abundant families were Chironomidae (43,48%) and Baetidae (19,42% of organisms). The community sampled in agricultural and urban streams was marked by the presence of tolerant and generalist taxa. Collector-gatherer was the most abundant trophic group in all streams, and the only one that differed between land uses, where agriculture contributed to the increase of this group. Natural streams had the highest abundance of shredders. The results indicate that agriculture and urbanization processes modify the structure of benthic macroinvertebrates communities and affect the distribution and composition of trophic groups in these environments. Thus, it is important to integrate functional approaches, such as trophic groups, to taxonomic ones, for a better understanding of the ecological conditions of streams in the face of anthropic impacts.

Keywords: Aquatic insects. Trophic guilds. Riparian vegetation. Agriculture. Urbanization.

Introdução

Os distúrbios causados pelos usos e cobertura da terra alteram as paisagens, a estrutura e a função dos ecossistemas (MALONEY; WELLER, 2010). A transição de paisagens não perturbadas para paisagens dominadas pelo homem impactou os ambientes naturais em escala global, fazendo da quantificação do uso e cobertura da terra um indicador valioso do estado ecológico dos ecossistemas (MEYER; TURNER, 1994; ALLAN, 2004), sejam eles terrestres ou aquáticos.

A maioria das mudanças nos usos e cobertura da terra ocorrem diretamente nos ambientes terrestres. Entretanto, os ecossistemas aquáticos sofrem com ações antrópicas e alterações na paisagem que ocorrem nas bacias hidrográficas (LIMA *et al.*, 2022). Exemplo disso é a poluição dos corpos hídricos superficiais em nível mundial, que causa impactos negativos na saúde do ambiente, principalmente pela diminuição da qualidade da água utilizada para diversos fins (DOMINGUES *et al.*, 2021).

Os rios e riachos como ecossistemas de água doce são expostos a perturbações antrópicas em sua área de captação (SUDARSO *et al.*, 2021), e por isso, possuem uma importante conexão com a vegetação ripária de suas áreas adjacentes. As zonas ripárias, representam a transição entre o ambiente terrestre e aquático e possuem diversas funções ecossistêmicas, como controle de erosão, estabilidade das margens, regulação térmica, fornecimento de energia, entre outros (HEPP; GONÇALVES, 2015). Assim, as zonas ripárias são responsáveis pela integridade das bacias hidrográficas, e sua qualidade é indispensável para a manutenção das funções hidrológicas,

do volume de água dos rios e da qualidade da mesma (GONÇALVES JUNIOR *et al.*, 2014; NAIMAN *et al.*, 2008).

Os processos de urbanização e o crescimento de áreas agrícolas, têm reduzido as áreas florestais para acomodar a expansão de espaços residenciais, comerciais, industriais e de plantio. Tais atividades têm afetado as zonas ripárias, bem como os ecossistemas aquáticos (HEPP *et al.*, 2010). Essas mudanças na escala de bacia hidrográfica impactam os sistemas de água principalmente por meio da sedimentação, aumento da temperatura e da concentração de nutrientes (BLEVINS *et al.*, 2013). Além disso, as alterações nas zonas ripárias têm grandes implicações na biota aquática, pois podem acarretar em mudanças na base energética das cadeias alimentares destes ambientes (MARQUES *et al.*, 2021).

Uma vez que os cursos d'água interagem com todo seu entorno, as suas características ambientais, especialmente as comunidades biológicas, fornecem informações sobre as consequências dos impactos antrópicos (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001). Dentre as comunidades aquáticas, os macroinvertebrados bentônicos têm um papel essencial em muitos processos ecológicos nas águas de riachos (SUDARSO *et al.*, 2021). Esses organismos são sensíveis às mudanças em seu ambiente e à estabilidade dos sedimentos fluviais. Por este motivo, são capazes de responder rapidamente a alterações ambientais, sendo utilizados frequentemente como bioindicadores para monitoramento de riachos (ROSENBERG; RESH, 1993; WANG *et al.*, 2020).

As respostas de macroinvertebrados bentônicos a diferentes usos e cobertura da terra têm sido frequentemente examinadas em uma perspectiva puramente taxonômica (i. e. riqueza taxonômica e estrutura da comunidade) (LIU *et al.*, 2021). Entretanto, o uso de abordagens de diversidade funcional, cujo objetivo é baseado no agrupamento de espécies por funções que desempenham no ecossistema (TILMAN, 2001; POFF *et al.*, 2006; CENEVIVA-BASTOS *et al.*, 2017) têm sido cada vez mais consideradas. A abordagem funcional se baseia em características morfofisiológicas e comportamentais das espécies, como duração do ciclo de vida, comportamento alimentar, tamanho do corpo, dentre outros, que estejam vinculadas com as funções no ecossistema (VIOLLE *et al.*, 2007).

Dentre elas, atributos relacionados ao hábito alimentar, como a classificação em grupos tróficos funcionais (GTF), fornecem informações sobre a disponibilidade de alimentos e fluxo de energia no ambiente (MISERENDINO; MASI, 2010). Nesse sentido, os GTF de macroinvertebrados bentônicos são fortemente influenciados pelas mudanças nos usos e cobertura da terra, pois elas afetam a qualidade da água, habitat e recursos alimentares, causando alterações em toda a cadeia trófica (SITATI *et al.*, 2021). Os GTF contribuem para o entendimento da importância de fatores locais e regionais, na estrutura funcional das comunidades de invertebrados ao longo de um gradiente ambiental antropizado (LI *et al.*, 2019).

Em estudo desenvolvido por Sitati *et al.* (2021), os GTF de macroinvertebrados responderam a alterações nos usos da terra com uma maior abundância de fragmentadores, biomassa e riqueza taxonômica em riachos florestados, enquanto que predadores e raspadores aumentaram sua abundância em áreas de agricultura e urbanizadas. Deste modo, o uso da

classificação em grupos de alimentação funcional e em outros atributos tem auxiliado na avaliação de efeitos dos usos da terra na qualidade das águas (DOLÉDEC *et al.*, 2006). Logo, a integração de informações sobre a relação dos GTF com os fatores ambientais fornece subsídios para a avaliação e gestão da saúde dos ecossistemas aquáticos (WANG *et al.*, 2020).

Assim, este trabalho tem por objetivo verificar a influência dos usos e cobertura da terra sobre a estrutura da comunidade e a composição dos grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos em riachos da região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul.

