

Ecologia de riachos: delineando planos amostrais para compreensão dos efeitos de uso da terra sobre comunidades aquáticas

Isabel Cristina Bohn Vieira^{1*} , Vinícius Soares Correa da Costa¹ , Vivian de Mello Cionek¹ , Eduardo Augusto Werneck Ribeiro² , Joaquim Olinto Branco¹ 

1 Universidade do Vale do Itajaí (Univali). R. Uruguai, 458 - Centro, Itajaí - SC, 88302-901.

2 Instituto Federal Catarinense (IFC). R. das Missões, 100 - Ponta Aguda, Blumenau - SC, 89051-000.

*Autor para correspondência: isabelbohnieira@gmail.com

Recebido em 23 de novembro de 2022.

Aceito em 15 de dezembro de 2022.

Publicado em 29 de dezembro de 2022.

Resumo – Riachos são sistemas aquáticos lóticos que perfazem até 70% das redes de drenagem, mas são negligenciados e frequentemente desviados, poluídos e canalizados frente às necessidades de crescimento e ocupação da terra por atividades antrópicas. Por conseguinte, o objetivo da presente pesquisa buscou delinear uma proposta de plano amostral para compreender os efeitos do uso da terra sobre as comunidades aquáticas, abarcando como estudo de caso a bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC). Para tanto foram realizadas uma revisão bibliográfica, utilizando as palavras-chave com destaque aos principais parâmetros de análise de paisagem e sua influência sobre a comunidade de invertebrados; e, aplicação prática de escolha de parâmetros de paisagem mais adequados para escolha de riachos. Foram retidos para extração das métricas de análise de paisagem, 33 artigos em duas bases de dados. Atendendo aos critérios estabelecidos foram selecionadas 21 sub-bacias, das quais determinaram-se 12 prediletas, após atividade de campo. Salienta-se que elencar critérios para compreender a influência do solo sobre as comunidades aquáticas, associando métricas de geoprocessamento e atividade de campo para posterior validação em unidade de referência, são doravante contributivas na composição de um delineamento amostral eficiente, eficaz e de possível replicação para demais áreas investigadas.

Palavras-chave: Cursos hídricos. Macroinvertebrados bentônicos. Métricas de paisagem. Uso e ocupação do solo.

Stream ecology: designing sample plans to understand the effects of land use on aquatic communities

Abstract - Streams are lotic aquatic systems that make up to 70% of drainage networks, but they are neglected and often diverted, polluted and channeled due to the needs of growth and land occupation by human activities. Therefore, the objective of the present research sought to outline a proposal for a

sampling plan to understand the effects of land use on aquatic communities, covering the Itajaí-mirim river basin (SC) as a case study. The methodology consisted of two steps: literature review, investigation of landscape analysis parameters and their influence on the invertebrate community; and, in the case study, criteria were selected for the sampling design of streams, based on geoprocessing tools and subsequent field activity. As a result of the first stage, 33 articles in two databases were retained for the extraction of landscape analysis metrics. Meeting the established, 21 sub-basins were selected, of which 12 favorites were determined, after field activity. It should be noted that listing criteria to understand the influence of soil on aquatic communities, associating geoprocessing metrics and field activity for later validation in a reference unit, are henceforth contributors to the composition of an efficient and effective sample design and of possible replication for other investigated areas.

Keywords: Water courses. Benthic macroinvertebrates. Landscape metrics. Land use and occupation.

Ecología de riachuelos: esbozar planes de muestreo para comprender los efectos del uso de la tierra en las comunidades acuáticas

Resumen – Los riachuelos son sistemas acuáticos lóticos que conforman hasta el 70% de las redes de drenaje, pero son descuidados y muchas veces desviados, contaminados y encauzados debido a las necesidades de crecimiento y ocupación del suelo por las actividades humanas. Por lo tanto, el objetivo de la presente investigación buscó esbozar una propuesta de plan de muestreo para comprender los efectos del uso del suelo en las comunidades acuáticas, abarcando la cuenca del río Itajaí-mirim (SC) como estudio de caso. Para ello se realizó una revisión bibliográfica, utilizando las palabras clave con énfasis en los principales parámetros de análisis del paisaje y su influencia en la comunidad de invertebrados; y, aplicación práctica de elección de los parámetros paisajísticos más adecuados para la elección de arroyos. Para la extracción de métricas de análisis de paisaje, se retuvieron 33 artículos en dos bases de datos. Cumpliendo los criterios establecidos, se seleccionaron 21 subcuencas, de las cuales se determinaron 12 favoritas, luego de la actividad de campo. Cabe señalar que el listado de criterios para entender la influencia del suelo en las comunidades acuáticas, asociando métricas de geoprocésamiento y actividad de campo para su posterior validación en una unidad de referencia, son en lo sucesivo contribuyentes a la composición de un diseño muestral eficiente y efectivo y de posible replicación para otros áreas investigadas.

Palabra clave: Cursos de agua. Macroinvertebrados bentónicos. Métricas del paisaje. Uso y ocupación del suelo.

Introdução

Riachos são sistemas aquáticos lóticos, de pequeno porte, e que realizam trocas constantes com o ambiente adjacente (Vannote et al. 1980; Jankowski et al. 2021). São sistemas que apresentam elevada heterogeneidade interna e podem variar consideravelmente, mesmo dentro de uma mesma

bacia hidrográfica, em razão da disposição de cachoeiras, meandros, formação natural de clareiras e aporte de matéria orgânica e inorgânica do ambiente externo (Raitif et al. 2018). A interface com o ecossistema terrestre (vegetação ripária), proporciona a entrada de matéria orgânica (p.ex.: frutos, folhas e galhos) para o ambiente aquático, onde é processada e decomposta, provendo energia e matéria para as cadeias alimentares locais (Lafage et al. 2019). A produção de biomassa e a liberação de nutrientes mineralizados, por sua vez, subsidiam as cadeias alimentares ao longo da rede de drenagem e para a zona hiporreica (Tewari et al. 2022). Essa dinâmica de trocas com a paisagem subsidia o funcionamento ecossistêmico em riachos, proporcionando habitats adequados para a conservação da biodiversidade aquática e de outros organismos que dependem direta ou indiretamente dos riachos para sua sobrevivência (p.ex.: aves que predam peixes) (Fierro et al. 2015).

Riachos podem perfazer até 70% das redes de drenagem (Colvin et al. 2019), no entanto, em razão de seu pequeno porte, são negligenciados e frequentemente desviados, poluídos, canalizados e até mesmo soterrados frente às necessidades de crescimento e ocupação da paisagem por atividades antrópicas (Gouveia e Selva 2021). A remoção de vegetação nativa para dar espaço à agricultura, pastagens e urbanização promove a fragilização do solo, erosão e assoreamento dos riachos (Fugère et al. 2016). A lixiviação de fertilizantes, de nutrientes do metabolismo de animais cultivados e de esgotos domésticos não tratados favorece o crescimento de algas, promovendo a eutrofização (Dodds e Smith 2016). A entrada de agrotóxicos e de efluentes industriais impõe restrições à sobrevivência de espécies mais frágeis, intoxicando os organismos vivos e provocando a bioacumulação de compostos tóxicos ao longo das cadeias alimentares (Yadamsuren et al. 2020). Em ambientes urbanizados, o aumento da área impermeável na bacia impõe aumento do escoamento superficial e promove picos de vazão nos riachos que deslocam organismos e recursos para fora dos riachos (Matomela et al. 2021). Tais alterações reduzem a heterogeneidade ambiental local, reduzem a biodiversidade e alteram sobremaneira o equilíbrio e funcionamento de riachos e da biodiversidade que depende destes ecossistemas (Scotti et al. 2020).

Dentre as comunidades biológicas que habitam riachos, destaca-se os macroinvertebrados bentônicos, que detém altíssima diversidade taxonômica, funcional e filogenética (Yadamsuren et al. 2020). Invertebrados bentônicos regulam a produção primária através do consumo de algas e, promovem a filtragem de nutrientes solubilizados na água, fragmentam e processam matéria orgânica advinda da vegetação ripária (Silva-Araújo et al. 2020) e, através da produção de biomassa, subsidiam as cadeias alimentares aquáticas (O'Mara et al. 2022). No entanto, a estrutura das comunidades de invertebrados bentônicos varia entre riachos e ao longo do gradiente longitudinal dos riachos até alcançarem os rios de maior porte, em função da disponibilidade de habitats e recursos alimentares (Baumgartner e Robinson 2017). As alterações antrópicas adicionam mais um fator de variação ambiental que interfere na sobrevivência e manutenção da biodiversidade deste grupo (Yadamsuren et al. 2020).

