



Macroinvertebrados bentônicos como indicadores da qualidade da água em riachos de campos e florestas de altitudes


Benthonic macroinvertebrates as indicators of water quality in grasslands and altitude forests streams

Bacca, Jean Carlo; Cararo, Emanuel Rampanelli; Magro, Jacir Dal; Rezende, Renan de Souza

 **Jean Carlo Bacca** jeanbacca@unochapeco.edu.br
Unochapecó, Brasil

 **Emanuel Rampanelli Cararo**
emanuelcararo@unochapeco.edu.br
Unochapecó, Brasil

 **Jacir Dal Magro** jacir@unochapeco.edu.br
Unochapecó, Brasil

 **Renan de Souza Rezende**
renan.rezende@unochapeco.edu.br
Unochapecó, Brasil

Revista Espinhaço

Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Brasil
ISSN-e: 2317-0611
Periodicidade: Semestral
vol. 11, núm. 1, 2022
revista.espinhaco@gmail.com

Recepção: 09 Novembro 2022
Aprovação: 09 Fevereiro 2023

URL: <http://portal.amelica.org/ameli/journal/485/4852823014/>

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.7647310>



Este trabalho está sob uma Licença Internacional Creative Commons Atribuição 4.0.

Resumo: Os campos sulinos são ambientes sensíveis que vêm sofrendo considerável diminuição em área ao longo dos anos, principalmente para dar lugar a silvicultura e monoculturas. Além disso, por se tratar de vegetação predominante gramínea, estas áreas são utilizadas largamente pela pecuária. Assim, nosso objetivo foi avaliar os impactos da presença e manejo de áreas de silvicultura e pecuária, através da riqueza e abundância dos macroinvertebrados aquáticos bentônicos em riachos do Refúgio da Vida silvestre Campos de Palmas PR. Para tal, foram amostrados dez riachos com quatro fitofisionomias diferentes. Para verificar a qualidade ambiental, foram utilizados os índices BMWP e EPT, além da verificação da presença de poluentes emergentes. Os resultados demonstram que a presença de áreas de silvicultura e o manejo do gado possuem os valores mais baixos de BMWP e EPT. Isso demonstra a fragilidade ambiental nas áreas de campos que possuem criação extensiva de gado. Os demais pontos obtiveram índices satisfatórios na qualidade da água.

Palavras-chave: Campos, BMWP, EPT, Qualidade Ambiental, Poluentes Emergentes.

Abstract: The southern fields are sensitive environments, and over the years it has suffered a considerable decrease in area, mainly to give way to forestry silviculture and monocultures. In addition, as they are predominantly grassy vegetation, they are widely used by livestock. Thus, our objective was to evaluate the environmental impacts of the presence and management of forestry silviculture and livestock areas through the richness and abundance of benthic aquatic macroinvertebrates in streams of the Wildlife Refuge Campos de Palmas PR. For this, ten streams with four different physiognomies were sampled. To verify the environmental quality, the BMWP and EPT indices were used, in addition to the verification of the presence of emerging pollutants. The results demonstrate that the presence of forestry areas and cattle management have the lowest values of BMWP and EPT. This demonstrates the environmental fragility in the areas of fields that have extensive cattle ranching. The other points obtained satisfactory indices in water quality.

Keywords: Fields, BMWP, EPT, Environmental Quality, Emerging Pollutants.

1. Introdução

Nas últimas décadas, observa-se o aumento de mudanças no uso e ocupação do solo na região sul do Brasil causadas por atividades como a pecuária (Galetti et al., 2020), a silvicultura (Rezende et al., 2021) e as monoculturas (Principe et al., 2015). Conseqüentemente, estas alterações vêm causando consideráveis mudanças nas estruturas de riachos de água doce (Sponseller et al., 2001; Miserendino e Masi, 2010). Ambientes aquáticos interagem com a paisagem ao seu entorno (Allan, 2004), e estão suscetíveis aos impactos antrópicos ocasionados principalmente pela retirada ou substituição da vegetação ripária natural (Firmiano et al., 2021; Manoel e Uieda, 2021). Essas alterações aumentam a erosão no leito do rio (Shellberg 2021), além de modificar a disponibilidade e a qualidade da matéria orgânica (Tonin et al., 2014). Conseqüentemente, também podem alterar as dinâmicas de oxigênio dissolvido (Callisto et al., 2001).

Além dos impactos diretos causados pelas mudanças de uso e ocupação do solo, a ação antrópica pode causar também impactos indiretos, como a presença de poluentes emergentes. Poluentes emergentes compreendem uma gama de produtos como pesticidas, cosméticos, fármacos e microplásticos (Tavengwa e Dalu, 2022). Todos estes poluentes ainda não possuem nenhum tipo de regulamentação. Com o aumento da demanda mundial por proteína animal, a pecuária cresceu exponencialmente na região sul do Brasil (Ayyildiz e Erdal 2021; Sekaran et al., 2021), e com ela o uso de medicamentos veterinários, que possuem a função de melhorar a conversão de peso e tratar doenças (Rana et al., 2019). Entretanto, esses medicamentos são excretados na forma metabolizada ou sem alterações químicas pelos animais (Nascimento Filho et al., 2021). Podendo assim serem carregados até o leito de riachos (Rice et al., 2021). Por fim, a entrada destes compostos pode afetar negativamente a estrutura dos ecossistemas aquáticos (Paz et al., 2022).