Metodologia

Área de estudo

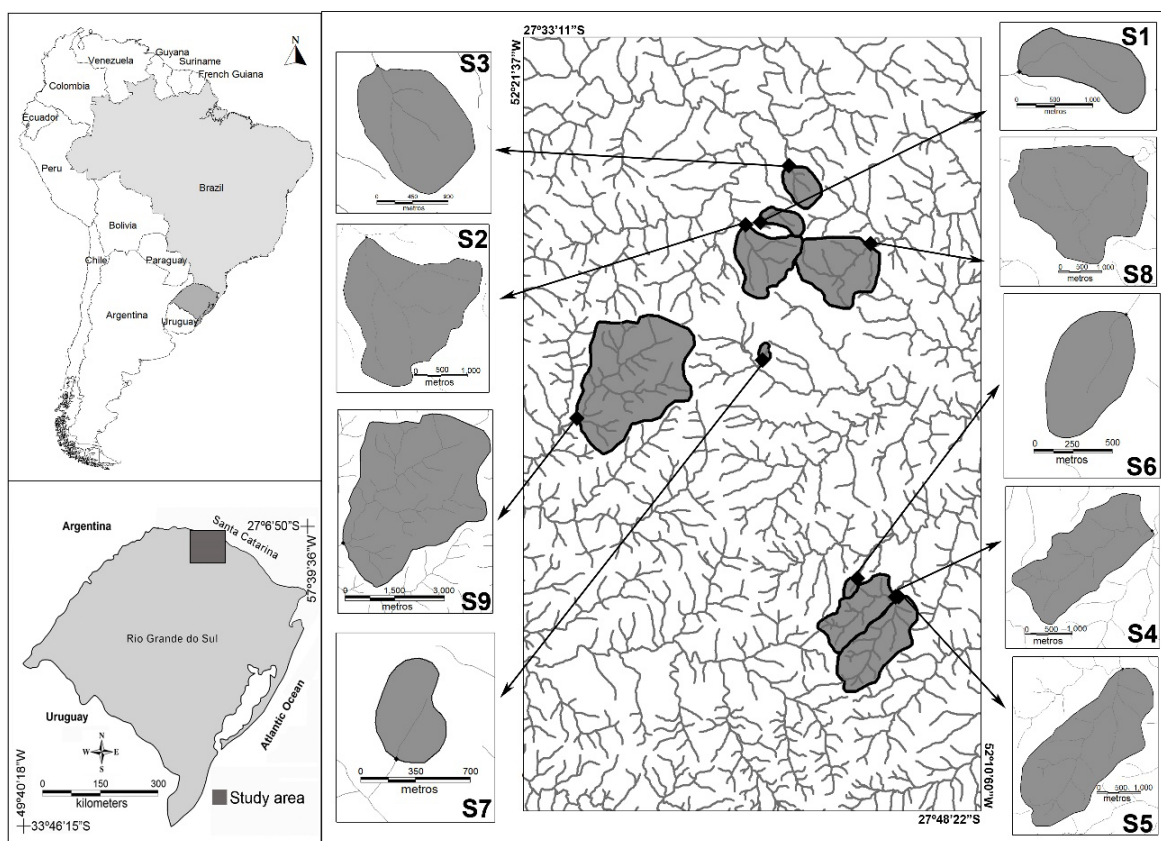
Esse estudo foi realizado em nove riachos de pequena ordem ($\leq 3^{\text{a}}$ ordem) localizados na Região Alto Uruguai, norte do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas geográficas de $27^{\circ}12'59''$ a $28^{\circ}00'47''$ de latitude Sul e $51^{\circ}49'34''$ a $52^{\circ}48'12''$ de longitude Oeste (Figura 1). A região possui uma área de 591,610.00 hectares (ROVANI *et al.*, 2020) e apresenta expressiva atividade agrícola (cerca de 70% da área), com cultivos de soja e milho nos meses mais quentes (outubro a março), e trigo nos meses mais frios (maio a agosto) (DECIAN *et al.*, 2009).

A altitude média da região Alto Uruguai é de 768 metros e o clima é classificado como subtropical do tipo temperado (tipo Cfb de Köppen), com temperatura média anual de 17 ± 1 °C e precipitação média anual que varia entre 1.900 e 2.200 mm (ALVARES *et al.*, 2013). Os solos são de origem vulcânica, com basaltos e riolitos da formação Serra Geral (STRECK, 2008). A vegetação pertence ao domínio Mata Atlântica e é caracterizada por um misto de Floresta Subtropical do Alto Uruguai, seguindo os vales do rio Uruguai e seus afluentes, e Floresta Ombrófila Mista (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2015).

Os riachos foram classificados em 3 categorias de usos: naturais, agrícolas e urbanos. Para esta categorização foram utilizados os percentuais de vegetação arbórea nativa, agricultura e área urbanizada das áreas de drenagem (AD) dos nove riachos (Tabela 1). Com estas variáveis, utilizou-se uma Análise de Componentes Principais (PCA) para ordenar os riachos de acordo com os seus usos.

Os riachos são compostos por substrato pedregoso, sedimento e folhas oriundas da vegetação ripária. As variáveis limnológicas mensuradas durante o período experimental demonstraram que a água dos riachos apresentam boa oxigenação (>7 mg L⁻¹), baixa condutividade elétrica ($<0,17$ mS.cm⁻¹), pH próximo da neutralidade ($\sim 6,5$), baixa turbidez (<16 UNT) e sólidos totais dissolvidos variando de 0,04 a 0,10 mg L⁻¹. As concentrações de nitrogênio total e de fósforo apresentaram maiores valores nos riachos urbanos ($\sim 3,0$ mg L⁻¹ e $\sim 69,9$ mg L⁻¹, respectivamente). As concentrações de carbono orgânico total foram maiores nos riachos agrícolas ($\sim 20,4$ mg L⁻¹).

Figura 1 – Localização geográfica da área de estudo e distribuição dos pontos de coleta. Região Alto Uruguai/RS.



Fonte: LagePlan-URI (2022).

Tabela 1 – Porcentagens de agricultura, vegetação arbórea nativa e urbanização nas áreas de drenagem dos riachos. Região Alto Uruguai/RS.

Riachos		Agricultura (%)	Vegetação Arbórea Nativa (%)	Urbanização (%)
Naturais	S1	17,56	55,80	0,00
	S2	0,36	38,63	16,35
	S3	5,47	46,37	0,00
Agrícolas	S4	83,10	10,25	0,00
	S5	52,82	6,13	0,00
	S6	56,73	9,93	0,00
Urbanos	S7	0,00	1,96	94,29
	S8	4,24	26,01	36,19
	S9	13,40	22,22	29,14

Classificação e quantificação dos usos e cobertura da terra

Para a classificação e quantificação dos usos e cobertura da terra, as áreas de drenagem dos riachos foram definidas por meio de técnicas de geoprocessamento. Foram utilizadas imagens de satélite provenientes do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) com data

de outubro de 2020. O georreferenciamento das imagens de satélite foi feito pela coleta de coordenadas, através do sistema UTM SIRGAS/2000 e fuso 22 S com escala de apresentação final de 1:35,000. Posteriormente, foi aplicado o módulo de classificação digital supervisionada através do método de Máxima Verossimilhança (MaxVer) do aplicativo IDRISI ANDES e o índice de Kappa. Adicionalmente, realizou-se a verdade terrestre a fim de definir os padrões amostrais para os usos e cobertura da terra quantificados. A categorização dessas classes de usos e cobertura da terra seguiu a classificação sistemática proposta pelo Manual Técnico de Uso da Terra do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2013), sendo as seguintes: agricultura, pastagem, solo exposto, vegetação arbórea nativa, lâmina d'água, silvicultura, rede viária, área urbanizada e *wetlands*.

Para o estudo, foram selecionadas três classes de uso e cobertura: vegetação arbórea nativa, agricultura e área urbanizada.

Coleta e identificação dos macroinvertebrados bentônicos

Os organismos foram coletados na primavera de 2021. Para tanto, foi utilizado um amostrador do tipo Surber (malha 250 μm e área de 0,09 m^2). Em cada ponto foram amostradas três sub-amostras em substrato pedregoso. O material foi fixado em campo com álcool 70%, acondicionado em frascos plásticos e conduzido ao Laboratório de Biomonitoramento, para triagem e identificação. Os organismos foram identificados até nível taxonômico de família, utilizando chaves propostas por MERRITT; CUMMINS (1996) e MUNGAI; NESSIMIAN; BAPTISTA (2010). A determinação dos grupos tróficos funcionais foi baseada nos estudos de CUMMINS; MERRITT; ANDRADE (2005), RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA (2014) e TOMANOVA; GOITIA; HELESIC (2006).

Os organismos identificados foram tombados e depositados na Coleção de Invertebrados Bentônicos do Museu Regional do Alto Uruguai (MuRAU) da URI. As coletas possuem autorização do ICMBio/MMA (Autorização nº 65530-1 de 19/11/2018).

Análise dos dados

Para descrição da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, foram calculados os valores de abundância, mensurados pelo número total de larvas e ninfas amostradas, e a riqueza, estimada pelo o número de famílias identificadas.

Para verificar a variação da estrutura da comunidade de macroinvertebrados em relação aos usos e cobertura da terra, e se os GTF variam em relação aos usos, foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA *one-way*) seguida de teste Tukey *a posteriori*, com nível de significância $p < 0,05$.

Para avaliar a influência da porcentagem de vegetação arbórea nativa, agricultura e urbanização na área de drenagem sobre a estrutura (famílias) da comunidade, foram realizadas regressões lineares simples.

Uma Análise de Redundância (RDA), utilizando as matrizes dos usos da terra e das variáveis limnológicas, foi utilizada para analisar a influência destas variáveis sobre a composição dos GTF.

A realização das análises foi feita no ambiente estatístico R (The R Development Core Team, 2022), com as funções dos pacotes *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2022), *ggord* (BECK, 2022) e *ggplot2* (WICKHAM *et al.*, 2022).

