



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA E ZOOLOGIA
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Diogo Ramos Pacheco

**Influência das escalas espaciais na composição taxonômica e funcional de
insetos aquáticos em mosaico campo-floresta**

Florianópolis, SC

2025

RESUMO

A composição de comunidades biológicas é determinada por fatores abióticos e bióticos em diferentes escalas espaciais, nos quais a paisagem atua como filtro ambiental. Em um cenário em que as paisagens naturais vêm se modificando, principalmente por ação antrópica, compreender a relevância da paisagem para a composição de comunidades é fundamental para mitigar a perda da biodiversidade e direcionar esforços de conservação. O presente estudo amostrou a fauna de insetos aquáticos em 10 riachos localizados em paisagem composta de mosaicos campo-floresta, no Parque Nacional de São Joaquim e entorno, para compreender a relação das características da paisagem, tanto cobertura de campo quanto de floresta, com atributos da comunidade (composição taxonômica e funcional) e diversidade beta de insetos aquáticos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), em uma abordagem de multiescala espacial. Foram coletados 1.246 indivíduos das ordens EPT. As análises sugerem que a composição taxonômica das comunidades de EPT esteve significativamente associada aos gradientes de cobertura da terra, com maior singularidade na composição taxonômica em riachos inseridos em paisagens dominadas por campos e elevada contribuição da substituição de espécies para a diversidade beta. Além disso, as escalas espaciais ripária e de drenagem exerceram maior influência sobre a composição das comunidades. Os resultados indicam que tanto campos quanto florestas são essenciais para a manutenção de comunidades de EPT. Esses achados destacam a importância de conservar o mosaico campo-floresta e reconhecer os ambientes de campo como sistemas não homogêneos capazes de contribuir para condições favoráveis para determinados táxons, colaborando para a diversidade de comunidades. Além disso, ao considerar a importância da relação entre a composição da comunidade e escalas ripárias e de drenagem, é possível desenvolver estratégias mais eficazes para a conservação da biodiversidade, e estudos futuros devem avaliar se esse padrão de biodiversidade em multiescalas espaciais também é observado para outras comunidades biológicas.

Palavras-chave: conservação; ecologia da paisagem; diversidade beta; traço funcional; EPT.

ABSTRACT

The composition of biological communities is determined by abiotic and biotic factors at different spatial scales, in which the landscape acts as an environmental filter. In a scenario where natural landscapes have been changing, mainly due to anthropogenic action, understanding the relevance of the landscape for community composition is fundamental to mitigating the loss of biodiversity and focusing conservation efforts. The present study sampled the aquatic insect fauna in 10 streams located in a landscape composed of grassland-forest mosaics, in the São Joaquim National Park and surroundings, to understand the relationship between landscape characteristics, both grassland and forest cover, and community attributes (taxonomic and functional composition, and beta diversity) of the aquatic insects Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT), in a spatial multiscale approach. A total of 1,246 individuals of the EPT orders were collected. The analyses suggest that the taxonomic composition of EPT communities was significantly associated with land cover gradients, with greater singularity in taxonomic composition in streams inserted in grassland-dominated landscapes and a high contribution of species turnover to beta diversity. Furthermore, the riparian and catchment scales exerted a greater influence on community composition. The results indicate that both grasslands and forests are essential for the maintenance of EPT communities. These findings highlight the importance of conserving the grassland-forest mosaic and recognizing grassland environments as non-homogeneous systems capable of contributing to favorable conditions for selected taxa, collaborating in the composition of communities. Additionally, considering the importance of the interaction between the community and riparian and catchment scales, it is possible to develop more effective strategies for biodiversity conservation, and future studies should evaluate whether this pattern of biodiversity across spatial multiscales is also observed for other biological communities.

Keywords: conservation; landscape ecology; beta diversity; functional trait; EPT.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição geográfica dos pontos amostrais e da cobertura do solo da paisagem. (a) Limites do Brasil, do estado de Santa Catarina e da Bacia do Rio Pelotas, evidenciando o Parque Nacional de São Joaquim (PNSJ) e a composição da cobertura do solo na área de estudo. Os círculos pretos indicam os 10 pontos amostrais, e as diferentes cores representam as classes de cobertura do solo, conforme a legenda. (b) Abordagem multiescala utilizada para calcular as métricas de paisagem. O círculo ilustrado representa um ponto amostral. 16

Figura 2 - Correlograma de Spearman que mostra as correlações entre as variáveis preditoras. Pares de variáveis com correlação superior a 0,7 foram considerados altamente correlacionados. 20

Figura 3 - Análise de Componentes Principais evidenciando as relações da cobertura da terra em três escalas espaciais e as características físicas e químicas da água. Alt = Altitude. Larg = Largura. Od = Oxigênio dissolvido. Prof = Profundidade. Temp = Temperatura. 22

Figura 4 - Análise de Redundância evidenciando a influência da cobertura de campo sobre a composição da comunidade EPT nos riachos, avaliada em escala espacial de drenagem. Prof = Profundidade. Temp = Temperatura. As cruzes indicam os 10 pontos amostrais. 25

Figura 5 – Análise de Coordenadas Principais evidenciando a influência da cobertura de campo e de floresta sobre os traços funcionais, avaliada em escala espacial de drenagem. Af = Abrigo folhar. Al = Abrigo de areia e lenho. As = Abrigo de seda. Br = Branquial. Cc = Coletor-catador. Cf = Coletor-filtrador. Dt = Detritívoro. Ec = Escalador. Ev = Escavador. Fx = Fixador. Mv = Multivoltino. Nd = Nadador. Pr = Predador. Rp = Raspador. Rt = Rastejador. Tg = Tegumentar. Uv = Univoltino. Vl = Vida livre. 26

Figura 6 - Relação entre a cobertura de campo e a singularidade na composição taxonômica das comunidades de insetos EPT. A regressão beta revelou que essa relação é significativa na escala de ripária: $\text{pseudo-}R^2 = 0,59$; $P < 0,001$. 27

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Traços funcionais avaliados da comunidade de insetos EPT.	17
Tabela 2 - Resultados da Análise de Componentes Principais mostrando as variáveis utilizadas, as contribuições aos eixos, a porcentagem da variação explicada e os autovalores.	22
Tabela 3 - Ocorrência de gêneros e da comunidade de insetos EPT em riachos do Parque Nacional de São Joaquim, Santa Catarina, Brasil.	23

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Af	Abrigo folhar
Al	Abrigo de areia e lenho
Alt	Altitude (m)
As	Abrigo de seda
Br	Branquial
Cc	Coletor-catador
Cf	Coletor-filtrador
Dt	Detritívoro
Ec	Escalador
EPT	Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera
Ev	Escavador
Fx	Fixador
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
Larg	Largura (m)
LCBD	Contribuição Local para a Diversidade Beta, do inglês <i>Local Contribution to Beta Diversity</i>
Mv	Multivoltino
Nd	Nadador
Od	Oxigênio dissolvido (mg/l)
PCA	Análise de Componentes Principais, do inglês <i>Principal Component Analysis</i>
PCoA	Análise de Coordenadas Principais, do inglês <i>Principal Coordinate Analysis</i>
PNSJ	Parque Nacional de São Joaquim
Pr	Predador
Prof	Profundidade (cm)
RDA	Análise de Redundância, do inglês <i>Redundancy Analysis</i>
Rp	Raspador
Rt	Rastejador
Temp	Temperatura (°C)
Tg	Tegumentar
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
Uv	Univoltino
VIF	Índice de Inflação de Variância, do inglês <i>Variance Inflation Factor</i>
VI	Vida livre

SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	2
1 INTRODUÇÃO.....	7
2 OBJETIVOS.....	9
2.1 GERAIS.....	9
2.2 ESPECÍFICOS.....	9
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	10
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	10
3.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL.....	11
3.3 CARACTERIZAÇÃO DA COBERTURA DA TERRA.....	13
3.4 ANÁLISE DE DADOS.....	13
4 RESULTADOS.....	15
4.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	15
4.2 COMUNIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS.....	17
4.2.1 Composição taxonômica.....	19
4.2.2 Composição funcional.....	19
4.2.3 Diversidade beta de insetos aquáticos.....	20
5 DISCUSSÃO.....	21
6 CONCLUSÃO.....	25
REFERÊNCIAS.....	26
APÊNDICE A – COORDENADAS DE PONTOS AMOSTRADOS.....	32
SANTA CATARINA, BRASIL.....	33
APÊNDICE B – VALORES DE CODIFICAÇÃO <i>FUZZY</i> PARA CADA GÊNERO EPT EM RIACHOS DO PARQUE NACIONAL DE SÃO JOAQUIM, SANTA CATARINA, BRASIL.....	35
APÊNDICE C – ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA EVIDENCIANDO A INFLUÊNCIA DA COBERTURA DE CAMPO SOBRE A COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE EPT NOS RIACHOS, AVALIADA EM ESCALA ESPACIAL DE DRENAGEM.....	36

1 INTRODUÇÃO

As comunidades biológicas são estruturadas por fatores abióticos e bióticos em diferentes escalas espaciais, nas quais a paisagem atua como um filtro ambiental relevante na seleção da ocorrência de táxons (Poff, 1997; Allan, 2004; Santos *et al.*, 2025). Em ecossistemas lóticos, a influência da paisagem é fundamental, pois a cobertura vegetal do entorno controla o aporte de matéria alóctone e a complexidade do substrato aquático (Vannote *et al.*, 1980; Doretto *et al.*, 2020). Portanto, a cobertura da paisagem regula um regime de recursos distinto nos riachos, o que pode favorecer diferentes estratégias de vida dos organismos. Por exemplo, evidências indicam que comunidades de insetos aquáticos são estruturadas conforme o tipo de ecossistema campestre (Menna-Barreto *et al.*, 2024). Logo, compreender a relevância da paisagem para a estruturação de comunidades é fundamental para mitigar a perda da biodiversidade e direcionar esforços de conservação baseados na manutenção dos processos ecossistêmicos.

Riachos são ecossistemas aquáticos fortemente influenciados por seus arredores em múltiplas escalas (Allan, 2004; Siegloch *et al.*, 2018; Souza *et al.*, 2020), uma vez que são mosaicos complexos de diferentes tipos de habitats e gradientes ambientais, caracterizados por alta conectividade na área da bacia hidrográfica. O efeito da cobertura da terra sobre as variáveis bióticas e abióticas pode variar conforme a escala espacial analisada. Por exemplo, enquanto a cobertura da terra em toda a área da bacia hidrográfica (escala de drenagem) tem efeito sobre a temperatura da água em riachos (Ciupa & Suligowski, 2024), a concentração de nutrientes na água e a composição do sedimento podem ser influenciadas pelas características da região ripária (escala ripária) ao longo da extensão do riacho, com impactos sobre a diversidade em riachos. Por fim, a composição da serrapilheira é influenciada por fatores em escala espacial mais restrita e local (escala local), com impactos na diversidade de decompositores nos ambientes aquáticos (Tonin *et al.*, 2018). Nesse contexto, estudos científicos têm utilizado métricas de sensoriamento remoto para quantificar e caracterizar a cobertura da terra em diferentes escalas (Leal *et al.*, 2016; Shi *et al.*, 2017), além de avaliar a influência da escala sobre as comunidades (Siegloch *et al.*, 2018; Huang & Gergel, 2023; Ma *et al.*, 2023).