Para entender como os impactos antrópicos afetam a biodiversidade e qualidade ambiental, o biomonitoramento pode ser uma ferramenta para entender e quantificar estes impactos (Buss et al., 2015). Este consiste no uso sistemático de respostas biológicas a estressores ambientais (Everall et al., 2017). Macroinvertebrados têm sido amplamente utilizados como bioindicadores em protocolos de avaliação ambiental em todo mundo nas últimas décadas (Pérez-domínguez et al., 2012; Buss et al., 2015; Paulsen, 2020). A principal característica destes organismos é a capacidade de acumular substâncias tóxicas ou responder de forma rápida a estressores ambientais, a exemplo da poluição, perda de habitat e enriquecimento de nutrientes (Birk et al., 2012). Além disso, macroinvertebrados bentônicos desempenham papel crítico dentro da ecologia de ecossistemas aquáticos. Estes organismos decompõem e transferem a matéria orgânica, auxiliando assim na ciclagem de nutrientes em ecossistemas aquáticos (Wallace e Webster, 1996).

Entre as diversas ferramentas para realização do monitoramento biológico com macroinvertebrados, destacam-se os índices bióticos, como por exemplo, o BMWP (sistema de pontuação do grupo de monitoramento biológico, em inglês Biological Monitoring Working Party). Este índice consiste no uso da riqueza de espécies correlacionada a sua sensibilidade à poluição ambiental (Ochieng et al., 2020). Portanto, as famílias coletadas recebem uma pontuação de 1 a 10, quanto maior for a sua sensibilidade a agentes estressores maior é a pontuação (Alba-Tercedor, 1996), e menores pontuações a macroinvertebrados tolerantes a poluição orgânica (Metcalf, 1989; Kamada et al., 2012). Outro exemplo, é o índice %EPT, que utiliza a porcentagem das famílias Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera (EPT). Devido à sensibilidade desse grupo á estresses antropogênicos, podemos utilizar taxas de riqueza e abundância correlacionadas à condição ambiental do local (Campello et al., 2005)

As modificações dos espaços naturais para diferentes usos podem promover a diminuição da heterogeneidade de habitat e alterar a teia trófica (Sponseller et al., 2001). Além disso, a interação do gado com os ambientes aquáticos, torna estes, suscetíveis a contaminação por poluentes emergentes. Assim, partimos das premissas que i) áreas com maior impacto antrópico terão menores índices de riqueza e abundância de macroinvertebrados sensíveis; e ii) áreas com contaminantes emergentes terão menores riquezas e abundâncias de macroinvertebrados. Diante disso nossos objetivos foram investigar a i) presença de poluentes emergentes e ii) descrever a qualidade ambiental através da riqueza dos macroinvertebrados sensíveis (BMWP e %EPT) as ações antrópicas nos riachos do Refúgio da Vida silvestre Campos de Palmas PR (RVS-CP).

2. Material e métodos

Área de estudo

A área de estudo localiza-se no Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas – Palmas, PR [26°33'19.07 e 26°20'24.82" S e 51°20'64" e 51°43'8.82" W, (Figura 1)]. As coletas ocorreram em 10 pontos distribuídos entre quatro usos de solo: campos com vegetação ripária, campos sem vegetação ripária, silvicultura e floresta ombrófila. O Refúgio possui 165,9417 km², clima subtropical úmido segundo Köppen (Cfb), mesotérmico com verões fresco, geadas frequentes, sem estação seca com temperatura média anual entre 18°C à 22°C. Faz parte do Bioma Mata Atlântica, e sua vegetação é composta de Estepes stricto sensu (campos abertos), Estepe Higrófila (campos úmidos), e Floresta Ombrófila mista. Nas zonas ripárias da região existe um domínio de *Psychotria carthagenensis* Jacq., *Daphnopsis fasciculata* (Meisn.), *Vernonia discolor* (Spreng.) Less., e elevada ocorrência de *Araucaria angustifolia* ((Bertol.) Kuntze, 1898), *Ilex paraguariensis* A. St. Hil., *Psidium cattleianum* Sabine, *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso, e *Inga uruguensis* Hook. & Arn.. O Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas é formada por áreas de direito privado de 50 proprietários rurais, que utilizam o solo para diferentes práticas como a extração vegetal, agropecuária e silvicultura (ICMBio, 2013).

