



Universidade Federal do Pampa

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PAMPA - UNIPAMPA
CAMPUS SÃO GABRIEL
CURSO CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - BACHARELADO**

ÉRICA DA SILVA BORGES

**Impacto do uso do solo em comunidades de macroinvertebrados aquáticos em riachos
no bioma Pampa brasileiro**

SÃO GABRIEL

2024

ÉRICA DA SILVA BORGES

Impacto do uso do solo sobre as comunidades de macroinvertebrados aquáticos de riachos no bioma Pampa brasileiro

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA) - Campus de São Gabriel (RS), como requisito para a obtenção do título de Bacharela em Ciências Biológicas.

Orientadora: Dra. Marcia Regina Spies

Coorientadora: Ma. Tainara Rosa Menna Barreto

São Gabriel

2024

FICHA CATALOGRÁFICA

Borges, Érica da Silva

Impacto do uso do solo nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos nos riachos do bioma Pampa Brasileiro /Érica da Silva Borges – Rio Grande do Sul: UNIPAMPA, *campus* São Gabriel, 2024.

Orientadora: Marcia Regina Spies

Coorientadora: Tainara Rosa Menna-Barreto

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal do Pampa, Ciências Biológicas – Bacharelado Campus São Gabriel, 2024.

1. Zoologia. 2. Entomologia Aquática. 3. Pampa. I. SPIES, Marcia Regina. II. Universidade Federal do Pampa, *Campus* São Gabriel, Trabalho de Conclusão de Curso. III. *Impacto do uso do solo em comunidades de macroinvertebrados aquáticos em riachos no bioma Pampa brasileiro*

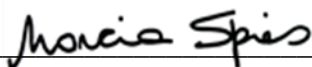
ÉRICA DA SILVA BORGES

Impacto do uso do solo sobre as comunidades de macroinvertebrados aquáticos de riachos no bioma Pampa brasileiro

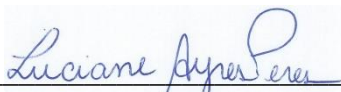
Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA) - Campus de São Gabriel (RS), como requisito para a obtenção do título de Bacharela em Ciências Biológicas.

Trabalho de Conclusão de Curso defendido e aprovado em:

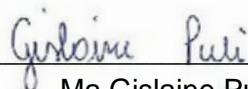
Banca examinadora:



Profa. Dra. Marcia Regina Spies
Orientadora
(UNIPAMPA)



Profa. Dra. Luciane Ayres Peres
(IFAR Campus São Vicente)



Ma Gislaine Puli
(UFSM PPG Biodiversidade Animal)

Agradecimentos

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer a Deus, minha família e meu namorado, por estarem sempre ao meu lado, me apoiando nos momentos mais difíceis e sendo a minha base durante todo esse longo período.

Gostaria de fazer também um agradecimento especial à minha orientadora, Professora Dra Márcia Regina Spies pela elaboração do meu Trabalho de Conclusão do Curso. Sua orientação e ajuda foi fundamental para a conclusão deste trabalho. Agradeço também pela sua disponibilidade para discussões e esclarecimento de dúvidas que contribuíram muito para o desenvolvimento e para a qualidade final do meu trabalho acadêmico.

Agradeço também à minha coorientadora Tainara Rosa Menna Barreto, a qual me auxiliou de grande maneira no decorrer da construção deste artigo. Além disso, gostaria de agradecer também aos meus colegas de laboratório LEBIP pelo trabalho em equipe para a coleta do material em campo, a triagem e a identificação; sem a colaboração de todos não seria possível obter os resultados para a construção deste trabalho!

Agradeço também aos meus colegas do Curso e demais professores por fazerem parte do meu processo de formação.

Gostaria de estender meus agradecimentos ao CNPq pelo apoio financeiro através do Edital Universal (N 420570/2016), permitindo a coleta do material. Sem o suporte do CNPq, esta pesquisa não seria possível.

RESUMO

Impacto do uso do solo sobre as comunidades de macroinvertebrados aquáticos de riachos no bioma Pampa brasileiro

Os ecossistemas aquáticos dulcícolas no sul do Brasil estão sob pressão ambiental significativa devido ao uso inadequado do solo, especialmente pela agricultura, afetando cerca de 90% desses ecossistemas. No bioma Pampa, apenas 36% da vegetação natural permanece, com o restante convertido para atividades que ameaçam a conservação. Os macroinvertebrados aquáticos são indicadores da qualidade da água e são sensíveis a essas mudanças ambientais, sendo amplamente utilizados como bioindicadores de impactos ambientais. O presente estudo analisou o impacto do uso do solo nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos em riachos no bioma Pampa brasileiro, utilizando a abundância e composição de táxons, proporção de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e diversidade como métricas. Assim, foram selecionados três riachos em campo nativo e três em cultivo agrícola em área de Campo Submontano Atlântico. Foram coletados 28.087 macroinvertebrados aquáticos de 55 famílias. Não houve diferença significativa na abundância, na composição, na proporção de EPT e na diversidade de macroinvertebrados aquáticos entre riachos de campo nativo e cultivo agrícola. A diferença mais acentuada entre as comunidades foi a dominância dos táxons. Os descritores ambientais locais também não apresentaram padrões de variação relacionados ao uso do solo, já o histórico da conversão do campo nativo com pecuária extensiva para cultivo agrícola evidenciou que a conversão é recente. Possivelmente, a disponibilidade de recursos alimentares e substratos nos riachos amostrados ainda não tenha sofrido alterações significativas como seria o esperado para paisagens de cultivo agrícola. Entretanto, a rápida expansão dos cultivos agrícolas sobre os campos nativos enfatizam a necessidade urgente de medidas destinadas à conservação deste bioma, historicamente negligenciado e com elevado risco à sua preservação. Nesse sentido, estudos para avaliar o tempo de resiliência das comunidades de macroinvertebrados aquáticos são fundamentais para a conservação dos recursos hídricos e a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos e campestres.

Palavras - chave: abundância, ecossistema campestre, diversidade, histórico de conversão, resiliência.

ABSTRACT

Impact of land use on aquatic macroinvertebrate communities in streams in the Brazilian Pampa biome

Freshwater aquatic ecosystems in southern Brazil are under significant environmental pressure due to inappropriate land use, especially agriculture, affecting about 90% of these ecosystems. In the Pampa biome, only 36% of natural vegetation remains, with the rest converted to activities that threaten conservation efforts. Aquatic macroinvertebrates are indicators of water quality and are sensitive to these environmental changes, widely used as bioindicators of environmental impacts. This study analyzed the impact of land use on aquatic macroinvertebrate communities in streams within the Brazilian Pampa biome, using abundance and taxon composition, the proportion of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT), and diversity as metrics. Thus, three streams in native grasslands and three in agricultural cultivation areas in the Atlantic Submontane Grassland were selected. A total of 28,087 aquatic macroinvertebrates from 55 families were collected. There was no significant difference in abundance, composition, EPT proportion, and diversity of aquatic macroinvertebrates between streams in native grasslands and those in agricultural cultivation. The most pronounced difference between communities was taxon dominance. Local environmental descriptors also did not show patterns of variation related to land use, while the history of converting native grasslands with extensive livestock to agricultural cultivation indicated recent conversion. Possibly, the availability of food resources and substrates in the sampled streams has not yet undergone significant changes as expected in agricultural landscapes. However, the rapid expansion of agricultural cultivation over native grasslands emphasizes the urgent need for measures aimed at conserving this historically neglected biome, which faces a high risk of preservation. In this sense, studies to assess the resilience time of aquatic macroinvertebrate communities are essential for the conservation of water resources and the biodiversity of aquatic and grassland ecosystems.

Keywords: abundance, grassland ecosystem, diversity, conversion history, resilience.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização dos riachos de campo nativo e cultivo agrícola em Campo Submontano Atlântico no bioma Pampa brasileiro.....14
- Figura 2.** Abundância de macroinvertebrados aquáticos nos riachos em campo nativo e nos riachos de cultivo agrícola em Campo Submontano Atlântico, no bioma Pampa brasileiro, amostrados em dezembro de 2022.....19
- Figura 3.** Comparação da contribuição Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em relação aos outros macroinvertebrados aquáticos nos diferentes usos do solo no bioma Pampa brasileiro, amostrados em dezembro de 2022. A) proporção em riachos em campo nativo; B) proporção em riachos em cultivo agrícola.19
- Figura 4.** Comparação entre famílias mais representativas de macroinvertebrados aquáticos de riachos em campo nativo e cultivo agrícola em Campo Submontano Atlântico, no bioma Pampa brasileiro, amostrados em dezembro de 2022.....20
- Figura 5.** Abundância das famílias (shade plot) de EPT e de outras famílias de macroinvertebrados de riachos em campo nativo e em cultivo agrícola em Campo Submontano Atlântico, no bioma Pampa brasileiro, amostrados em dezembro de 2022. O gradiente de cor representa a abundância com dados previamente transformados (raiz quadrada).....21
- Figura 6.** Perfis estimados de diversidade (Séries de Hill) para comunidades de macroinvertebrados aquáticos em riachos de campo nativo e em cultivo agrícola em Campo Submontano Atlântico, no bioma Pampa brasileiro, amostrados em dezembro de 2022.....22
- Figura 7.** Histórico de perda de vegetação nativa em buffer de 200m nos riachos em campo nativo (C1, C2, C3) e em cultivo agrícola (L1, L2, L3) em Campo Submontano Atlântico, no bioma Pampa brasileiro, nos anos de 2006, 2011, 2016 e 2021.24

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Composição taxonômica e abundância de macroinvertebrados aquáticos de três riachos em campo nativo (C1, C2 e C3) e três em cultivo agrícola (L1, L2 e L3) coletados em dezembro de 2022.18

Tabela 2. Médias das variáveis ambientais locais dos seis riachos coletados na formação campestre Campo Submontano Atlântico (CSA) no bioma Pampa Brasileiro, coletado em dezembro de 2022 em campo nativo (C1, C2 e C3) e cultivo agrícola (L1, L2 e L3).....23

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT.....	7
LISTA DE FIGURAS	8
LISTA DE TABELAS	9
1. Introdução.....	11
2. Objetivo Geral.....	13
2.1 Objetivos Específicos	13
3. Materiais e métodos.....	13
3.1 Área de estudo	13
3.2 Amostragem	15
3.3. Análises estatísticas	16
4. Resultados.....	17
5. Discussão	24
6. Conclusão.....	29
7. Referências Bibliográficas.....	29

1. Introdução

Os ecossistemas aquáticos de água doce enfrentam impactos ecológicos significativos ocasionados por práticas de uso do solo inadequadas (Allan, 2004). As práticas agrícolas são um dos principais fatores que geram alterações, comprometendo a qualidade e integridade dos ecossistemas aquáticos, bem como ocasionando a redução da heterogeneidade da paisagem e o declínio da biodiversidade (Allan, 2004; Gordon et al., 2010; Horak et al., 2020). No sul do Brasil, aproximadamente 90% dos ecossistemas aquáticos já estão sob pressão ambiental devido às atividades antropogênicas (Maltchik et al., 2017a, 2017b). Os ecossistemas campestres subtropicais são um outro exemplo dramático desta realidade (Brazeiro et al., 2020). Aproximadamente 60% dos ecossistemas campestres subtropicais no sul do Brasil sofreram danos irreparáveis e conforme a região de 5% a 17% dos remanescentes exibem indícios de degradação (Andrade et al., 2015, 2019, Staude et al., 2018).

