



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

William Padilha Lemes

A urbanização como um fator de mudanças dos processos ecossistêmicos em riachos insulares: Decomposição foliar e invertebrados aquáticos como ferramentas de avaliação

Florianópolis
2021

William Padilha Lemes

A urbanização como um fator de mudanças dos processos ecossistêmicos em riachos insulares: Decomposição foliar e invertebrados aquáticos como ferramentas de avaliação

Trabalho Conclusão do Curso de Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do grau de Licenciado em Ciências Biológicas.
Orientadora: Dra. Aurea Luiza Lemes da Silva

Florianópolis

2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Lemes, William Padilha

A urbanização como um fator de mudanças dos processos ecossistêmicos em riachos insulares: Decomposição foliar e invertebrados aquáticos como ferramentas de avaliação / William Padilha Lemes ; orientadora, Aurea Luiza Lemes da Silva, 2021.

68 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Graduação em Ciências Biológicas, Florianópolis, 2021.

Inclui referências.

1. Ciências Biológicas. 2. Ciências biológicas. 3. Ecologia de riachos. 4. Decomposição foliar. 5. Invertebrados aquáticos. I. Luiza Lemes da Silva, Aurea . II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

William Padilha Lemes

A urbanização como um fator de mudanças dos processos ecossistêmicos em riachos insulares: Decomposição foliar e invertebrados aquáticos como ferramentas de avaliação

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de Licenciado em Ciências Biológicas e aprovado em sua forma final pela Banca Examinadora.

Florianópolis, 08 de Setembro de 2021.

Prof. Carlos Roberto Zanetti, Dr.
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:



Documento assinado digitalmente
Aurea Luiza Lemes da Silva
Data: 13/09/2021 09:09:44-0300
CPF: 057.539.056-50
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Dr^a. Aurea Luiza Lemes da Silva
Orientadora
Universidade Federal de Santa Catarina



Documento assinado digitalmente
Ana Emilia Siegloch
Data: 14/09/2021 12:03:26-0300
CPF: 992.134.780-20
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof^a. Ana Emília Siegloch, Dr^a.
Avaliadora
Universidade do Planalto Catarinense



Documento assinado digitalmente
Bruno Renaly Souza Figueiredo
Data: 13/09/2021 10:06:01-0300
CPF: 076.596.484-89
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof. Bruno Renaly Souza Figueiredo, Dr
Avaliador
Universidade Federal de Santa Catarina

Dedico esse trabalho, especialmente, para a minha família. Minha mãe, guerreira e grande amor da minha vida. Obrigado por acreditar nos meus sonhos e sempre me incentivar. Ao meu pai e meus irmãos, por estarem sempre ao meu lado.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Universidade Federal de Santa Catarina como um todo. Pela oportunidade de estudar nessa instituição maravilhosa, pelo fornecimento dos recursos necessários durante todos esses anos para realizar este trabalho. A todos os professores que tive a oportunidade de conhecer e que me ensinaram tanto. Foi neste curso que pude perceber como a vida é bonita. Aprendi a ver os detalhes e isso me tornou um entusiasta em aprender e conhecer o mundo.

Quero agradecer as pessoas mais importantes da minha vida, minha mãe, Marili, meu pai,IVALDO e, meus irmãos, Lucas e Arthur. Não tenho como descrever como sou grato a vocês! Sempre recebi apoio e incentivo, mesmo quando pensei em parar a Universidade, vocês estavam lá para me ajudar. Preciso dedicar esse trabalho a minha mãe, boa parte dele foi feito pensando em como você ficaria feliz ao me ver na formatura. Além de ser meu sonho me tornar biólogo, sei que é teu sonho me ver formado e feliz na profissão que escolhi para minha vida. Obrigado por tudo, amo vocês demais!