Resultados

Comunidade de macroinvertebrados bentônicos

Coletou-se um total de 7.741 organismos distribuídos em 41 famílias (Tabela 2). A família Chironomidae, com 3.366 (43,48%) dos organismos, foi a mais abundante, seguida por Baetidae com 1.503 (19,42%), e Leptohyphidae, com 517 (6,68%) organismos.

Tabela 2 – Comunidade de macroinvertebrados bentônicos e grupos tróficos funcionais (GTF) amostrados nos riachos naturais, agrícolas e urbanos. Região Alto Uruguai/RS. CC: coletor-catador; CF: coletor-filtrador; FRA: fragmentador; PRE: predador; RAS: raspador; ND: não definido.

<i>Taxa</i>	GTF	Naturais			Agrícolas			Urbanos		
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
INSECTA										
Ephemeroptera										
Baetidae	CC	31	27	40	440	510	446	1	0	8
Caenidae	CC	215	63	34	4	35	19	0	0	5
Leptohyphidae	CC	0	1	0	408	104	4	0	0	0
Leptophlebiidae	CC	12	18	11	110	165	40	0	0	1
Plecoptera										
Gripopterygidae	FRA	2	1	1	5	4	5	0	0	0
Perlidae	PRE	2	2	8	1	0	0	0	0	0
Trichoptera										
Calamoceratidae	FRA	12	0	7	0	0	0	0	0	3
Glossosomatidae	RAS	0	1	0	0	0	1	1	0	0
Hydrobiosidae	PRE	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	CF	21	80	45	12	32	8	26	0	88
Hydroptilidae	RAS	4	4	1	1	0	7	1	0	1
Leptoceridae	FRA	0	0	0	0	2	0	0	0	2
Odontoceridae	FRA	0	0	0	1	4	0	0	0	0
Philopotamidae	CF	1	2	1	6	1	1	1	0	1
Polycentropodidae	CF	0	5	0	0	0	3	0	0	1
Sericostomatidae	FRA	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Coleoptera										
Dytiscidae	PRE	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Elmidae	CC	24	6	49	92	22	0	0	0	0
Girinidae	PRE	0	0	0	0	1	0	0	0	0

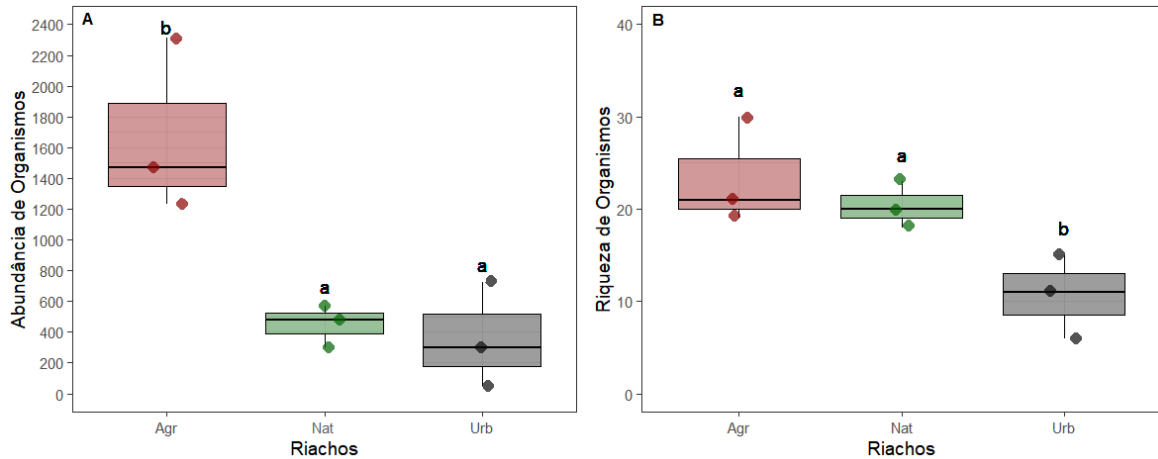
Psephenidae	RAS	0	0	0	1	3	0	0	0	0
Staphylinidae	PRE	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Odonata										
Calopterigidae	PRE	0	0	0	5	0	0	0	0	0
Coenagrionidae	PRE	2	0	3	1	0	0	3	0	0
Libellulidae	PRE	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Diptera										
Ceratopogonidae	PRE	1	1	6	4	1	1	0	0	0
Chironomidae	CC	171	94	327	199	1115	651	15	613	181
Culicidae	CC	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Empididae	PRE	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Psychodidae	CC	1	0	1	0	2	0	0	0	0
Simuliidae	CF	4	6	59	148	151	39	5	31	11
Tabanidae	PRE	0	0	0	4	0	0	0	0	0
Tipulidae	FRA	3	0	3	0	1	0	0	0	0
Lepidoptera										
Pyrilidae	RAS	0	0	1	5	0	1	0	0	0
Megaloptera										
Corydalidae	PRE	0	0	0	2	0	0	0	0	1
Heteroptera										
Veliidae	PRE	0	0	0	4	0	0	0	0	0
Colembola	CC	0	5	0	1	0	0	0	3	0
CRUSTACEA										
Aeglidae	ND	0	0	0	4	0	0	0	0	0
MOLLUSCA										
Gastropoda	RAS	0	3	34	0	0	2	0	0	11
ANNELIDA										
Hirudinea	PRE	0	0	5	46	9	1	1	85	7
Oligochaeta	CF	1	0	9	11	4	18	2	0	11
Nematoda	ND	1	5	2	18	163	21	1	1	0
Abundância		509	324	648	1537	2330	1270	57	734	332

A abundância de organismos foi diferente apenas nos riachos agrícolas ($F_{(2,6)}=10,52$; $p=0,01$) (Figura 2A). Estes, apresentaram a maior abundância, com 5.137 (66,36%) organismos coletados, destacando-se Chironomidae (1.965 org), Baetidae (1.396 org) e Leptohiphidae (516 org). Nos riachos naturais coletou-se 1.481 (19,13%) organismos, com destaque para Chironomidae (592 org), Caenidae (312 org) e Hydropsichidae (146 org). Os riachos urbanos foram os que tiveram a menor abundância (1.123; 14,51% organismos), representados sobretudo por Chironomidae (809 org), Hydropsichidae (114 org) e pela classe Hirudinea (93 org).

Em relação à riqueza taxonômica, os menores valores foram encontrados nos riachos urbanos (20 famílias). Estes, foram significativamente diferentes dos demais riachos ($F_{(2,6)}=13$;

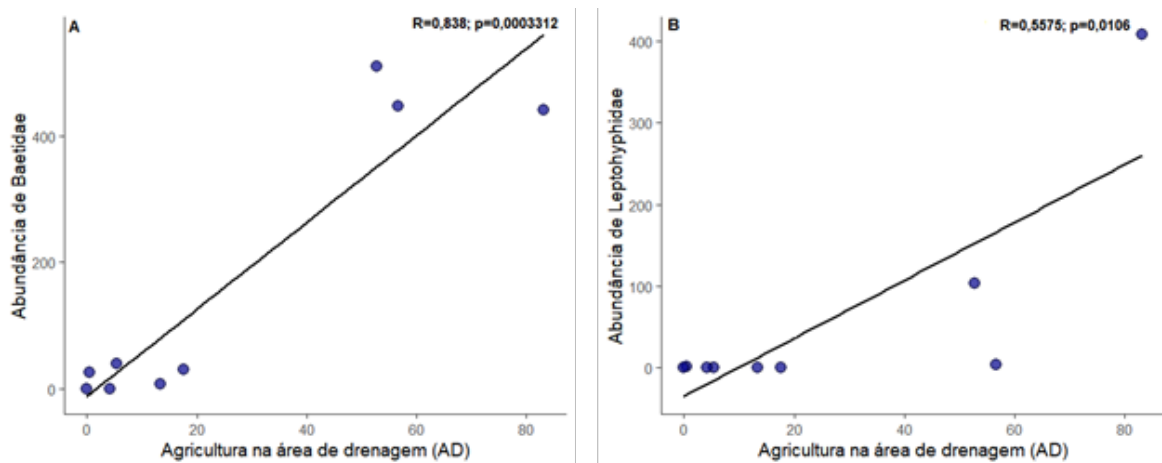
$p=0,006$) (Figura 2B). Os riachos agrícolas foram os que apresentaram maior riqueza (38 famílias), seguidos pelos naturais (27 famílias), e não houve diferença entre eles ($p>0,05$).