O bioma Pampa está presente em mais da metade do território gaúcho, com estimativa de 68,8% de área (IBGE, 2019). Devido às ações antrópicas, este bioma vem sofrendo mudanças significativas em relação a sua biodiversidade (Huiñocana et al., 2020), especialmente devido às atividades agrícolas que têm crescido exponencialmente ao longo dos anos (Moreira, 2019). Atualmente, restam apenas cerca de 36% da vegetação campestre natural no bioma Pampa, visto que o restante das áreas foi convertido para cultivos agrícolas (Machado, 2021). O Pampa, comparado a outros biomas brasileiros, apresenta o maior índice de risco à conservação (CRI), devido ao alto risco biológico e por haver poucas áreas protegidas (Overbeck et al., 2015). Apenas 3% de seu território está em Unidades de Conservação (UC), e desses, 2,4% são Áreas de Proteção Ambiental (APA), que possuem um grau de proteção menor em relação a outras categorias de UCs (Souza et al., 2020a). O bioma Pampa, tradicionalmente usado para a pecuária extensiva desde o tempo de sua colonização, vem sofrendo com os impactos ocasionados pela expansão das atividades agrícolas ao longo do tempo (Fernandes, 2017). A expansão agrícola vem contribuindo para a fragmentação da paisagem, degradação do solo e descaracterização do bioma do Pampa (Oliveira et al., 2017).

A pecuária extensiva sobre o campo nativo é menos agressiva, causando menos impactos na paisagem natural do Pampa e na sua biodiversidade, entretanto o pastoreio excessivo pode causar erosão e reduzir a cobertura do solo (Overbeck et al., 2007). Assim, a pecuária extensiva bem manejada no bioma Pampa é um exemplo singular em que a criação de animais e a preservação da biodiversidade se entrelaçam em um sistema de produção sustentável (MapBiomas, 2023).

Os ecossistemas aquáticos são fortemente impactados pela expansão e intensificação das atividades agrícolas (Destouni & Jarsjo, 2018; Miserendino et al., 2011). Frente a crescente expansão da conversão dos habitats campestres subtropicais, o registro e documentação desses impactos sobre a biodiversidade aquática em habitats campestres constitui um tema de pesquisa emergente e fundamental (Miserendino & Pizzolon, 2004; Oliveira et al., 2017; Huiñocana et al., 2020; Albert et al., 2021). As principais causas documentadas desses impactos nos ecossistemas aquáticos incluem: alterações nas condições físico-químicas dos riachos, como pH, oxigênio dissolvido, turbidez e condutividade elétrica (Carvalho & Batello, 2009; Oliveira et al., 2017). Além disso, o aumento de nutrientes e poluentes lixiviados, decorrente do uso de agroquímicos, e o aumento da sedimentação e mudanças na granulometria do substrato de fundo causam impactos significativos sobre as comunidades de macroinvertebrados aquáticos (Moreno, 2018). Dessa forma, as comunidades aquáticas são afetadas por distintos fatores, como mudanças nos fluxos de matéria e energia, na remoção da vegetação de entorno e mudanças nas condições físico químicas (Cararo et al., 2023).

Os macroinvertebrados aquáticos são organismos que possuem um alto grau de endemismo e variações biogeográficas, ocorrendo em uma ampla gama de ambientes aquáticos (Miserendino & Pizzolon, 2004), fornecendo serviços ecossistêmicos essenciais (Hernández, 2018). Estes, são frequentemente utilizados como bioindicadores de qualidade da água devido a sua alta diversidade taxonômica e por apresentarem respostas rápidas às alterações ambientais (Buss et al., 2008; Miserendino & Masi, 2010). Em particular, insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), são especialmente sensíveis às mudanças ambientais por apresentarem níveis variados de suscetibilidade a estas alterações e em geral dependem de água de boa qualidade para a sua sobrevivência (Rosenberg & Resh, 1993; Couceiro et al., 2010, 2012; Martins et al., 2017). As respostas das comunidades diante das modificações no uso do solo podem variar significativamente, enquanto algumas experimentam declínios contínuos em suas populações, outras são favorecidas, aumentando sua abundância (Miserendino & Masi, 2010).

Dessa forma, é crucial reconhecer que a ecologia e as interações entre macroinvertebrados estão diretamente relacionadas à qualidade de vida e a preservação dos habitats naturais (Allan & Castillo, 2007). Esses organismos desempenham um papel vital na gestão dos recursos hídricos, contribuindo para a melhoria dos ecossistemas de água doce em uma escala global (Edgard et al., 2019). Assim, a hipótese deste estudo é que, a conversão de campos nativos para cultivos agrícolas impacta negativamente a estrutura das

comunidades de macroinvertebrados em riachos no bioma Pampa brasileiro. Tais comunidades serão comparadas através dos padrões de abundância e diversidade observados e da influência de descritores ambientais nas comunidades.

2. Objetivo Geral

O presente estudo tem como objetivo avaliar o impacto do uso do solo na estrutura das comunidades de macroinvertebrados aquáticos em riachos de campo nativo e cultivo agrícola no bioma Pampa brasileiro.

2.1 Objetivos Específicos

- Comparar os padrões de abundância das comunidades de macroinvertebrados em riachos de campo nativo e cultivo agrícola no bioma Pampa.
- Avaliar se a proporção de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em relação aos outros macroinvertebrados difere entre as áreas de cultivo agrícola e campo nativo.
- Comparar a composição taxonômica das comunidades de macroinvertebrados em riachos de campo nativo e cultivo agrícola no bioma Pampa.
- Comparar a diversidade das comunidades de macroinvertebrados entre riachos de campo nativo e cultivo agrícola do Bioma Pampa.
- Avaliar a influência dos descritores ambientais e do histórico de perda de vegetação nativa na estrutura das comunidades de macroinvertebrados em riachos de campo nativo e cultivo agrícola.

3. Materiais e métodos

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado nos municípios de Herval e Jaguarão, no Rio Grande do Sul, no bioma Pampa brasileiro, que possui área de 2.051, 845 km (IBGE 2022), e compreende mais da metade do território gaúcho (68%), mas apenas 2,3% do território nacional. O Pampa apresenta geologia diversificada, incluindo rochas de granito, arenito, basalto e depósitos sedimentares (Hasenack et al., 2023). O clima é Subtropical (Cfa) de acordo com a classificação modificada de Köppen-Geiger (Alvares et al., 2014). Caracterizado por chuvas

bem distribuídas ao longo do ano, sem apresentar períodos de seca e com temperaturas predominantemente frias, na faixa dos 0°C, e verões não muito quentes com temperaturas atingindo a máxima de 24°C (Suertegaray, 1998; Pillar, 2009).

O bioma Pampa embora aparentemente tenha uma fisionomia homogênea, apresenta diferentes ecossistemas campestres, resultantes das particularidades vegetacionais, climáticas, geológicas, edáficas, e de manejo (Boldrini, 2009). Nesse sentido, o bioma é dividido em 10 ecossistemas campestres, que são delimitados utilizando uma associação da vegetação com as características físicas do ambiente, como inclinação, altitude, geologia, tipos de substratos e tipos de solo (Hasenack et al., 2023) Considerando essa delimitação, o estudo foi realizado no ecossistema campestre de Campo Submontano Atlântico (CSA) (Figura 1) que se situa em altitudes entre 30 metros e 400 metros, com relevo suave (Hasenack et al., 2023). Entretanto, esse trabalho faz parte de uma rede de amostragem maior que inclui outros cinco ecossistemas campestres (Figura 1).