Agora, agradeço a pessoa que me ajudou e ensinou um mundo inteiro durante esses últimos anos na biologia, minha orientadora Dra. Aurea. Até hoje lembro da entrevista no LIMNOS e como fiquei feliz em ter minha primeira experiência com pesquisa. Você tornou esse trabalho possível! Obrigado pelas conversas, pelos ensinamentos e por sempre estar disposta em me ajudar. Você foi uma das pessoas que mais me incentivou durante a graduação. Obrigado por tudo!

Obrigado para os colegas do LIMNOS, por todo o tempo que passamos juntos no laboratório, os cafés da tarde, conversas e aprendizados. Os campos na Lagoa do Peri foram uma das melhores experiências que tive. Foi uma honra partilhar esses momentos com ótimas pessoas e profissionais como vocês. Em especial a Jéssica Andriotti, por ter me ensinado e ajudado em todo o projeto, dos dias triando material até os momentos finais da pesquisa, além de todas as conversas e risadas que demos. A Michelle Lopes, por toda ajuda, parceria e ensinamentos. Ao Cleiton, por me ensinar a triar e por alegrar nossos dias, você é uma ótima pessoa e um bom amigo. Ao Lucas Fontana, pela ajuda na escrita do relatório de IC e pelos ensinamentos durante o tempo compartilhado no LIMNOS. A Rosane por toda ajuda durante a pesquisa, você será uma grande bióloga. Mesmo não sendo do LIMNOS, obrigado a Karoliny Araújo por me ajudar na montagem dos experimentos e nos campos do projeto.

Obrigado especial a minha namorada Jéssica, por me apoiar durante esse tempo e sempre me incentivar. Muito obrigado pelo carinho e por todo suporte que você me ofereceu, por me levar comida e chá quente enquanto eu passava horas no computador, obrigado!

Por enfim, obrigado a todos vocês que participaram desta minha longa caminhada, que sempre me apoiaram e foram grandes amigos!

*“Irmão, você não percebeu que você é o único representante do
seu sonho na face da terra
Se isso não fizer você correr, chapa, eu não sei o que vai
Vai, levanta e anda, vai, levanta e anda”*
(Emicida)

*“Feche os olhos, aguçe os ouvidos, e da mais leve respiração ao mais
selvagem ruído, do mais simples som à mais sublime harmonia, do
mais violento e apaixonado grito às mais suaves palavras da doce
razão, é somente a Natureza que fala, revelando sua existência, seu
poder, sua vida e suas relações e estruturas, de tal modo que um cego,
a quem é vedado o mundo infinitamente visível, é capaz de apreender
no audível tudo o que é infinitamente vivo.”*
(Johann Wolfgang von Goethe)

RESUMO

Ecossistemas aquáticos são peças fundamentais para a manutenção da vida, pois oferecem diversos serviços para a população, como abastecimento de água e fonte de alimentação e abrigam uma alta diversidade. Com o avanço do processo de urbanização causadas pelo acelerado crescimento populacional, esses ecossistemas aquáticos vêm sofrendo diversos impactos ambientais, tais como as mudanças das paisagens naturais para a construção de centros urbanos e áreas para agricultura e pecuária, alterando o uso do solo. Em riachos, entre os principais impactos observados, estão a retirada da vegetação ripária, impermeabilidade do solo e despejo dos efluentes, que afetam diretamente a fauna de invertebrados aquáticos e processos ecossistêmicos, como a decomposição de detritos foliares. O objetivo deste estudo foi avaliar como a colonização de invertebrados aquáticos em detritos foliares e o processo de decomposição foliar são influenciados pelo estado de conservação de riachos inseridos em diferentes bacias hidrográficas na cidade de Florianópolis, SC. Para a amostragem de invertebrados aquáticos e decomposição foliar, *Litter bags* contendo folhas de *Alchornea triplinervia* foram incubados em 5 riachos, inseridos em área (1) conservada, (2) rurais e (2) urbanas, e retirados após 7, 15, 30, 45 e 60 dias de incubação. Em adição, foi aplicado o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) e coleta de dados químico-físicos da água para fazer uma caracterização ambiental dos riachos. Os resultados demonstraram diferenças significativas no processo de colonização de invertebrados aquáticos entre os diferentes riachos, onde observou-se uma redução na riqueza taxonômica com o aumento dos impactos antrópicos causado pela urbanização. O riacho Sul conservado e Norte rural apresentaram a maior riqueza taxonômica, enquanto o riacho Norte Urbano apresentou maior abundância, em sua maioria de táxons tolerantes e resistentes. A decomposição foliar teve a maior porcentagem de perda de massa foliar no riacho Sul conservado apresentando 0% de massa remanescente após 60 dias de incubação, enquanto no riacho urbano, a porcentagem de massa remanescente foi de 70% no mesmo tempo amostral e o riacho Norte Rural apresentou 60% de massa remanescente. Esses resultados demonstram que o processo de urbanização provocou alterações nas comunidades de invertebrados aquáticos (riqueza taxonômica e grupos funcionais) e redução da taxa de decomposição do detrito foliar.