Os insetos são o grupo de invertebrados aquáticos continentais mais diverso, frequentemente também os mais abundantes, e ocorrem em diversos habitats. Estes organismos desempenham funções importantes nos ecossistemas naturais, tais como decomposição, predação, parasitismo, herbivoria e polinização (Macadam & Stockan, 2015;

Dangles & Casas, 2019). Os gêneros de insetos bentônicos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) apresentam alta sensibilidade às alterações ambientais, devido à baixa capacidade de dispersão (Corkum, 2010; Knighton *et al.*, 2014) e à necessidade de condições específicas para obter alimento, reproduzir e ovipositar (Suhaila *et al.*, 2012). Além disso, a organização funcional dos gêneros de EPT está fortemente relacionada ao tipo de substrato. Por exemplo, fragmentadores geralmente são encontrados em áreas com abundância de folhiço, enquanto raspadores se fixam em superfícies rochosas. Essa especialização de habitat reduz a competição por recursos e favorece a coexistência de diversas espécies no mesmo ambiente lótico (Poff *et al.*, 2006; Gonçalves *et al.*, 2014). A diversidade da fauna de EPT depende, portanto, das características físicas, químicas e estruturais dos riachos, que moldam a heterogeneidade ambiental e sustentam a ampla diversidade de traços funcionais dessas comunidades (Firmiano *et al.*, 2017; Castro *et al.*, 2018).

O bioma Mata Atlântica abriga diversas espécies endêmicas de diferentes táxons, embora esteja historicamente sujeito a perdas de habitat (Myers *et al.*, 2000). A floresta ombrófila mista encontra-se principalmente em platôs no sul da Mata Atlântica. Em altitudes superiores a 900 metros, a floresta ombrófila mista frequentemente compartilha espaço na paisagem regional com campos naturais (Klein, 1984). Nos últimos milhares de anos, o clima regional tornou-se mais úmido, levando a uma expansão gradual da floresta ombrófila mista sobre os campos, e no último milhar de anos, a expansão tornou-se mais rápida, provocando uma perda de área dos campos (Behling, 1995; Behling, 1998). A interação entre ambientes terrestres e ecossistemas aquáticos é intensa, uma vez que a estrutura e a cobertura da paisagem influenciam diretamente as condições físicas e químicas dos riachos. Em áreas de transição entre florestas e campos, variações na cobertura vegetal, no tipo de solo e na intensidade de uso da terra podem modificar, por exemplo, o aporte de matéria orgânica, a temperatura da água e a composição do substrato, afetando a estrutura e o funcionamento das comunidades aquáticas (Allan, 2004; Leal *et al.*, 2016). Apesar disso, não há dados que mostrem como a dinâmica da paisagem no mosaico de campo-floresta afeta as comunidades aquáticas, e os estudos sobre o tema têm foco em comunidades terrestres.

Neste estudo, testou-se a hipótese de que a cobertura de campo no entorno de riachos, em uma paisagem associada ao mosaico de campo-floresta, possibilita maior dissimilaridade na composição taxonômica e funcional das comunidades EPT em diferentes escalas espaciais. Adicionalmente, hipotetizamos que a escala espacial de drenagem pode prever melhor os padrões da comunidade EPT, em comparação com as escalas ripária e

local. A razão dessas hipóteses é que a cobertura de campo e a de floresta têm efeitos distintos sobre os parâmetros físicos e químicos da água e sobre a composição das comunidades aquáticas; logo, a manutenção de ambas promove nichos diversos e potencialmente complementares. Além disso, considerando que modificações em toda a área de drenagem podem impactar as características físicas e químicas dos riachos, essa escala espacial pode relacionar-se com mais precisão à composição taxonômica e funcional. Se as hipóteses estiverem corretas, esperamos encontrar diferentes composições taxonômicas e funcionais de comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera entre a cobertura de campo e a floresta e observar que escalas de efeito mais amplas estão melhor relacionadas aos padrões de comunidade.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAIS

Avaliar os efeitos da paisagem de mosaico campo-floresta sobre os parâmetros físicos e químicos da água e os atributos da comunidade de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em diferentes escalas espaciais.

2.2 ESPECÍFICOS

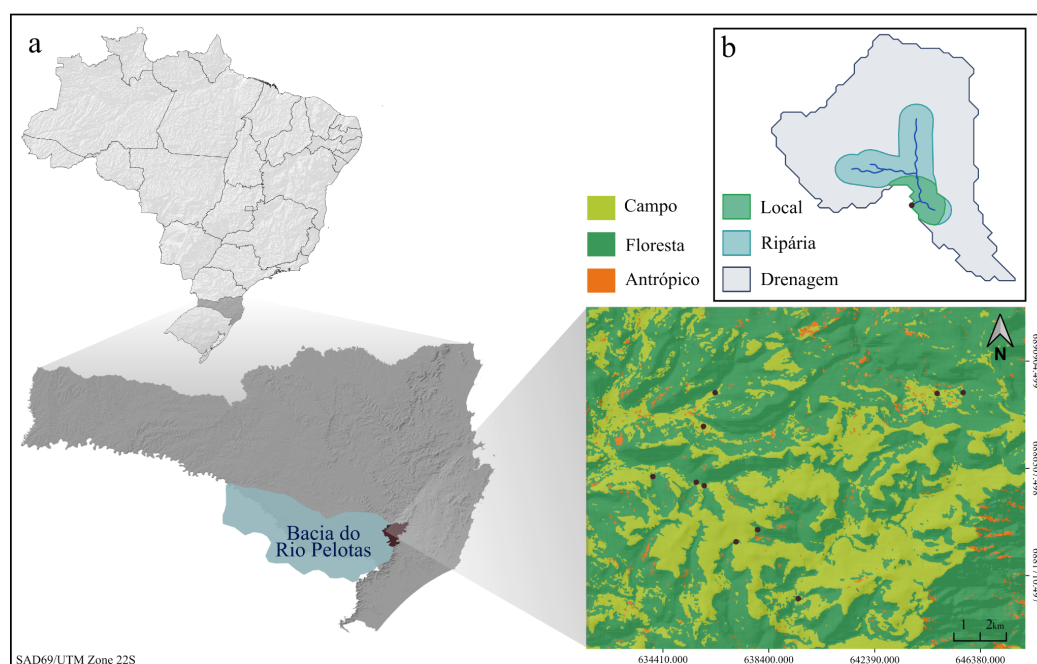
- a) Compreender a relevância de variáveis físicas e químicas da água como mecanismos nos padrões de influência da paisagem sobre a comunidade de insetos aquáticos EPT.
- b) Avaliar a relação entre a paisagem no entorno dos riachos e a composição taxonômica e funcional da comunidade de EPT.
- c) Investigar o efeito da paisagem sobre a singularidade da composição dos riachos da comunidade de insetos EPT.
- d) Determinar as escalas espaciais que melhor explicam as interações entre a paisagem e a comunidade aquática de insetos EPT.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no Parque Nacional de São Joaquim (PNSJ) e nas áreas ao entorno, situadas no planalto sul de Santa Catarina, Brasil, em dez riachos de primeira e segunda ordem presentes na Bacia do Rio Pelotas (Figura 1, APÊNDICE A). O PNSJ é uma Unidade de Conservação gerida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). O parque é conhecido por sua preservação de remanescentes da Mata Atlântica, incluindo a floresta ombrófila mista, a floresta ombrófila densa, os campos de altitude e as matas nebulares (Omena & Bacca, 2021). A região exibe uma variedade considerável de recursos hídricos, incluindo nascentes, riachos, cachoeiras e rios, distribuídos ao longo de duas sub-bacias principais, a do rio Pelotas e a do rio Canoas, ambas pertencentes à bacia do rio Uruguai.

Figura 1 - Distribuição geográfica dos pontos amostrais e da cobertura do solo da paisagem. (a) Limites do Brasil, do estado de Santa Catarina e da Bacia do Rio Pelotas, evidenciando o Parque Nacional de São Joaquim (PNSJ) e a composição da cobertura do solo na área de estudo. Os círculos pretos indicam os 10 pontos amostrais, e as diferentes cores representam as classes de cobertura do solo, conforme a legenda. (b) Abordagem multiescala utilizada para calcular as métricas de paisagem. O círculo ilustrado representa um ponto amostral.



Fonte: elaborado pelo autor.

3.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Foram amostrados 10 riachos, de modo que em cada riacho foi estabelecida uma transecção de 50 metros, na qual foram coletadas subamostras a cada 10 metros, totalizando cinco subamostras por riacho. As coletas ocorreram no verão do ano de 2025. A cobertura vegetal do dossel foi estimada no *software* ImageJ (Schneider *et al.*, 2012), a partir de fotografias do dossel obtidas a um metro acima da lâmina d'água, considerando a média entre o trecho central e as margens. Os parâmetros limnológicos (oxigênio dissolvido, pH e temperatura da água) foram medidos com auxílio de oxímetro e pHmetro. A largura dos riachos foi determinada com fita métrica, enquanto a profundidade correspondeu à média entre o ponto central e as margens. Dados de altitude e área foram obtidos por sensoriamento remoto, sendo a altitude derivada de um Modelo Digital de Elevação e a área correspondente à área total de drenagem, expressa em quilômetros quadrados.

A coleta dos insetos aquáticos foi realizada com um amostrador Surber de 250 μm (30 $\times$ 30 cm), posicionado contra o fluxo da corrente, seguida do revolvimento manual do sedimento e da lavagem das rochas contidas na área do amostrador, de modo a reter os insetos. As amostras foram triadas em campo em bandejas brancas e com pinças entomológicas, e os organismos foram preservados em álcool a 90%. Posteriormente, em laboratório, o material foi identificado ao nível de gênero, como proposto por Shimano *et al.* (2018), com o auxílio das chaves taxonômicas de Hamada *et al.* (2014; 2018), e depositado na coleção científica do Laboratório de Biodiversidade Aquática da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Após a identificação taxonômica, cinco traços funcionais e 18 categorias de traços foram atribuídos aos gêneros (Tabela 1; APÊNDICE B). Os traços receberam valores atribuídos com base na codificação *fuzzy* (Chevenet *et al.*, 1994). Os valores atribuídos a cada traço variam de 0 a 3, em que 0 indica nenhuma afinidade com o traço, 1, afinidade fraca; 2, afinidade moderada; e 3, afinidade forte. As pontuações de afinidade são padronizadas de modo que a soma das afinidades de cada traço de um gênero seja igual a 1. Ao final, os valores variaram de 0 a 1. O método de codificação *fuzzy* permite mitigar possíveis efeitos decorrentes de diferenças na quantidade de informação disponível para cada atributo, bem como da plasticidade fenotípica e do oportunismo alimentar (Chevenet *et al.*, 1994). Os dados de traços funcionais foram atribuídos aos gêneros com base nas informações disponíveis em Tomanova e Usseglio-Polatera (2007) e Santos *et al.* (2024). Quando não disponha de

informação a nível de gênero, foram atribuídos traços a nível de família, conforme Tomanova *et al.* (2008).