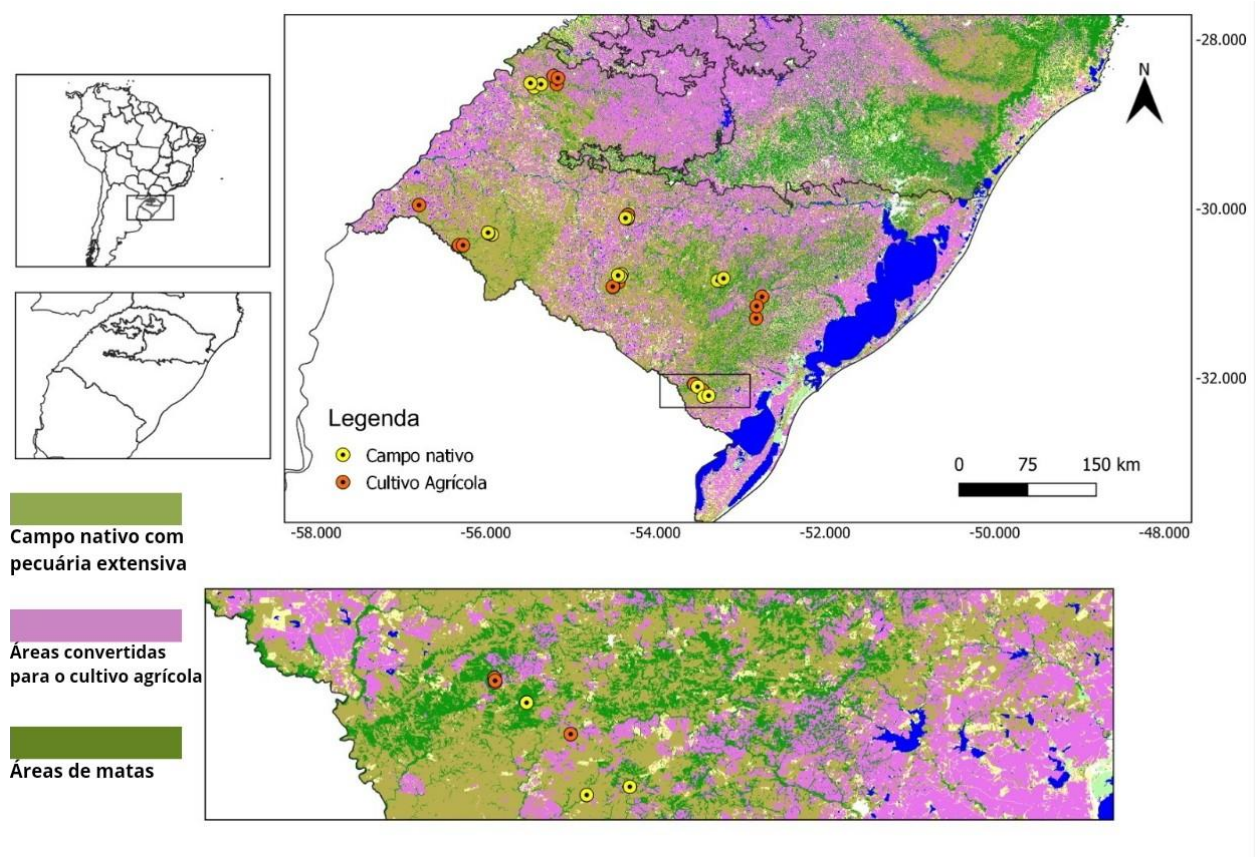


Figura 1. Localização dos riachos de campo nativo e cultivo agrícola em Campo Submontano Atlântico no bioma Pampa brasileiro.

3.2 Amostragem

A amostragem foi realizada no ecossistema de CSA, onde foram selecionados seis riachos, sendo três riachos localizados em paisagens de campo nativo com pecuária extensiva historicamente utilizado para pastoreio extensivo de gado (bovino, ovino e equino) (Marques, 2015) e três riachos em paisagem de cultivo agrícola (Figura 1). Em cada riacho foram identificados três trechos de 50m, onde cinco amostras foram coletadas em cada trecho, totalizando 15 amostras por riacho. As amostras foram coletadas usando um amostrador Surber (área de 0,01 m² e malha de 250 µm) em substrato de cascalho localizado em corredeiras. Os seguintes descritores ambientais foram registrados em cada trecho dos riachos: velocidade da água (m/s) utilizando o método de flutuação (Bain & Stevenson, 1999), largura e profundidade dos riachos (cm) através de uma fita métrica (cinco medições por segmento); condutividade elétrica (mS/cm); turbidez (NTU); concentração de oxigênio dissolvido (mg/L); pH; e temperatura da água (°C), medidos utilizando um medidor multiparâmetros modelo Horiba® (três medições por trecho) A estrutura da vegetação ripária (% de árvores, % de arbustos e % de herbáceas), proporção de mesohabitats (folhas em remanso (%FR), pedra em remanso (%PR), areia em remanso (%AR), folha em corredeira (%FC), pedra em corredeira (%PC), areia em corredeira (%AC) e lajedo (%Laj) e porcentagem de cobertura vegetal em cada riacho. As porcentagens foram estimadas visualmente. Cada riacho foi amostrado uma única vez.

A amostragem foi realizada durante o verão no mês de dezembro de 2022, correspondendo ao período de maior abundância dos macroinvertebrados na região sul do Brasil (Spies et al., 2006). As amostras coletadas foram preservadas em formalina a 5% e encaminhadas ao laboratório, onde foram lavadas sob uma peneira de malha de 0,25mm, triadas e identificadas com o auxílio de um estereomicroscópio, e preservadas em etanol 80%. Os táxons de macroinvertebrados aquáticos foram identificados em nível de família utilizando as chaves taxonômicas (Mugnai et al., 2010, Hamada et al., 2014). Todo material de referência coletado foi armazenado na Coleção de Invertebrados Aquáticos da Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), campus São Gabriel, pertencente ao estado do Rio Grande do Sul.

Os dados referentes à perda de vegetação nativa foram coletados para um buffer de 200m nos anos de 2006, 2011, 2016 e 2021, com o objetivo de analisar o histórico de conversão de uso do solo (Camana et al., 2020). Esses dados foram obtidos por meio dos mapas de cobertura do solo da coleção 7 do MapBiomas, derivados do processamento de imagens do satélite Landsat, com resolução espacial de 30 metros (Souza et al., 2020a), e disponibilizados na plataforma *Google Earth Engine*. Em seguida, os dados foram exportados para o *software*

QGIS 3.22.16, no qual foi realizada a reclassificação do mapa, criação do buffer, o recorte e cálculo da área de cada classe de cobertura do solo (vegetação nativa e vegetação cultivada) a partir do *software R* (ver mais detalhes em Menna-Barreto, 2024).

3.3. Análises estatísticas

A comparação dos padrões de abundância, da composição taxonômica e a avaliação da proporção de EPT em relação a outros macroinvertebrados aquáticos entre os usos do solo foram investigados através de gráficos de setores, realizados no software Microsoft Excel.

A unidade amostral utilizada foi o trecho (i.e. cada amostra foi constituída pelo somatório de 5 sub amostras recolhidas ao longo dos trechos em cada riacho). Assim, cada uso do solo foi representado por nove amostras (i.e. 3 trechos em cada riacho em campo nativo x 3 trechos em cada riacho em cultivo agrícola), totalizando 18 amostras. A matriz de abundância de macroinvertebrados aquáticos foi transformada utilizando raiz quadrada para mitigar o efeito de táxons quantitativamente dominantes (Clarke et al., 2006; Clarke et al., 2014). Em seguida, a matriz foi representada como um mapa de calor (shade plot), permitindo a visualização da variação na abundância entre os diferentes usos do solo.

A diversidade das famílias de macroinvertebrados aquáticos de riachos em campo nativo e em cultivo agrícola foram comparados através de perfis estimados de diversidade (Chao & Jost, 2015), utilizando curvas de interpolação e extrapolação. Para essa análise, foram empregadas curvas de interpolação e extrapolação. Os intervalos de confiança de 95% dos perfis de diversidade, bem como as curvas de interpolação e extrapolação, foram gerados por meio do método de bootstrap com 50 reamostragens. A significância estatística das diferenças entre as comunidades foi determinada pela ausência de sobreposição dos intervalos de confiança ao longo das curvas comparadas. Os perfis de diversidade foram elaborados utilizando o programa *iNEXT online*, com base nos números de Hill (Chao & Hsieh, 2016).

4. Resultados

No total, foram coletados 28.087 indivíduos de macroinvertebrados aquáticos distribuídos em 54 famílias (Tabela 1). Destes, 15.693 indivíduos foram coletados nos riachos em campo nativo (55,88%), enquanto 12.394 indivíduos foram coletados em cultivo agrícola (44,12%). As comunidades de macroinvertebrados aquáticos de riachos em campo nativo e cultivo agrícola no bioma Pampa foram dominados por cinco famílias, que juntos representaram 73% da abundância total. Destes, a família Chironomidae apresentou 45,45% da abundância (n=12.766), seguido de Baetidae com 9,82% (n=2.759), Leptohiphidae com 6,97% (n=1.959), Simuliidae com 6,71% (n=1.885) e Elmidae com 4,48% (n=1.260) (Tabela 1).

Abundância de macroinvertebrados nos riachos situados em áreas de campo nativo foi relativamente maior que nos riachos situados em áreas de cultivo agrícola (Figura 2). Individualmente, os riachos apresentaram um padrão de menor abundância em cultivo agrícola, porém, o ponto L2 apresentou abundância significativamente mais elevada que os demais riachos de cultivo, sendo equivalente aos riachos de campo nativo.

Tabela 1. Composição taxonômica e abundância de macroinvertebrados aquáticos de três riachos em campo nativo (C1, C2 e C3) e três em cultivo agrícola (L1, L2 e L3) coletados em dezembro de 2022.

Táxons	Campo Nativo			Cultivo Agrícola			Total
	C1	C2	C3	L1	L2	L3	
Planariidae	35	60	0	8	1	0	104
Sphaeriidae	0	0	7	0	0	0	7
Ancylidae	8	66	6	0	0	215	295
Hydrobiidae	35	45	29	21	90	201	421
Planorbidae	0	9	6	9	25	0	49
Hirudinea	0	2	0	0	1	4	7
Oligochaeta	5	127	1	18	33	6	190
Nematoda	4	7	0	1	2	3	17
Aeglidae	0	0	0	0	5	0	5
Hyalellidae	0	0	0	1	6	0	7
Copepoda	0	0	0	2	2	1	5
Hydracarina	67	318	72	74	145	139	815
Collembola	0	0	2	1	3	71	77
Baetidae	260	41	613	735	757	353	2759
Caenidae	5	37	1	8	4	20	75
Leptohyphidae	641	513	152	403	1	249	1959
Leptophlebiidae	103	30	13	15	86	22	269
Coenagrionidae	10	7	1	2	3	0	23
Calopterygidae	0	0	0	0	2	0	2
Gomphidae	0	0	1	0	0	1	2
Perlidae	8	0	1	2	0	0	11
Belostomatidae	0	0	0	7	1	0	8
Naucoridae	39	117	163	122	68	213	722
Veliidae	11	9	14	3	10	0	47
Chironomidae	1203	3885	1882	784	3824	1188	12766
Ceratopogonidae	24	22	16	1	33	37	133
Culicidae	0	0	0	0	1	0	1
Dolichopodidae	0	1	1	2	18	0	22
Empididae	3	5	1	0	11	16	36
Psychodidae	7	1	68	20	144	45	285
Simuliidae	626	38	1209	0	12	0	1885
Tabanidae	0	0	1	0	4	0	5
Tipulidae	15	3	3	1	3	2	27
Stratiomyidae	0	0	0	0	1	0	1
Elmidae	305	332	123	151	158	191	1260
Gyrinidae	0	0	0	5	0	0	5
Hydrophilidae	0	16	0	1	1	34	52
Curculionidae	0	1	0	0	0	0	1
Scirtidae	1	0	0	0	1	0	2
Lutrochidae	0	0	0	1	0	0	1
Psephenidae	138	195	66	141	61	144	745
Staphylinidae	0	0	0	3	0	0	3
Calamoceratidae	3	16	1	1	15	0	36
Ecnomidae	1	0	1	0	0	0	2
Glossosomatidae	3	1	1	3	0	0	8
Helicopsychidae	8	6	22	0	177	1	214
Hydropsychidae	199	190	548	4	138	32	1111
Hydroptilidae	137	321	196	11	37	18	720
Hydrobiosidae	3	0	1	11	11	0	26
Leptoceridae	0	9	0	7	0	3	19
Odontoceridae	2	43	11	607	40	20	723
Philopotamidae	9	36	10	37	2	0	94
Pyralidae	2	16	0	0	1	1	20
Corydalidae	0	4	1	0	0	3	8
Total	3920	6529	5244	3223	5938	3233	28087