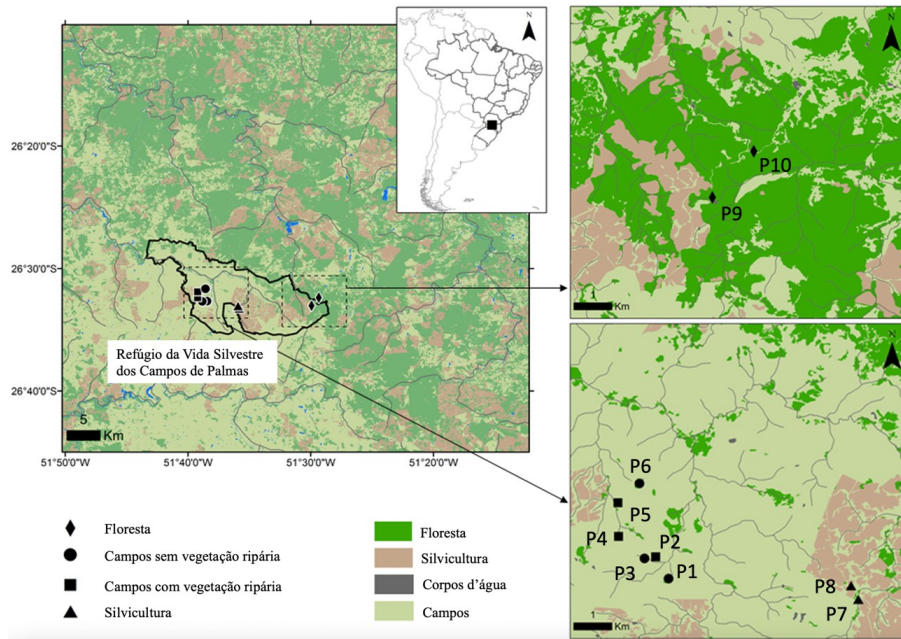


Figura 1. Localização dos pontos de coleta no Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas IBGE (2010)

Parâmetros físico-químicos da água

Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pH, sólidos dissolvidos totais (g/L), turbidez (Unidade de Turbidez Nefelométrica, NTU) e oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) foram medidos localmente através de um multianalisador (model U-50G Horiba). Para cada unidade amostral, medimos o fluxo de água do riacho ($\text{cm}^3\cdot\text{s}^{-1}$) com base na medida da velocidade da água (ms^{-1}). Para isso usamos um medidor de fluxo Sigma Sports (modelo FP101, Global Water). Também aferimos a profundidade e largura do riacho usando uma fita métrica (cm). As concentrações de nitrato, amônia (limite de detecção: $0,05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e ortofosfato (limite de detecção: $0,015 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) na água foram analisadas de acordo com Clesceri et al., (1989). A abertura do dossel foi quantificada por meio de fotografias hemisféricas tiradas com lente fisheye e analisadas com o software Gap Light Analyzer 2.0 (Simon Fraser University, Burnaby, BC, Canada). A temperatura do ar foi medida com termômetro ($^{\circ}\text{C}$). O teor de nitrito, nitrato e amônia foi determinado pelo método Kjeldahl (Cantarella e Trivelin 2001) e o ortofosfato foi medido por uma reação com ácido ascórbico (Flindt, M.R., Lillebø 2005)

Poluentes emergentes

Também avaliamos na água dos riachos seis fármacos (ibuprofeno, ketoprofeno, naproxeno, acetaminofeno, tetraciclina e oxiclina), seis hormônios (estriol, estradiol, etinilestradiol, estrona, hexestrol e prednisona) e cafeína. Para a determinação destes compostos, as amostras de água foram primeiramente filtradas com membranas de fibra de vidro ($0,45 \mu\text{m}$). Em seguida, concentradas através da extração em fase sólida (cartuchos Chromabond[®] C18 ec 6 mL/500

mg) e analisadas por cromatografia líquida de alta eficiência – CLAE, utilizando o equipamento Dionex Ultimate 3000[®] equipado com detector ultravioleta-visível (UV-VIS) com arranjo de diodos (DAD). A coluna utilizada foi C18 (150 mm x 4 mm, 5µm), e os padrões para preparo das curvas foram adquiridos da Sigma Aldrich com pureza acima de 98%.

Coleta e processamento dos invertebrados

As amostras foram coletadas na primavera (outubro) de 2018 através de um coletor do tipo “Surber” com tamanho de área de 1024 cm² e malha de 0,250 µm. Elas foram lavadas sobre peneiras de 0,50 mm. Após, o material recolhido foi transferido para potes plásticos contendo álcool 70%, com a identificação do ponto e a data da coleta. No laboratório o material coletado foi triado e identificado até o nível taxonômico de família, com o auxílio de bibliografia adequada (Merritt et al., 2017).

Índice BWMP e EPT

Para avaliar a qualidade da água do Refúgio da Vida Silvestre Campos de Palmas, foram utilizados os índices BMWP, adaptado pelo [Instituto Ambiental do Paraná, 2002, (MS1)] que se utiliza da riqueza específica de cada ponto, portanto, se baseia na presença ou ausência de macroinvertebrados. Para tal, os organismos são classificados até o nível família, os táxons coletados recebem uma pontuação de amplitude de 1 a 10, de acordo com o grau de tolerância a contaminantes orgânicos, organismos mais sensíveis recebem pontuações mais elevadas, enquanto as famílias mais resistentes aos poluentes orgânicos, as pontuações são mais baixas.

As pontuações de cada ponto são somadas e categorizadas de águas muito limpas a águas fortemente contaminadas (Tabela 1). Para maior robustez ao BMWP, aplicamos o índice BMWP-ASP, que representa a pontuação média de cada ponto, esse consiste na razão entre a pontuação BMWP e o número de famílias dos pontos amostrados, após esses índices recebem uma categorização variando de água limpa à poluição severa (Tabela 2). Para além, ocorreu a verificação da abundância e riqueza de três principais ordens de insetos de Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera (EPT). Estas ordens estão relacionadas às condições biológicas da qualidade da água (Park et al., 2007).

Tabela 1. Valores de referência do índice BMWP e diagnóstico da água analisada do Refúgio da Vida Silvestre Campos de Palmas, Município de Palmas-PR.