Tabela 1 - Traços funcionais avaliados de insetos EPT.

Traços Funcionais	Categorias
Grupo alimentar	Coletor-catador (Cc)
	Detritívoro (Dt)
	Raspador (Rp)
	Coletor-filtrador (Cf)
	Predador (Pr)
Locomoção	Escavador (Ev)
	Escalador (Ec)
	Rastejador (Rt)
	Fixador (Fx)
	Nadador (Nd)
Refúgio	Vida livre (Vl)
	Abrigo de seda (As)
	Abrigo de areia e lenho (Al)
	Abrigo folhar (Af)
Voltinismo	Univoltino (Uv)
	Multivoltino (Mv)
Respiração	Tegumentar (Tg)
	Branquial (Br)

Fonte: elaborado pelo autor.

A seleção dos traços funcionais foi determinada pelo gradiente contínuo de cobertura da paisagem, que varia de campos a florestas, e impõe filtros ecológicos distintos, baseados primariamente na fonte de energia e matéria e na estrutura do habitat. O grupo alimentar, por exemplo, é crucial para compreender melhor a fonte de matéria, de modo que a presença de vegetação ripária densa está relacionada ao maior aporte de matéria alóctone, o que favorece organismos detritívoros (Marques *et al.*, 2021). Os traços de locomoção e refúgio refletem a disponibilidade de matéria orgânica, permitindo a ocorrência de gêneros que têm maior interação com diferentes detritos, como os foliares e os lenhosos (Graça *et al.* 2004; Santos *et al.*, 2024). Além disso, o voltinismo, como sendo a quantidade de gerações por ano, e a respiração são métricas de estratégia de vida e de tolerância às condições físico-químicas inerentes a cada ecossistema, como temperatura e oxigênio, permitindo avaliar as estratégias de persistência de gêneros (Verberk & Bilton, 2013; Arpellino *et al.*, 2022).

3.3 CARACTERIZAÇÃO DA COBERTURA DA TERRA

A cobertura da terra foi categorizada em campo, floresta e antropizada. A cobertura da terra de campo inclui os campos de altitude naturais da serra. A cobertura da terra do tipo floresta abrange diversos tipos de vegetação natural, tais como as florestas ombrófilas mistas, densas e matas nebulares. A categoria antropizada engloba os tipos de uso da terra associados a atividades humanas, sendo as atividades de agricultura, pastagem e urbanização as mais ocorrentes na área de estudo.

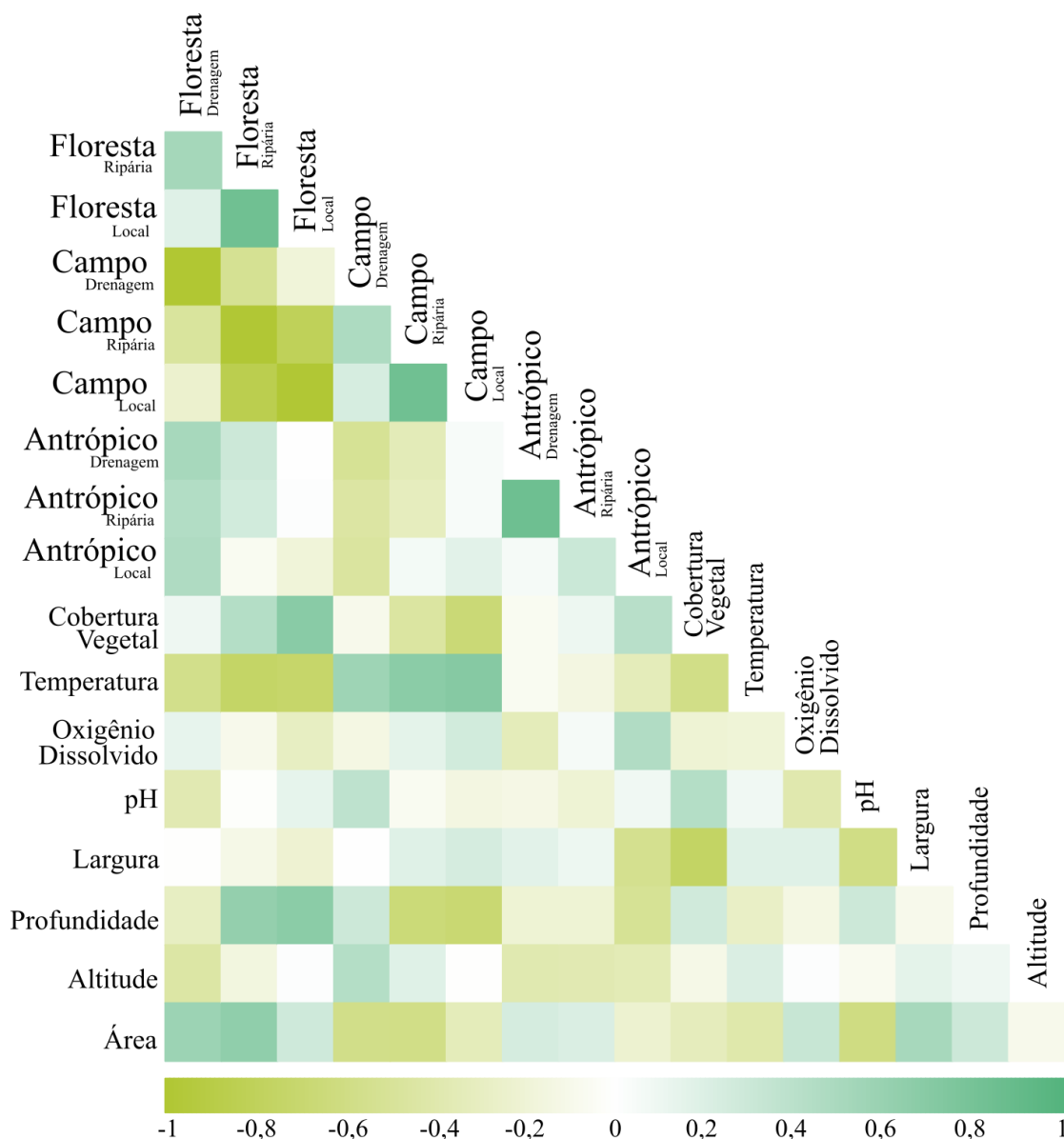
Para a extração de dados de cobertura da terra, utilizou-se o *software* QGIS 3.40.7 (QGIS Development Team, 2025), e as camadas de cobertura da terra foram importadas do Projeto MapBiomas (<https://mapbiomas.org>) com resolução de 10 metros e referentes ao ano de 2023. A determinação da cobertura do uso da terra foi realizada em três escalas espaciais, seguindo o proposto por Allan (2004): área local, área ripária e área de drenagem. Sendo a área local determinada por um *buffer* de 100 metros do local de amostragem; a área ripária, por um *buffer* de 100 metros, estendendo-se pela rede de drenagem a montante; e a área de drenagem, por toda a área a montante que drena para o local de amostragem (Figura 1).

3.4 ANÁLISE DE DADOS

A colinearidade entre as variáveis preditoras foi avaliada por meio de uma análise de correlação de Spearman (Figura 2). Pares de variáveis com correlação superior a 0,7 foram considerados altamente correlacionados. Para selecionar o conjunto final de preditoras, foram calculados os índices de inflação de variância (VIF), removendo-se as variáveis com VIF elevado, garantindo que apenas preditoras independentes e ecologicamente relevantes fossem incluídas nas análises subsequentes. A proporção de campo apresentou forte correlação negativa com a proporção de floresta, essa colinearidade entre as variáveis foi a razão pela qual as análises foram feitas utilizando apenas a proporção de cobertura de campo.

Figura 2 - Correlograma de Spearman que mostra as correlações entre as variáveis preditoras.

Pares de variáveis com correlação superior a 0,7 foram considerados altamente correlacionados.



Fonte: elaborado pelo autor.

A variação dos parâmetros ambientais foi explorada por meio de uma Análise de Componentes Principais (PCA), permitindo identificar gradientes ambientais associados à cobertura da terra, padrões de variabilidade e associações entre as variáveis ambientais. Posteriormente, para avaliar a influência da paisagem sobre a composição das comunidades de EPT, foi aplicada uma Análise de Redundância (RDA), que relacionou diretamente a composição das comunidades às variáveis ambientais, evidenciando a variação explicada pelos preditores. A cobertura de campo foi incluída como variável de paisagem nos modelos,

e foi ajustado um modelo para cada escala de análise. A cobertura de floresta foi desconsiderada devido à alta colinearidade com a variável de campo. Além disso, foram incorporadas ao modelo as variáveis físico-químicas da água que apresentaram baixa colinearidade e maior contribuição para os componentes principais na PCA.

A composição funcional das comunidades foi analisada por meio de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), baseada na matriz de distâncias de Gower (Gower, 1971), a fim de explorar a dissimilaridade entre os traços funcionais no espaço multidimensional. Optou-se pela PCoA por não pressupor relações lineares entre os traços e as variáveis ambientais, sendo, portanto, mais adequada para representar distâncias funcionais. As variáveis de cobertura da terra foram então ajustadas aos eixos de ordenação para identificar gradientes funcionais associados à paisagem, permitindo visualizar suas correlações com o gradiente de variação funcional e as associações entre traços das comunidades.

Por fim, uma análise de regressão beta foi realizada para avaliar o efeito da cobertura da terra sobre a singularidade dos pontos amostrais, em termos de composição da comunidade, utilizando o índice LCBD (Contribuição Local para a Diversidade Beta) como variável resposta. A LCBD foi calculada com a matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, com base na abundância de gêneros entre riachos amostrados. Portanto, o valor de LCBD expressa o grau de singularidade dos pontos amostrais quanto à composição da comunidade (Legendre & Cáceres, 2013). Nenhuma observação apresentou resíduos de Pearson com valor absoluto superior a 2, indicando a ausência de resíduos.

As análises foram conduzidas separadamente em diferentes escalas espaciais para determinar a escala de efeito (Jackson & Fahrig, 2015), evitando problemas de colinearidade decorrentes do aninhamento entre variáveis da paisagem. A seleção da melhor escala de efeito baseou-se em métricas de qualidade do ajuste dos modelos, visando identificar a melhor escala espacial para explicar a relação entre as variáveis resposta e preditoras. Todas as análises foram realizadas no *software* R 4.5.0 (R Core Team, 2025).