A heterogeneidade ambiental de riachos impõe dificuldades em estudar e entender padrões de respostas das assembleias de invertebrados bentônicos frente às alterações de uso da terra. Neste contexto, buscou-se (i) elencar quais os principais parâmetros de paisagem são utilizados na literatura, e como influenciam as respostas de invertebrados bentônicos em riachos, e (ii) aplicar os critérios de paisagem mais adequados para escolha de unidades amostrais (riachos) em uma bacia hidrográfica do sul do Brasil.

Material e métodos

Parâmetros da paisagem que influenciam os invertebrados bentônicos em riachos

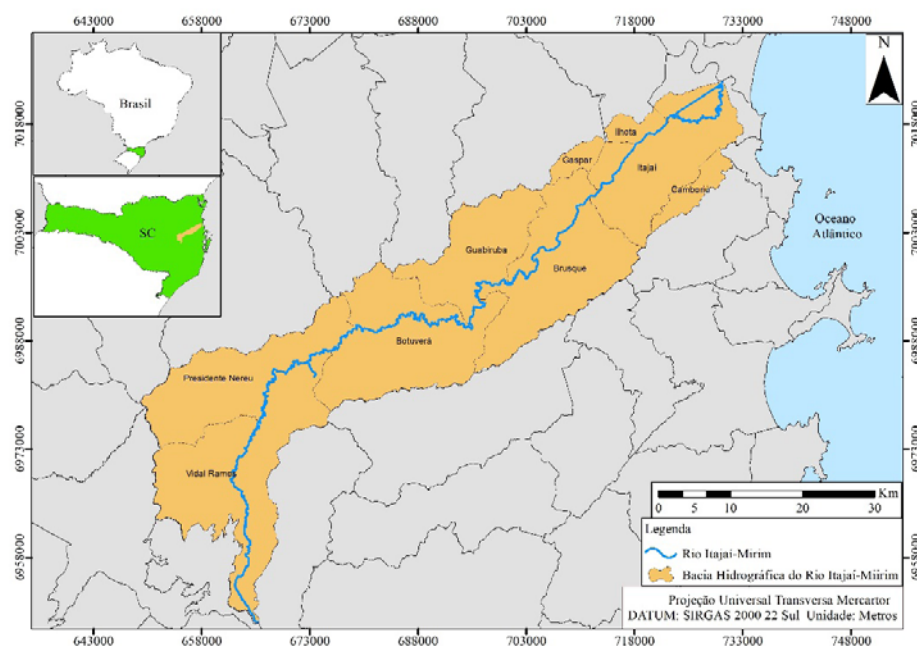
Com o objetivo de sumarizar a importância e aplicabilidade de critérios de paisagem para pautar a escolha de unidades amostrais foi realizada uma revisão de literatura, conduzida através da busca por artigos científicos de janeiro de 2011 a dezembro de 2021. A delimitação deste período é pautada na compreensão de que os avanços do uso de métricas e parâmetros que descrevem a paisagem ecológica terem sido maior nas últimas décadas. Para a busca foram utilizadas as bases de dados *Web of Science* e *Scopus*, com a combinação das seguintes palavras-chave, em inglês: “*Land use*”, “*Aquatic Invertebrate*” e “*Stream*”, para os campos título e resumos.

A escolha dos artigos obedeceu aos seguintes critérios de inclusão: artigos publicados entre os anos 2011 a 2021, que descrevessem claramente os parâmetros de paisagem utilizados, bem como a expectativa de influência sobre as comunidades de invertebrados, e disponibilizados na íntegra de forma gratuita.

Como escolher unidades amostrais para estudos em riachos, um estudo de caso

Considerando o objetivo de compreender os efeitos que o uso da terra (p. ex.: floresta, agricultura e urbano) exerce sobre a estrutura de comunidade (p. ex.: diversidade e abundância) de invertebrados bentônicos, torna-se necessária a seleção de riachos representativos de seus respectivos usos. A aplicação do método, após a compreensão da aplicabilidade de critérios de paisagem, foi realizada na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, Santa Catarina. Esta, pertence a bacia hidrográfica do rio Itajaí e aporta hidricamente em seu território nove municípios. Concomitantemente aos demais cursos hídricos, o rio Itajaí-mirim também é acometido com diferentes demandas hídricas influenciadas pela antropização que acabam por comprometer a ecologia de seus riachos (Figura 1) (Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Itajaí, 2010).

Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, Santa Catarina.



Os riachos que integram a bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim drenam por regiões e sub-bacias com tipos de uso da terra distintos. Nas regiões mais baixas e mais próximas ao rio, destacam-se os usos urbanos, cultivo de arroz e pastagens. Nas áreas mais íngremes, onde há predominância de morros, ainda prevalece a floresta preservada (primária e secundária). A região encontra-se nos domínios da Mata Atlântica (Ab'Sáber 2012), com clima do tipo temperado úmido com verão quente, sem estação seca (Cfa) na classificação de Köppen-Geiger. A precipitação anual varia de 1.600 mm a 1.800 mm, com chuvas mais intensas no verão (Wolf 2021) com ocorrências históricas de enchentes nas áreas mais próximas às cidades (Homechin e Beaumord 2007). Portanto, os riachos de cada grupo (unidades amostrais) precisam ser mais parecidos entre si, definindo-se assim, seis critérios para a seleção neste estudo de caso (Finlay 2011; Schmera et al. 2012; Yoshimura 2012; Salvarrey et al. 2014; Fugère et al. 2016; Hunt et al. 2017; Jonsson et al. 2017; Raitif et al. 2018; Burdon et al. 2019; Scotti et al. 2020; Matomela et al. 2021) (Figura 2).

Figura 2. Critérios utilizados para seleção de riachos considerando os efeitos que o uso da terra pode ter sobre as comunidades aquáticas.



O primeiro critério diz respeito à ordem do riacho. De acordo com a Teoria do Contínuo Fluvial (Vannote et al. 1980), riachos de 1ª e 2ª ordem representam o início das drenagens, com canais mais rasos e estreitos, e naturalmente sombreados pela vegetação ripária. Nestes ecossistemas, onde há grande entrada de material alóctone (p.ex.: folhas, galhos, frutos e insetos), há também grande atuação dos invertebrados bentônicos, que contribuem com a quebra da matéria orgânica e disponibilização de nutrientes para a rede de drenagem. Portanto, limitar a escolha desses ecossistemas permite uma comparação mais adequada entre unidades amostrais, uma vez que se espera que possuam comunidades de invertebrados mais similares entre si.

O segundo e terceiros critérios consideram a área da bacia e a extensão dos riachos. Bacia maiores e riachos mais extensos tendem a receber maior escoamento superficial e maior área de influência do uso da terra sobre o sistema aquático. No caso da bacia do rio Itajaí-mirim, existem riachos de 1ª e 2ª ordem com áreas de bacia variando de 0,3 – 3,77 km² e extensão de 1,5 – 3.350 metros, muito distintos entre si, o que justifica o cuidado em selecionar unidades amostrais de área de drenagem e extensão mais similares dentro do mesmo tratamento (Salvarrey et al. 2014; Baumgartner e Robinson 2017).

O quarto critério compreende a altitude, tendo em vista que as diferenciações deste na bacia hidrográfica podem atuar como barreira natural, sendo impeditivo na mobilidade das comunidades aquáticas, tendendo assim, a diminuição gradual da riqueza de espécies com o aumento da altitude do local do riacho.

Uma característica peculiar dessa bacia, são as cheias frequentes, que em ambientes mais urbanizados acabam provocando inundações. O pico de vazão e homogeneização do ambiente durante a inundação tende a reduzir a heterogeneidade do habitat, e carrear organismos rio abaixo, incorrendo em alterações do funcionamento dos riachos em curto e médio prazo, e podendo causar alterações das respostas biológicas dentro dos grupos de uso da terra. Portanto, o quinto critério buscou avaliar o índice de compacidade (Kc) ou índice de Gravélius (1914), escolhendo riachos com índices baixos ou médios.