CLASSE	QUALIDADE	VALOR	SIGNIFICADO
I	ÓTIMA	> 150	Águas muito limpas
II	BOA	101 – 149	Águas não poluídas
III	ACEITÁVEL	61 – 100	São evidentes efeitos moderados de poluição
IV	DUVIDOSA	36 – 60	Águas poluídas
V	CRÍTICA	16 – 35	Águas muito poluídas
VI	MUITO CRÍTICA	< 15	Águas fortemente poluídas

Elaboração própria.

Tabela 2. Valores de referência do índice ASPT e diagnóstico da água analisada do Refúgio da Vida Silvestre Campos de Palmas, Município de Palmas-PR.

Pontuação ASPT	Diagnóstico
>6	Água limpa
5–6	Qualidade duvidosa
4–5	Provável poluição moderada
<4	Provável poluição severa

Elaboração própria.

3. Resultados

Parâmetros físico-químicos da água

Os valores de pH nos pontos estudados variaram entre 4,49 à 5,9 (Tabela MS1). As temperaturas oscilaram (Min 14 à Max 18°C) (Tabela MS1). As concentrações de oxigênio foram elevadas, variando entre 7 à 11 mg.l (Tabela MS1). A abertura de dossel variou de totalmente aberta, nas áreas de campos sem vegetação riparias e silvicultura, até baixos valores, como nas áreas de Floresta Ombrófila Mista (média de 10%; Tabela MS1). Os riachos apresentaram baixos valores de condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e nutrientes (nitrito, amônia e ortofosfato) (Tabela MS1).

Invertebrados bentônicos

Foram identificados um total de 1892 indivíduos, distribuídos em 41 famílias (Figura 2, Tabela MS2 e MS3). O filo Arthropoda foi o mais abundante, representando 94,85% dos indivíduos, seguidos pelo filo Annelida (4,80%), Mollusca (0,15%) e Nematoda (0,15%). Foram encontradas as seguintes classes: hirudínea, sendo responsável por 1,32%, Oligochaeta (3,49%), Bivalvia (0,05%), Hydrobiidae (0,11%), Crustacea (1,53%), Arachnida (0,06%; Figura 2). A classe mais representativa, tanto em riqueza quanto em abundância, foi a Insecta (93,29%), com um total de 1699 indivíduos, distribuídos em dez ordens, sendo a que Ephemeroptera obteve 62,37% do total de indivíduos, seguido de Hemiptera (0,53%), Odonata (2,54%), Diptera (12%), Coleoptera (9,30%), Lepidoptera (0,26%), Trichoptera (5,29%), Plecoptera (0,85%) e Megaloptera (0,16%). As ordens que obtiveram maior riqueza foram Trichoptera e Odonata ambas com 7 famílias, seguido por Ephemeroptera (5), Hemíptera, Coleóptera com 4 famílias, Diptera (3) e Lepidoptera (1).

Os pontos que possuem as maiores riquezas são, P9FOM, com 19 famílias, P1CMR e P8FOM, ambos com 16 famílias, e P7FP, possuindo 14 famílias. Já os pontos com menores riquezas são: P5CSM, P2CSM e P10FOM

com 5, 9 e 11 famílias, respectivamente. Quando analisamos abundância entre os pontos, se destacam 7PP, 9FOM e 5SCM, com 822, 229 e 187 indivíduos, respectivamente. A família de macroinvertebrados mais abundantes foi Leptohyphidae, com abundância média de 529, 29 ind.m², Baetidae com 317,38 ind.m², e Chironomidae com 177,73 ind.m². Somando, as famílias Leptohyphidae, Baetidae e Chironomidae representam 52,9% do total de macroinvertebrados coletados. A família Chironomidae foi encontrada em todos os pontos amostrados. As famílias Leptophlebiidae, Elmidae e Gripopterygidae, também apresentaram elevada abundância (> 101 ind.m²). Os demais táxons variaram entre 0,97 e 49,80 ind.m².

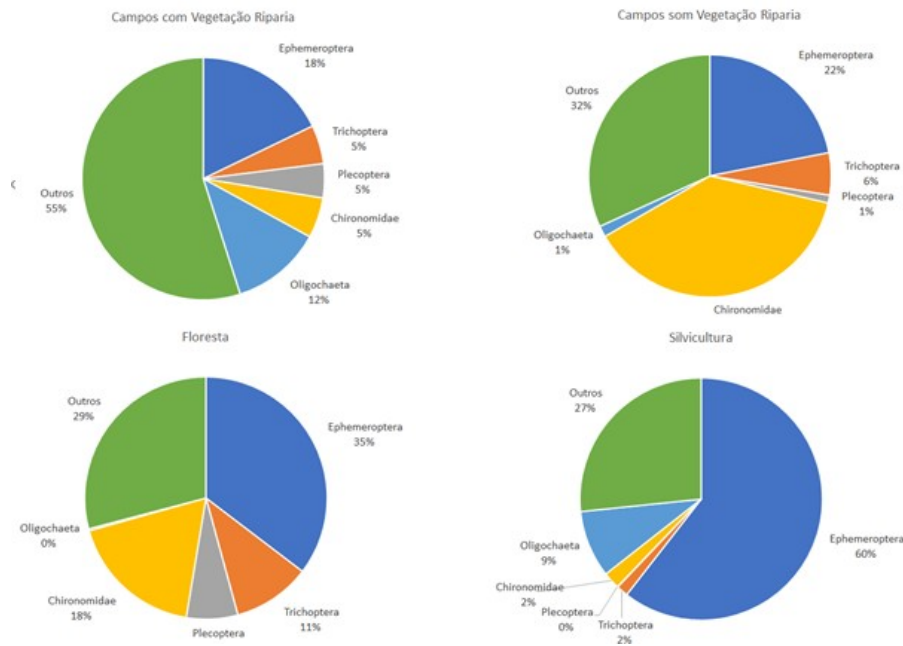


Figura 2. Porcentagem de EPT, Chironomidae e Oligochaeta nos campos com vegetação ripária e campos sem vegetação ripária
Elaboração própria