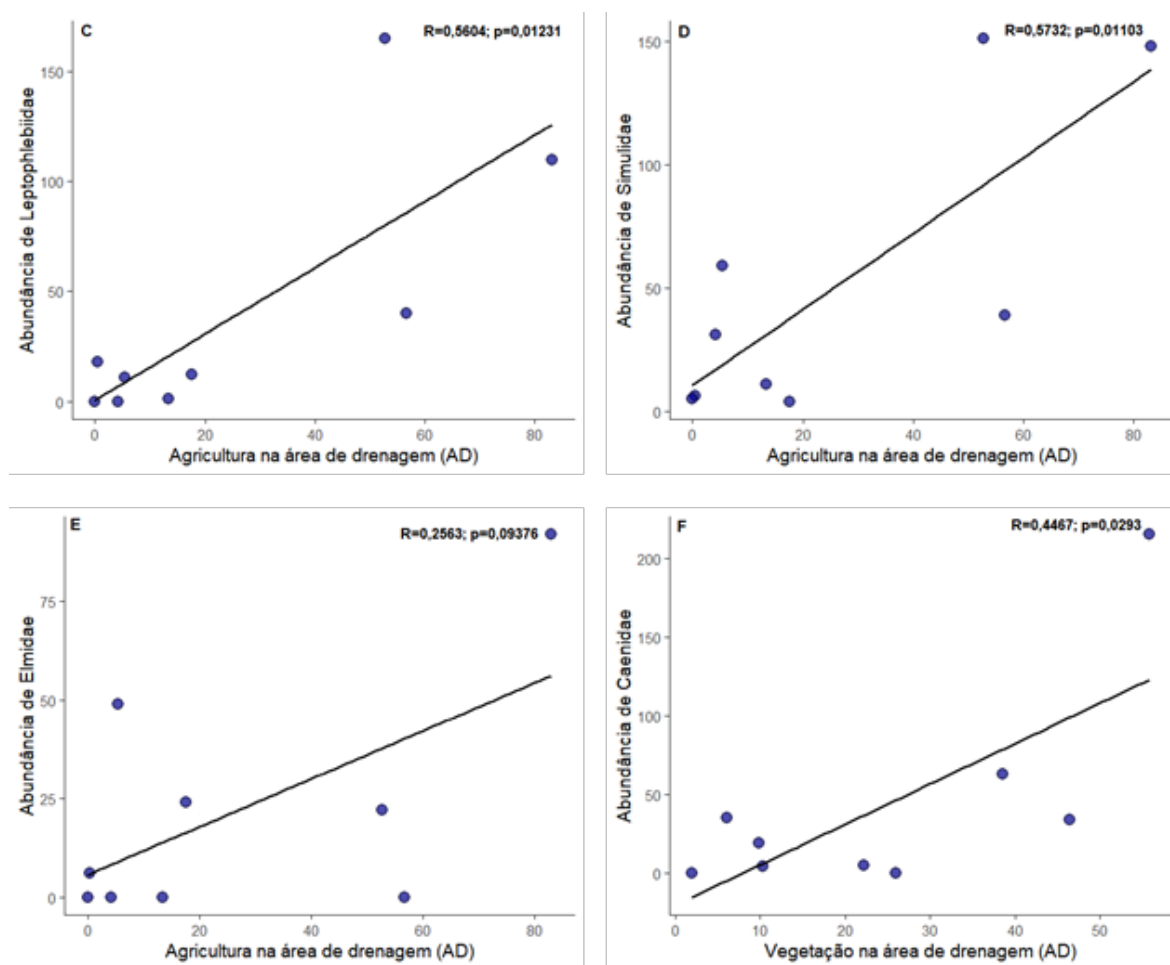
Figura 2 – Boxplot: A) abundância e B) riqueza da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos agrícolas, naturais e urbanos. Região Alto Uruguai/RS (Letras diferentes demonstram diferença significativa, letras iguais não houve diferença significativa).



Pelas regressões lineares simples, observou-se diferença significativa em relação a abundância e a porcentagem de agricultura na área de drenagem para as famílias Baetidae, Leptohyphidae, Leptophlebiidae e Simuliidae e Elmidae (Figura 3: A, B, C, D, E). Ou seja, o aumento da porcentagem de agricultura na AD levou a um incremento da abundância destas famílias. Já a abundância de Caenidae diferiu em relação a porcentagem de vegetação na área de drenagem (Figura 3F), onde o aumento da vegetação na AD foi acompanhado pelo aumento da abundância de organismos dessa família.

Figura 3 – Regressão linear simples da abundância de: A) Baetidae, B) Leptohyphidae, C) Leptophlebiidae, D) Simuliidae e agricultura na AD, E) Elmidae e agricultura; F) abundância de Caenidae e vegetação na AD. Região Alto Uruguai/RS.





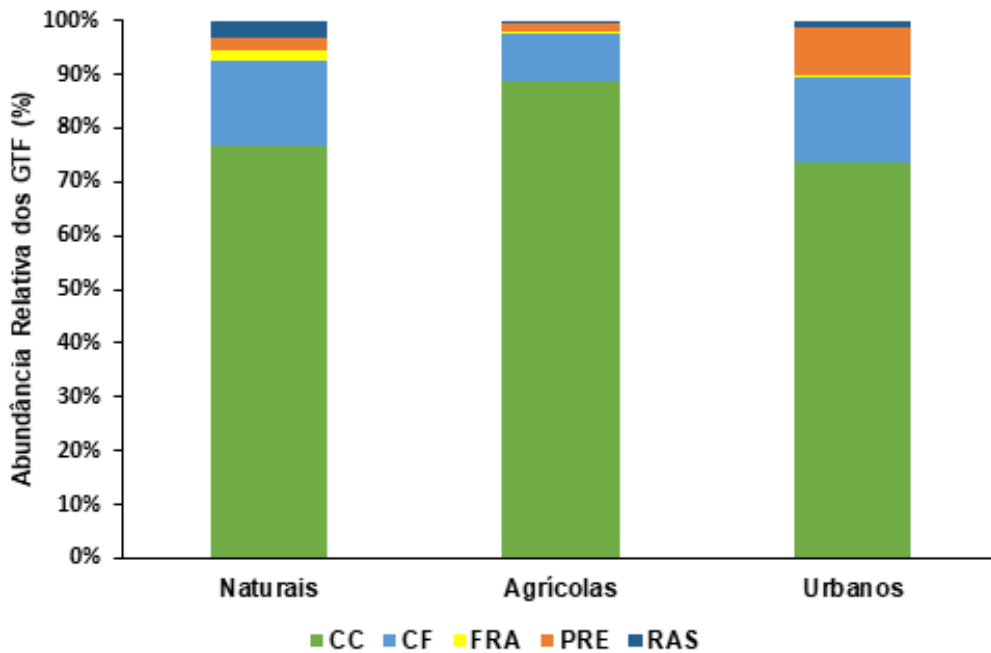
Grupos tróficos funcionais

Coletor-catador foi o grupo trófico funcional que apresentou maior abundância nos riachos, com 6.325 (84,20%) organismos (Tabela 2 e Figura 4).

Nos riachos naturais, o GTF mais abundante foi coletor-catador, com destaque para Chironomidae (39,97%) e Caenidae (21,07%), seguido pelos coletores-filtradores, representados por Hydropsichidae (9,86%). Coletor-catador e coletor-filtrador também foram os mais abundantes nos riachos agrícolas e urbanizados.