Por fim, o sexto critério diz respeito à proporção de uso da terra, nas categorias: área verde, área rural e área urbanizada, em cada uma das bacias hidrográficas dos riachos selecionados. Para que sejam representativos de cada uso, os riachos devem apresentar > 50% de predomínio do uso que representam.

Para quantificar a obtenção dos critérios, foi utilizado ferramentas de geoprocessamento através do software *Arcgis* 10.8 (Licença obtida pela Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI), com imagem base do *Google Earth Pro*, datado em 20/03/2020. Os arquivos vetoriais do rio Itajaí-mirim e da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, foram obtidos do Comitê de Bacias Hidrográficas do Rio Itajaí (SDE 2022). Já, para a delimitação das sub-bacias hidrográficas, foi utilizado um Modelo Digital de Elevação, sensor ALOS-PALSAR, com resolução de 12,5 metros.

Delimitou-se um ponto de exultório, onde foi realizada a delimitação da bacia hidrográfica para calcular as áreas de cada sub-bacia hidrográfica de interesse. Após a delimitação da área das sub-bacias foi efetuada a ordenação da rede de fluxo, estabelecendo como critério a hierarquia de classificação pelo método proposto por Strahler (1957), em riachos de primeira e segunda ordem.

Sequencialmente delimitou-se os parâmetros de extensão do riacho e altitude, para finalmente classificar o uso da terra das sub-bacias. Foram fixados três tratamentos com base no uso da terra das sub-bacias referidas: (C1) área verde– mata ciliar, área florestal e campestre, remanescentes de floresta; (C2) área urbanizada– área asfaltada, residencial e industrial; e (C3) área rural– pastagens, culturas temporárias e permanentes, silvicultura e construções dentro das propriedades; conforme manual técnico do uso da terra do IBGE (IBGE 2013).

O índice de compacidade (Kc) foi calculado com base na equação:

$$Kc = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}}$$

Onde, K_c = índice de compacidade, P = perímetro da bacia e A = área da bacia. Bacias hidrográficas com $1,00 < K_c < 1,25$ apresentam alta propensão a grandes enchentes; bacias com $1,25 < K_c < 1,50$ apresentam tendências médias a grandes enchentes, enquanto $K_c > 1,50$ ocorre em bacias não sujeitas a grandes enchentes (Benyahia e Dridi 2017).

Concluída a obtenção de dados através do geoprocessamento, a seleção dos riachos foi realizada seguindo a ordem dos critérios para o mesmo tratamento: (i) hierarquia do riacho, (ii) área da bacia, (iii) extensão do riacho; (iv) altitude; (v) índice de compacidade e (vi) proporção de usos do solo (área verde, rural e urbanizada) (Tabela 1).

Tabela 1. Critérios para seleção de riachos.

Critério	Amplitude de variação
Hierarquia do riacho	1 ^a e 2 ^a ordem
Área da bacia	Área verde – Mínimo: 2,01 km ² ; Máximo: 2,76 km ² Área rural – Mínimo: 0,79 km ² ; Máximo: 1,57 km ² Área urbanizada – Mínimo: 0,30 km ² ; Máximo: 1,92 km ²
Extensão do riacho	Área verde – 1,68 a 3,35 km Área rural – 1,77 a 2,73 km Área urbanizada – 1,50 a 2,80 km
Altitude	Área verde – Mínimo: 1.386,0 m; Máximo: 2.331,30 m Área rural – Mínimo: 1.526,78 m; Máximo: 2.326,42 m Área urbanizada – Mínimo: 1.500,81 m; Máximo: 2.123,81 m
Índice de compacidade	1,25 – 1,50: Bacia com tendência mediana a grandes enchentes Maior que 1,50: Bacia não sujeita a grandes enchentes
Uso do solo	Área verde – 72% a 100% Área rural – 35% a 71% Área urbanizada – 38% a 56%

Com o objetivo de selecionar 12 riachos (unidades amostrais) para compor o estudo, em que quatro riachos representassem a drenagem em cada uma das três categorias de uso da terra, foram definidos 21 riachos potenciais para serem visitados em campo. Os riachos foram ranqueados em ordem de prioridade (prioritários e secundários), respeitando uma amplitude máxima de variação de cada critério de seleção. Essa etapa foi realizada pois, embora os riachos mais parecidos entre si sejam os ideais, nem sempre é possível acessá-los em campo. Há restrições logísticas e físicas de acesso, tais como cercas, porteiros de propriedades privadas, margens de acesso excessivamente íngremes e presença de animais, que não podem ser avaliadas através das imagens de satélite.

Resultados

Parâmetros da paisagem que influenciam os invertebrados bentônicos

A influência da paisagem sobre a comunidade de invertebrados aquáticos em riachos pode ser compreendida sob diversas formas, que devem ser utilizadas de maneira complementar. Esta revisão bibliográfica contou com a análise de 33 artigos científicos. Variações de área preservadas às margens dos riachos aliada a características topográficas e de uso antropogênico atuam de maneira sinérgica sobre os ecossistemas e sobre as comunidades aquáticas (Quadro 1).

Quadro 1. Influência dos parâmetros de paisagem sobre a comunidade de invertebrados aquáticos.

Parâmetro de Paisagem		Influência sobre a comunidade de invertebrados aquáticos em riachos
Buffer (10 - 30 metros)		Valle et al. (2013); Yadamsuren et al. (2020) e Silva-Araújo et al. (2020), sinalizam que a faixa de mata ciliar preservada presente às margens dos riachos necessitam de extensão superior à 30 metros para expressarem maior riqueza da comunidade de macroinvertebrados.
Buffer (30 - 150 metros)		Valle et al. (2013) e Lafage et al. (2019), apontaram que faixas ripárias superiores à 60 metros de largura nas margens do riacho podem contribuir para aumentar a diversidade de macroinvertebrados.
Buffer (200 - 500 metros)		O'Mara et al. (2022), demonstrou que a diversidade de invertebrados foi mais representativa em largura da floresta entre 100 a 300 metros em detrimento a buffer de metragem inferior.
% uso da terra	Urbano	Finlay (2011); Herringshaw et al. (2011) e Scotti et al. (2020), mostraram que a abundância e a diversidade de invertebrados, incluindo variáveis usadas para avaliar a condição ecológica podem gerar impactos negativos sobre as comunidades aquáticas, mesmo sendo o uso do solo urbano de baixa intensidade.
	Rural	Fugère et al. (2016); Hunt et al. (2017); Raitif et al. (2018); Burdon et al. (2019) e Matomela et al. (2021), afirmaram que a proporção de terras agrícolas em uma bacia hidrográfica está frequentemente associada a diminuição de táxons sensíveis a poluição por defensivos agrícolas, afetado negativamente a biodiversidade de córregos e aumentando a dominância de táxons tolerantes.
	Florestado	Yoshimura (2012); Jonsson et al. (2017) e Silva-Araújo et al. (2020), sugerem que o uso da terra florestal, impacta a biodiversidade das cabeceiras dos riachos, indicando que a maior diversidade de macroinvertebrados pode ser encontrada em bacias contendo uma alta proporção de floresta.
	Vegetação Ripária	Hepp et al. (2016); Hunt et al. (2017) e O'Mara et al. (2022), indicaram que a diversidade de invertebrados é superior com a presença da cobertura de árvores na zona ripária, sendo a vegetação ciliar um importante fator ambiental na composição dos invertebrados.
Perímetro: área de captação		Yoshimura (2012); Jonsson et al. (2017), inferiram a avaliação da captação como variável preditora na escala de alcance explicam uma maior quantidade das métricas de macroinvertebrados.