4 RESULTADOS

4.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Os dois primeiros eixos da PCA explicaram 58,4% da variabilidade ambiental nos riachos, sendo o eixo PCA1 responsável por 36,1% e o eixo PCA2 por 22,3% (Figura 3). A cobertura de floresta nas três escalas apresentou associação positiva com o eixo PCA1. Isto é,

riachos com maiores valores no eixo PCA1 estão associados a áreas mais florestadas, enquanto aqueles com menores valores no eixo PCA1 estão associados a maior cobertura de campo. Em contrapartida, a cobertura de campo nas diferentes escalas e a temperatura estavam negativamente associadas ao eixo, revelando que riachos com maior cobertura de campo em seu entorno apresentam temperaturas mais elevadas da água. O eixo PCA2 foi principalmente influenciado pela profundidade dos riachos e pela cobertura de floresta em escala local, que apresentaram contribuições positivas, enquanto a cobertura de campo em escala local esteve negativamente associadas a esse eixo (Tabela 2). Especificamente, riachos com maiores profundidades apresentaram valores positivos, enquanto riachos rasos e áreas dominadas por campos associaram-se a valores mais baixos de PCA2 (Figura 3).

Figura 3 - Análise de Componentes Principais evidenciando as relações da cobertura da terra em três escalas espaciais e as características físicas e químicas da água. Alt = Altitude. Larg = Largura. Od = Oxigênio dissolvido. Prof = Profundidade. Temp = Temperatura.

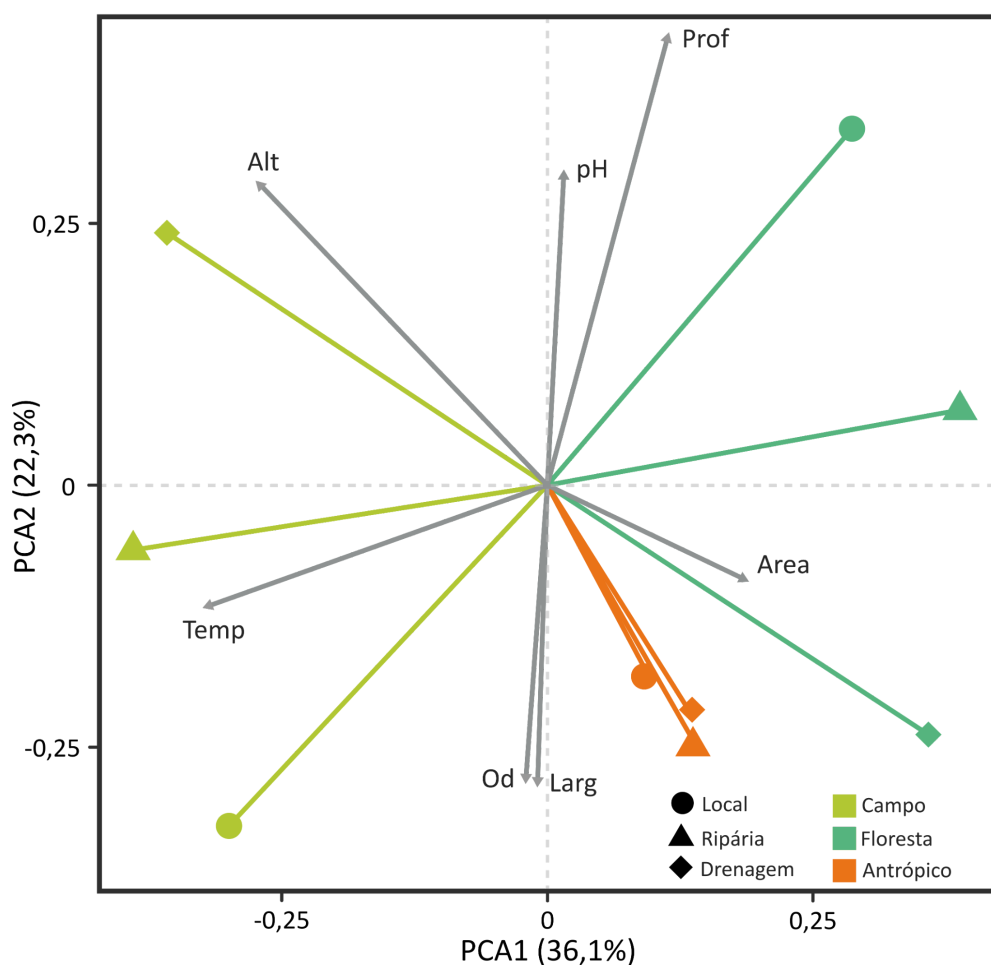


Tabela 2 - Resultados da Análise de Componentes Principais mostrando as variáveis utilizadas, as contribuições aos eixos, a porcentagem da variação explicada e os autovalores.

Variáveis	PCA1	PCA2
Floresta em local	0,290	0,340
Floresta em ripária	0,390	0,070
Floresta em drenagem	0,360	-0,240
Campo em local	-0,300	-0,320
Campo em ripária	-0,390	-0,060
Campo em drenagem	-0,360	0,240
Antrópico em local	0,090	-0,180
Antrópico em ripária	0,140	-0,240
Antrópico em drenagem	0,130	-0,210
Temperatura	-0,320	-0,110
pH	0,020	0,290
Oxigênio dissolvido	-0,020	-0,280
Largura	-0,010	-0,280
Profundidade	0,110	0,420
Altitude	-0,270	0,280
Área	0,180	-0,090
% Explicação	36,120	22,300
<i>Eigenvalue</i>	5,779	3,569

Valores em negrito indicam as variáveis de maior contribuição para cada componente.

Fonte: elaborado pelo autor.

4.2 COMUNIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS

Foram coletados 1.246 insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, pertencentes a 15 famílias e 26 gêneros. A ordem com maior riqueza de gêneros foi Trichoptera (9 famílias, 13 gêneros), seguida por Ephemeroptera (4 famílias, 10 gêneros) e Plecoptera (2 famílias, 3 gêneros). Entretanto, Ephemeroptera foi a ordem mais abundante, representando 52% da abundância total de indivíduos; em seguida, Trichoptera e Plecoptera representaram 41,6% e 6,3%, respectivamente, da abundância total entre os insetos EPT. Aproximadamente 30,7% dos gêneros tiveram menos de 10 indivíduos coletados, e cerca de 61,5% dos gêneros ocorrem em ao menos 5 dos 10 riachos amostrados, enquanto foi encontrado um único indivíduo de cada um dos gêneros *Marilia* (Müller, 1880) e *Mortoniella* (Ulmer, 1906) (Tabela 3).

Tabela 3 - Abundância de gêneros nas comunidades de insetos EPT em 10 riachos do Parque Nacional de São Joaquim, Santa Catarina, Brasil.

Gêneros	Abundância
EPHEMEROPTERA	
Baetidae	
<i>Americabaetis</i> Kluge, 1992	106
<i>Baetodes</i> Needham & Murphy, 1924	21
<i>Camelobaetidius</i> Demoulin, 1966	2
<i>Cloeodes</i> Traver, 1938	254
<i>Paracloeodes</i> Day, 1955	65
Caenidae	
<i>Caenis</i> Stephens, 1835	17
Euthyplociidae	
<i>Campylocia</i> Needham & Murphy, 1924	23
Leptophlebiidae	
<i>Askola</i> Peters, 1969	12
<i>Massartella</i> Lestage, 1930	123
<i>Thraulodes</i> Ulmer, 1920	25
PLECOPTERA	
Gryopterygidae	
<i>Griopteryx</i> Pictet, 1841	5
Perlidae	
<i>Anacroneuria</i> Klapálek, 1909	41
<i>Kempnyia</i> Klapálek, 1914	33
TRICHOPTERA	
Camaloceratidae	
<i>Phylloicus</i> Müller, 1880	54
Glossosomatidae	
<i>Mortoniella</i> Ulmer, 1906	1
Helicopsychidae	
<i>Helicopsyche</i> Müller, 1885	6
Hydrobiosidae	
<i>Atopsyche</i> Ross, 1953	3
Hydropsychidae	
<i>Leptonema</i> Guérin-Méneville, 1843	3
<i>Smicridea</i> McLachlan, 1871	21
Leptoceridae	
<i>Grumichella</i> Müller, 1879	30
<i>Nectopsyche</i> Müller, 1879	10
<i>Triplectides</i> Kolenati, 1859	255
Odontoceridae	
<i>Marilia</i> Müller, 1880	1
Polycentropodidae	
<i>Polycentropus</i> Curtis, 1835	3
<i>Polypsectropus</i> Ulmer, 1905	24
Sericostomatidae	
<i>Grumicha</i> Müller, 1879	108

Fonte: elaborado pelo autor.

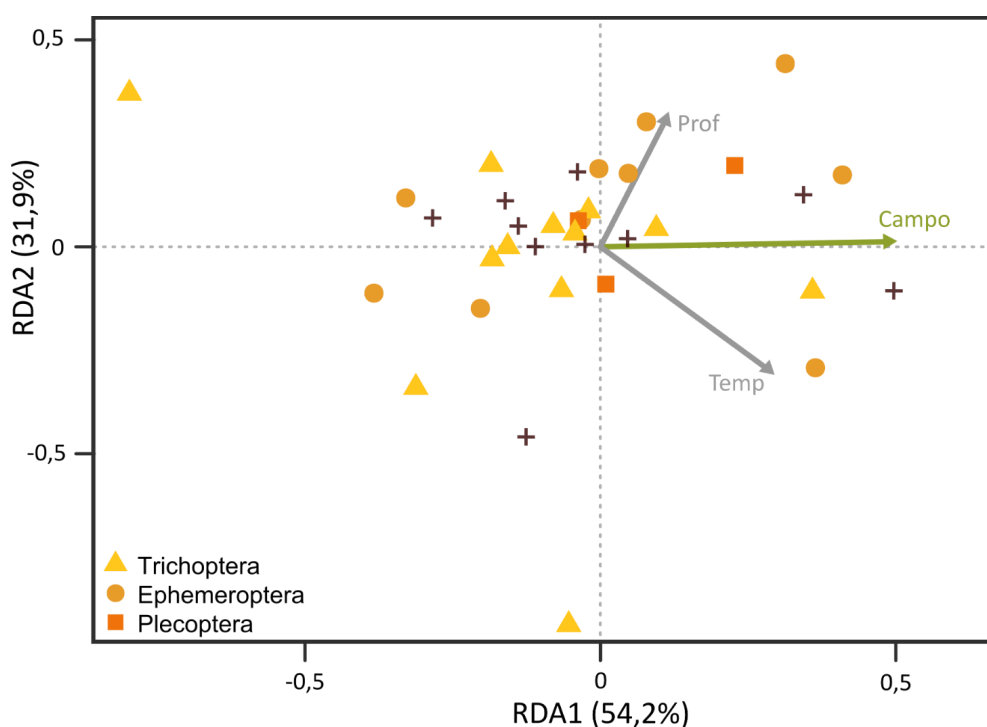
4.2.1 Composição taxonômica

A RDA revelou que a escala espacial melhor relacionada às variáveis preditoras foi a escala de drenagem, com efeito global significativo ($F = 1,59$; $P = 0,032$) e explicou 44% da variação da composição da comunidade de insetos EPT, seguida da escala ripária ($F = 1,37$; $P = 0,098$) e local ($F = 1,03$; $P = 0,457$), que explicaram 40% e 34%, respectivamente. Na escala de drenagem, os primeiros eixos explicaram 86,1% da variabilidade, e a cobertura de campo teve efeito significativo ($F = 2,56$; $P = 0,006$) sobre a composição taxonômica da comunidade de insetos EPT (Figura 4; APÊNDICE C).