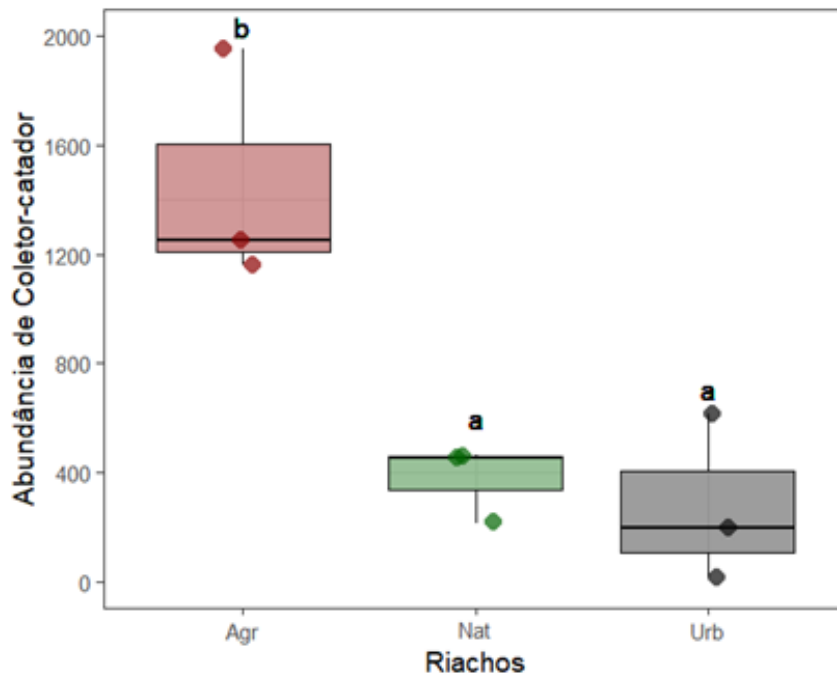
Nos riachos agrícolas, Chironomidae (38,25%) e Baetidae (27,17%) corresponderam à maior abundância dos coletores-catadores, enquanto Simuliidae (6,58%), a mais abundante para coletor-filtrador. Nos riachos urbanizados, a maior abundância de coletores-catadores se deve à Chironomidae (72,03%), e de coletores-filtradores à Hydropsichidae (10,15%).

Figura 4 – Abundância relativa dos grupos tróficos funcionais (GTF) da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos naturais, agrícolas e urbanos. Região Alto Uruguai/RS. CC: coletor-catador; CF: coletor-filtrador; FRA: fragmentador; PRE: predador; RAS: raspador.



De acordo com a ANOVA (*one-way*), coletor-catador foi o único grupo trófico funcional que diferiu significativamente entre os riachos ($F_{(2,6)}=384,2$; $p=0,007$), sendo a maior abundância do grupo nos agrícolas (Figura 5). A abundância de coletores-filtradores, fragmentadores, predadores e raspadores foram semelhantes entre os riachos agrícolas, naturais e urbanos ($p>0,05$).

Figura 5 – Abundância de coletor-catador nos riachos agrícolas, naturais e urbanos. Região Alto Uruguai/RS. (Letras diferentes demonstram diferença significativa, letras iguais não houve diferença significativa).

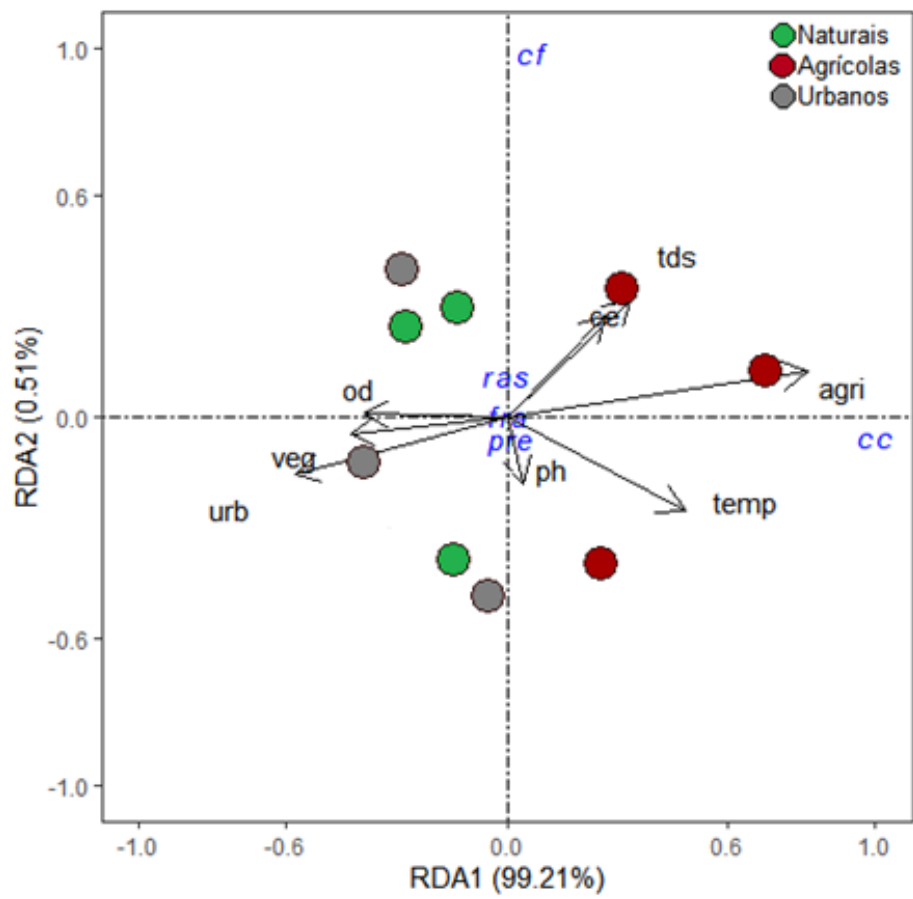


A análise de redundância (RDA) para os GTF, explicou 99,72% da variação dos dados. A RDA1 explicou 99,21% da variação dos dados, onde a agricultura esteve positivamente relacionada com este eixo (Tabela 3). Corroborando a ANOVA, que indica que o uso agrícola esteve influenciando a composição dos coletores-catadores (Figura 6).

Tabela 3 – Valores do eixo 1 da RDA em relação às variáveis limnológicas e usos e cobertura da terra. Coeficientes de correlação RDA de cada categoria do primeiro componente. Em negrito as maiores relações (aquelas com 50% ou mais).

Variáveis Limnológicas e Usos e Cobertura da terra	RDA1
Agricultura	0,816
Vegetação	-0,425
Urbanização	-0,574
Temperatura	0,482
Condutividade elétrica	0,267
pH	0,004
Oxigênio Dissolvido	-0,386
Sólidos Totais Dissolvidos	0,334

Figura 6 – Análise de Redundância (RDA) entre os grupos tróficos funcionais (GTF), variáveis limnológicas e usos e cobertura da terra. cc: coletor-catador; cf: coletor-filtrador; fra: fragmentador; pre: predador; ras: raspador; temp: temperatura; ce: condutividade elétrica; ph: pH; od: oxigênio dissolvido; tds: total de sólidos dissolvidos; agri: agricultura; urb: área urbanizada; veg: vegetação arbórea nativa.



Discussão

Os riachos que se situam em áreas urbanizadas e de agricultura são expostos a diminuição da vegetação de entorno, erosão das margens e assoreamento do leito, o que ocasiona a perda de habitats, e conseqüentemente, mudanças na composição das comunidades (CRUZ; MIRANDA; CETRA, 2013). Essas mudanças ocorrem principalmente pela dominância de táxons resistentes e/ou tolerantes e generalistas, em relação a presença de táxons mais sensíveis e especialistas, de acordo com o grau de degradação da zona ripária (BUSS *et al.*, 2004; SIEGLOCH; FROEHICH; KOTZIAN, 2008).

Nesse estudo, os riachos urbanos obtiveram menor abundância e riqueza de táxons, em relação aos riachos naturais e agrícolas. Além disso, houve um predomínio de táxons resistentes, especialmente da família Chironomidae, em detrimento de táxons mais sensíveis, como os Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT). Tal resultado é corroborado por outros estudos da região, como Hepp; Santos (2009), e Sensolo *et al.* (2012), onde a fauna dos riachos urbanos foi constituída por uma baixa riqueza e marcada pela abundância de táxons resistentes e tolerantes (i. e. Chironomidae, Hirudinea). Resultados como este, de acordo com Meyer; Paul; Taulbee (2005) e König *et al.* (2008), indicam que as características principais dos cursos d'água urbanos, como a elevada concentração de nutrientes e contaminantes, e alteração na morfologia e estabilidade do canal, justificam a reduzida riqueza biológica e a dominância de táxons de maior tolerância.