Índice BWMP e EPT

O índice BWMP classificou o ponto P9FOM (112 pts.), como água com qualidade boa (Tabela 3). Os pontos P8FP (88 pts.), P4CMR (79 pts.), P1CMR (76 pts.), P7FP (74 pts.), e P5CSM (63 pts.) obtiveram uma qualidade aceitável (Tabela 3). Os pontos P3CSM (53 pts.), P10FOM (50 pts.) e P2CSM (37 pts.) encontrasse na categoria duvidosa (Tabela 3). Por último o P6CMR (22pts.) obteve a pior pontuação, sendo classificado como crítica (Tabela 3). O índice BMWP-ASPT classificou os pontos entre água limpa P4CMR (6.08 pts.), qualidade duvidosa, pontos P9FOM (5.89 pts), P8FP (5.50 pts), e P7FP (5.29 pts.) já os pontos P1CMR (4.75 pts), P10FOM (4.55 pts), P3CSM (4.42) e P2CSM (4.11 pts) foram categorizados como água com provável poluição moderada (Tabela 3).

Tabela 3. Resultado dos índices BMWP e ASPT avaliados para os dez pontos amostrados do Refúgio da Vida Silvestre Campos de Palmas, Município de Palmas-PR

Ponto	Bioma	BMWP	Classe	Qualidade	ASPT	Diagnóstico
1	CMR	76	III	Aceitável	4,75	Provável poluição moderada
2	CSM	37	IV	Duvidosa	4,11	Provável poluição moderada
3	CSM	53	III	Duvidosa	4,42	Provável poluição moderada
4	CMR	79	III	Aceitável	6,08	Água limpa
5	CSM	63	III	Aceitável	4,85	Provável poluição moderada
6	CMR	22	V	Crítica	4,40	Provável poluição moderada
7	FP	74	III	Aceitável	5,29	Qualidade duvidosa
8	FP	88	III	Aceitável	5,50	Qualidade duvidosa
9	FOM	112	II	Boa	5,89	Qualidade duvidosa
10	FOM	50	IV	Duvidosa	4,55	Provável poluição moderada

Elaboração própria.

Os valores percentuais de Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera foram maiores nos pontos P7FP com 94,16% P10FOM (46,34%), P1CMR (45,37%), P9FOM (46,34%), P9FOM (44,78%), P2CSM (25%), P5CSM (20,32%), P8FP (17,99%), P3CSM (13,88%), P4CMR (11,76%), enquanto o ponto 6CMR não obteve índice (Tabela MS2 e MS3). Entre as três ordens supracitadas, Ephemeroptera foi a mais abundante entre os 10 pontos, com os respectivos valores percentuais: P1CMR 38,89%, P2CSM 25,00%, P3CSM 13,89%, P4CMR 5,88%, P5CSM 60%, 6CMR 0,00%, P7FP 93,43%, P8FP 14,49%, P9FOM 31,74% e P10FOM 34,15% (Figura 2). As famílias Leptohyphidae, Baetidae e Gripopterygidae foram as mais abundantes, com 542, 325 e 180 indivíduos representando 28,65%, 17,18% e 9,51%, respectivamente. O ponto de maior abundância para as famílias Leptohyphidae e Baetidae foi P7FP, com 522 e 224 organismos, respectivamente. Por outro lado, Leptohyphidae teve uma maior abundância no ponto P8FP, com 153 indivíduos coletados. Plecoptera ocorreu em 3 pontos, P1CMR, P4CMR e P5CSM, com as respectivas porcentagens, 0,93%, 2,94% e 1,60%. Sendo responsável por 0,85% do total de EPT's. Por último, Tricópteros, segundo grupo mais abundante entre os EPT's sendo responsável por 5,29% do total de indivíduos coletados. Quando analisamos por pontos, os mesmos obtiveram os seguintes valores P1CMR 5,56%, P4CMR 2,94%, P5CSM 17,11%, P7FP 0,73%, P8FP 3,50%, P9FOM 13,04% e P10FOM 12,20% (Tabela MS2 e MS3).

Poluentes emergentes

Nenhum hormônio foi encontrado nas amostras analisadas. Dentre os fármacos, apenas dois fármacos foram encontrados: naproxeno (P2, P4, P6 e P10) e acetaminofeno (P6) (Tabela 5). Por fim, cafeína foi encontrada em um dos pontos [P10, (Tabela 4)].