Figura 4 - Análise de Redundância evidenciando a influência da cobertura de campo sobre a composição da comunidade EPT nos riachos, avaliada em escala espacial de drenagem. Prof

= Profundidade. Temp = Temperatura. As cruzes indicam os

10 pontos amostrais.



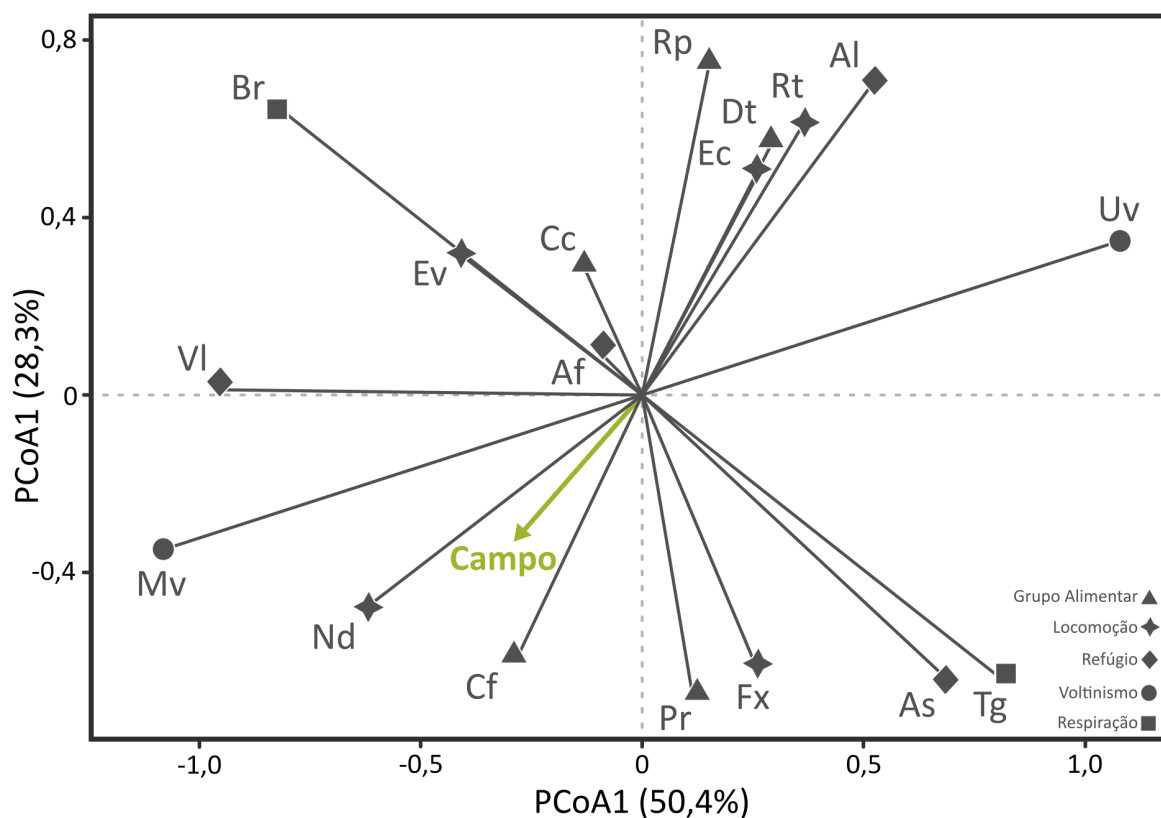
Fonte: elaborado pelo autor.

4.2.2 Composição funcional

A ordenação da PCoA, baseada na matriz de distâncias funcionais (Gower), mostrou separação entre as comunidades segundo os traços funcionais. Os dois primeiros eixos explicaram conjuntamente 78,7% da variação total da composição funcional, sendo o primeiro

eixo responsável por 50,4% e o segundo eixo por 28,3% (Figura 5). O primeiro eixo representou o principal gradiente funcional, refletindo variações associadas principalmente ao refúgio e ao voltinismo, com a distinção entre táxons de vida livre ou vinculados ao substrato e aqueles multivoltinos. Em contrapartida, o segundo eixo destacou diferenças quanto ao grupo alimentar e à locomoção, separando gêneros com hábitos de predação e de locomoção ativa daqueles com estratégias mais natatorias.

Figura 5 – Análise de Coordenadas Principais evidenciando a influência da cobertura de campo e de floresta sobre os traços funcionais, avaliada em escala espacial de drenagem. Af = Abrigo foliar. Al = Abrigo de areia e lenho. As = Abrigo de seda. Br = Branquial. Cc = Coletor-catador. Cf = Coletor-filtrador. Dt = Detritívoro. Ec = Escalador. Ev = Escavador. Fx = Fixador. Mv = Multivoltino. Nd = Nadador. Pr = Predador. Rp = Raspador. Rt = Rastejador. Tg = Tegumentar. Uv = Univoltino. Vl = Vida livre.



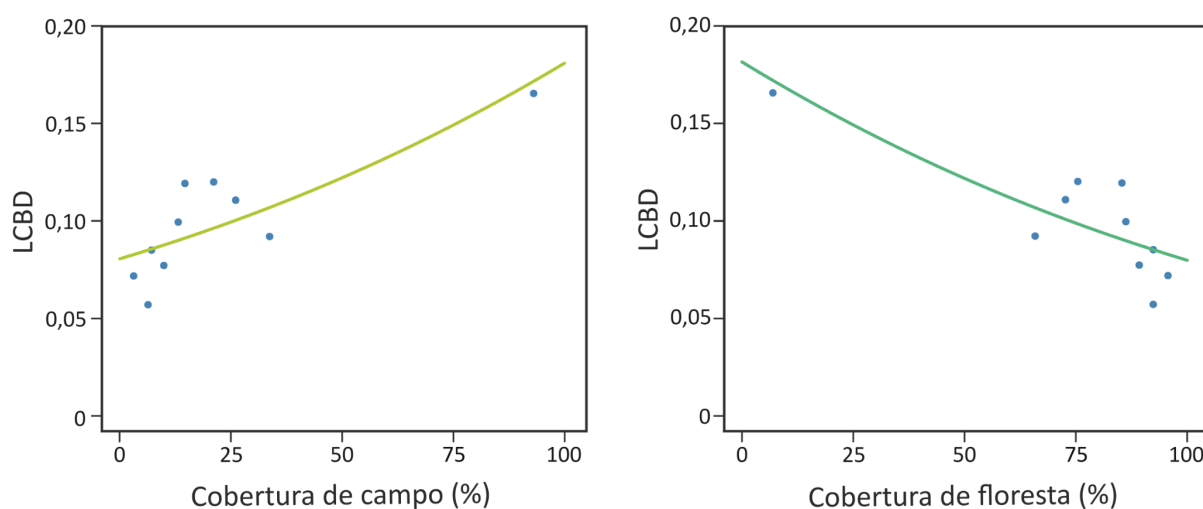
Fonte: elaborado pelo autor.

4.2.3 Diversidade beta de insetos aquáticos

A relação entre a cobertura de campo e a singularidade na composição taxonômica das comunidades de insetos EPT variou entre as diferentes escalas espaciais. A escala de

efeito com maior valor de pseudo- R^2 foi a escala ripária (pseudo- $R^2 = 0,59$; $P < 0,001$), seguida pelas escalas de drenagem (pseudo- $R^2 = 0,34$; $P = 0,004$) e local (pseudo- $R^2 = 0,23$; $P = 0,064$). De forma consistente, riachos inseridos em paisagens dominadas por campo apresentaram valores mais elevados de LCBd, indicando comunidades mais singulares em comparação às florestas, nas quais os valores de LCBd foram menores (Figura 6).

Figura 6 - Relação entre as coberturas de campo e floresta e a singularidade na composição taxonômica das comunidades de insetos EPT.



Fonte: elaborado pelo autor.

A decomposição da diversidade beta total revelou que a substituição de gêneros (*turnover*) foi o principal componente da variação composicional entre os riachos, com valor de 0,695, enquanto o aninhamento (*nestedness*) apresentou contribuição menor de 0,108. A diversidade beta total foi de 0,804, indicando que a diferenciação entre as comunidades foi predominantemente impulsionada pela troca de gêneros entre os pontos amostrais, e não por um arranjo de subconjunto de gêneros. Esses resultados sugerem que a variação composicional observada está fortemente associada ao *turnover*.

5 DISCUSSÃO

Muitos estudos recentes têm revelado que a paisagem no entorno dos ambientes aquáticos influencia a composição taxonômica e funcional das comunidades aquáticas, com impactos sobre os serviços ecossistêmicos (Miserendino & Masi, 2010; Moi *et al.*, 2023; Moi *et al.*, 2025). Apesar desse conhecimento da literatura, não há dados que mostrem como a dinâmica da paisagem no mosaico de campo-floresta molda as comunidades aquáticas. Para

preencher essa lacuna de conhecimento, esse estudo amostrou a comunidade de insetos EPT em riachos com diferentes proporções de floresta e de campo. Os resultados mostraram que a paisagem no entorno afetou a diversidade beta, correlacionando-se ainda com parâmetros físicos e químicos da água, sugerindo possíveis mecanismos de efeito da paisagem. Enquanto os campos contribuíram positivamente para a singularidade das comunidades, especialmente em escala ripária, a cobertura de floresta resultou em comunidades moderadamente menos singulares, e riachos com maior cobertura de floresta apresentaram menor contribuição para a diversidade beta. Uma explicação para a maior singularidade de riachos em paisagens de campo é que a vegetação de menor porte típica dos campos permite alta incidência solar na água e, conseqüentemente, aumentando a temperatura da água, atenuando limitações térmicas e favorecendo condições essenciais para o desenvolvimento de determinados táxons (Bowler *et al.*, 2012; Cross *et al.*, 2013; Dugdale *et al.*, 2018).

Os resultados reforçam que a composição das comunidades de EPT é fortemente influenciada pela paisagem. Riachos localizados em áreas de campo e de floresta foram ordenados de maneira distinta ao longo dos eixos principais, indicando a possível atuação de filtros ambientais distintos. Gêneros que apresentaram maior relação com os campos possivelmente refletem adaptações a ecossistemas abertos de maior incidência solar e temperatura, além de menores concentrações de matéria orgânica (Bispo *et al.*, 2006; Menna-Barreto *et al.*, 2024). Por exemplo, *Cloeodes* e *Grumichella* são gêneros que não dependem de detritos ricos em matéria orgânica para refúgio, de modo que *Cloeodes* é de vida livre e *Grumichella* constrói seus abrigos de seda, e também apresentam afinidade com o traço do tipo coletor, o que permite que ambos os gêneros tolerem ambientes com menores quantidades de matéria orgânica. Em contrapartida, nos riachos localizados em paisagens predominadas por florestas, a abundância de determinados táxons evidencia a importância do aporte de matéria orgânica na manutenção de habitats (Siegloch *et al.*, 2016), uma vez que alguns desses gêneros são especialistas quanto à alimentação detritívora e utilizam de detritos folhares e lenhosos para refúgio, como é o caso de *Phylloicus* e *Triplectides*.