Parâmetro de Paisagem	Influência sobre a comunidade de invertebrados aquáticos em riachos
População humana	Yoshimura (2012); Lafage et al. (2019) e Dusabe et al. (2019), designam que a proporção de invertebrados aquáticos varia de acordo com população humana presente na bacia hidrográfica. E, estas densamente povoadas ou superpovoadas revelam uma piora na qualidade de água afetando diretamente a diversidade e riqueza de macroinvertebrados.
Altitude	Salvarrey et al. (2014) e Jonsson et al. (2017), sinalizam que as diferenças de altitude nas bacias hidrográficas refletem na diversidade regional aquática, no que diz respeito aos gradientes ambientais da paisagem, como a transição do Planalto para a Depressão, pois altera a hidrologia influenciando os táxons que vivem em diferentes latitudes e elevações.
Altura de vegetação	Valle et al. (2013) e Jonsson et al. (2017), demonstraram que a fauna de macroinvertebrados foi afetada para trechos com florestas em estágio inicial, sendo a proporção de florestas mais jovens uma variável preditora forte e relacionada com as medidas de diversidade de macroinvertebrados, enquanto a floresta antiga (101–300 anos) foi negativamente relacionada tanto à riqueza quanto diversidade taxonômica.
Área de Bacia	Schmera et al. (2012), denotaram que o tamanho da bacia hidrográfica influencia significativamente a riqueza funcional de invertebrados de riachos. Também, Finlay (2011) verificou que aumentou produção anual de macroinvertebrados com o aumento da disponibilidade de recursos para teias alimentares fluviais com tamanho de bacia hidrográfica.

Para além das influências sobresscritas, numericamente os critérios mais representativos na literatura para estudo de comunidades aquáticas em riachos foram: os usos da terra; composição de buffer até 50 metros; área da bacia e população humana na mesma. Os demais critérios foram menos representativos. Cabe ressaltar que, dos 33 artigos analisados os autores elegeram mais de um critério de estudo.

Como escolher unidades amostrais para estudos em riachos, um estudo de caso

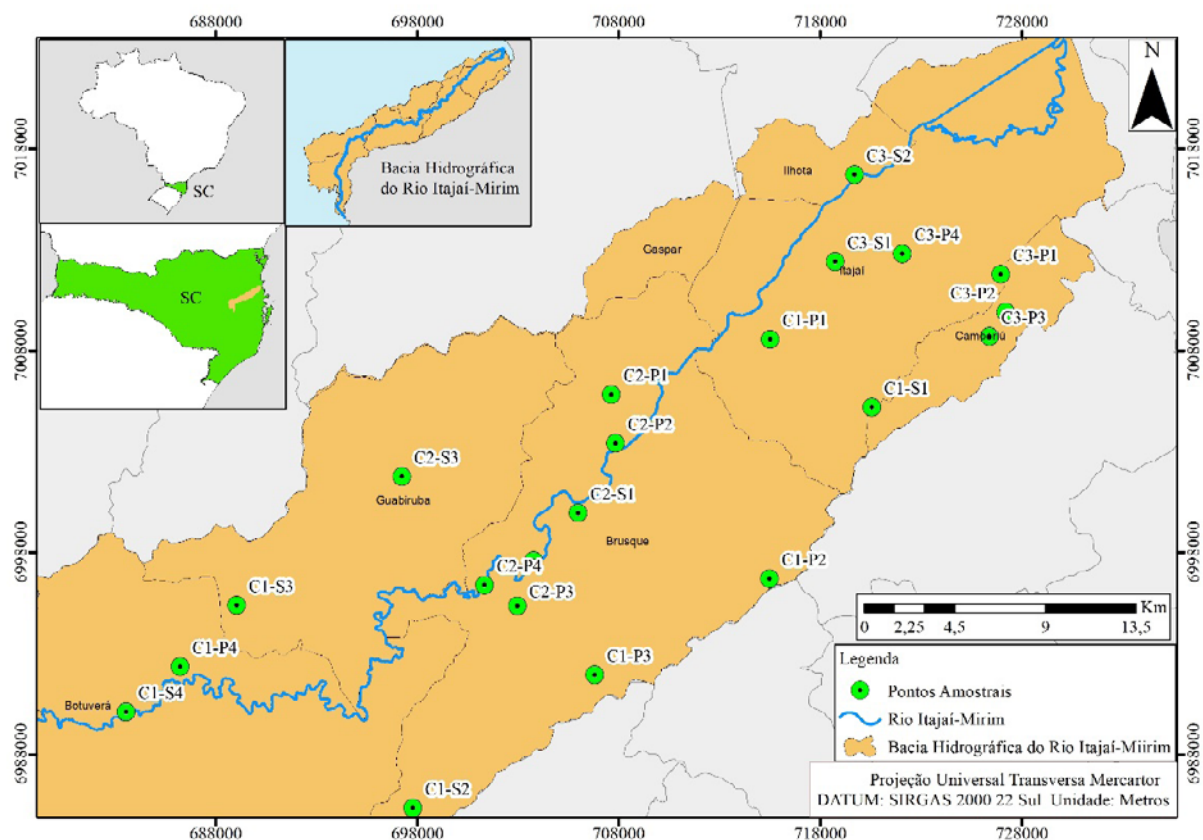
Os riachos selecionados na bacia do rio Itajaí-mirim, considerando os seis critérios estabelecidos, apresentaram variação de área da bacia, extensão e altitude, respectivamente: $2,63 \pm 0,54$; $2,78 \pm 0,51$; $1.919 \pm 321,03$, para riachos florestados - $1,2 \pm 0,32$; $2,08 \pm 0,35$; $1.945,10 \pm 284,56$, para riachos rurais - e, $1,11 \pm 0,58$; $1,98 \pm 0,39$; $1.848 \pm 224,62$ para riachos urbanos. Nenhum dos riachos são propensos a inundações de grande magnitude ou periódicas. A escolha dos riachos nas categorias do uso do solo assumiu como critério que o tipo preponderante de uso deveria ocorrer em mais de 50% da área as sub-bacia. Exceções precisaram ser feitas em dois riachos rurais e um urbano, em razão de questões logísticas e de disponibilidade de pontos amostrais. Nestes casos, o uso da terra nas imediações dos riachos refletia o uso para qual foram categorizados (Tabela 2).

Tabela 2. Características dos riachos na Bacia Hidrográfica do rio Itajaí-mirim. C1: Área verde; C2: Área urbanizada; C3: Área Rural; P: Prioritário; S: Secundário; Kc: índice de compactidade.

Tratamento	Ponto amostral	Situação	Área (Km ²)	Extensão do riacho (Km)	Altitude (m)	Kc	Percentual do uso da terra
Área verde	C1 – P1	Prioritário	3,77	2,98	2.331,30	1,20	99,17
	C1 – P2	Prioritário	2,83	2,81	2.097,87	1,53	93,30
	C1 – P3	Prioritário	2,57	2,99	2.141,67	1,43	99,10
	C1 – P4	Prioritário	2,12	3,35	2.201,00	1,34	100,00
	C1 – S1	Secundário	2,76	2,59	1.749,53	1,30	72,40
	C1 – S2	Secundário	2,47	2,62	1.737,23	1,27	99,62
	C1 – S3	Secundário	2,52	3,23	1.386,00	1,38	100,00
	C1 – S4	Secundário	2,01	1,68	1.708,00	1,30	100,00
Área urbanizada	C2 – P1	Prioritário	1,61	1,99	2.006,04	1,45	38,40
	C2 – P2	Prioritário	0,59	1,75	1.825,00	1,76	55,99
	C2 – P3	Prioritário	1,92	2,10	2.123,31	1,40	46,53
	C2 – P4	Prioritário	0,82	2,00	2.055,81	1,85	53,30
	C2 – S1	Secundário	0,30	1,50	1.500,81	1,75	66,61
	C2 – S2	Secundário	1,74	2,80	1.744,46	1,70	54,77
	C2 – S3	Secundário	0,81	1,67	1.683,71	1,81	34,98
Área rural	C3 – P1	Prioritário	1,04	2,31	2.326,42	1,66	62,16
	C3 – P2	Prioritário	1,57	2,04	1.526,78	1,31	28,24
	C3 – P3	Prioritário	1,50	2,05	1.783,31	1,41	80,95
	C3 – P4	Prioritário	0,93	1,82	1.844,22	1,64	70,17
	C3 – S1	Secundário	0,79	1,77	2.135,00	1,34	38,18
	C3 – S2	Secundário	1,40	2,73	2.055,00	1,44	35,15

As sub-bacias dos riachos urbanos e rurais apresentaram maior proximidade entre si, em razão da agregação dos tipos de uso da terra. Já os riachos florestados apresentaram maior espacialização na bacia, pois ainda há áreas de morros suficientemente preservadas na região (Figura 3).