Tabela 4. Concentração de poluentes emergentes (ppm)

Ponto	Naproxeno	Cafeína	Acetominofeno
1	0,00	0,00	0,00
2	0,26	0,00	0,00
3	0,00	0,00	0,00
4	0,36	0,00	0,00
5	0,00	0,00	0,00
6	0,28	0,00	12,81
7	0,00	0,00	0,00
8	0,00	0,00	0,00
9	0,00	0,00	0,00
10	0,51	1,64	0,00

Elaboração própria.

4. Discussão

De maneira geral, o índice BMWP indicou classificou a água dos pontos estudados como “Aceitável”. Isso pode ser explicado pela riqueza e diversidade dos macroinvertebrados bentônicos (Fierro et al., 2017). Por outro lado, encontramos evidências indicando que a vegetação ripária de riachos em áreas de campos está diminuindo sua função ecossistêmica de proteção e filtro ambiental. Estes indícios estão relacionados ao fato de que foram detectadas concentrações de dois anti-inflamatórios de uso veterinário, naproxeno e acetaminofeno. Naproxeno foi observado nos pontos P6CMR (0,27ppm), P2CSM (0,25ppm) e P4CSM (0,35 ppm), e acetaminofeno (12,80 ppm) no ponto P6PCMR, todos em áreas de campos. Tais resultados demonstram claramente a interação do gado com estes pontos no ambiente, resultando na diminuição dos índices aplicados (BMWP e EPT) nas áreas de campos estudadas. Entretanto, é importante salientar que a criação extensiva de gado pode ser importante para essa fitofisionomia na manutenção do campo. Uma vez que, essa prática garante as características naturais e impede a progressão de áreas florestais sobre o campo (Nabinger et al., 2000). Além disso, impede que aos poucos às áreas de campos serem substituídas por monoculturas e silvicultura (Bernardon e Soares, 2017).

Os maiores valores de BMWP e EPT foram observados no P9FOM. O ponto 9 possui extensa vegetação ripária em área de floresta ombrófila mista, o que possibilita uma maior diversidade de habitats (Stein et al., 2014), maior disponibilidade e variedade alimentar (Hepp and Pastore 2021). Estas características possibilitam maior riqueza na ausência de poluentes (Novack et

al., 2021). Entretanto o ponto 10FOM, que possui as mesmas características ambientais do ponto 9, foi classificado como água de qualidade duvidosa. Este ponto apresentou uma riqueza de 11 famílias, apenas. Este resultado de baixa qualidade de água em um riacho com elevada heterogeneidade de habitats e recurso alimentar pode ser explicado pela presença também de Naproxeno, um anti-inflamatório que pode ser utilizado para o tratamento de inflamações no gado (González-Corrales et al., 2021). Estudos demonstram que estes fármacos podem acarretar na bioacumulação em macroinvertebrados (Farto et al., 2021). Com isso, anti-inflamatórios podem comprometer a reprodução destes organismos, e em determinadas concentrações podem levar o organismo a morte. Esse fármaco foi encontrado na concentração de 0,5074 ppb. Entretanto, não existe valores que possam ser utilizados como parâmetros prescritos em uma legislação, onde a inexistência dessa se apresenta como um problema socioambiental (Américo-Pinheiro et al., 2017). Além disso, observamos a presença de cafeína, que possivelmente decorre da extração de *Ilex paraguariensis* (erva mate) próximo a zona riparia e que também pode afetar negativamente as comunidades biológicas locais.

Os pontos relacionados a silvicultura (P7FP e P8FP), obtiveram classificação “Aceitável” segundo o índice BMWP (ver Tabela 1 e 3). Observamos riqueza de 14 famílias para o ponto 7 e 16 famílias para o ponto 8. Somente nesses dois pontos a ordem Ephemeroptera, com as famílias Baetidae, Leptohiphidae, Gripopterygidae, Leptophlebiidae e Caenidae, foram responsáveis por 57,91% de todos os organismos coletados. Isso pode ser explicado pela cama de matéria orgânica oriunda da silvicultura (Rezende et al., 2021). A silvicultura é uma modificação estruturante da paisagem, mas com maior efeito em sistemas terrestres (Rezende et al., 2021). Além disso, áreas de silvicultura não são tratadas com agrotóxicos ou fertilizantes, com potencial de lixiviação e contaminação de corpos aquáticos. Também, áreas de silvicultura não apresentam manejo de gado, que poderia ser fonte de poluentes emergentes (fármacos e hormônios). É importante salientar que este uso de solo pode afetar drasticamente a cadeia trófica local, levando a outros prejuízos ecossistêmicos (Rezende et al., 2021). Baetidae e Leptohiphidae foram as famílias mais abundante nestes locais, estes em sua maioria são coletores (Callisto et al., 2001). Assim se beneficiando da decomposição de matéria orgânica. Os pontos com vegetação exótica possuem algas macrófitas, gerando uma maior disponibilidade de abrigo (Nascimento Filho et al., 2021).

Ephemeroptera foi a ordem mais significativas nos pontos, este grupo possui uma grande variedade de gêneros e espécies, assumindo elevada plasticidade de ocupar diversos habitats (Barber-James et al., 2007). Além disso, em sua maioria os Ephemeroptera possuem hábitos raspadores e coletores (de Paula Paciencia et al., 2015). Por outro lado, o grupo Plecoptera, possuem uma distribuição mais restrita e relacionada a vegetação ripária (Bispo et al., 2002). Neste sentido, sua maior abundância ocorreu no ponto P10FOM pela família Perlidae, apesar da presença de poluentes. Finalmente, Tricoptera representou 5,29% do total de macroinvertebrados, distribuídos em cinco famílias. A grande riqueza e abundância dos Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera (EPT), podem caracterizar uma boa qualidade de água nos riachos do Refúgio da Vida Silvestre

Campos de Palmas. Haja visto que estes organismos são sensíveis a baixa quantidade de oxigênio e a poluentes (Rezende et al., 2012).