O tipo de cobertura vegetal no entorno dos riachos influenciou a composição funcional das comunidades de EPT, refletindo adaptações específicas às condições ambientais determinadas pela paisagem. Em riachos inseridos em paisagens dominadas por campos, destacou-se o traço funcional coletor-filtrador como o grupo alimentar predominante. Esse resultado está possivelmente associado à maior disponibilidade de matéria orgânica particulada fina em riachos inseridos em campos, decorrente da menor entrada de matéria orgânica grossa de origem alóctone e da maior contribuição autóctone nesses ecossistemas

abertos. Embora a importância do detrito como subsídio trófico em riachos florestados seja amplamente reconhecida (Fisher & Likens, 1973; Wallace *et al.*, 2015), estudos recentes também destacam que riachos com abertura do dossel, apesar de apresentarem menores aportes de detrito, mantêm disponibilidade de matéria orgânica fina, proveniente principalmente de fontes autóctones e de processos de decomposição de microrganismos (Menninger & Palmer, 2007; Dekar *et al.*, 2012). Essa predominância de matéria orgânica particulada fina pode favorecer táxons com traços funcionais, como os coletores-filtradores, que exploram partículas finas suspensas, diferenciando-se de paisagens dominadas por florestas, onde predominam organismos detritívoros associados a substratos de matéria grossa, como substratos folhosos e lenhosos.

Observou-se também uma relação entre riachos em paisagens mais dominadas por campo e táxons com múltiplos ciclos de vida por ano, como *Americabaetis*, *Cloeodes* e *Kempnyia*. Considerando que campo e temperatura apresentaram correlação positiva, esse padrão é coerente com estudos que apontam uma associação entre maiores temperaturas e táxons de ciclo de vida curto (Shah *et al.* 2021; Arpellino *et al.* 2022). Além disso, a relação entre a estratégia de vida livre e riachos com maior cobertura de campo em seu entorno provavelmente se deve à menor deposição de detritos no substrato desses riachos. Assim, riachos com maior cobertura de campo em seu entorno podem limitar a ocorrência de certos gêneros que dependem de maior disponibilidade de matéria orgânica para a construção de refúgios. Por outro lado, o traço referente à construção de abrigo foliar não apresentou uma clara distinção entre campo e floresta, possivelmente porque, embora os riachos em paisagens de campo apresentem menor aporte de matéria orgânica alóctone, a vegetação arbustiva e herbácea desses ambientes ainda fornece material foliar suficiente para permitir a ocorrência de táxons associados a esse traço.

O efeito da paisagem sobre a diversidade beta foi mais evidente em escala ripária, indicando que as condições ambientais impostas pela cobertura da terra mais próxima aos riachos exercem forte influência sobre as comunidades. Embora em uma escala maior, de drenagem, a variação explicada tenha sido menor, os riachos inseridos em paisagens de campo ainda assim apresentaram maior singularidade, com valores mais altos de LCBd, o que evidencia o papel de ecossistemas abertos como ambientes que favorecem comunidades distintas. Nos campos, a maior exposição à radiação solar, as amplas variações de temperatura e a vegetação característica, com potencial de aporte alóctone, podem gerar condições ambientais mais variáveis e seletivas entre riachos. (Heino *et al.* 2013, Dugdale *et al.* 2018). Essa singularidade, portanto, pode decorrer da própria dinâmica natural dos campos, capaz de

ampliar a diversidade de nichos disponíveis e sustentar táxons adaptados a condições mais variadas, quando comparadas às condições proporcionadas pela cobertura de floresta.

As evidências obtidas a partir dos resultados corroboram que a dinâmica da paisagem em escala de drenagem contribui significativamente para a composição das comunidades de EPT. Contudo, esse efeito é compartilhado com as condições de cobertura da terra na escala ripária, no entorno imediato do riacho, o que evidencia um efeito espacial multiescala na comunidade aquática (Jackson & Fahrig, 2015). Enquanto a escala ripária possivelmente atua como um filtro primário, modulando as condições microambientais, como sombreamento e aporte de detritos, a escala de drenagem pode influenciar processos mais amplos, como a conectividade hidrológica e o pool regional de espécies, podendo impactar a dispersão entre comunidades. Esses achados sugerem que a composição e a singularidade das comunidades dependem não apenas da integridade ambiental local, mas também de contribuições do contexto regional (Leibold *et al.*, 2004; Henriques-Silva *et al.*, 2013; Siegloch *et al.*, 2018). Desta forma, as ações de conservação e manejo da paisagem para as comunidades aquáticas devem ser priorizadas e implementadas em delineamentos espaciais mais amplos, como a área de drenagem, para orientar efetivamente as decisões e promover a preservação da biodiversidade (Abell *et al.*, 2007). É crucial que as estratégias de manejo abordem tanto os moduladores de comunidades em área ripária, como, por exemplo, as faixas de vegetação ciliar, quanto os de maior escala da área de drenagem, como, por exemplo, a fragmentação da paisagem e a conectividade, reconhecendo a característica hierárquica dos fatores que moldam as comunidades de insetos aquáticos.

As coberturas de campo e de floresta exercem influências complementares sobre a composição das comunidades de insetos aquáticos EPT, sendo essenciais para a manutenção dessas comunidades. Os campos podem mitigar as limitações térmicas em riachos de regiões naturalmente de baixas temperaturas, enquanto as florestas fornecem sombreamento e aporte de matéria orgânica (Siegloch *et al.*, 2016; Dugdale *et al.*, 2018), selecionando, assim, gêneros que apresentam traços funcionais adaptados às determinadas condições impostas pela paisagem. A combinação desses efeitos em múltiplas escalas espaciais possibilita heterogeneidade ambiental (Jackson & Fahrig, 2015), o que pode favorecer a persistência de táxons mais raros e especializados. Esses achados destacam a importância de conservar um mosaico de tipos de cobertura da terra para manter a integridade ecológica e a diversidade beta em sistemas aquáticos, considerando as escalas ripárias e de drenagem, garantindo a resiliência a longo prazo das comunidades de insetos aquáticos. Os campos demandam medidas de conservação eficazes, pois, além de serem comumente negligenciados pelas

políticas de conservação e de sofrerem com diferentes ameaças, como espécies exóticas invasoras e mudanças climáticas (Zalba & Villamil, 2002; Assis & de Mattos, 2016), esses ecossistemas são importantes para a diversidade e a complementaridade funcional das comunidades.

6 CONCLUSÃO

De modo geral, a hipótese de que escalas espaciais mais amplas e a paisagem, composta por mosaicos de campo-floresta, estão relacionadas à composição da comunidade de EPT foi corroborada. Identificamos que a comunidade de EPT é moldada pela paisagem, o que se reflete em filtros ambientais na ocorrência de gêneros. Enfatizamos que se devem considerar os ambientes de campo como sistemas não homogêneos capazes de contribuir para a composição de comunidades EPT. Além disso, reconhecer e compreender as multiescalas espaciais é fundamental para uma melhor interpretação das relações ecológicas, o que permite desenvolver estratégias mais eficazes para a conservação da biodiversidade.

REFERÊNCIAS

- ABELL, Robin; ALLAN, J. David; LEHNER, Bernhard. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. **Biological Conservation**, v. 134, n. 1, p. 48–63, 2007. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.08.017.
- ALLAN, J. David. Landscapes and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 257–284, 2004. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122.
- ARPELLINO, Juan P. Z.; RODRÍGUEZ, Ludmila N. S. R.; MONTALTO, Luciana; SIRI, Augusto; DONATO, Mariano. Diversity, phenology and voltinism of Chironomidae (Diptera): Neotropical streams as a study model. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 94, n. 4, p. e20200314, 2022. DOI: 10.1590/0001-376520220200314.
- ASSIS, Mayara V.; MATTOS, Eduardo Arcoverde de. Vulnerability of Brazilian high-altitude grasslands to climate change. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 2, p. 24-36, 2016. DOI: 10.4257/oeco.2016.2002.03.
- BEHLING, Hermann. Investigations into the Late Pleistocene and Holocene history of vegetation and climate in Santa Catarina (S Brazil). **Vegetation History and Archaeobotany**, v. 4, p. 127–152, 1995. DOI: 10.1007/BF00203932.
- BEHLING, Hermann. Late Quaternary vegetational and climatic changes in Brazil. **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 99, n. 2, p. 143–156, 1998. DOI: 10.1016/S0034-6667(97)00044-4.
- BISPO, Pitágoras C.; OLIVEIRA, Leandro G.; BINI, Luis M.; SOUSA, K. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2, p. 611–622, 2006. DOI: 10.1590/S1519-69842006000400005.
- BOWLER, Diana E.; MANT, Rebecca; ORR, Harriet; HANNAH, David M.; PULLIN, Andrew S. What are the effects of wooded riparian zones on stream temperature? **Environmental Evidence**, v. 1, n. 3, 2012. DOI: 10.1186/2047-2382-1-3.
- CASTRO, Diego M. P.; DOLÉDEC, Sylvain; CALLISTO, Marcos. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. **Ecological Indicators**, v. 84, p. 573–582, 2018. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.09.030.
- CHEVENET, François; DOLÉDEC, Sylvain; CHESSEL, Daniel. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. **Freshwater Biology**, v. 31, n. 3, p. 295-309, 1994. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x.
- CIUPA, Tadeusz; SULIGOWSKI, Roman. Land use in catchments of small streams and a hydrological urban heat island – a case study in Kielce city (Poland). **Urban Water Journal**, v. 21, p. 473–482, 2024. DOI: 10.1080/1573062X.2024.2312504.