Palavras-chave: Atividades antrópicas, Bacias hidrográficas, Florianópolis-SC, Invertebrados aquáticos, Processos ecossistêmicos.

ABSTRACT

Aquatic ecosystems are fundamental for the maintenance of life because they offer various ecosystem services to the population, such as water supply and food source, in addition to promoting biodiversity. Unfortunately, with the advancement of the urbanization process caused by accelerated population growth, these aquatic ecosystems have suffered several impacts, especially the changes in natural landscapes for the construction of urban centers and areas for agriculture and livestock, changing in the land-use. In streams, among the main impacts observed are the removal of riparian vegetation, soil impermeability and discharge of effluents, which directly affect the fauna of aquatic invertebrates and ecosystem processes, such as the decomposition of leaf litter. The objective of this study was to evaluate how the colonization of aquatic invertebrates on leaf litter and the process of leaf decomposition are influenced by the conservation status of streams inserted in different watersheds in the city of Florianópolis, SC. *Litter bags* containing *Alchornea triplinervia* leaves were incubated in 5 streams, inserted in (1) conserved, (2) rural and (2) urban areas, and removed after 7, 15, 30, 45 and 60 days of incubation. In addition, we applied the Rapid Assessment Protocol (RAP) and collected water chemical and physical data to perform an environmental characterization of the streams. The results showed significant differences in the colonization process of aquatic invertebrates among the different streams, where a reduction in taxonomic richness was observed with the increase of anthropic impacts caused by urbanization. The leaf decomposition had the highest percentage of leaf mass loss in the preserved South stream showing 0% of remaining mass after 60 days of incubation, while in the urban stream, the percentage of remaining mass was 70% at the same sampling time. These results demonstrate that the urbanization process caused changes in the aquatic invertebrate communities (taxonomic richness and functional groups) and reduced the decomposition rate.