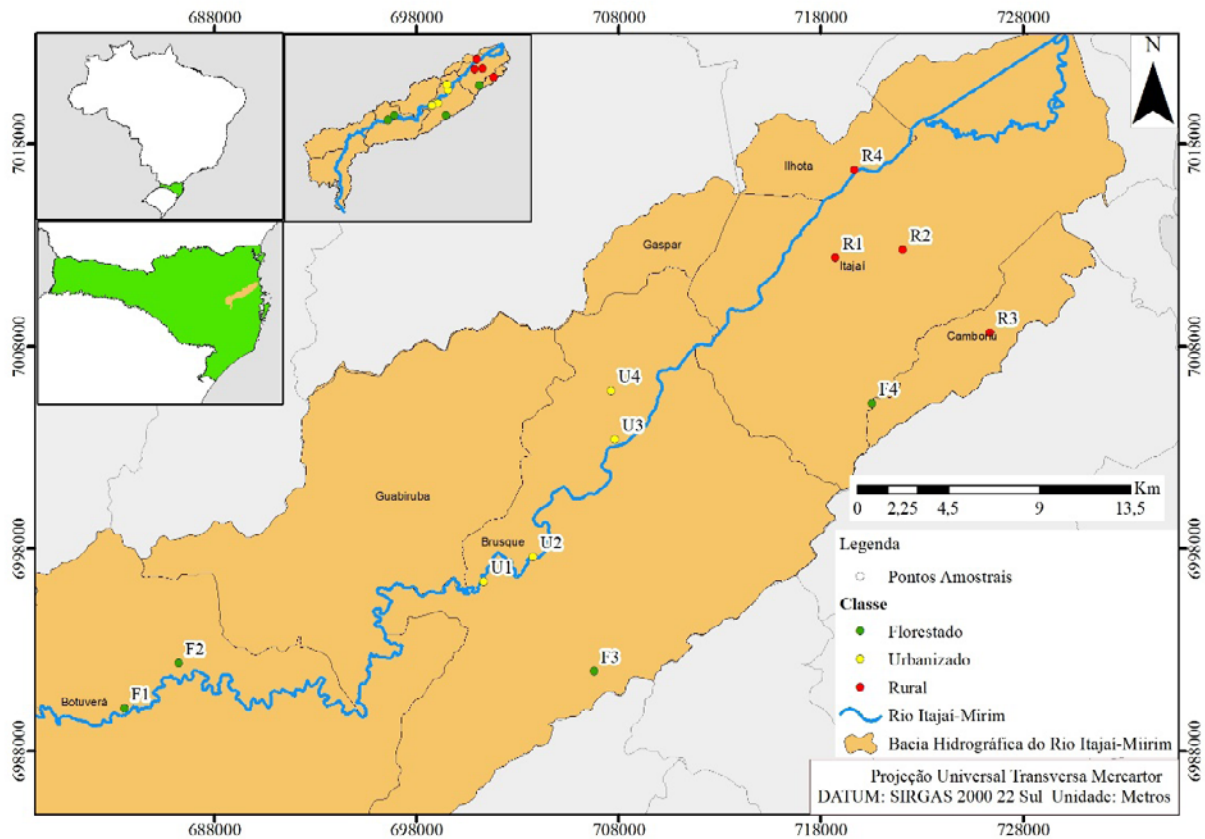
Figura 3. Localização das 21 sub-bacias selecionadas na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.



Compondo a atividade de campo, realizada nos dias 10 e 11 de novembro de 2021, obteve-se um novo panorama para o plano amostral (Figura 4). Tendo em vista que, o acesso aos riachos ou mesmo a inexistência destes são condições essenciais para o estudo, algumas sub-bacias foram reconsideradas para a predileção.

Dentre os riachos visitados (Figura 3) como pontos amostrais preteridos, C1-P1 não apresentava floresta preservada, com processo de desmatamento recente para a criação de loteamento; C1-P2 estava secando, restando apenas pequenas poças com água turva; C1-S2 e C1-S3 apresentaram restrições severas de acesso, mata adentro; C2-P3 foi canalizado para a construção de moradias; C2-S1, foi cimentado; C2-S3, que deveria representar o grupo urbano, apresentava as margens bem preservadas; C3-P1 foi soterrado para passagem de rede elétrica e a pequena fração disponível para acesso estava com as margens comprometidas e, por fim; C3-P2, teve o canal alterado pelo proprietário da área, tornando-o profundo e com queda d'água (dique), inviável para o tratamento de área rural.

Figura 4. Localização das 12 sub-bacias na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, em novo plano amostral.



Considerando as desconformidades percorridas, foram selecionados como plano amostral para compreensão dos efeitos de uso da terra sobre comunidades aquáticas os pontos: C1-S4 (F1), C1-P4 (F2), C1-P3 (F3) e C1-S1 (F4) para área florestada; C2-P4 (U1), C2-S2 (U2), C2-P2 (U3) e C2-P1 (U4) como área urbanizada; C3-S1 (R1), C3-P4 (R2), C3-P3 (R3) e C3-S2 (R4) para área rural, os quais atenderam as duas etapas metodológicas da pesquisa. Assim sendo, o estudo de caso abrangeu 12 sub-bacias sendo quatro riachos para cada tratamento, distribuídas em quatro municípios na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (Figura 4).

Isto posto, das 12 unidades amostrais selecionadas, os riachos florestados apresentaram características locais muito similares entre si, enquanto os riachos rurais e urbanos apresentaram maior variabilidade dentro do grupo devido as influências antrópicas nesses ambientes (Figura 5).

Figura 5. Riachos selecionados para estudo.



Discussão

Delimitar planos amostrais a fim de compreender os efeitos do uso da terra sobre as comunidades aquáticas, assumindo a escolha dos critérios adequados, depende dos objetivos propostos de cada pesquisa e das características inerentes à bacia hidrográfica estudada. Também, a compreensão dos mecanismos pelos quais esses parâmetros influenciam a estrutura das comunidades de invertebrados bentônicos em riachos é imperativo para elucidar os efeitos da paisagem sobre a biodiversidade.

De acordo com Batista *et al.* (2022), em estudo de bioindicação de macroinvertebrados aquáticos no Pantanal, variáveis limnológicas como: temperatura, pH e oxigênio dissolvido são influenciadas pelos diferentes usos da terra. Os autores afirmam que alterações desses indicadores geram diminuição na abundância e densidade de espécies, bem como maiores concentrações de nutrientes diminuem a qualidade ambiental (Batista *et al.* 2022). Nesse ensejo, Oliveira *et al.* (2022), reitera que a expansão urbana afeta

negativamente a conservação do ecossistema aquático, emergindo a necessidade de recuperação da qualidade ambiental para a manutenção das espécies locais.

Por suposto, Agra et al. (2015) corroboram com os autores supracitados em relação ao a perda de diversidade de espécies aquáticas devido ao comprometimento da qualidade ambiental e alegam que a ausência de informações sobre padrões ambientais e ecológicos em riachos tem sido um dos principais limitantes ao diagnóstico ambiental e aos planos de restauração fluvial. Ainda, os autores explanam que o número de variáveis ambientais na escala de sub-bacia e coluna d'água são significativamente diferentes entre riachos. Portanto, sugerem a caracterização de variáveis físicas, químicas e biológicas em riachos para compreender a influência da paisagem sobre a presença ou ausência de comunidades aquáticas em sub-bacias (Agra et al. 2015).

A forma com que o ser humano usa e ocupa o solo é diretamente associado à qualidade da água em seus cursos (Vieira e Ribeiro 2022). Áreas antropizadas exercem uma pressão intensa sobre as áreas de preservação. De acordo com Lisboa et al. (2022) o manejo inadequado da origem a danos nos ecossistemas não leva em consideração a limitação dos recursos naturais, bem como os conflitos sociopolíticos influenciam no padrão de alteração da paisagem por onde passam os cursos hídricos. Ainda, os autores reiteram que essas modificações influenciam na diversidade faunística, florística e na qualidade do rio (Lisboa et al. 2022).