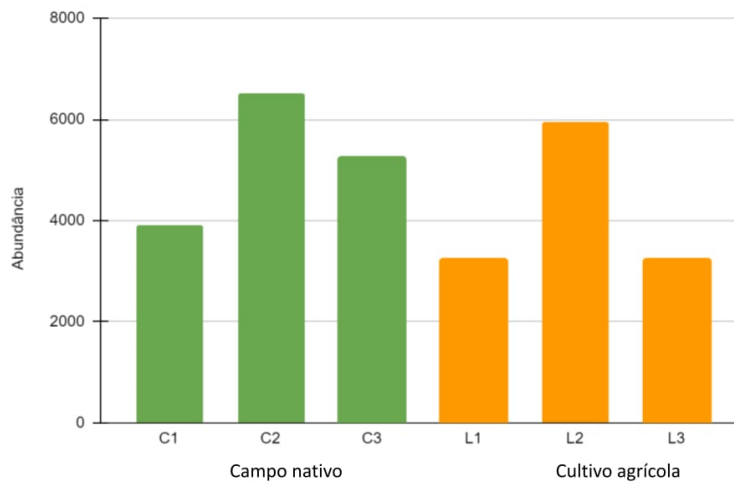


Figura 2. Abundância de macroinvertebrados aquáticos nos riachos em campo nativo e nos riachos de cultivo agrícola em Campo Submontano Atlântico, no bioma Pampa brasileiro, amostrados em dezembro de 2022.

Na comparação da proporção EPT/outras macroinvertebrados, ambos os usos do solo apresentaram proporções muito semelhantes, com EPT representando 30,6% em cultivo agrícola e 26,7% em campo nativo. Enquanto os demais macroinvertebrados apresentaram 69,4% e 73,3%, respectivamente (Figura 3).

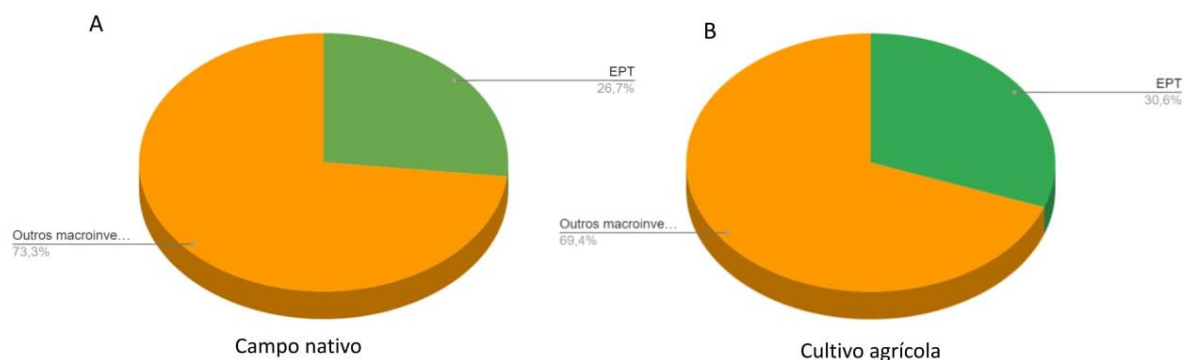


Figura 3. Comparação da contribuição Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em relação aos outros macroinvertebrados aquáticos nos diferentes usos do solo no bioma Pampa brasileiro, amostrados em dezembro de 2022. A) proporção em riachos em campo nativo; B) proporção em riachos em cultivo agrícola.

Na comparação da proporção EPT/outras macroinvertebrados, ambos os usos do solo apresentaram proporções muito semelhantes, com EPT representando 30,6% em

cultivo agrícola e 26,7% em campo nativo com pecuária extensiva. Enquanto os demais macroinvertebrados apresentaram 69,4% e 73,3%, respectivamente.

Quanto a composição taxonômica e dominância, em riachos de campo nativo com pecuária extensiva às famílias mais representativas foram: Chironomidae apresentou 44,41% de abundância (n=6.970), seguindo de Simuliidae com 11,93% (n=1.873), Leptohephidae com 8,32% (n=1.306), Hydropsychidae com 5,97% (n=937) e Baetidae com 5,82% (n=914). Em relação ao riachos de cultivo agrícola, as cinco famílias mais abundantes foram Chironomidae apresentou 48,21% de abundância (n=5.976), seguindo de Baetidae com 14,88% (n=1.845), Odontoceridae com 5,38% (n=667), Leptohephidae com 5,26% (n=653) e Elmidae com 4,03% (n=500) (Figura 4).

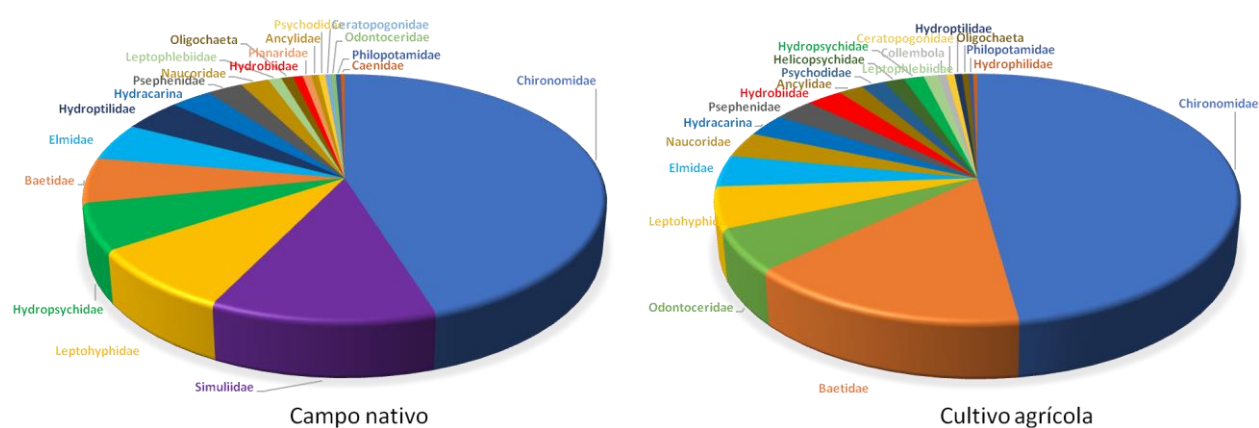


Figura 4. Comparação entre famílias mais representativas de macroinvertebrados aquáticos de riachos em campo nativo e cultivo agrícola em Campo Submontano Atlântico, no bioma Pampa brasileiro, amostrados em dezembro de 2022.

O gráfico de sobreposição apresenta a abundância dos táxons nas amostras, comparando os usos do solo (Figura 5). Neste gráfico, é observada uma tendência de redução na abundância de parte dos táxons: por exemplo, Simuliidae apresentou uma redução de 99% da abundância (1.873 em campo nativo a 12 em cultivo agrícola); Hydropsychidae reduziu 81% (937 em campo nativo a 174 em cultivo agrícola) e Leptohephidae reduziu em 50% (1.306 em campo nativo a 653 em cultivo agrícola). Em contraste, outras famílias obtiveram valores mais elevados em cultivo agrícola, por exemplo, Odontoceridae obteve um aumento de 91% na abundância (56 em campo nativo

a 667 em cultivo agrícola) e Baetidae aumentou de 50% (914 em campo nativo a 1.845 em cultivo agrícola).

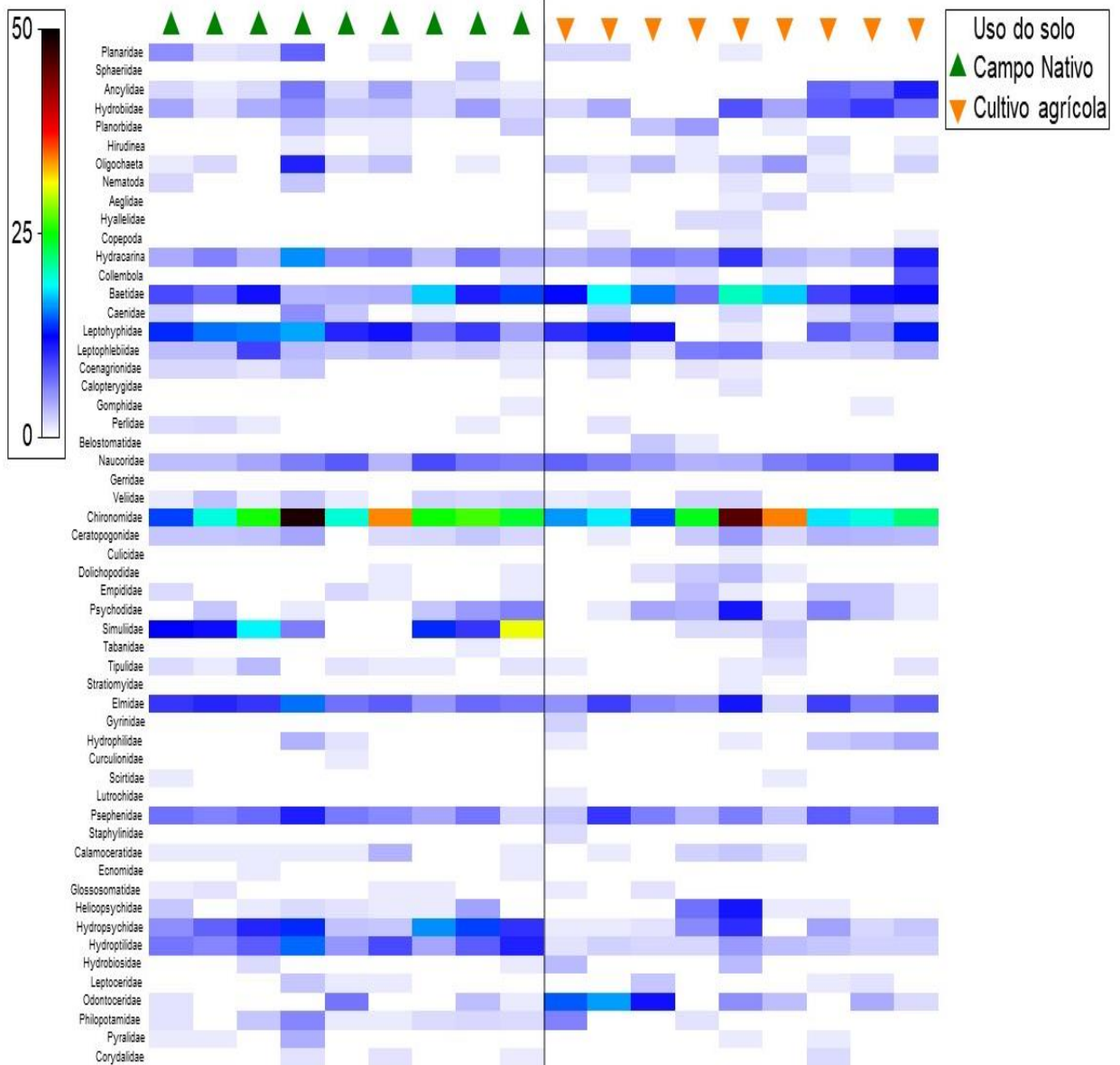


Figura 5. Abundância das famílias (shade plot) de EPT e de outras famílias de macroinvertebrados de riachos em campo nativo e em cultivo agrícola em Campo Submontano Atlântico, no bioma Pampa brasileiro, amostrados em dezembro de 2022. O gradiente de cor representa a abundância com dados previamente transformados (raiz quadrada).