Keywords: Anthropic activity, Watersheds, Florianópolis-SC, Aquatic Invertebrates, Ecosystem processes.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Modelo conceitual dos efeitos das modificações antrópicas sobre a comunidade de invertebrados aquáticos e processos ecossistêmicos.....21
- Figura 2: Representação da atuação das comunidades biológicas e fatores ambientais no processo de decomposição e transformação dos detritos foliares.....24
- Figura 3: Localização dos riachos amostrados, dentro das duas bacias hidrográficas, em Florianópolis, Santa Catarina. Em verde: Bacia Hidrográfica do Ratoões; em verde: Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri.....31
- Figura 4: Riachos amostrados, sendo a Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri, representados por (A) Cachoeira Grande (Sul Conservado); (B) Sul Rural; (C) Sul Urbano; Na Bacia Hidrográfica do Ratoões; (D) Rio da Palha (Norte Rural) e (E) Cachoeira do Ratoões (Norte Urbano). ...33
- Figura 5: (A) Imagens dos litter bags incubados nos riachos; (B) riacho Sul Conservado; (C) riacho Sul Rural; (D) riacho Sul Urbano; (E) riacho Norte Rural; (F) Autor incubando os litter bags.35
- Figura 6: Incubação dos litter bags no riacho NR, demonstrando a medida de 1 metro entre cada corrente.36
- Figura 8: Esquematização da retirada de discos foliares para cálculo da perda de massa.....37
- Figura 9: Análise de Componentes Principais (PCA) realizadas com as variáveis abióticas amostradas nos riachos estudados. Na direita, análise de Nitrogênio e Fósforo entre as regiões.42
- Figura 10: Scores finais obtidos através do protocolo de avaliação rápida aplicado nos riachos estudados, onde: score 1: excelente estado e score 5: mau estado. SC = Sul Conservador, SR = Sul Rural, SU = Sul Urbano, NR = Norte Rural, NU = Norte Urbano.....44
- Figura 11: Abundância relativa das famílias mais abundantes encontradas nos riachos Norte rural, Norte urbano, Sul rural, Sul urbano e Sul conservado.46
- Figura 12: Abundância total e riqueza taxonômica de invertebrados aquáticos nos riachos SC = Sul Conservador, SR = Sul Rural, SU = Sul Urbano, NR = Norte Rural, NU = Norte Urbano. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) de acordo com o teste de Tukey.47
- Figura 13: Ordenação de Escalonamento Multidimensional não Métrico (nMDS) baseada na composição taxonômica de invertebrados amostrados nos experimentos de decomposição foliar.....48

Figura 14: Abundância total (ind.gr de detritos) dos grupos tróficos funcionais. SC = Sul Conservador, SR = Sul Rural, SU = Sul Urbano, NR = Norte Rural, NU = Norte Urbano. Letras diferentes na coluna indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as áreas de acordo com o teste de Tukey.50

Figura 15: Boxplot da porcentagem de massa remanescente nos riachos SC = Sul Conservador, SR = Sul Rural, SU = Sul Urbano, NR = Norte Rural, NU = Norte Urbano. Letras diferentes na coluna indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as áreas de estudo.....51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Valores totais de Temperatura da água (°C), Condutividade (μS), pH, O.D (mg/L) (Oxigênio Dissolvido), Profundidade (cm), Largura (m), Nitrogênio e Fósforo coletados nos riachos amostrados nas duas diferentes regiões de Florianópolis (SC).41

Tabela 2: Score das variáveis do Local e Segmentos. Pontuação de 1 a 5, sendo: 1 = Excelente estado - nenhuma alteração ao natural e 2 = Mau estado - altamente modificado. SC = Sul Conservador, SR = Sul Rural, SU = Sul Urbano, NR = Norte Rural, NU = Norte Urbano. ...43

Tabela 3: Ordens, Famílias e Abundância total de invertebrados aquáticos amostrados nos riachos inseridos em diferentes bacias hidrográficas em Florianópolis-SC.44

Tabela 4: Resultados da ANOVA realizada para verificar as diferenças na abundância dos grupos tróficos com relação ao tipo de riachos amostrado.49

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANOVA – Análise de Variância