Assim, podemos concluir que os riachos do Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas relacionadas a vegetação ripária natural possuem uma melhor qualidade, em relação aos pontos de campo, com e sem vegetação ripária, vide a riqueza desses locais. Entretanto a presença de fármaco indica a interação negativa deste ambiente com a pecuária. Assim como todos os pontos de áreas de campos, isso ficou evidente com a indicações do Índice BMWP. Torna-se necessário um biomonitoramento destas áreas, para assim, entender a relação da pecuária com a biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos em campos de altitude.

Agradecimentos

RSR agradece ao CNPq e ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio; projetos números 403945/2021-6, 421288/2017-5 e 405290/2018-7). Agradecemos também ao apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC; TO 2021TR001802) e da Universidade Comunitária da Região de Chapecó (LabEntEco).

Referências

- Alba-Tercedor J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In: IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA). Almería. pp 203–213
- Allan J.D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 35:257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Américo-Pinheiro J.H.P., Isique W.D, Torres N.H., et al (2017). Ocorrência de diclofenaco e naproxeno em água superficial no município de Três Lagoas (MS) e a influência da temperatura da água na detecção desses anti-inflamatórios. *Eng Sanit e Ambient* 22:429–435
- Ayyildiz M., Erdal G. (2021). The relationship between carbon dioxide emission and crop and livestock production indexes: a dynamic common correlated effects approach. *Environ Sci Pollut Res* 28:597–610
- Barber-James H.M., Gattolliat J.-L., Sartori M., Hubbard M.D. (2007). Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater. In: *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Springer, pp 339–350
- Bernardon A., Soares A.B. (2017). Campos de Palmas: um ecossistema ameaçado. *Agropecuária Catarinense* 29:15–17
- Birk S., Bonne W., Borja A., et al (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecol Indic* 18:31–41. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009>
- Bispo P.C., Froehlich C.G., Oliveira L.G. (2002). Spatial distribution of Plecoptera nymphs in streams of a mountainous area of Central Brazil. *Brazilian J Biol* 62:409–417

- Buss D.F., Carlisle D.M., Chon T., et al (2015). Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe#: a comparison of large-scale programs. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4132-8>
- Callisto M., Moreno P., Barbosa F.A.R. (2001). Diversidade de habitats e grupos tróficos funcionais na Serra do Cipó, sudeste do Brasil. *Rev Bras Biol* 61:259–266
- Campello F.D., Braga C.F., Gonçalves C.V., et al (2005). Avaliação preliminar da qualidade das águas da Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS, Brasil. *Rev Bras Biociências= Brazilian J Biosci Porto Alegre* Vol 3, n 1/4 (jan/dez 2005), p 47-64
- Cantarella H., Trivelin P.C.O. (2001). Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor. *Análise química para avaliação da Fertil solos Trop* 271–276
- Clesceri L.S., Greenberg A.E. (1989). Standards methods for the examination of water and wastewater, DHAAWWA-WP. Washington D.C.
- de Paula P.G., Furtado C.H., Souza F.S.T., et al (2015). A utilização dos macroinvertebrados aquáticos de riachos do município de Vilhena–RO na confecção de cartilhas de Educação Ambiental. *Rev Monogr Ambient* 176–182
- do Nascimento Filho S.L., Gama W.A., Nascimento M.A. (2021). Effect of the structural complexity of aquatic macrophytes on epiphytic algal, macroinvertebrates, and their interspecific relationships. *Aquat Sci* 83:1–14
- Everall N.C., Johnson M.F., Wood P., et al (2017). Comparability of macroinvertebrate biomonitoring indices of river health derived from semi-quantitative and quantitative methodologies. *Ecol Indic* 78:437–448
- Farto C.D., Júnior G.B.A., de Sena R.F., Rosenhaim R. (2021). Contaminantes emergentes no Brasil na década 2010-2019–Parte II: Tecnologias de tratamento e eficiências de remoção em ETEs E ETAs. *Rev Gestão Água da América Lat* 18:
- Fierro P., Bertrán C., Tapia J., et al (2017). Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Sci Total Environ* 609:724–734
- Firmiano K.R., Castro D.M.P., Linares M.S., Callisto M. (2021). Functional responses of aquatic invertebrates to anthropogenic stressors in riparian zones of Neotropical savanna streams. *Sci Total Environ* 753:141865
- Flindt, M.R., Lillebø A.I. (2005). Determination of Total Nitrogen and Phosphorus in Leaf Litter. In: *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*, Springer N. Dordrecht, pp 53–59
- Galeti G., Capitanio B.-M., Baldissera R. (2020). Variation of benthic macroinvertebrate communities in streams of three landscapes of south Brazilian grasslands. *Rev Biol Trop* 68:108–121
- González-Corrales D., Monge-Quirós T., Alfaro-Mora R. (2021). Efectos adversos relacionados al uso de AINEs en el manejo de osteoartritis felina y canina. *Rev Colomb Cienc Anim* 13:e781–e781
- Hepp L., Pastore B. (2021). A importância da vegetação ripária para o funcionamento de riachos: efeitos da qualidade química e origem das espécies. *Vivências* 17:439–455
- ICMBIO (2013). Plano de Manejo do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas. Ministério De Meio Ambiente.
- Kamada M.D.L., de Lucca G.M., de Lucca J.V. (2012). Utilização dos macroinvertebrados bentônicos como indicadores da qualidade da água no