Quanto à comparação da diversidade, o perfil de diversidade não evidenciou diferença significativa entre as comunidades de macroinvertebrados aquáticos de riachos em campo nativo e cultivo agrícola (Figura 6). As curvas de diversidade foram

amplamente sobrepostas, demonstrando que no ecossistema campestre analisado (CSA), a conversão do uso do solo nas áreas de cultivos agrícolas não demonstrou diferença na diversidade de macroinvertebrados aquáticos.

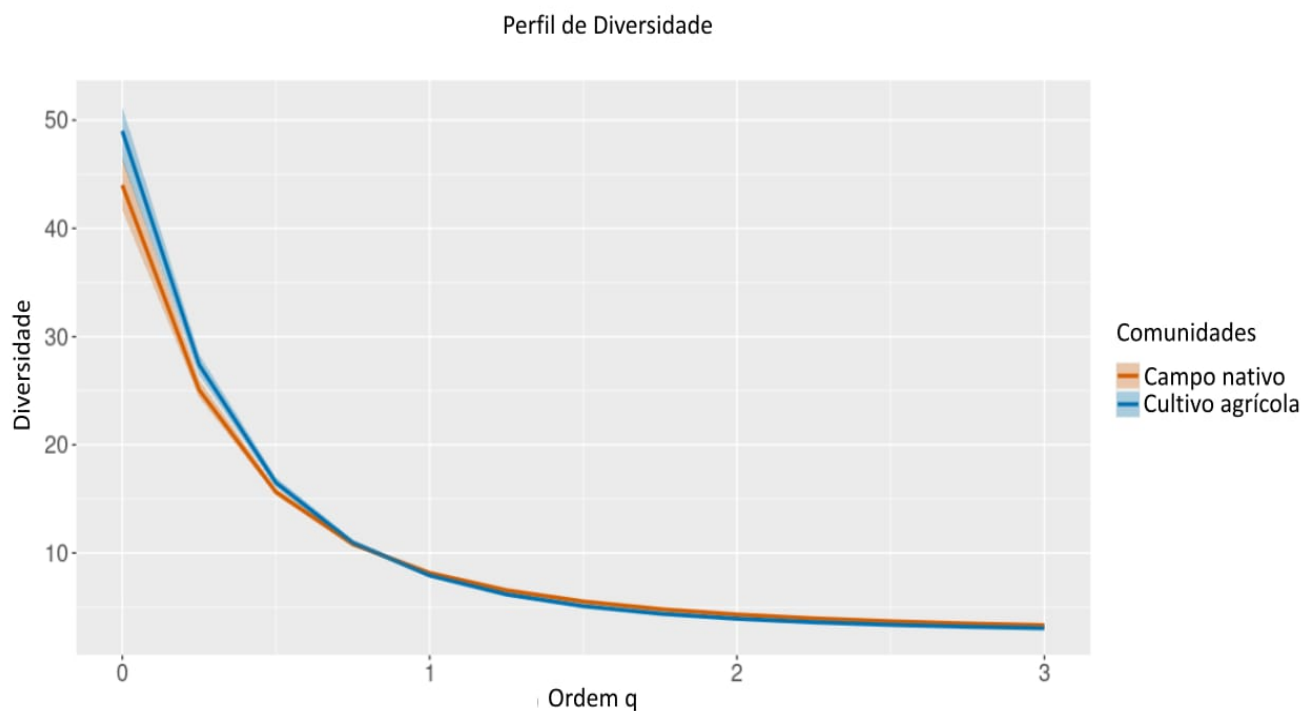


Figura 6. Perfis estimados de diversidade (Séries de Hill) para comunidades de macroinvertebrados aquáticos em riachos de campo nativo e em cultivo agrícola em Campo Submontano Atlântico, no bioma Pampa brasileiro, amostrados em dezembro de 2022.

Quanto aos descritores ambientais, os valores médios dos descritores ambientais locais nos usos do solo evidenciam apenas diferenças sutis (Tabela 2). No entanto, observou-se que em cultivo agrícola o oxigênio dissolvido tendeu a ser mais baixo e a temperatura tendeu a valores mais altos. Dentre as características da vegetação ripária e dos mesohabitats, observa-se uma homogeneidade maior entre os riachos em campo nativo, enquanto os riachos em cultivo agrícola variam bastante entre si (Tabela 2). Um exemplo é a porcentagem de cobertura vegetal que foi variável entre os riachos de cultivo agrícola, com tendência a ser mais baixa do que a cobertura em riachos de campo nativo. Além disso, os riachos de cultivo agrícola apresentaram tendência de ter mais areia nas corredeiras e menos folhas nos remansos (Figura 2).

A avaliação do histórico de perda da cobertura vegetal nativa evidenciou que a conversão próxima dos riachos (buffer de 200m) é recente, a partir de 2016, e com porcentagem geralmente abaixo de 50% da vegetação (Figura 7).

Tabela 2. Médias das variáveis ambientais locais dos seis riachos coletados na formação campestre Campo Submontano Atlântico (CSA) no bioma Pampa Brasileiro, coletado em dezembro de 2022 em campo nativo (C1, C2 e C3) e cultivo agrícola (L1, L2 e L3).

<i>Variáveis locais</i>	Campo Nativo			Cultivo Agrícola		
	C1	C2	C3	L1	L2	L3
Temperatura. °C	21,57	24,37	21,62	23,34	21,39	29,62
Condutividade(mS/cm)	0,16	0,43	0,24	0,14	0,24	0,24
O2 Diss. (mg/L)	6,97	6,40	8,80	7,52	6,04	7,01
pH	7,00	7,63	8,18	7,37	7,44	8,24
Turbidez (NTU)	14,79	19,03	15,39	16,58	21,93	19,48
Velocidade da H2O (m/s)	0,36	0,34	0,35	0,40	0,26	0,46
Largura (m)	3,59	2,35	3,48	3,24	1,96	1,82
Profundidade (cm)	11,10	9,00	8,00	13,60	4,63	8,67
<i>Vegetação riparia %</i>						
Árvores	60	40	50	40	70	2
Arbustos	30	50	30	57	20	8
Herbaceas	10	10	20	3	10	90
<i>Mesohabitats %</i>						
Folhas/remanso	15	10	12	10	15	0
Pedra/remanso	8	0	10	2	5	3
Areia/remanso	40	40	30	38	30	30
Folhas/corredeira	5	5	8	2	2	0
Pedra/corredeira	20	10	20	18	10	15
Areia/corredeira	7	25	15	30	35	40
Lajedo	5	10	5	0	3	2
CoberVeg	50	50	50	30	70	10

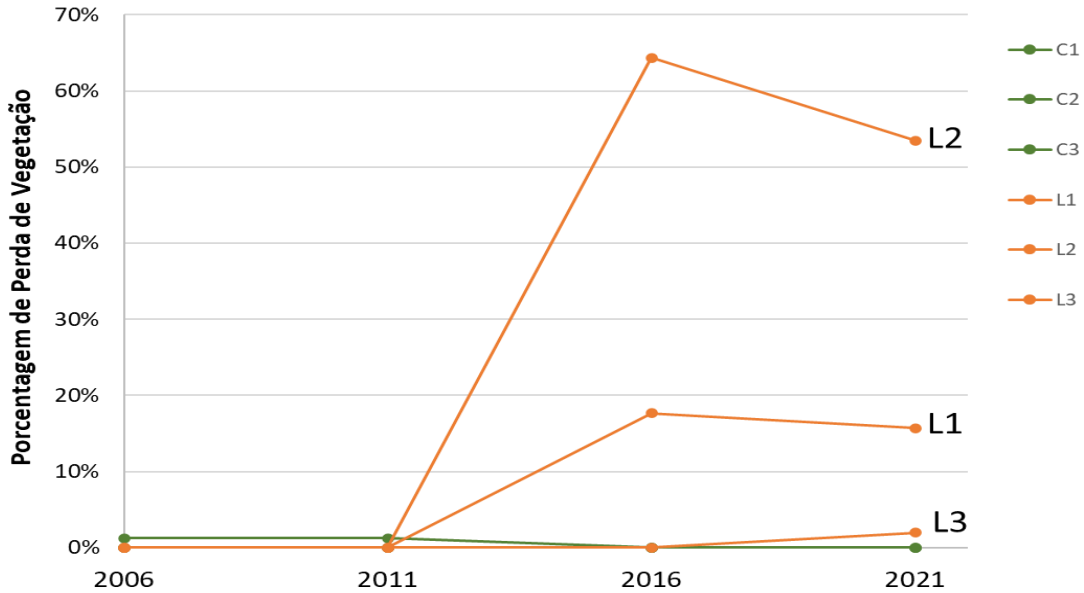


Figura 7. Histórico de perda de vegetação nativa em buffer de 200m nos riachos em campo nativo (C1, C2, C3) e em cultivo agrícola (L1, L2, L3) em Campo Submontano Atlântico, no bioma Pampa brasileiro, nos anos de 2006, 2011, 2016 e 2021.