Nesse ensejo, Lafage et al. (2019) sinalizam sobre a importância das faixas de vegetação natural nas imediações dos riachos (buffers), que pode ser compreendida de acordo com a sua extensão. De acordo com os autores, os buffers de até 50m de largura com vegetação preservada, fornecem matéria orgânica como folhas, frutos, galhos, diretamente para o ambiente aquático e também através do carreamento lateral por ação do vento ou da chuva (Lafage et al. 2019). Valle et al (2013), sugerem que essa matéria orgânica pode ser utilizada como fonte direta de recurso alimentar e substrato para fixação para diferentes comunidades aquáticas. Assomado a esses fatores, Palt et al. (2022), indicam que a proximidade da vegetação também regula a incidência solar, tamponando a temperatura da água e a produtividade primária, regulando assim a disponibilidade alimentar para as comunidades aquáticas.

Em estudo dos efeitos do desmatamento ciliar na comunidade de invertebrados bentônicos em riachos da Mata Atlântica, Silva-Araújo et al. (2020) sugerem que buffers mais largos, de 50 até 200 m de extensão, os processos ecossistêmicos se desenvolvem em maiores escalas. De acordo com os autores, a vegetação preservada passa a refletir na retenção de partículas de solo, filtração de nutrientes e potenciais poluentes, ciclagem biogeoquímica, recarga de aquíferos e manutenção de uma matriz de paisagem adequada para a dispersão das fases adultas de muitas espécies de macroinvertebrados (Silva-Araújo et al. 2020).

Também, conforme pesquisa de Hunt et al. (2017) em riachos localizados em áreas rurais no Brasil e no Paraguai, apontam que a ausência de vegetação nas margens, por sua vez, contribui com a erosão do solo e assoreamento dos riachos, aumento da incidência solar e lixiviação de nutrientes derivados da utilização de fertilizantes nos cultivos, ocasionando assim na substituição de espécies na comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Corroborando com os autores, Fugère et al. (2016) e Raitif et al. (2018) indicam que essa substituição pode ser diretamente associada à troca de recursos alimentares basais, pois com o aumento da incidência solar e de nutrientes, há maior crescimento de algas e microrganismos fotossintetizantes, que passam a ser explorados por espécies funcionalmente adaptadas, enquanto a redução do aporte de matéria orgânica alóctone (folhas, frutos e galhos) desfavorece a sobrevivência das espécies funcionalmente adaptadas a explorar esses recursos.

Ainda considerando a cobertura rural, Raitif et al. (2018), afirmam que a proporção de terras agrícolas em bacias hidrográficas está frequentemente associada a uma diminuição da biomassa de táxons mais sensíveis, devido ao aporte de insumos agrícolas lixiviados para as águas, alteração na largura do córrego e também pela presença do lodo que altera a granulometria do sedimento, dificultando a alimentação de algumas espécies. Conforme Matomela et al. (2021), em estudo comparativo de comunidades bentônicas em diferentes usos do solo, associam os fatores supracitados ao aprimoramento de táxons tolerantes, mas com baixa riqueza taxonômica devido à perda dos habitats.

Outrossim, Baumgartner e Robinson (2017) em estudo de mudanças tróficas de macroinvertebrados bentônicos ao longo de gradientes de uso da terra em riachos, consideram que o uso da terra predominantemente urbano, ambiente extremo, há perda da diversidade de espécies e dominância das espécies tolerantes. Ratificando esse fato, Gouveia e Selva (2021) ponderam que parte desse efeito decorre das alterações hierárquicas em nível local, uma vez que em ambientes urbanos há redução de oxigênio dissolvido e o aumento da turbidez na água, bem como o aumento da concentração de nutrientes de forma aguda. Por suposto, a metabolização de matéria orgânica consome oxigênio, deprecia o sistema e em casos extremos pode levar à morte da biota local (Gouveia e Selva 2021).

Nesse contexto, Hepp et al. (2016) e Scotti et al. (2020) enfatizam que o tipo de cobertura da terra é um fator proeminente que influencia a variedade taxonômica e funcional das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, refletindo diretamente no funcionamento ecossistêmico dos riachos. Assim, a proporção dos tipos de uso da terra na bacia hidrográfica é de extrema importância, pois reflete diretamente na magnitude de efeitos sobre os ambientes aquáticos.

Jonsson et al. (2017) asseveram que a altura da vegetação também é um parâmetro a ser considerado em estudo na composição da estrutura de comunidades bentônicas. Para os autores, riachos que atravessam bacias dominadas por florestas mais jovens apresentam suas águas com o pH mais alto, dispõe de maior estoque de matéria orgânica e maior abundância de musgo aquático, por consequência apresentam maior diversidade de macroinvertebrados em comparação com riachos que atravessam florestas recentemente desmatadas e/ou antigas. Isso indica que as características das florestas mais jovens podem promover condições que beneficiem a biodiversidade dessas comunidades em riachos (Jonsson et al. 2017).

Outro critério relevante em estudos de composição da biota aquática sinalizado por Medeiros et al. (2021), é a extensão espacial de uma bacia hidrográfica. De acordo com os autores, áreas maiores abrangem várias localidades de uma região, isso faz com que a variabilidade natural de macroinvertebrados aquáticos fiquem sujeitos a diferentes fatores ambientais, processos de dispersão e interações bióticas que podem influenciar a estrutura da comunidade de maneira diferente (Medeiros et al. 2021).

Além disso, Salvarrey et al. (2014) e Fierro et al. (2015) alegam que em regiões de geomorfologia mais acidentada, a altitude passa a ser preponderante para explicar a variação da diversidade de macroinvertebrados. Conforme os referidos autores, terrenos mais íngremes ou de solos menos coesos (p.ex.: arenosos), permitem o escoamento da água e transporte de sedimentos intensificado pela ausência de vegetação, alterando as características do substrato e a morfologia do canal, sendo assim um fator limitante à diversidade e riqueza das espécies de macroinvertebrados (Salvarrey et al. 2014; Fierro et al. 2015).

A população humana que vive em uma bacia hidrográfica também se mostra como um critério a ser considerado. Condizente com Finlay (2011) e Lafage et al. (2019), esses locais quando densamente

povoados acabam por liberar uma quantidade maior de esgotamento sanitário nas águas, diminuindo sua qualidade e interferindo na riqueza e proporção de comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Nesse interím, em avaliação da qualidade biológica da água em áreas degradadas Dusabe et al. (2019), sugerem medidas de proteção das águas como fator essencial para reduzir o influxo de águas residuais, através de programas de saneamento e manutenção da integridade do solo, com vistas à proteção das comunidades aquáticas.

Por suposto, a proximidade dos riachos com áreas antropizadas podem aumentar o potencial de inundações, alterando o regime de fluxo hídrico e carreando estruturas e organismos do seu hábitat natural. Para Herringshaw et al. (2011), riachos com picos de vazão durante a chuva, com erosão do solo e assoreamento, geram o carreamento de organismos e homegeinidade do hábitat, reduzindo assim, os recursos e os locais para abrigo e reprodução das comunidades aquáticas. Diante do exposto, ratifica-se a importância na avaliação do critério índice de compacidade para estudos em bacias hidrográficas, bem como demais critérios supracitados.

A seleção de critérios para compreensão dos efeitos de uso da terra sobre comunidades aquáticas na área de estudo em questão é ponderada, haja vista que as nascentes do rio Itajaí-mirim encontram-se a 1.000 metros de altitude perfazendo uma extensão aproximada de 170 km até a confluência com a região estuarina. De acordo com Homechin e Beaumord (2007), isso caracteriza uma região de relevo acentuado que reflete na densidade de drenagem ($1,6 \text{ Km/Km}^2$) do curso hídrico e no índice de compacidade (2,03) da bacia hidrográfica, caracterizando assim, um território propenso a enchentes, influenciando diretamente a biota.

Nesse contexto, Soares et al. (2010) em estudo de estimativa da disponibilidade hídrica, afirma que as modificações do uso da terra na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim ocorridas nas últimas décadas são fatores preponderantes que afetam os processos hidrológicos, a qualidade das águas e a biodiversidade local. Conforme Burliga et al. (2005) em estudo na mesma área da presente pesquisa, afirma que a região à montante na bacia são ocupadas por regiões florestadas, cultivos de subsistência e pastagens, apresentando condições ambientais mais favoráveis à biota aquática, com alta saturação de oxigênio. Conquanto, trechos à jusante apresentam ocupação humana em ambas as margens do rio, sofrendo com aporte de efluentes domésticos e atividade mineradora de areia, os quais comprometem as condições ambientais da área em questão.