- CORKUM, Lynda D. Spatial-temporal patterns of recolonizing adult mayflies in Lake Erie after a major disturbance. **Journal of Great Lakes Research**, v. 36, p. 338–344, 2010. DOI: 10.1016/j.jglr.2010.01.006.
- CROSS, Benjamin K.; BOZEK, Michael A.; MITRO, Matthew G. Influences of Riparian Vegetation on Trout Stream Temperatures in Central Wisconsin. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 33, n. 4, p. 682–692, 2013. DOI: 10.1080/02755947.2013.785989.
- DANGLES, Olivier; CASAS, Jérôme. Ecosystem services provided by insects for achieving sustainable development goals. **Ecosystem Services**, v. 35, p. 109–115, 2019. DOI: 10.1016/j.ecoser.2018.12.002.
- DEKAR, Matthew P.; KING, Ryan S.; BACK, Jeffrey A.; WHIGHAM, Dennis F.; WALKER, Coowe M. Allochthonous inputs from grass-dominated wetlands support juvenile salmonids in headwater streams: evidence from stable isotopes of carbon, hydrogen, and nitrogen. **Freshwater Science**, v. 31, n. 2, p. 290–302, 2012. DOI: 10.1899/11-016.1.
- DORETTO, Alberto; PIANO, Elena; LARSON, Courtney E. The River Continuum Concept: lessons from the past and perspectives for the future. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 77, n. 11, p. 1853–1864, 2020. DOI: 10.1139/cjfas-2020-0039.
- DUGDALE, Stephen J.; MALCOLM, Iain A.; KANTOLA, Kaisa; HANNAH, David M. Stream temperature under contrasting riparian forest cover: understanding thermal dynamics and heat exchange processes. **Science of the Total Environment**, v. 610-611, p. 1375–1389, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.198.
- FIRMIANO, Kele R.; LIGEIRO, Raphael; MACEDO, Diego R.; JUEN, Leandro; HUGHES, Robert M.; CALLISTO, Marcos. Mayfly bioindicator thresholds for several anthropogenic disturbances in neotropical savanna streams. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 276–284, 2017. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.11.033.
- FISHER, Stuart G.; LIKENS, Gene E. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. **Ecological Monographs**, v. 43, n. 4, p. 421–439, 1973. DOI: 10.2307/1942301.
- GONÇALVES, José F.; MARTINS, Renato T.; OTTONI, Bianca B.; COUCEIRO, Sheyla. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: HAMADA, Neusa; NESSIMIAN, Jorge L.; QUERINO, Ranyse B. (orgs.). **Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014. p. 89–117. ISBN 978-85-211-0123-9.
- GOWER, John C. A general coefficient of similarity and some of its properties. **Biometrics**, v. 27, n. 4, p. 857–871, 1971. DOI: 10.2307/2528823.
- GRAÇA, Manuel Alexandre; PINTO, Paulo; CORTES, Rui; COIMBRA, Nuno; OLIVEIRA, Simone; MORAIS, Manuela; CARVALHO, Maria J.; MALO, Jorge. Factors affecting macroinvertebrate richness and diversity in Portuguese streams: a two-scale analysis. **International Review of Hydrobiology**, 2004. DOI: 10.1002/iroh.200310705.
- HAMADA, Neusa; NESSIMIAN, Jorge Luiz; QUERINO, Ranyse Barbosa. **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: Taxonomia, Biologia e Ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014. ISBN: 978-85-211-0123-9.

HAMADA, Neusa; THORP, James H.; ROGERS, D. Christopher (ed.). **Keys to Neotropical Hexapoda**. 4. ed. London: Academic Press, 2018. ISBN: 978-0-12-804264-9.

HEINO, Jani; GRÖNROOS, Mira; ILMONEN, Jukka; KARHU, Tuomas; NIVA, Markku; PAASIVIRTA, Lauri. Environmental heterogeneity and β -diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. **Freshwater Science**, v. 32, n. 1, p. 142-154, 2013. DOI: 10.1899/12-083.1.

HENRIQUES-SILVA, Renato; LINDO, Zoë; PERES-NETO, Pedro R. A community of metacommunities: exploring patterns in species distributions across large geographical areas. **Ecology**, v. 94, n. 3, p. 627-639, 2013. DOI: 10.1890/12-0683.1.

HUANG, Jieying; GERGEL, Sarah E. Effectiveness of landscape indicators for explaining the variability of benthic macroinvertebrates in urban streams. **Journal of Environmental Management**, v. 342, p. 118–130, 2023. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.118130.

JACKSON, Heather B.; FAHRIG, Lenore. Are ecologists conducting research at the optimal scale? **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 1, p. 52-63, 2015. DOI: 10.1111/geb.12233.

KLEIN, Roberto M. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. **Sellowia**, v. 36, p. 5–54, 1984.

KNIGHTON, James; DAPKEY, Tanya; CRUZ, Jason. Random walk modeling of adult *Leuctra ferruginea* (stonefly) dispersal. **Ecological Informatics**, v. 19, p. 1–9, 2014. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2013.11.001.

LEAL, Cecilia G.; POMPEU, Paulo S.; GARDNER, Toby A.; LEITÃO, Rafael P.; HUGHES, Robert M.; KAUFMANN, Philip R.; ZUANON, Jansen; PAULA, Felipe R. de; FERRAZ, Silvio F. B.; THOMSON, James R.; NALLY, Ralph Mac; FERREIRA, Joice; BARLOW, Jos. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 8, p. 1725–1745, 2016. DOI: 10.1007/s10980-016-0358-x.

LEGENDRE, Pierre; LEGENDRE, Louis. **Numerical Ecology**. 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2012. ISBN: 978-0-444-53869-7.

LEGENDRE, Pierre; DE CÁCERES, Miquel. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. **Ecology Letters**, v. 16, n. 8, p. 951–963, 2013. DOI: 10.1111/ele.12141.

LEIBOLD, Mathew A.; HOLYOAK, Marcel; MOUQUET, Nicolas; AMARASEKARE, Priyanga; CHASE, Jonathan M.; HOO-PES, Marta F.; HOLT, Robert D.; SHURIN, Jonathan B.; LAW, Richard; TILMAN, David; LOREAU, Michel; GONZALEZ, Andrew. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, n. 7, p. 601–613, 2004. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x.

MA, Kai; ZHANG, Haiping; ZHANG, Min; QU, Xiaodong; WU, Naicheng. Impact of land use on macroinvertebrates from a multiscale perspective: enhancing structural equation models with inverse distance-weighted metrics. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 11, 2023. DOI: 10.3389/fevo.2023.1292721.

MACADAM, Craig R.; STOCKAN, Jenni A. More than just fish food: ecosystem services provided by freshwater insects. **Ecological Entomology**, v. 40, n. S1, p. 113–123, 2015. DOI: 10.1111/een.12245.

MARQUES, Nubia C.; JANKOWSKI, Kathi J.; MACEDO, Marcia N.; JUEN, Leandro; LUIZA-ANDRADE, Ana L.; DEEGAN, Linda A. Riparian forests buffer the negative effects of cropland on macroinvertebrate diversity in lowland Amazonian streams. **Hydrobiologia**, 2021. DOI: 10.1007/s10750-021-04604-y.

MENNA-BARRETO, Tainara R.; SIEGLOCH, Ana E.; SANTOS, Sandro; DOS SANTOS, Tiago G.; VELLOSO, Marcos A. P.; SPIES, Marcia. R. Aquatic insects in subtropical streams: the role of different grassland ecosystems and local environmental descriptors. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 96, n. 4, p. e20230918, 2024. DOI: 10.1590/0001-3765202420230918.

MENNINGER, Holly L.; PALMER, Margaret A. Herbs and grasses as an allochthonous resource in open-canopy headwater streams. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 9, p. 1689–1699, 2007. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01797.x.

MISERENDINO, Maria L.; MASI, Carolina I. The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 311-319, 2010. DOI: 10.1016/j.ecolind.2009.06.008.

MOI, Dieison A.; BARRIOS, Margenny; TESITORE, Giancarlo; BURWOOD, Maite; ROMERO, Gustavo Q.; MORMUL, Roger P.; KRATINA, Pavel; JUEN, Leandro; MICHELAN, Thaísa S.; MONTAG, Luciano F. A.; CRUZ, Gabriel M.; GARCÍA-GIRÓN, Jorge; HEINO, Jani; HUGHES, Robert M.; FIGUEIREDO, Bruno R. S.; MELLO, Franco T. Human land-uses homogenize stream assemblages and reduce animal biomass production. **Journal of Animal Ecology**, v. 92, n. 6, p. 1176-1189, 2023. DOI: 10.1111/1365-2656.13924.

MOI, Dieison A.; SAITO, Victor S.; QUIRINO, Bárbara A.; ALVES, Diego C.; AGOSTINHO, Angelo A.; SCHMITZ, Marcelo H.; BONECKER, Claudia C.; BARRIOS, Margenny; KRATINA, Pavel; PERKINS, Daniel M.; MELLO, Franco T.; FIGUEIREDO, Bruno R. S.; MORMUL, Roger P.; OKADA, Edson K.; ROMERO, Gustavo Q. Human land use and non-native fish species erode ecosystem services by changing community size structure. **Nature Ecology & Evolution**, v. 9, n. 5, p. 801-809, 2025. DOI: 10.1038/s41559-025-02696-6.

MYERS, Norman; MITTERMEIER, Russell A.; MITTERMEIER, Cristina G.; FONSECA, Gustavo A. B.; KENT, Jennifer. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000. DOI: 10.1038/35002501.

OMENA, Michel Tadeu R. N.; BACCA, Lauro E. (Org.). **O Parque das Memórias Infinitas**. 1. ed. Urubici: 5 Continentes, 2021. v. 1. 108 p. ISBN 978-65-87927-09-1.

POFF, N. LeRoy. Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 2, p. 391–409, 1997. DOI: 10.2307/1468026.

POFF, N. LeRoy; OLDEN, Julian D.; VIEIRA, Nicole K.; FINN, Debra S.; SIMMONS, Mark P.; KONDRATIEFF, Boris C. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 4, p. 730–755, 2006. DOI: 10.1899/0887-3593(2006)0250730:FTNONA0730:FTNONA0730:FTNONA2.0.CO;2

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation Project, 2025.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2025.

SANTOS, Natália B. B.; CRUZ, Gabriel M.; MONTELES, Josinete S.; DE FARIA, Ana P. J.; FIRMINO, Viviane C.; SHIMANO, Yulie; FERREIRA, Victor R. S.; LUIZA-ANDRADE, Ana; SALLES, Frederico F.; CASTRO, Diego M. P.; QUINTEIRO, Fábio B.; LIMA, Lucas R. C.; DIAS, Lucimar G.; PES, Ana M. O.; HAMADA, Neusa; JUEN, Leandro. Database of immature stage traits of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) genera for the Amazon. **Aquatic Sciences**, v. 86, n. 2, p. 35, 2024. DOI: 10.1007/s00027-024-01051-4.

SANTOS, Juliana Silveira dos; HASUI, Erica; TERESA, Fabrício Barreto; NABOUT, João Carlos; MACHADO, Karine Borges; MARTELLO, Felipe; VIEIRA, Ludgero Cardoso Galli; COLLEVATTI, Rosane Garcia. Landscape structure coupled to instream features shape freshwater biodiversity in Cerrado agricultural landscapes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 23, n. 2, p. 61–69, 2025. DOI: 10.1016/j.pecon.2025.03.002.

SCHNEIDER, Caroline A.; RASBAND, Wayne S.; ELICEIRI, Kevin W. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. **Nature Methods**, v. 9, n. 7, p. 671–675, 2012. DOI: 10.1038/nmeth.2089.

SIEGLOCH, Ana E.; SCHMITT, Rafael; SPIES, Marcia; PETRUCIO, Mauricio; HERNÁNDEZ, Malva I. M. Effects of small changes in riparian forest complexity on aquatic insect bioindicators in Brazilian subtropical streams. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, p. 519–527, 2016. DOI: 10.1071/MF15162.

SIEGLOCH, Ana E.; SILVA, Áurea L. L.; SILVA, Pedro G.a; HERNÁNDEZ, Malva I. M. Local and regional effects structuring aquatic insect assemblages at multiple spatial scales in a Mainland-Island region of the Atlantic Forest. **Hydrobiologia**, v. 805, p. 61–73, 2018. DOI: 10.1007/s10750-017-3277-1.