5. Discussão

Os resultados demonstraram pouca diferença na abundância, composição, na proporção de EPT/outras macroinvertebrados e na diversidade de macroinvertebrados aquáticos entre riachos de campo nativo e cultivo agrícola. A diferença mais acentuada entre as comunidades foi a dominância dos táxons. Os descritores ambientais locais também não apresentaram padrões de variação relacionados ao uso do solo, já o histórico da conversão do campo nativo com pecuária extensiva para cultivo agrícola evidenciou que a conversão é recente. Assim, nossos resultados diferiram do esperado, pois em geral, os macroinvertebrados aquáticos manifestam respostas consistentes e variações significativas relacionadas aos recursos alimentares em bacias hidrográficas que estão submetidas a diferentes práticas de uso do solo (Miserendino & Masi, 2010; Miserendino et al., 2011; Horak et al., 2019). Dessa forma, a hipótese de trabalho desse estudo foi rejeitada, ou seja, os resultados não demonstraram os impactos da conversão de campos nativos com pecuária extensiva para cultivos agrícolas na estrutura das comunidades de macroinvertebrados em riachos no bioma Pampa brasileiro. Sugerimos que este resultado esteja relacionado ao histórico de conversão do solo relativamente recente, que data de 2016.

As famílias Chironomidae, Baetidae, Leptohyphidae, Simuliidae e Elmidae juntas representaram 73% das comunidades de macroinvertebrados e apresentaram variação no padrão de abundância entre os usos do solo. A família Chironomidae representou 45,45% da abundância total da área e foi dominante em ambos os usos do solo. Esta família apresenta uma ampla resposta de grau de sensibilidade às alterações ambientais, desde espécies muito sensíveis a espécies muito tolerantes (Shadrin et al., 2017). Assim, a alta abundância em ambos os usos do solo provavelmente seja decorrente da disponibilidade de recursos alimentares como matéria orgânica alóctone, além da reconhecida resiliência, demonstrada por apresentar grande capacidade de se adaptar em ambientes sujeitos a atividades antrópicas (Di Giovanni et al., 1996; Pio et al., 2020). Esse padrão já foi evidenciado em estudos anteriores em diferentes biomas brasileiros (Galdean et al., 2001; Carvalho & Uieda, 2004; Ribeiro & Uieda, 2005; Pereira et al., 2017; Pio et al., 2018; Pio et al., 2020).

As famílias Baetidae e Simuliidae apresentaram padrões de abundância diferentes entre os usos do solo, Baetidae foi a segunda família mais abundante em cultivo agrícola enquanto Simuliidae foi a segunda mais abundante em campo nativo. O padrão esperado seria o contrário, com Baetidae sendo mais abundante em campo nativo e Simuliidae em cultivo agrícola (Rosenberg & Resh, 1993, Buss et al., 2008). Entretanto, estes resultados possivelmente estejam relacionados aos tipos de substratos disponíveis nos riachos amostrados. No caso de Baetidae, a maior abundância em cultivo agrícola pode ser favorecida pela predominância de substrato arenoso. A disponibilidade desse substrato nos riachos está relacionado com a constituição geológica do solo, bem como com a erosão do solo, resultante do processo de conversão, resultando em aumento na carga de sedimentos finos (Wagenhoff et al., 2012). Esses organismos possuem brânquias e cerdas especializadas capazes de coletar partículas finas de sedimentos (Amaral et al., 2019). No caso de Simuliidae, ocorreu alta abundância nos riachos em campo nativo, que apresentaram maior proporção de substratos de maior tamanho e mais estáveis como pedras e lajedos. As larvas desta família ficam aderidas às superfícies em fluxos de maior correnteza, a baixa disponibilidade dessas condições pode reduzir sua ocorrência (Hamada et al., 2002). Adicionalmente, os riachos de campo nativo apresentaram temperaturas da água mais baixas e níveis mais altos de oxigênio dissolvido. Essas observações podem estar relacionadas, pois temperaturas mais altas podem aumentar o metabolismo dos organismos aquáticos, elevando a demanda de oxigênio, e também podem reduzir a capacidade da água de dissolver oxigênio (Kleerekoper 1990; Ribeiro et

al. 2009). Contudo, outros fatores, como a quantidade de matéria orgânica em decomposição, também influenciam os níveis de oxigênio dissolvido (Nozaki et al. 2014). Embora a relação entre altas temperaturas e baixos níveis de oxigênio seja plausível, a complexidade dos sistemas aquáticos pode implicar várias interações.

A família Leptohyphidae apresentou maior abundância em riachos de campo nativo, estes em sua maioria são coletores/filtradores (Callisto et al., 2001) e se beneficiam da decomposição de matéria orgânica (Bacca et al., 2023). Portanto, esses organismos necessitam de uma maior cobertura vegetal ripária, o que explicaria a redução de sua abundância nas áreas de cultivo agrícola, onde a cobertura vegetal é menor. Maior cobertura vegetal, resulta em maior disponibilidade de matéria orgânica que, além de fornecer alimento, também oferece abrigos e condições microclimáticas favoráveis, que são essenciais para a sobrevivência e desenvolvimento desse táxon (De Souza et al., 2021). Paralelo a isso, a integridade da vegetação ripária pode influenciar diretamente na qualidade dos ecossistemas aquáticos, fornecendo um habitat adequado para esses organismos aquáticos (Ferreira et al., 2020). Assim, a conservação e o manejo adequado das áreas de campo nativo com pecuária extensiva são fundamentais para a manutenção das populações de Leptohyphidae e muitos outros macroinvertebrados aquáticos, que desempenham papéis ecológicos essenciais nos ecossistemas de água doce.

A família Elmidae apresentou abundância relativa semelhante em ambos os usos do solo, embora a abundância absoluta foi mais baixa em cultivo agrícola. Esses valores mais baixos podem estar associados à menor oxigenação dos riachos de cultivo agrícola. Isso, por vez, pode estar associado aos valores mais elevados de temperatura. Os Elmidae são reconhecidos por realizar trocas gasosas através do plastrão, o que os torna especialmente sensíveis a ambientes com baixa concentração de oxigênio dissolvido (Arias-Diaz et al., 2007). Outro fator relevante, pode ser a disponibilidade de matéria orgânica nas áreas, como mencionado acima, afetando os recursos alimentares desses organismos que se alimentam de algas, sendo coletores e raspadores (Elliott, 2008). Em contraste, a família Odontoceridae apresentou abundância maior nos riachos em cultivo agrícola. As larvas desta família produzem casas portáteis de seda, que são adequadas para um estilo de vida de forrageamento, permitindo que as larvas se movam em busca de alimento (Reynaga e Martín, 2014). A maior abundância de Odontoceridae foi registrada no riacho L1, que apresentou uma estrutura mínima de cobertura vegetal ciliar em seu entorno. Portanto, esses resultados sugerem que, desde que os cursos d'água mantenham uma estrutura mínima de substrato e recebam contribuições de material

alóctone proveniente da vegetação ribeirinha adjacente, a ocorrência desta família pode ser explicada (Pes et al., 2005).

A família Hydropsychidae apresentou uma significativa redução em áreas de cultivo agrícola. As larvas desta família são, em sua maioria, coletores/filtradores (Flint et al., 1999; Spies et al., 2006) que constroem abrigos a partir de fragmentos de plantas e produzem redes de captura com malhas de tamanho médio, permitindo-lhes ocupar diversos habitats de água corrente (Wiggins & Mackay, 1978; Spies et al., 2006). A redução em áreas de cultivo agrícola pode ser atribuída à ausência de um substrato espesso e estável, necessário para que estes organismos filtradores fixem suas redes e abrigos (Statzner & Dolédec, 2011).

A proporção de EPT/outras macroinvertebrados semelhante entre os usos do solo foi influenciada principalmente pela alta abundância Baetidae e Odontoceridae em cultivo agrícola, as demais famílias de EPT apresentaram tendência de redução, como era o esperado (Brasil et al., 2020). A maior porcentagem de areia em corredeira foi um fator chave na estruturação das comunidades de macroinvertebrados aquáticos na região. A grande contribuição da areia nos riachos desse ecossistema parece relacionada aos “Argissolos” sedimentares (Rovedder, 2013; Hasenack et al., 2023), propensos à composição predominantemente arenosa. Assim, os riachos de ambos os usos do solo apresentaram alta proporção de substrato arenoso, mas nos cultivos agrícolas o substrato arenoso, especialmente em corredeiras foi maior, favorecendo alguns grupos e desfavorecendo outros.

A ausência de diferença na diversidade entre os usos do solo sugere que os impactos da conversão do solo ainda sejam incipientes, pelo menos em nível de comunidade, visto que datam de menos de uma década. Muitos dos estudos que demonstram forte impacto da conversão do solo apresentam histórico de conversão muito antigo (Bertaso et al., 2015; Miserendino & Masi, 2010; Miserendino et al., 2011; Horak et al., 2019). As alterações no uso do solo dificultam a sobrevivência de comunidades de macroinvertebrados aquáticos, especialmente os insetos aquáticos, que são particularmente sensíveis a essas mudanças ambientais (Rosenberg & Resh, 1993; Edgard et al., 2019). Comunidades de peixes de riachos no Pampa se mostraram mais correlacionadas com a cobertura vegetal do passado (10 a 20 anos antes), do que da cobertura vegetal no período da coleta (Camana et al., 2020). Essas comunidades também foram relacionadas à forma como o uso do solo na bacia mudou ao longo do tempo (trajetória histórica) (Camana et al., 2020). Assim, a ausência de diferença significativa

nas métricas utilizadas neste trabalho entre as comunidades dos usos de solo possivelmente esteja relacionada à conversão recente dos campos nativos com pecuária extensiva para cultivos agrícolas nos riachos amostrados. De modo que, a disponibilidade de recursos alimentares e substratos nos riachos amostrados possivelmente ainda não tenha sofrido alterações tão significativas.

As variáveis ambientais locais são fatores fundamentais na explicação da variabilidade entre as comunidades de macroinvertebrados aquáticos, contudo, não demonstraram grandes alterações nos valores médios dos dados amostrados neste trabalho. Os resíduos produzidos pelas práticas agrícolas, quando lixiviados para os cursos d'água ocasiona em alterações nas condições abióticas dos riachos (Zalidis et al., 2002; Moreno et al., 2006; Macgregor & Warren 2006; Hepp & Santos, 2009). Ainda, é importante considerar que fatores geológicos e atividades humanas também influenciam a composição das comunidades aquáticas (Macedo et al., 2014; Petersen et al., 2004). As práticas agrícolas intensivas, como o uso de agroquímicos, a estrutura de manejo do solo e os diferentes tipos de cultivos, variam de região para região (Keke et al., 2022). Dessa forma, as mudanças no uso do solo para práticas agrícolas resultam em uma série de alterações ambientais que podem, a longo prazo, causar o declínio desses grupos.