BHLP – Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri

BHR – Bacia Hidrográfica do Ratonés

CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento

EPT – Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

MOPF – Matéria orgânica particulada fina

MOPG – Matéria orgânica particulada grossa

NR – Norte Rural

NU – Norte Urbano

PAR – Protocolo de Avaliação Rápida Visual

PCA – Análise de Componentes Principais

SC – Sul Conservado

SR – Sul Rural

SU – Sul Urbano

nMDS – Análise de Escalonamento Multidimensional não Métrico

OD – Oxigênio Dissolvido

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
1.1 ECOSISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAIS	17
1.2 USO DA TERRA E URBANIZAÇÃO	19
1.2.1 Urbanização em Florianópolis	21
1.3 DECOMPOSIÇÃO FOLIAR.....	22
1.4 INVERTEBRADOS AQUÁTICOS	25
2 HIPÓTESE	28
3 OBJETIVO GERAL	29
3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	29
4 MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1 ÁREA DE ESTUDO.....	30
4.2 CARACTERIZAÇÃO DAS REGIÕES E BACIAS HIDROGRÁFICAS	30
4.3 DELINEAMENTO AMOSTRAL	34
4.4 PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS.....	37
4.5 OBTENÇÃO DE PERDA DE MASSA E PESO SECO LIVRE DE CINZAS	37
4.6 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS E FÍSICAS DA ÁGUA	38
4.7 CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE	38
4.8 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	39
5 RESULTADOS	41
5.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA	41
5.2 CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE.....	42
5.3 COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS.....	44
5.3.1 Abundância total e riqueza taxonômica	44
5.4 ESTRUTURA TRÓFICA DA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS.....	48
5.5 MASSA REMANESCENTE	50
6 DISCUSSÃO	52
6.1 VARIÁVEIS ABIÓTICAS E INVERTEBRADOS AQUÁTICOS	52
6.2 DECOMPOSIÇÃO FOLIAR.....	54
7 CONCLUSÃO	55
REFERÊNCIAS	56

1 INTRODUÇÃO

1.1 ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAIS

Ecosistemas aquáticos são essenciais para manter os ciclos de vida, a biodiversidade dos organismos e a sobrevivência da espécie humana (TUNDISI, 2006). Estes ambientes podem ser divididos em lóticos, representados por águas correntes (rios e riachos), e lênticos, com águas estagnadas (lagos naturais e artificiais) (SCHMITT, 2016). Os ambientes lóticos são diferenciados dos lênticos devido a várias características físicas e estruturais, tais como a presença de um fluxo unidirecional de água em sentido jusante, velocidade da correnteza, variação quanto à produção autóctone e alóctone, profundidade, largura, volume de água, mudanças no estado trófico e, conseqüentemente, composição das comunidades biológicas associadas a esses ambientes (ANDRIOTTI, 2019; VANNOTE et al. 1980; WILLIAMS; FELMATE, 1992).

Os ecossistemas lóticos possuem alta complexidade e importância ecológica (ANDRIOTTI, 2019) oferecendo uma gama de serviços, tais como fornecimento de água para fins domésticos, industriais e agrícolas, geração de energia, tratamento de resíduos, rotas de navegação, locais para atividades de lazer e conservação da biodiversidade (DUDGEON et al. 2006; TUNDISI; TUNDISI, 2010). Como, por exemplo, a Lagoa do Peri (ambiente lêntico) e seus tributários (ambientes lóticos), situados na região Sul de Florianópolis, são utilizados como reservatório de água para o abastecimento e lazer para a comunidade, também constitui um ecossistema que abriga diversas espécies (CARDOSO et al. 2008; TEIVE et al. 2008).

Os ecossistemas lóticos estão fortemente ligados com a vegetação ripária, a qual determina a disponibilidade de luz e matéria orgânica (WALLACE et al. 1999), sendo importantes para a manutenção e regulação do ambiente (NAIMAN et al. 2005). A vegetação ripária, frequentemente denominada como mata ciliar, floresta de galeria, mata aluvial ou mata ripária (HINKEL, 2003), é um componente fundamental para os rios e riachos (TUNDISI; TUNDISI, 2010), agindo como uma barreira contra a entrada de sedimentos (KLAPPROTH; JOHNSON, 2000), retendo os resíduos dissolvidos e particulados (WANTZEN et al. 2002), controlando a erosão das margens (LEMES-SILVA, 2014), auxiliando na estabilização das ribanceiras (HINKEL, 2003) e participando da ciclagem de nutrientes dos riachos florestados e bacias hidrográficas (CICCO; ARCOVA, 1999; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997). Além disto, a vegetação ripária auxilia na recarga de aquíferos subterrâneos (HINKEL, 2003), atua como

habitat e corredor ecológico de animais (HINKEL, 2003; LEMES-SILVA, 2014) e também, como uma importante fonte de nutrientes para muitos organismos dentro dos riachos.