SHAH, Alisha A.; WOODS, H. Arthur; HAVIRD, Justin C.; ENCALADA, Andrea C.; FLECKER, Alexander S.; FUNK, W. Chris; GUAYASAMÍN, Juan M.; KONDRATIEFF, Boris C.; POFF, N. LeRoy; THOMAS, Steven A.; ZAMUDIO, Kelly R.; GHALAMBOR, Cameron K. Temperature dependence of metabolic rate in tropical and temperate aquatic insects: support for the Climate Variability Hypothesis in mayflies but not stoneflies. **Global Change Biology**, v. 27, n. 2, p. 297–311, 2021. DOI: 10.1111/gcb.15400.

SHI, Peng; ZHANG, Yan; LI, Zhanbin; LI, Peng; XU, Guoce. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. **Catena**, v. 151, p. 182–190, 2017. DOI: 10.1016/j.catena.2016.12.017.

SHIMANO, Yulie; CARDOSO, Mylena; JUAN, Leandro. Ecological studies of mayflies (Insecta, Ephemeroptera): Can sampling effort be reduced without losing essential taxonomic and ecological information? **Acta Amazonica**, v. 48, n. 2, p. 137–145, 2018. DOI: 10.1590/1809-4392201700583.

SOUZA, Francine Novais; MARIANO, Rodolfo; MOREIRA, Tássio; CAMPIOLO, Sofia. Influence of the landscape in different scales on the EPT community (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in an Atlantic Forest region. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 6, p. 391, 2020. DOI: 10.1007/s10661-020-08318-x.

SUHAILA, Abdul Hamid; CHE SALMAH, Md Rawi; AL-SHAMI, Salman Abdo. Temporal distribution of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) adults at a tropical forest stream: response to seasonal variations. **The Environmentalist**, v. 32, n. 1, p. 28–34, 2012. DOI: 10.1007/s10669-011-9362-5.

TOMANOVA, Sylvie; USSEGLIO-POLATERA, Philippe. Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 170, n. 3, p. 243–255, 2007. DOI: 10.1127/1863-9135/2007/0170-0243.

TOMANOVA, Sylvie; MOYA, Nabor; OBERDORFF, Thierry. Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. **River Research and Applications**, v. 24, n. 9, p. 1230–1239, 2008. DOI: 10.1002/rra.1148.

TONIN, Alan Mosele; HEPP, Luiz Ubiratan; GONÇALVES, José Francisco. Spatial Variability of Plant Litter Decomposition in Stream Networks: from Litter Bags to Watersheds. **Ecosystems**, v. 21, n. 3, p. 567–581, 2018. DOI: 10.1007/s10021-017-0169-1.

VANNOTE, Robin L.; MINSHALL, G. Wayne.; CUMMINS, Kenneth W.; SEDELL, James R.; CUSHING, Colbert E. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 1, p. 130–137, 1980. DOI: 10.1139/f80-017.

VERBERK, Wilco C. E. P.; BILTON, David T. Respiratory control in aquatic insects dictates their vulnerability to global warming. **Biology Letters**, v. 9, n. 5, p. 20130473, 2013. DOI: 10.1098/rsbl.2013.0473.

WALLACE, J. Bruce; EGGERT, Susan L.; MEYER, Judy L.; WEBSTER, Jackson R. Stream invertebrate productivity linked to forest subsidies: 37 stream-years of reference and experimental data. **Ecology**, v. 98, n. 5, p. 1771–1782, 2015. DOI: 10.1890/14-1589.1.

ZALBA, Susana M.; VILLAMIL, Cecilia B. Woody plant invasion in relictual grasslands. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 4, p. 55–72, 2002. DOI: 10.1023/A:1020532609792.

APÊNDICE A – COORDENADAS DE PONTOS AMOSTRADOS

Ponto amostral	Latitude	Longitude
1	-28.111670	-49.516367
2	-28.112134	-49.525969
3	-28.191668	-49.578824
4	-28.163890	-49.595865
5	-28.168601	-49.602827
6	-28.147709	-49.615849
7	-28.146402	-49.619247
8	-28.124837	-49.615497
9	-28.111665	-49.610965
10	-28.144259	-49.635131

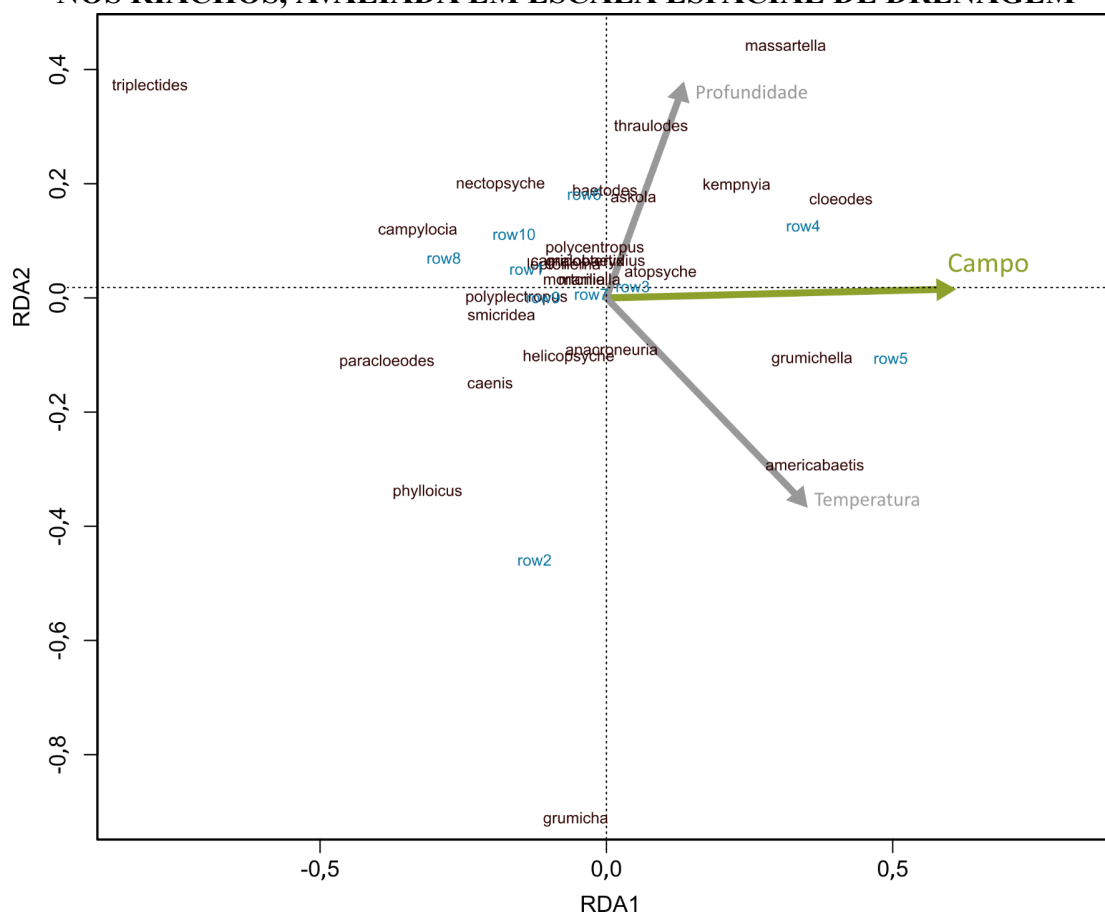
Fonte: elaborado pelo autor.

**APÊNDICE B – VALORES DE CODIFICAÇÃO FUZZY PARA CADA GÊNERO EPT EM RIACHOS DO PARQUE NACIONAL DE
SÃO JOAQUIM, SANTA CATARINA, BRASIL**

Gênero	Ev	Ec	Rt	Fx	Nd	Cc	Dt	Rp	Cf	Pr	Tg	Br	VI	As	Al	Af	Uv	Mv
<i>Americabaetis</i>	0.00	0.00	0.29	0.29	0.43	0.40	0.00	0.00	0.60	0.00	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Anacroneuria</i>	0.00	0.00	0.50	0.33	0.17	0.20	0.20	0.00	0.00	0.60	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Askola</i>	0.24	0.00	0.38	0.08	0.30	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Atopsyche</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Baetodes</i>	0.00	0.00	0.00	0.40	0.60	0.50	0.00	0.50	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Caenis</i>	0.29	0.00	0.43	0.29	0.00	0.60	0.00	0.40	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Camelobaetidium</i>	0.13	0.00	0.25	0.25	0.38	0.50	0.00	0.00	0.50	0.00	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Campylocia</i>	0.43	0.00	0.29	0.29	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.22	0.78
<i>Cloeodes</i>	0.00	0.00	0.43	0.29	0.29	0.40	0.00	0.00	0.60	0.00	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Gripopteryx</i>	0.50	0.00	0.50	0.00	0.00	0.00	0.50	0.50	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00
<i>Grumicha</i>	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00
<i>Grumichella</i>	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.40	0.20	0.40	0.00	0.00	0.75	0.25	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00
<i>Helicopsyche</i>	0.00	0.00	0.50	0.50	0.00	0.60	0.00	0.40	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Kempnyia</i>	0.00	0.00	0.50	0.33	0.17	0.20	0.20	0.00	0.00	0.60	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Leptonema</i>	0.00	0.00	0.33	0.50	0.17	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Marilia</i>	0.00	0.50	0.50	0.00	0.00	0.38	0.13	0.38	0.00	0.13	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00
<i>Massartella</i>	0.00	0.00	0.75	0.00	0.25	0.33	0.17	0.33	0.17	0.00	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.50
<i>Mortoniella</i>	0.00	0.00	0.50	0.50	0.00	0.50	0.00	0.50	0.00	0.00	0.60	0.40	0.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00
<i>Nectopsyche</i>	0.00	0.17	0.50	0.33	0.00	0.29	0.43	0.29	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00
<i>Paracloeodes</i>	0.00	0.00	0.50	0.17	0.33	0.50	0.00	0.00	0.50	0.00	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Phylloicus</i>	0.00	0.00	0.75	0.25	0.00	0.25	0.75	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	1.00
<i>Polycentropus</i>	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.40	0.53	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00
<i>Polyplectropus</i>	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.40	0.53	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00
<i>Smicridea</i>	0.00	0.00	0.33	0.50	0.17	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Thraulodes</i>	0.33	0.00	0.22	0.33	0.11	0.43	0.00	0.43	0.14	0.00	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
<i>Triplectides</i>	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00

Fonte: elaborado pelo autor; dados conforme Tomanova e Usseglio-Polatera (2007), Tomanova *et al.* (2008) e Santos *et al.* (2024).

APÊNDICE C – ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA EVIDENCIANDO A INFLUÊNCIA DA COBERTURA DE CAMPO SOBRE A COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE EPT NOS RIACHOS, AVALIADA EM ESCALA ESPACIAL DE DRENAGEM



Fonte: elaborado pelo autor.