De acordo com Soares de Oliveira, Lima e Tavares (2022), medidas como implantação de saneamento básico e rede de esgotos, recuperação de mata ciliar, combate a erosão, promoção do uso adequado do solo e fiscalização das queimadas na agricultura, podem contribuir sobremaneira na manutenção da qualidade da água e manutenção da biota em bacias hidrográficas. Em estudo de influência do uso e cobertura do solo na qualidade da água em riachos no Mata Grosso do Sul, Zolin et al. (2022), afirmam que a maior porção do uso do solo urbano apresentou os piores resultados para os parâmetros qualidade da água, indicando a deterioração dos ambientes, de modo a ressaltar a necessidade urgente de formulação de políticas públicas voltadas para à sustentabilidade hidroambiental.

Por suposto, Batista et al. (2022) consideram os aspectos biogeoquímicos de cada área como: identificação taxonômica dos grupos de macroinvertebrados, geologia, dinâmica hídrica e limnológica, além do potencial de antropização associados às variáveis ambientais como importantes ferramentas para a caracterização ambiental. Portanto, a seleção de critérios adequados para estudos ecológicos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim é emergente, uma vez que conforme Bo et al. (2020, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos são moldadas principalmente pelas condições do

habitat local/uso da terra bem como a substituição de táxons à medida que a hierarquia do riacho aumenta.

Conclusão

À vista das pesquisas percorridas e da importância da conservação do ambiente em estudo, conclui-se que elencar critérios para compreender a influência do solo sobre as comunidades aquáticas, associando métricas de geoprocessamento e atividade de campo para posterior validação em unidade de referência, podem contribuir sobremaneira para a composição de um delineamento amostral eficiente, eficaz e de possível replicação para demais áreas de investigação.

Salienta-se que além dos critérios atribuídos neste estudo, com vistas a homogeneidade entre os tratamentos, a adaptabilidade de outros, conforme explicitado em revisão de literatura, devem ser considerados de acordo com a região escrutada. Outrossim, a bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim apresenta apenas estudos pretéritos de caracterização do uso do solo em sua totalidade, mas não na minúcia de seus riachos, enquanto métricas de paisagem.

Por conseguinte, o objetivo da presente pesquisa que buscou delinear uma proposta de plano amostral para compreender os efeitos do uso da terra sobre as comunidades aquáticas, abarcando como estudo de caso a bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC) foi efetivado com êxito, tendo em vista que as métricas investigadas na literatura, contemplaram diferentes bacias hidrográficas mundiais e responderam ao levantamento de critérios aplicados para local de estudo de comunidades aquáticas. Esses critérios por sua vez, compuseram de forma fidedigna o delineamento amostral de 12 pontos de estudo para a bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC), considerando de que modo os diferentes usos da terra podem afetar na diversidade, riqueza e abundância das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

Isto posto, caracteriza o ineditismo do trabalho, enquanto aporte referencial para este e demais locais de estudo. Destarte, a ciência não se constrói na completitude de investigações, mas sim no dinamismo das ações, à medida que novos conceitos são desvelados e atribuídos às proposituras.

Participação dos autores: ICBV - metodologia, aplicação do software, validação de dados, análise, investigação, recursos, curadoria dos dados, escrita, revisão e edição; VSCC - metodologia, investigação, escrita – preparação do esboço original e redação; VMC – aplicação do software, validação de dados, análise, curadoria dos dados escrita – preparação do esboço original e redação; EAWR - redação, revisão e edição, curadoria dos dados, supervisão e aplicação do software; JOB - supervisão, administração do projeto e aquisição de financiamento.

Aprovação ética ou licenças de pesquisa: Para o presente estudo não houve necessidade de aprovação pelo comitê de ética.

Disponibilidade dos dados: O manuscrito teve como base os dados da tese da autora principal e estarão disponibilizados em breve no repositório de teses e dissertações da Universidade do Vale do Itajaí (<https://www.univali.br/pos/mestrado/mestrado-em-ciencia-e-tecnologia-ambiental/banco-de-dissertacoes-e-teses/Paginas/default.aspx>).

Fomento: Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES), Programa Nacional de Pós Doutorado da CAPES (PNPD/CAPES) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq);

Conflito de Interesses: os autores declaram não haver conflito de interesses.

Referências

- Ab'Sáber AN. 2012. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. 7ª edição. São Paulo: Ateliê editorial, 160p.
- Agra J, Callisto M, Santos R. 2015. Condições de referência em riachos tropicais: bases para monitoramento e conservação de recursos hídricos. In Anais do VIII Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Curitiba (PR).
- Batista RS, Souza AR, Lázaro WL, Muniz CC, Oliveira Junior ES. 2022. Uso de macroinvertebrados aquáticos na bioindicação de ambientes transformados no Pantanal, Centro-Oeste do Brasil. *Gaia Scientia* 16(1):31-48. <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2022v16n1.60827>
- Baumgartner SD, Robinson CT. 2017. Changes in macroinvertebrate trophic structure along a land-use gradient within a lowland stream network. *Aquatic Sciences* 79(2):407-418. <https://doi.org/10.1007/s00027-016-0506-z>
- Benyahia L, Dridi H. 2017. L'analyse Diachronique de la superficie urbaine par télédétection et SIG d'une Grande ville algérienne (Batna). *Sciences & Technologie D*, (45):101-108.
- Bo T, Doretto A, Levrino M, Fenoglio S. 2020. Contribution of beta diversity in shaping stream macroinvertebrate communities among hydro-ecoregions. *Aquatic Ecology* 54(4):957-971. <https://doi.org/10.1007/s10452-020-09786-6>
- Burdon FJ, Munz NA, Reyes M, Focks A, Joss A, Räsänen K, Altermatt F, Eggen RIL, Stamm C. 2019. Agriculture versus wastewater pollution as drivers of macroinvertebrate community structure in streams. *Science of the Total Environment* 659:1256-1265. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.372>
- Burliga AL, Torgan LC, Nobrega EA, Beaumord AC, Costa CO, Yamauti DV. 2005. Diatomáceas epilíticas do rio Itajaí-Mirim, Santa Catarina, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27(4):415-421.
- Colvin SAR, Sullivan SMP, Shirey PD, Colvin RW, Winemiller KO, Hughes RM, Fausch KD, Infante DM, Olden JD, Bestgen KR, Danehy RJ, Eby L. 2019. Headwater Streams and Wetlands are Critical for Sustaining Fish, Fisheries and Ecosystem Services. *Fisheries* 44(2):73-91. <https://doi.org/10.1002/fsh.10229>
- Dodds WK, Smith VH. 2016. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters* 6(2):155-164. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>
- Dusabe MC, Wronski T, Gomes-Silva G, Plath M, Albrecht C, Apio A. 2019. Biological water quality assessment in the degraded Mutara rangelands, northeastern Rwanda. *Environmental Monitoring and Assessment* 191(3):1-13. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7226-5>
- Fierro P, Bertrán C, Mercado M, Peña-Cortés F, Tapia J, Hauenstein E, Caputo L, Vargas-Chacoff L. 2015. Composición del paisaje como determinante de la diversidad y de grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en ríos de la Araucanía, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research* 43(1):186-200. <https://doi.org/10.3856/vol43-issue1-fulltext-16>
- Finlay JC. 2011. Stream size and human influences on ecosystem production in river networks. *Ecosphere* 2(8):1-21. <https://doi.org/10.1890/es11-00071.1>
- Fugère V, Kasangaki A, Chapman LJ. 2016. Land use changes in an afro-tropical biodiversity hotspot affect stream alpha and beta diversity. *Ecosphere* 7(6):1-18. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1355>
- Gouveia RL, Selva VSF. 2021. Gestão para a conservação das águas: o estudo de caso do Riacho Parnamirim (Pernambuco). *Revista Brasileira de Meio Ambiente* 9(2):91-108.
- Gravélius H. 1914. Grundrifi der gesamten Gewässerkunde. Banda I: Flufkunde (Compêndio de Hidrologia, Vol. I. Rivers, em alemão). Goschen, Berlim.