Os riachos agrícolas foram os mais abundantes e apresentaram a maior riqueza de organismos. De acordo com Hepp; Restello (2020), é comum observar elevada abundância em locais de maior impacto. Isso resulta em uma menor equitabilidade entre os táxons, com comunidades compostas por um grande número de um, ou dois táxons, que dominam em relação ao restante da comunidade. Neste estudo, os riachos agrícolas foram marcados pela presença de Chironomidae, Baetidae e Simuliidae, consideradas resistentes aos impactos antrópicos.

Os Chironomidae são um componente chave para a decomposição e ciclagem de matéria orgânica, convertendo-a em recursos que ficam disponíveis para outros consumidores das guildas tróficas aquáticas (HEPP; RESTELLO, 2007; SENSOLO *et al.*, 2012). Esta família foi a mais abundante em todos os riachos estudados. A ocorrência de Chironomidae nos riachos subtropicais é comum, devido à sua elevada heterogeneidade funcional (i. e. hábitos alimentares) (BIASI *et al.*, 2013), e plasticidade de colonização em diferentes habitats (i. e. substratos) (SANSEVERINO; NESSIMIAN, 2001). Isso inclui ambientes altamente impactados (FONTANA *et al.*, 2020), como riachos em áreas urbanas e agrícolas. Por esse motivo, a família é amplamente utilizada como bioindicadora, uma vez que possuem uma amplitude de tolerância a poluição, sendo os organismos mais abundantes em todos os ambientes, representando as diferentes condições dos ecossistemas (SENSOLO *et al.*, 2012).

Semelhante à Chironomidae, a família Simuliidae também pode ser abundante em riachos onde existe maior concentração de matéria orgânica, aporte de detritos domésticos e agrícolas (PINTO *et al.*, 2012), fato que foi observado neste estudo. Além disso, as larvas de

Simuliidae são filtradoras passivas, predominantemente fixadas em superfícies lisas em trechos lóticos dos cursos d'água. Estes insetos são importantes membros das guildas tróficas aquáticas, já que filtram a matéria orgânica particulada em suspensão, disponibilizando-a para outros grupos de invertebrados (CIADAMIDARO; MANCINI; RIVOSECCHI, 2016).

Já a ordem Ephemeroptera apresentou famílias que responderam de forma distintas aos usos da terra. Buss; Salles (2007) comentam que nem todos os organismos dessa ordem respondem da mesma maneira aos impactos antrópicos, sendo possível identificar famílias associadas a locais mais degradados e a locais mais preservados. Baetidae, por exemplo, é considerada pouco sensível, podendo ocorrer em locais perturbados (BUSS; SALLES, 2007). Esta família apresentou a maior abundância de organismos nos riachos agrícolas, e foi pouco representativa nos riachos naturais e urbanos. Outros estudos realizados na região, como o de Loureiro *et al.* (2018), indicaram a presença de Baetidae em riachos agrícolas contaminados por metais pesados. Como exemplo, o gênero *Baetodes* é muito representativo em riachos agrícolas, pois podem tolerar certos graus de contaminação e alteração de seu hábitat, o que pode contribuir para a maior abundância da família nestes locais (FLOWERS; DE LA ROSA, 2010).

Leptophlebiidae apresenta ampla distribuição geográfica e grande diversidade, principalmente no sul da América do Sul (HUBBARD; PETERS, 1977). Neste estudo, também foi uma das famílias mais abundantes, principalmente nos riachos agrícolas. De acordo com Salles *et al.* (2007), Leptophlebiidae está entre as mais diversas famílias de Ephemeroptera, e muitos estudos têm apontado alguns de seus gêneros como indicadores de perturbação ambiental (i. e. JUNQUEIRA *et al.*, 2000; BUSS; SALLES, 2007). Dentre eles, o gênero *Hagenulopsis* suporta diferentes condições ambientais, podendo estar em águas poluídas, sendo tolerante a perturbações (FLOWERS; DE LA ROSA, 2010), e da mesma forma, pode estar sendo responsável pela abundância desta família.

Por outro lado, a família Caenidae, pode suportar condições ambientais diversas, e dessa forma, viver tanto em águas poluídas e eutróficas (FLOWERS; DE LA ROSA, 2010), quanto em locais com bom estado ecológico (HOANG *et al.*, 2010) e em águas bem oxigenadas (HEPP, 2013). Neste estudo observamos a predominância de Caenidae nos riachos naturais.

Em contrapartida, nos riachos localizados em áreas com maior porcentagem de vegetação ripária houve maior presença de organismos sensíveis (i. e. Plecoptera e Trichoptera). A presença desses organismos em áreas florestadas pode estar associada com a maior disponibilidade de recursos nesses ambientes. Além de ser a principal fonte de energia autóctone nos riachos de pequena ordem, a vegetação também atua como uma promotora de habitats, compondo diferentes substratos, fornecendo sombra, locais de nidificação, proteção e alimentação para a fauna (VAN LOOY *et al.*, 2013; FIERRO *et al.*, 2017), mantendo assim a biodiversidade desses ecossistemas aquáticos.

Em relação a composição dos grupos tróficos funcionais, os resultados evidenciaram que coletor-catador foi o mais abundante em todas as categorias de riachos, e que os demais grupos não apresentaram diferenças em sua distribuição em relação aos usos da terra.

Os coletores-catadores estiveram relacionados ao uso agrícola, o que justifica sua maior abundância, principalmente pela presença das famílias Chironomidae e Baetidae. Estas famílias podem estar associadas a um fluxo de água menos turbulento, ocasionado pelo assoreamento gerado pela remoção da vegetação ripária, o que também permite um acúmulo maior de algas no substrato, e favorece a abundância deste grupo trófico (CUMMINS; MERRITT; ANDRADE, 2005; RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014). Além disso, esse resultado pode refletir um aumento das partículas de alimentos em deposição, como um efeito das mudanças no uso e cobertura da terra (LEMES-SILVA, 2020).

A presença de solo exposto no entorno dos riachos, afeta negativamente os fragmentadores e propicia uma maior abundância de coletores-catadores. Esse resultado pode estar associado com a perda da complexidade do hábitat, causada pela deposição de sedimentos no canal, nas áreas em que a vegetação ripária foi convertida em áreas agrícolas (LIMA *et al.*, 2022).

O grupo dos fragmentadores apresentou número reduzido de organismos nos riachos urbanos e agrícolas, e maior abundância nos naturais. Quando ocorre redução ou retirada da vegetação ripária, a quantidade de matéria orgânica que entra nos sistemas aquáticos é alterada e, conseqüentemente, a estrutura trófica das teias alimentares nos riachos é modificada (DOSSKEY *et al.*, 2010). No caso dos fragmentadores, a ausência de vegetação afeta negativamente sua ocorrência, já que o principal recurso consumido por este grupo é a MOPG (Matéria Orgânica Particulada Grossa) oriunda da vegetação ripária (ALLAN; CASTILLO, 2007).

De acordo com a Teoria do Rio Contínuo (Vannote *et al.*, 1980), os riachos de pequena ordem devem conter principalmente coletores-catadores e fragmentadores. Esse padrão é observado em alguns estudos, i. e. Figueroa; Araya; Valdovinos (2000); Callisto; Moreno; Barbosa (2001) e Fierro *et al.* (2015), no entanto, não pode ser generalizado, pois, Miserendino; Pizzolon (2003) e Crisci-Bispo; Bispo; Froehlich (2007); Fu *et al.* (2016), registraram apenas coletores-catadores, como o grupo mais abundante em suas áreas de estudo, assim como foi observado neste estudo. Além disso, nas regiões subtropicais, os estudos que utilizam a classificação de GTF são baseados nas proposições para as regiões tropicais e temperadas (LOUREIRO *et al.*, 2015; CENEIVA-BASTOS *et al.*, 2017). Dessa forma, os organismos podem apresentar hábitos alimentares diferentes, quando encontrados em regiões distintas do globo (TOMANOVA; GOITIA; HELESIC, 2006).

Os coletores-filtradores foram o segundo grupo mais abundante nos riachos naturais, agrícolas e urbanos. Essa abundância atribuiu-se à Hydropsychidae e Simuliidae. A disponibilidade de recursos consumidos por estes organismos justificam essa abundância, ou seja: nos riachos naturais, a MOPF (Matéria Orgânica Particulada Fina), oriunda da decomposição foliar; nos riachos agrícolas e urbanos, as algas suspensas na coluna d'água e o material orgânico em suspensão, pois estes riachos possuem uma elevada incidência de radiação solar e maior entrada de matéria orgânica (GRAÇA, 2001; CUMMINS; MERRITT; ANDRADE, 2005; SALVARREY *et al.*, 2014; RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014).