- córrego Retiro Saudoso, em Ribeirão Preto–SP. Periódico Eletrônico Fórum Ambient da Alta Paul 8:
- Manoel P.S., Uieda V.S. (2021). Impacts of different monoculture types on stream benthic macroinvertebrate and fish communities. *Hydrobiologia* 848:691–703
- Metcalf J.L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environ Pollut* 60:101–139
- Merritt R.W., Cummins K.W., Berg M.B. (2017) Trophic relationships of macroinvertebrates. In *Methods in Stream Ecology*; Hauer F.R., Lamberti G.A., Eds.; Academic Press: New York, NY, USA; Chapter 20, 1: 413–433
- Miserendino M.L., Masi C.I. (2010). The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecol Indic* 10:311–319. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.06.008>
- Nabinger C., Moraes A., Maraschin G.E. (2000). Campos in southern Brazil. *Grassl Ecophysiol grazing Ecol* 355–376
- Novack M., Romano L., Nascimento L., et al (2021). Benthic invertebrates associated with the aquatic macrophytes in a Brazilian subtropical reservoir. *Eng Sanit e Ambient* 26:741–748
- Ochieng H., Odong R., Okot-Okumu J. (2020). Comparison of temperate and tropical versions of Biological Monitoring Working Party (BMWP) index for assessing water quality of River Aturukuku in Eastern Uganda. *Glob Ecol Conserv* 23:e01183. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01183>
- Park Y.S., Song M.Y., Park Y.C., et al (2007). Community patterns of benthic macroinvertebrates collected on the national scale in Korea. *Ecol Modell* 203:26–33
- Paulsen S.G. (2020). Rivers and Streams: Upgrading Monitoring of the Nation's Freshwater Resources - Meeting the Spirit of the Clean Water Act. In: Peck D V (ed). *IntechOpen, Rijeka*, p Ch. 7
- Paz L.E., Rodriguez M., Gullo B., Capítulo A.R. (2022). Impacts of urban and industrial pollution on functional traits of benthic macroinvertebrates: Are some traits advantageous for survival? *Sci Total Environ* 807:150650
- Pérez-domínguez R., Maci S., Courrat A., et al (2012). Current developments on fish-based indices to assess ecological-quality status of estuaries and lagoons. *Ecol Indic* 23:34–45. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.006>
- Principe R.E., Márquez J.A., Martina L.C., et al (2015). Pine afforestation changes more strongly community structure than ecosystem functioning in grassland mountain streams. *Ecol Indic* 57:366–375. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.04.033>
- Rana M.S., Lee S.Y., Kang H.J., Hur S.J. (2019). Reducing veterinary drug residues in animal products: A review. *Food Sci Anim Resour* 39:687
- Rezende R.S., Cararo E.R., Bernardi J.P., et al (2021). Land cover affects the breakdown of *Pinus elliottii* needles litter by microorganisms in soil and stream systems of subtropical riparian zones. *Limnologica* 90:125905. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.limno.2021.125905>
- Rezende R.S., Dos Santos A.M., Gonçalves Junior J.F. (2012). Avaliação ambiental do rio Pandeiros utilizando macroinvertebrados como indicadores de qualidade da água. *Ecol Austral* 22:159–169. <https://doi.org/10.25260/ea.12.22.3.0.1221>

- Rice A.R., Cassidy R., Jordan P., et al (2021). Fine-scale quantification of stream bank geomorphic volume loss caused by cattle access. *Sci Total Environ* 769:144468
- Sekaran U., Lai L., Ussiri D.A.N., et al (2021). Role of integrated crop-livestock systems in improving agriculture production and addressing food security—A review. *J Agric Food Res* 5:100190
- Shellberg J.G. (2021). Agricultural development risks increasing gully erosion and cumulative sediment yields from headwater streams in Great Barrier Reef catchments. *L Degrad Dev* 32:1555–1569
- Sponseller R.A., Benfield E.F., Valett H.M. (2001). Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshw Biol* 46:1409–1424. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00758.x>
- Stein A., Gerstner K., Krefl H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecol Lett* 17:866–880. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ele.12277>
- Tavengwa N.T., Dalu T. (2022). Chapter 1 - Introduction to emerging freshwater pollutants. In: Dalu T, Tavengwa NT (eds) *Emerging Freshwater Pollutants*. Elsevier, pp 1–6
- Tonin A.M., Hepp L.U., Restello R.M., Gonçalves J.F.Jr. (2014). Understanding of colonization and breakdown of leaves by invertebrates in a tropical stream is enhanced by using biomass as well as count data. *Hydrobiologia* 740:79–88. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1939-9>
- Wallace J.B., Webster J.R. (1996). The Role of Macroinvertebrates in Stream Ecosystem Function. *Annu Rev Entomol* 41:115–139. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.000555>