- Hepp LU, Urbim FM, Tonello G, Loureiro RC, Sausen TL, Fornel R, Restello RM. 2016. Influência do uso da terra sobre a composição estrutural e funcional da comunidade de macroinvertebrados associados a detritos em riachos subtropicais da Floresta Atlântica. *Acta Limnologica Brasiliensia* 28(3):1-10. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0616>
- Herringshaw CJ, Stewart TW, Thompson JR, Anderson PF. 2011. Land Use, Stream Habitat and Benthic Invertebrate Assemblages in a Highly Altered Iowa Watershed. *The American Midland Naturalist* 165(2):274-293.
- Homechin M, Beaumord AC. 2007. Caracterização da Qualidade das Águas do Trecho Médio do Rio Itajaí-Mirim, Santa Catarina. In VIII Congresso de Ecologia do Brasil. Anais. p. 1-2. Disponível em: <<http://www.seb-ecologia.org.br/revistas/indexar/anais/viiiiceb/pdf/1740.pdf>>. Acesso em 20 out. 2022.
- Hunt L, Marrochi N, Bonetto C, Liess M, Buss DF, Silva CV, Chi MC, Resh VH. 2017. Do Riparian Buffers Protect Stream Invertebrate Communities in South American Atlantic Forest Agricultural Areas? 60(6):1155-1170. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0938-9>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2013. Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro. 7(3):1-171.
- Jankowski KJ, Mejia FH, Blaszcak JR, Holtgrieve GW. 2021. Aquatic ecosystem metabolism as a tool in environmental management. *WIREs Water* 1521(8):1-27. <https://doi.org/10.1002/wat2.1521>
- Jonsson M, Burrows RM, Lidman J, Fältström E, Laudon H, Sponseller RA. 2017. Land use influences macroinvertebrate community composition in boreal headwaters through altered stream conditions. *Ambio* 46(3):311-323. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0837-y>
- Lafage D, Bergman E, Eckstein RL, Österling EM, Sadler JP, Piccolo JJ. 2019. Local and landscape drivers of aquatic-terrestrial subsidies in riparian ecosystems: a worldwide meta-analysis. *Ecosphere* 10(4):1-12. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2697>
- Lisboa PG, Junior FRF, Silva Junior JG, Haddad HC, França LCJ, Lisboa GS, Silva VA, Magalhães RS. 2022. Cinco décadas de conflitos de uso e cobertura da superfície em áreas de preservação permanente no Rio Cachoeira, sul da Bahia, Brasil. *Gaia Scientia* 16(1):132-149. <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2022v16n1.61616>
- Matomela NH, Chakona A, Kadye WT. 2021. Comparative assessment of macroinvertebrate communities within three afro-montane headwater streams influenced by different land use patterns. *Ecological Indicators* 129:1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107972>
- Medeiros AS, Williams A, Milošević D. 2021. Assessment of ecological impairment of Arctic streams: Challenges and future directions. *Ecology and evolution* 11(14):9715-9727. <https://doi.org/10.1002/ece3.7798>
- O'Mara K, Venarsky M, Stewart-Koster B, McGregor G, Schulz C, Marshall J, Bunn SE, Kainz MJ. 2022. Trophic transfer of lipids and fatty acids across habitats in tropical river food webs. *Freshwater Biology* 67(5):893-911. <https://doi.org/10.1111/fwb.13889>
- Palt M, Gall LM, Piffady J, Hering D, Kail J. 2022. A metric-based analysis on the effects of riparian and catchment land use on macroinvertebrates. *Science Total Environment* 10(816):1-12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151590>
- Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Itajaí. 2010. Caderno Síntese: para que a água continue a trazer benefícios para todos. Fundação Agência de Água do Vale do Itajaí, Itajaí, SC. Disponível em: <http://www.sirhesc.sds.sc.gov.br/sirhesc/conteudo_visualizar_dinamico.jsp?idEmpresa=38&idMenu=544>. Acesso em 13 jun. 2022.
- Raitif J, Plantegenest M, Agator O, Piscart C, Roussel JM. 2018. Seasonal and spatial variations of stream insect emergence in an intensive agricultural landscape. *Science of the Total Environment* 644:594-601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.021>
- Salvarrey AVB, Kotzian CB, Spies MR, Braun B. 2014. The influence of natural and anthropic environmental variables on the structure and spatial distribution along longitudinal gradient of macroinvertebrate communities in southern Brazilian streams. *Journal of Insect Science* 14(13):1-23. <https://doi.org/10.1673/031.014.13>

Scotti A, Füreder L, Marsoner T, Tappeiner U, Stawinoga AE, Bottarin R. 2020. Effects of land cover type on community structure and functional traits of alpine stream benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 65(3):524-539. <https://doi.org/10.1111/fwb.13448>

SDE. Secretaria Estadual do Desenvolvimento Sustentável do Estado de Santa Catarina. Comitê do Rio Itajaí. Disponível em: <http://www.sirhesc.sds.sc.gov.br/sirhesc/conteudo_visualizar_dinamico.jsp?idEmpresa=38&idMenu=544>. Acesso em 10 mai. 2022.

Schmera D, Baur B, Erős T. 2012. Does functional redundancy of communities provide insurance against human disturbances? An analysis using regional-scale stream invertebrate data. *Hydrobiologia* 693(1):183-194. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1107-z>

Silva-Araújo M, Silva-Junior EF, Neres-Lima V, Feijó-Lima R, Tromboni F, Lourenço-Amorim C, Thomas SA, Moulton TP, Zandonà E. 2020. Effects of riparian deforestation on benthic invertebrate community and leaf processing in Atlantic Forest streams. *Perspectives in Ecology and Conservation* 18(4):277-282. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.09.004>

Soares PA, Pinheiro A, Soares KH, Zucco E. 2010. Estimativa da disponibilidade hídrica em pequenas bacias hidrográficas com escassez de dados fluviométricos. *Revista de estudos ambientais* 12(1):29-38. <https://doi.org/10.7867/1983-1501.2010v12n1p29-38>

Soares de Oliveira K, Lima WR de, Tavares JL. 2022. Análise da qualidade da água e do estado trófico em um reservatório da Bacia Hidrográfica do Rio Potengi, região semiárida do Nordeste. *Gaia Scientia*, 16(2). <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2022v16n2.61852>

Strahler AN. 1957. Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *Transactions, American Geophysical Union* 38(6):913-920. <https://doi.org/10.1029/tr038i006p00913>

Tewari A, Singh PK, Gaur S. 2022. Engineered hyporheic zones: Design and applications in stream health restoration - a review. *Water Supply* 22(2):2179-2193. <https://doi.org/10.2166/ws.2021.366>

Valle IC, Buss DF, Baptista DF. 2013. The influence of connectivity in forest patches, and riparian vegetation width on stream macroinvertebrate fauna. *Braz. J. Biol* 73(2):231-238. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000200002>

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1):130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>

Vieira IC, Ribeiro EA. 2022. Influence of watershed land use on water quality in the state of Santa Catarina, Brazil. *Geography, Environment, Sustainability*,15(2):103-110. <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2021-015>

Wolf MD. 2021. Ocorrência de parabenos nas águas do Rio Itajaí-Mirim. Dissertação de Mestrado. Instituto Federal de Santa Catarina, Itajaí. 70p.

Yadamsuren O, Morse JC, Hayford B, Gelhaus JK, Adler PH. 2020. Macroinvertebrate community responses to land use: a trait-based approach for freshwater biomonitoring in Mongolia. *Hydrobiologia* 847(8):1887-1902. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04220-2>

Yoshimura M. 2012. Effects of forest disturbances on aquatic insect assemblages. *Entomological Science* 15(2):145-154. <https://doi.org/10.1111/j.1479-8298.2011.00511.x>

Zolin TDS, Fernandes SSL, Ribeiro VO, Corrêa NF, Carvalho LA, Diodato JO. 2022. Influência do uso e cobertura do solo na qualidade da água - estudo de caso do córrego Laranja Doce, Dourados/MS. *Gaia Scientia* 16(1). <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2022v16n1.61337>



Esta obra está licenciada com uma *Licença Creative Commons Atribuição Não-Comercial 4.0 Internacional*.