Considerações finais

Os resultados observados neste estudo demonstraram que, devido às alterações no uso e cobertura da terra, a composição da comunidade e a distribuição dos grupos tróficos funcionais, é influenciada pelos processos agrícolas e de urbanização em torno dos riachos.

A abundância de macroinvertebrados foi maior nos riachos agrícolas, principalmente em função das famílias Chironomidae e Baetidae, enquanto que a riqueza foi menor nos riachos urbanos. O grupo trófico coletor-catador foi o mais abundante em todos os riachos, e esteve relacionado com o uso agrícola. Assim, os resultados indicam que as porcentagens de vegetação arbórea nativa, agricultura e urbanização na área de drenagem dos riachos, influenciam a condição ecológica dos riachos e a biota destes ecossistemas.

Os processos de urbanização e agricultura, portanto, são os principais agentes de alterações bióticas e abióticas dos ecossistemas aquáticos, devido principalmente a diminuição da vegetação ripária e aumento da entrada de nutrientes. Dessa forma, as modificações no uso e cobertura da terra, podem causar alterações que levam a uma simplificação dos habitats, modificando a composição da comunidade e favorecendo o predomínio de táxons tolerantes a degradação.

Agradecimentos

RMR agradece o apoio financeiro da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (Fundação de Amparo à Pesquisa - FAPERGS – 19/2551-0002062-7). LAE agradece a bolsa de Pós-Graduação (CAPES/Categoria II) associada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da URI-Erechim. BLP recebeu bolsa PROBIC FAPERGS. Gostaríamos de agradecer ao LAGEPLAM (URI – Erechim) pelo desenvolvimento do mapa.

Referências

- ALLAN, D. J.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 2 ed. New York: Springer, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematic**, v. 35, p. 257–84, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. DOI: <https://10.0.4.103/0941-2948/2013/0507>
- BECK, M. W. **ggord: Ordination plots with ggplot2**. In: R package version 1.1. 7. 2022. Disponível em: <https://zenodo.org/badge/latestdoi/35334615>

- BIASI, C. *et al.* The colonisation of leaf litter by Chironomidae (Diptera): The influence of chemical quality and exposure duration in a subtropical stream. **Limnologia**, v. 43, p. 427-433, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.01.006>
- BLEVINS, Z. W. *et al.* Land use drives the physiological properties of a stream fish. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 224-235, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.016>
- BUSS, D. F. *et al.* Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. **Hydrobiologia**, v. 518, n. 1, p. 179-188, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000025067.66126.1c>
- BUSS, D. F.; SALLES, F. F. Using Baetidae Species as Biological Indicators of Environmental Degradation in a Brazilian River Basin. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 130, p. 365–372, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9403-6>
- CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. A. R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 259- 266, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0034-71082001000200008>
- 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. DOI: [10.21168/rbrh.v6n1.p71-82](https://doi.org/10.21168/rbrh.v6n1.p71-82)
- CENEVIVA-BASTOS, M. *et al.* Trophic guilds of EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera) in three basins of the Brazilian Savanna. **Limnologia**, v. 63, p. 11-17, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.12.004>
- CIADAMIDARO, S.; MANCINI, L.; RIVOSECCHI, L. Black flies (Diptera, Simuliidae) as ecological indicators of stream ecosystem health in an urbanizing area (Rome, Italy). **Ann Ist Sanità**, v. 52, n. 2, p. 269-276, 2016. DOI: https://doi.org/10.4415/ANN_16_02_20
- CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C.; FROEHLICH, C. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a mountain stream of the Atlantic rainforest from southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p.545–551, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000300004>
- CRUZ, B.; MIRANDA, L. E.; CETRA, M. Links between riparian land cover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 22, n. 4, p. 607-616, 2013. DOI: [10.1111/eff.12065](https://doi.org/10.1111/eff.12065)
- CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in South Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>

- DECIAN, V. *et al.* Uso da terra na região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul e obtenção de banco de dados relacional de fragmentos de vegetação arbórea. **Perspectiva**, v. 33, n. 121, p. 165-176, 2009.
- DOLÉDEC, S. *et al.* Comparison of structural and functional approaches to determining land use effects on grassland stream invertebrate communities. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 44-60, 2006. DOI: [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[44:COFAFA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[44:COFAFA]2.0.CO;2)
- DOMINGUES, A. L. L. *et al.* Impact of urbanization on the water quality of the Uberaba River and tributaries. **Ciência e Natura**, v. 43, e. 68, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5902/2179460X63662>
- DOSSKEY, M. G. *et al.* The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, p. 261-277, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x>
- FIERRO, P. *et al.* Landscape composition as a determinant of diversity and functional feeding groups of aquatic macroinvertebrates in southern rivers of the Araucanía, Chile. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 43, n. 1, 186-200, 2015. DOI: <https://doi.org/10.3856/vol43-issue1-fulltext-16>
- FIERRO, P. *et al.* Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 724-734, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>
- FIGUEROA, R.; ARAYA, E.; VALDOVINOS, C. Deriva de macroinvertebrados bentónicos en un sector de ríton: río Rucue, Chile centro-sur. **Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción**, v. 71, p. 23-32, 2000. Disponível em: https://bolsocbiolconcepc.cl/pdfs/v71_2000/04-Figueroa_etal.pdf
- FLOWERS, R. W.; DE LA ROSA, C. Ephemeroptera (Capítulo 4). **Revista de Biología Tropical**, v. 58, n. 4, p. 63-93, 2010. Disponível em: https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000800004
- FONTANA, L. E. *et al.* A presença da agricultura altera a decomposição foliar e a composição das comunidades de invertebrados aquáticos em riachos subtropicais. **Perspectiva**, v. 44, n. 165, p. 07-19, 2020. DOI: <https://doi.org/10.31512/persp.v44.n.165.2020.70.p.7-20>
- FU, L. *et al.* Impacts of land use and environmental factors on macroinvertebrate functional feeding groups in the Dongjiang River Basin, southeast China. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 31, n. 1, p. 21-35, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1080/02705060.2015.1017847>
- GONÇALVES JUNIOR, J. F. *et al.* Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. **Limnologica: Ecology and Management of Inland Waters**, v. 44, p. 40-48, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.05.010>

HEPP, L. U. Caracterização Limnológica de um Rio Urbano (Erechim-Rs): Uma Abordagem Multivariada do Gradiente Longitudinal ao Longo do Tempo. **Perspectiva**, v. 37, p. 21-30, 2013. Disponível em: https://www.uricer.edu.br/site/pdfs/perspectiva/1_337.pdf

HEPP, L. U.; GONÇALVES, J. F. A decomposição de detritos em riachos como serviço ecossistêmico de regulação e suporte prestado pela natureza. In: PARRON, L. M. *et al.* (Org.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. 1. ed. Brasília: Embrapa, v. 1, p. 226- 233, 2015. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/131969/1/Livro-Servicos-Ambientais-Embrapa.pdf>

HEPP, L. U. *et al.* Effects of agriculture and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia**, v. 27, p. 106-113, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000100016>

HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. In: ZAKRZEWSKI, S. B. (Org.). **Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares**. Erechim: EdiFapes, p. 75-85, 2007. Disponível em: https://www.uricer.edu.br/site/cursos/arq_trabalhos_usuario/764.pdf

HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. Monitoramento biológico de riachos com o uso de macroinvertebrados aquáticos. Em: HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. (org). **Ecologia de riachos no Alto Uruguai Gaúcho**. Edifapes: Erechim, p. 33-51, 2020. Disponível em: <https://www.uricer.edu.br/site/publicacoes/153.pdf>

HEPP, L. U.; SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 157, p. 305-318, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0536-7>

HOANG, T. H. *et al.* Spatial and Temporal Patterns of Macroinvertebrate Communities in the Du River Basin in Northern Vietnam. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 25, p. 637-647, 2010. <https://doi.org/10.1080/02705060.2010.9664413>