6. Conclusão

Atualmente, no bioma Pampa Brasileiro restam menos da metade da cobertura da vegetação nativa (41,32%). A conversão de campos nativos com pecuária extensiva para cultivo agrícola, junto com o desmatamento excessivo e o uso extensivo de fertilizantes e agroquímicos são aspectos negativos preocupantes (Capoane & Kuplich, 2018). Dessa forma, os resultados deste trabalho sugerem que as mudanças sofridas pelo uso do solo e a ausência de variação na abundância dos macroinvertebrados aquáticos podem ser atribuídas à predominância significativa da família Chironomidae, assim como à possível conversão recente dos campos nativos. No entanto, ainda não é possível determinar com precisão o tempo necessário para que esses impactos comecem a se manifestar nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos, afetando sua abundância. E a rápida expansão dos cultivos agrícolas sobre os campos nativos com pecuária extensiva enfatizam a necessidade urgente de medidas destinadas à conservação deste bioma, historicamente negligenciado e com elevado risco à sua preservação. Nesse sentido, estudos para avaliar o tempo de resiliência das comunidades de macroinvertebrados aquáticos são fundamentais para compreender melhor as respostas dos macroinvertebrados aquáticos frente a conversão e para a conservação dos recursos hídricos e a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos e campestres.

7. Referências Bibliográficas

ALBERT, J.S.; DESTOUNI, G.; DUKE-SYLVESTER, S.M.; MAGURRAN, A.E.; OBERDORFF, T.; REIS, RE.; ... & RIPPLE, WJ. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. **Ambio** **50**:85-94, 2021.

ALLAN, J.D. Landscapes and rivers capes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics** **35**:257-284, 2004.

ALLAN, J.D. & CASTILLO, M.M. **Stream Ecology: Structure and function of running waters**. Springer. The Netherlands, 436p, 2007.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M. & SPAROVEK G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol Zeitschrift** **22**:711-728, 2014.

AMARAL, P.H.M.; GONÇALVES, E.A.; SILVEIRA, L.S. & ALVES, R.G. Richness and distribution of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in Atlantic forest streams. **Acta Oecologia** **99**:103-441, 2019.

ANDRADE, B.O.; KOCH, C.; BOLDRINI, I.I.; VÉLEZ-MARTIN, E.; HASENACK, H.; HERMANN, J.M. & OVERBECK, G.E. Degradação e restauração de pastagens: um quadro conceitual de estágios e limiares ilustrados por pastagens do sul do Brasil. **Natureza & Conservação** **13**: 95-104, 2015.

ANDRADE, B.O.; BONILHA, C.L.; OVERBECK, G.E.; VÉLEZ-MARTIN, E., ROLIM, R.G.; BORDIGNON, SAL. & BOLDRINI, I.I. Classification of South Brazilian grasslands: Implications for conservation. **Applied Vegetation Science** **22**: 168-184, 2019.

ARIAS-DÍAZ, D. I. E.; G. O. REINOSO-FLÓREZ, G.; GUEVARA-CARDONA, G., & Villa-Navarro, F. A. Distribución espacial y temporal de los coleópteros acuáticos en la cuenca del río Coello (Tolima, Colombia). **Caldasia** **29(1)**: 177-194, 2007.

BACCA, J.C.; CARARO, E.R.; LIMA-REZENDE, C.A.; MARTINS, R.T.; MACEDO-REIS, L.E.; DAL MAGRO, J. & DE SOUZA REZENDE, R. Land-use effects on aquatic macroinvertebrate diversity in subtropical highland grasslands streams. **Limnetica** **42(2)**: 215-231, 2023.

BAIN, M.B. & STEVENSON, N.J. **Aquatic habitat assessment: Common methods**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 136p, 1999.

BERTASO, T.; SPIES, M.R.; KOTZIAN, C.B. & FLORES, M.L. Effects of forest conversion on the assemblages' structure of aquatic insects in subtropical regions. **Revista Brasileira de Entomologia** **59**:43-49, 2015.

BOLDRINI II. A flora dos campos do Rio Grande do Sul. pp 63-77. In: PILLAR VDP (Ed.), **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009.

BRAZEIRO, A.; ACHKAR, M.; TORANZA, C. & BARTESAGHI, L. Agricultural expansion in Uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. **Ecology and Society** **25**:1-15, 2020.

BRASIL, L.S.; LUIZA-ANDRADE, A.; CALVÃO L.B.; DIAS-SILVA, K.; FARIA A.P.J. SHIMANO, Y.; OLIVEIRA-JUNIOR JMB, CARDOSO MN, & JUAN L. Aquatic insects and their environmental predictors: a scientometric study focused on environmental monitoring in lotic environmental. **Environmental Monitoring and Assessment** **192**: 1-10, 2020.

BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B. & BAPTISTA, D. F. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, **12** (3): 1, 2008.

CALLISTO, M.; MORETTI, M. & GOULART M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Recursos Hídricos** **6** (1): 71-82, 2001.

CAMANA, M.; DALA-CORTE, R.B.; COLLAR, F.C. & BECKER, F.G. Assessing the legacy of land use trajectories on stream fish communities of southern Brazil. **Hydrobiologia** **849**: 1-16, 2020.

- CAPOANE, V. & KUPLICH, T.M. Expansão da agricultura no bioma Pampa. **8ª Reunião de Estudos Ambientais**, 2018.
- CARARO, E.R.; PIEROZAN, T.C.; BRITO, R. & REZENDE, R.S. Efeitos de diferentes tipos de usos de solo na comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos subtropicais. **Acta Ambiental Catarinense** **20**:1-14, 2023.
- CARVALHO, P.C. & BATELLO, C. Access to land, livestock production and Ecosystem conservation in the Brazilian Campos biome: the natural grasslands dilemma. **Lives Science** **120(1-2)**:158-162, 2009.
- CARVALHO, E.M. & UIEDA, V.S. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **21(2)**:287-293, 2004.
- CHAO, A. & HSIEH, T.C. **iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online. Program and User's Guide**, published at http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/, 2016.
- CHAO, A. & JOST, L. Estimativa de diversidade e entropia pro-arquivos via taxas de descoberta de novas espécies. **Métodos Ecologia. Evolução** **6**:873-882, 2015.
- CLARKE, K.R.; CHAPMAN, M.G.; SOMERFIELD, P.J. & NEEDHAM, H.R. Dispersion based weighting of species counts in assemblage analyses. **Marine Ecology Progress Series** **320**:11-27, 2006.
- CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N.; SOMERFIELD, P.J. & WARWICK, R.M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2014.
- COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B.R. & PADOVESI-FONSECA, C. Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables instreams in The Brazilian Amazon. **Journal Soils and Sediments** **10(1)**:89-103, 2010.
- COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T.P. & LUZ, S.L.B. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicators** **18**:118-125, 2012.
- DE SOUZA, P.; SILVA, L.M.D.S.; VIEIRA, T.B. & SCHLEMMER, L. Importância de Microhabitats na ocorrência de gêneros de Ephemeroptera e Trichoptera em uma ilha no Rio Xingu. **Oecologia Australis** **25(3)**:662-673, 2021.
- DESTOUNI, G. & JARSJÖ, J. Zones of untreatable water pollution call for better appreciation of mitigation limits and opportunities. **Wiley Interdisciplinary Reviews Water** **5**: e1312, 2018.
- DI GIOVANNI, M.V.; GORETTI, E. & TAMANTI, V. Macroinvertebrates in Montedoglio Reservoir, central Italy. **Hidrobiologia** **321**:17-28, 1996.

- EDGARD J.I.P.; G. HANKEL.; C. MOLINERI, & E. DOMÍNGUEZ. Correspondence between stream benthic macroinvertebrate assemblages and ecoregions in northwestern Argentina faz: **Freshwater Science 38 (1):** 64-76, 2019.
- ELLIOTT, J.M. The Ecology of Riffle Beetles (Coleoptera: Elmidae). **Freshwater Reviews 1(2):**189-203, 2008.
- FERREIRA, V.M.B.; SOUZA, J.L.C. & MORAES, M. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em diferentes tipos de habitats em um trecho de rio de Mata Atlântica. **Research, Society and Development 9(2):** 94, 2020.
- FERNANDES, S.O. **Paradigmas do Bioma Pampa: aspectos ambientais e atual panorama legal.** Especialização (Trabalho de Conclusão de Especialização) - Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul-UFRGS, Porto Alegre, 116p, 2017.
- FLINT, O.S.J.R.; HOLZENTHAL, R.W & HARRIS, S.C. Catalog of the Neotropical Caddisflies (Insecta: Trichoptera), Columbus. **Ohio Biological Survey**, 239p, 1999.
- GALDEAN, N.; CALLISTO, M. & BARBOSA, F.A.R. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia 61:**239-248, 2001.
- GORDON, L.J.; FINLAYSON, C.M. & FALKENMARK, M. Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. **Agricultural Water Management 97:**512-519, 2010
- HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L. & QUERINO, R.B. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. **Editora do INPA: Manaus**, 724p, 2019.
- HAMADA, N.; MCCREADIE, J.W.; ADLER, P.H. Species richness and spatial distribution of blackflies (Diptera: Simuliidae) in streams of Central Amazonia, Brazil. **Freshwater Biology 47 (1):** 31-40, 2002.
- HASENACK, H.H.; WEBER, E.J.; BOLDRINI, I.I.; TREVISAN, R.; FLORES, C.A. & DEWES, H. Delimitação biofísica de sistemas ecológicos campestres no estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. **Iheringia Série Botânica 78:**2023001, 2023.
- 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 157:**305-318, 2009.
- HERNÁNDEZ, C.G. **Efeitos de florestas ripárias em restauração na estrutura de comunidades de macroinvertebrados aquáticos e nas taxas de decomposição de matéria orgânica.** Dissertação (mestrado). Universidade Federal de São Carlos, 66p, 2018.
- HORAK, C.N.; ASSEF, Y.A.; GRECH, M.G. & MISERENDINO, M.L. Agricultural practices alter function and structure of macroinvertebrate communities in Patagonian piedmont streams. **Hydrobiologia 847:**3659-3676, 2020.