HUBBARD, M. D.; PETERS, W. L. Ephemeroptera. In HURLBERT, S. H. (ed.) **Biota acuática de Sudamérica austral**. San Diego State University, San Diego, California, p. 165-169, 1977. Disponível em: <https://bibliotecadigital.ciren.cl/bitstream/handle/20.500.13082/12973/Biota.pdf?sequence=2>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico de uso da terra**. 3. ed. Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf>

JUNQUEIRA, M. V. *et al.* Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 12, p. 73-87, 2000. Disponível em: <https://www.actalb.org/article/6279b76e782aad044755f4ef/pdf/alb-12-1-73.pdf>

- KÖNIG, R. *et al.* Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 3, n. 1, p. 84-93, 2008. Disponível em: [http://panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_3\(1\)_84-93.pdf](http://panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_3(1)_84-93.pdf)
- LEMES- SILVA, A. L. *et al.* Recent land-use changes affect stream ecosystem processes in a subtropical island in Brazil. **Austral Ecology**, v. 45, p. 644-658, 2020. <https://doi.org/10.1111/aec.12879>
- LI, Z. *et al.* Different responses of taxonomic and functional structures of stream macroinvertebrate communities to local stressors and regional factors in a subtropical biodiversity hotspot. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 1288-1300, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.222>
- LIMA, M. *et al.* Land use changes disrupt streams and affect the functional feeding groups of aquatic insects in the Amazon. **Journal of Insect Conservation**, v. 26, p. 137-148, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00375-6>
- LIU, Z. *et al.* Effects of different types of land-use on taxonomic and functional diversity of benthic macroinvertebrates in a subtropical river network. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 44339-44353, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13867-w>
- LOUREIRO, R. C. *et al.* Incorporation of zinc and copper by insects of different functional feeding groups in agricultural streams. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 17402-17408, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1971-9>
- LOUREIRO, R. C. *et al.* Larvas de Gripopterygidae (Insecta, Plecoptera) associadas a fragmentação de detritos foliares em riachos subtropicais. **Perspectiva**, v. 39, n. 145, p. 61-71, 2015. DOI: Disponível em: https://www.uricer.edu.br/site/pdfs/perspectiva/145_482.pdf
- MALONEY, K. O.; WELLER, D. E. Anthropogenic disturbance and streams: land use and land-use change affect stream ecosystems via multiple pathways. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 3, p. 611-626, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02522.x>
- MARQUES, N. C. S. *et al.* Riparian forests buffer the negative effects of cropland on macroinvertebrate diversity in lowland Amazonian streams. **Hydrobiologia**, v. 848, p. 3503-3520, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04604-y>
- MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. Trophic relations of macroinvertebrates. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Eds). **Methods in Stream Ecology**. New York: Academic Press, p. 453-492, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-416558-8.00020-2>
- MEYER, J. L.; PAUL, M. J.; TAULBEE, W. K. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 602-612, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1899/04-021.1>

MEYER, W. B.; TURNER, B. L. (eds). *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. New York: **Cambridge Univ. Press**, 537 p., 1994. Disponível em: <http://mtc-m12.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/iris@1912/2005/07.20.05.00/doc/INPE%206541.pdf>

MISERENDINO, M. L.; MASI, C. I. The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 311-319, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.06.008>

MISERENDINO, M. L.; PIZZOLON, L. A. Distribution of macroinvertebrate assemblages in the Azul-Quemquemtreu River basin, Patagonia, Argentina. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 37, n. 3, p. 525-539, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1080/00288330.2003.9517187>

MUNGAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. L. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. **Technical Books**, p. 173, 2010.

NAIMAN, R. J. *et al.* Flow variability and the biophysical vitality of the river systems. **Comptes Rendus Geoscience**, v. 340, n. 9-10, p. 629-643, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.crte.2008.01.002>

OKSANEN, J. *et al.* **Vegan: Community Ecology Package**. R Package version 2.6-2, 2022. Disponível em: <https://github.com/vegandevs/vegan>

OLIVEIRA-FILHO, A. T. *et al.* Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, v. 8, p. 242-260, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtt058>

PINTO, M. J. R. *et al.* Estrutura e Composição de Comunidades de Simuliidae (Diptera) em Riachos Preservados e Impactados na Serra dos Órgãos – RJ. **Cadernos UniFOA**, Edição Especial – IV Colóquio Técnico-Científico do UniFOA, p. 46, 2012. DOI: <https://doi.org/10.47385/cadunifoa.v7.n1%20Esp.1728>

POFF, N. L. *et al.* Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **Journal Of The North American Benthological Society**, v. 25, p. 730-755, 2006. DOI: [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)025\[0730:FTNONA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)025[0730:FTNONA]2.0.CO;2)

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing [online]. Vienna: **R Foundation for Statistical Computing**, 2022 [viewed 14 Apr. 2022]. Disponível em: <https://www.R-project.org/>

RAMÍREZ, A.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. **Revista de Biologia Tropical**, v. 62, n. 2, p. 155-167, 2014. DOI: <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15785>

- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Chapman and Hall, New York, p. 1-9, 1993.
- ROVANI, I. V. *et al.* Socioeconomic Changes and Land Use and Cover of the Northern Region of Rio Grande do Sul, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 27, n. 3, p. 1-10, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.025818>
- SALVARREY, A. V. B. *et al.* The influence of natural and anthropic environmental variables on the structure and spatial distribution along longitudinal gradient of macroinvertebrate communities in southern Brazilian streams. **Journal of Insect Science**, v. 14, n. 13, p. 1-23, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1673/031.014.13>
- SANSEVERINO, A. M.; NESSIMIAN, J. L. Hábitats de larvas de Chironomidae (Insecta, Diptera) em riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 13, p. 29-38, 2001. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/258330872_Habitats_de_larvas_de_Chironomidae_Insecta_Diptera_em_riachos_de_Mata_Atlantica_no_Estado_do_Rio_de_Janeiro
- SENSOLO, D. *et al.* Influence of landscape on assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. **International Journal of Limnology**, v. 48, n. 4, p. 391-400, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1051/limn/2012031>
- SIEGLOCH, A. E.; FROEHICH, C. G.; KOTZIAN, C. B. Composition and diversity of Ephemeroptera (Insecta) nymph communities in the middle section of the Jacuí River and some tributaries, southern Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 98, n. 4, p. 425-432, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0073-47212008000400002>
- SITATI, A. *et al.* Land-use influence on the functional organization of Afrotropical macroinvertebrates assemblages. **Limnologia**, v. 88, p. 1-13, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2021.125875>
- STRECK, E. V. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2. ed. Porto Alegre - Emater/RS-Ascar, 2008. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/236965550_Solos_do_Rio_Grande_do_Sul
- SUDARSO, J. *et al.* The Impact of Anthropogenic Activities on Benthic Macroinvertebrates Community in the Raggeh River. **Journal of Ecological Engineering**, v. 22, n. 5, p. 179-190, 2021. DOI: <https://doi.org/10.12911/22998993/135773>
- TILMAN, D. Functional diversity. IN: **Encyclopedia of Biodiversity**. Levin, S.A., ed. Academic Press, p. 109–120, 2001.
- TOMANOVA, S.; GOITIA, E.; HELESIC, J. Trophic Levels and Functional Feeding Groups of Macroinvertebrates in Neotropical Streams. **Hydrobiologia**, v. 556, n. 1, p. 251-264, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1255-5>

VAN LOOY, K. *et al.* Benefits of riparian forest for the aquatic ecosystem assessed at a large geographic scale. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems**, n. 408, p. 6p1-6p16, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1051/kmae/2013041>

VANNOTE R. L. *et al.* The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science**, v. 37, p. 130-137, 1980. DOI: <https://doi.org/10.1139/f80-017>

VIOLLE, C. *et al.* Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, p. 882-892, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>

WANG, X. *et al.* Do water quality, land use, or benthic diatoms drive macroinvertebrate functional feeding groups in a subtropical mountain stream? **Inland Waters**, v. 11, n. 1, p. 1-13, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/20442041.2020.1816111>

WICKHAM, H. *et al.* **ggplot2: Create elegant data visualisations using the grammar of graphics**. In: R package version 3.3. 6. 2022. Disponível em: <https://ggplot2.tidyverse.org/>