HORAK, C.N.; ASSEF, Y.A. & MISERENDINO, M.L. Assessing effects of confined animal production systems on water quality, ecological integrity, and macroinvertebrates at small piedmont streams (Patagonia, Argentina). **Agricultural Water Management** **216**:242-253, 2019.

HUIÑOCANA, J.C.S.; ALBERTONI, E.F.; PICOLOTTO, R.C.; MILESI, S.V. & HEPP, L.U. Nestedness of insect assemblages in agriculture-impacted Atlantic forest streams. **In Annales de Limnologie-Inter Journal Limnol** **56**: 3, 2020.

KLEEREKOPER, H. **Introdução ao estudo da limnologia**. Porto Alegre, DNPA, 2^a ed., 329p. 1990.

KEKE, U.N.; ARIMORO, F.O.; EDEGBENE, A.O.; AKAMAGWUNA, F.C.; ASSIE, F.A. & ODUME, O.N. Biotic homogenization of stream macroinvertebrates in an Afrotropical Anthropocene: Land use and ecological correlates. **Frontiers in Environmental Science** **10**: 102-2776, 2022.

MACHADO, J.M. **Qualidade do solo após a conversão de campos nativos para agricultura no Pampa**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.93p, 2021.

MACGREGOR, C.J. & WARREN, C.R. Adopting sustainable farm management practices within a Nitrate Vulnerable Zone in Scotland: the view from the farm. **Agriculture Ecosystems Environment** **113**(1-4):108-19, 2006.

MACEDO, D.R.; HUGHES, R.M.; LIGEIRO, R.; FERREIRA, W.R.; CASTRO, M.A.; JUNQUEIRA, N.T. & CALLISTO, M. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. **Landscape Ecology** **29**: 1001-1016, 2014.

MALTCHIK, L.; CALEFFI, V.; TENERT, C.; BATZER, D.P.; PIEDADE, M.T.F. & JUNK, W.J. Legislation for wetland conservation in Brazil: are existing terms and definitions sufficient? **Environment Conservation** **45**:301-305, 2017a.

MALTCHIK, L.; STENERT, C. & BATZER, D.P. Can rice field management practices contribute to the conservation of species from natural wetlands? Lessons from Brazil. **Basic and Applied Ecology** **18**:50-56, 2017b.

MARQUES, D.N. O povo do pampa: uma história de vida em meio aos campos nativos do bioma pampa. 2015.

MARTINS, R.T.; COUCEIRO, S.R.; MELO, A.S.; MOREIRA, M.P. & HAMADA, N. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. **Ecological Indicators**, **73**:480-491, 2017.

MENNA-BARRETO, T.R **Impacto do uso do solo em comunidades de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em riachos no bioma pampa Brasileiro**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 58p, 2024.

MISERENDINO, M.L.; CASAUX, R.; ARCHANGELSKY, M.; PRINZIO, C.Y.; BRAND, C. & KUTSCHKER, A.M. Assessing land-use effects on water quality. in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian. **Science of the Total Environment** **409** (3): 612-624, 2011.

MISERENDINO, M.L. & MASI, C.L. The effects of land-use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. **Ecological Indicators** **10**: 311-9, 2010.

MISERENDINO, M.L. & PIZZOLON, L.A. Interactive effects of basin features and land-use change on macroinvertebrate communities of headwater streams in the Patagonian Andes. **River Research and Applications** **20**(8): 967-983, 2004.

MOREIRA, J.G. **Transformações produtivas no Pampa brasileiro: as mudanças na bovinocultura de corte diante do avanço da soja**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Rural) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 109p 2019.

MORENO, J.L.; NAVARRO, C. & LAS HERAS, J.D. Abiotic ecotypes in south-central Spanish rivers: Reference conditions and pollution. **Environment Pollution** **143**:388-396, 2006.

MORENO, R.V. **Avaliação dos efeitos dos agrotóxicos Kraft® 36EC e Score® 250EC sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos: um estudo em modelos ecossistêmicos**. Tese (Doutorado em Ciência da Engenharia Ambiental). Universidade de São Paulo. 2018.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L. & BAPTISTA, D.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.

NOZAKI, C.T.; MARCONDES, M.A.; LOPES, F.A.; dos SANTOS, K.F. & da Costa Larizzatti, P.S. Comportamento temporal do oxigênio dissolvido e pH nos rios e córregos urbanos. **Atas de Saúde Ambiental-ASA (ISSN 2357-7614)**, **2**(1):29-44, 2014.

OLIVEIRA, T.E.; FREITAS, D.S.; GIANEZINI, M.; RUVIARO, C.F.; ZAGO, D.; MÉRCIO, T.Z.; DIAS, E.A.; LAMPERT, V.N. & BARCELLOS, J.O.J. Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: The reduction of natural grasslands. **Land Use Policy** **63**: 394-400, 2017.

OVERBECK, G.E.; MÜLLER, S.C.; FIDELIS, A.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V.D.; BLANCO, C.C.; ... & FORNECK, E.D. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. Perspectives in Plant Ecology. **Evolution and Systematic** **9**:101-116, 2007.

OVERBECK, G.E.; VÉLEZ-MARTIN, E.; SCARANO, F.R.; LEWINSOHN, T.M.; FONSECA, C.R.; MEYER, S.T.; ... & PILLAR, V.D. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions** **21**(12):1455-1460, 2015.

PEREIRA, T.S.; PIO, J.F.G.; CARLOS, A.R. & COPATTI, C.E. Can the substrate influence the distribution and composition of benthic macroinvertebrates in streams in northeastern Brazil? **Limnologia** **63**(1):27-30, 2017.

PERO, E.J.; HANKEL, G.E.; MOLINERI, C. & DOMÍNGUEZ, E. Correspondence between stream benthic macroinvertebrate assemblages and ecoregions in northwestern Argentina faz: **Freshwater Science** **38** (1):64-76, 2019.

PES, A.M.O.; HAMADA, N. & NESSIMIAN, J.L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia** **49**:181-204, 2005.

PETERSEN, I.; MASTERS, Z.; HILDREW, A.G. & ORMEROD, S.J. Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. **Journal Applied Ecology**, **41**:934-950, 2004.

PIO, J.F.G.; PEREIRA, T.S.; CARLOS, A.R. & COPATTI, C.E. Organization of the benthic macroinvertebrate assemblage in tropical streams of different orders in North-Eastern Brazil. **Ecologia Austral** **28**(1):113-122, 2018.

PIO, J.F.; SANTIAGO, E.D.F. & COPATTI, C.E. Composition and Diversity of Benthic Macroinvertebrates in a Brazilian Cerrado Stream. **Iheringia. Série Zoologia** **110**:e2020016, 2020.

PILLAR, V.D.P. **Campos Sulinos Conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2009.

PROJETO MAPBIOMAS – **Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**. Acessado em 20/03/2024 através do link: <https://brasil.mapbiomas.org>

REYNAGA, M.C; RUEDA M.; Paola Alejandra. Trophic analysis of three species of Marilia (Trichoptera: Odontoceridae) from the neotropics. **Revista de Biología Tropical**, v. 62, n. 2, p. 543-550, 2014.

RIBEIRO, L.O. & UIEDA, V. S. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Brasileira de Zoologia** **22**(3):613-618, 2005.

RIBEIRO, L.O.; KONIG, R.; FLORES, E.M.M. & SANTOS, S. Composição e distribuição de insetos aquáticos no rio Vacacaí-Mirim, Santa Maria, Rio Grande do Sul. **Ciência e Natura** **31**(1):79-93, 2009.

RIBEIRO, S.; MOURA, R.G.; STENERT, C.; FLORÍN, M. & MALTCHIK, L. Land use in Brazilian continental wetland Ramsar sites. **Land Use Policy** **99**:104-851, 2020.

ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. pp. 1-9. *In*: ROSENBERG DM, RESH VH (eds) **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, Chapman & Hall 1993.

ROVEDDER, A.P.M. Bioma Pampa: Relações solo-vegetação e experiências de restauração. In: Anais [do] LXIV Congresso Nacional de Botânica: botânica sempre viva [e] XXXIII ERBOT Encontro Regional de Botânicos MG, BA e ES. Belo Horizonte: **Sociedade Botânica Brasil**, 2013.

STATZNER, B. & DOLÉDEC, S. Phylogenetic, spatial, and species-trait patterns across environmental gradients: The case of Hydropsyche (Trichoptera) along the Loire River. **International Review of Hydrobiology** **96**:121-140, 2011.

STAUDE, I.R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; Andrade, B.O.; PODGAISKI, L.R.; BOLDRINI, I.I.; MENDONÇA, M.J.; PILLAR, V.D. & Overbeck, G.E., 2018. Local biodiversity erosion in south Brazilian grasslands under moderate levels of landscape habitat loss. **Journal of Applied Ecology** **55**: 1241–1251, 2018.

SHADRIN, N.V.; ANUFRIIEVA, E.V.; BELYAKOV, V.P. & BAZHORA, A.I. Chironomidae larvae in hypersaline waters of the Crimea: diversity, distribution, abundance and production. **The European Zoological Journal** **84(1)**: 61-72, 2017.

SOUZA, J.R.; C.M. SHIMBO. J.; ROSA. M.R.; PARENTE. L.L.; ALENCAR. A.; RUDORFF. BF. & AZEVEDO. T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**. **12(17)**:27-35, 2020a.

SPIES, M.R.; FROEHLICH, C.G. & KOTZIAN, C.B. Composition and diversity of Trichoptera (Insecta) larvae communities in the middle section of the Jacuí River and some tributaries. State of Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia Série Zoologia** **96**:389-398, 2006.

SUERTEGARAY, D.M.A. **Deserto Grande do Sul: controvérsias**. 2 ed. Porto Alegre: Editora da Universidade, UFRGS, 130p, 1998.

WAGENHOFF, A.; TOWNSEND, C.R. & MATTHAEI, C.D. Macroinvertebrate responses along broad stressor gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients: a stream mesocosm experiment. **Journal Applied Ecology** **49(4)**:892-902, 2012.

WIGGINS, G.B. & MACKAY, R.J. Some relationships between systematic and trophic ecology in nearctic aquatic insects, with special referent to Trichoptera. **Ecology** **59**:1211-1220, 1978.

ZALIDIS, G.; STAMATIADIS, S.; TAKAVAKOGLU, V.; ESKRIDGE, K. & MISOPOLINOS, N. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. **Agriculture, Ecosystems and Environment** **88**:137-146, 2002.