Em riachos florestados ou de cabeceiras, a entrada de energia no ecossistema, se dá de duas formas: (1) da matéria autóctone da produção fotossintética dentro do riacho e (2) da matéria alóctone advinda da vegetação ripária circundante (ABELHO, 2001). Sabe-se que as fontes autóctones são responsáveis por apenas uma pequena parte da fonte de energia em pequenos riachos. Isto ocorre devido ao denso sombreamento da vegetação ripária, que impede a entrada de luz, reduzindo a produção fotossintética (ABELHO, 2001; ANDRIOTTI, 2019). Por isso, o aporte de fontes alóctones de matéria orgânica particulada grossa (MOPG), advindos da vegetação ripária, como os detritos foliares (folhas e fragmentos de folhas), partes florais, cascas, galhos, frutas e outras partes de plantas (ABELHO, 2001), se torna a principal fonte de energia para estes ecossistemas de riachos (GONÇALVES; CALLISTO, 2013; HEPP et al. 2016).

Os detritos foliares, principalmente as folhas, assim que entram no riacho, são incorporados à cadeia trófica, sendo colonizados e consumidos por organismos, tais como fungos e invertebrados aquáticos (GESSNER et al. 2010; IÑIGUEZ-ARMIJOS et al. 2016). Por isso, a supressão do *input* de matéria alóctone, através da remoção da vegetação ripária, pode afetar diretamente a teia dos detritívoros, reduzindo drasticamente os processos funcionais (decomposição foliar, ciclagem de nutrientes e produção primária), a manutenção da saúde dos ecossistemas, além de mudanças na variação da fauna aquática e interações tróficas (HEPP et al. 2016; LEMES-SILVA, 2014; ZHANG et al. 2019).

A decomposição foliar está diretamente ligada à entrada de matéria alóctone, que, consequentemente, é afetada pela remoção da vegetação ripária (ABELHO, 2001; MARKS, 2019). Esta remoção ocorre muitas vezes devido ao avanço da urbanização que altera áreas naturais para uso do homem, com atividades agrícolas, agropecuárias e áreas urbanas (SENSOLO et al. 2012). Como resposta, os riachos sofrem alterações em suas características hidrológicas, disponibilidade de substrato, qualidade da água e fauna aquática (SMITH; LAMP, 2008).

1.2 USO DA TERRA E URBANIZAÇÃO

O uso da terra é uma atividade econômica que, historicamente, tem causado muitos problemas ambientais (KOELLNET; SCHOLZ, 2008). Essa transição de paisagens naturais para áreas dominadas e usadas pelo homem, seja para a agricultura, agropecuária ou construção de áreas urbanas, impactou diretamente ecossistemas em todo o mundo (ALLAN, 2004), incluindo os ecossistemas aquáticos e seus processos funcionais (MARRIS, 2011; MARTINS et al. 2017). Essas mudanças no uso da terra estão relacionadas com a perda de biodiversidade, a qual decaiu a uma taxa nunca antes vista (SALA et al. 2000). Para se ter uma ideia, entre os anos de 2000 e 2010, a América do Sul perdeu 4 milhões de hectares de florestas, seguida da África, com 3.5 milhões de hectares desmatados (BAHAMONDEZ, 2010). O desmatamento, quando não ocorre por causas naturais (como tempestades, ciclones, inundações), é provocado pela ação do homem, convertendo a paisagem para seu próprio uso (BAHAMONDEZ, 2010).

A transição ou mudança no uso da terra de áreas florestadas para urbanas e rurais impactam negativamente importantes serviços ecossistêmicos providos por estes ambientes, tais como a provisão de alimentos, abastecimento d'água, recreação e descarga de águas pluviais (ANDRIOTTI, 2019; CLASSEN-RODRÍGUEZ et al. 2019). Em adição, diversos estudos têm destacado a importância dos ecossistemas aquáticos urbanos na manutenção do bem-estar da população (FEIO et al. 2021).

Abaixo segue um levantamento dos efeitos da urbanização nos riachos inseridos em áreas urbanas de acordo com MARTINS et al. (2017) (Figura 1):

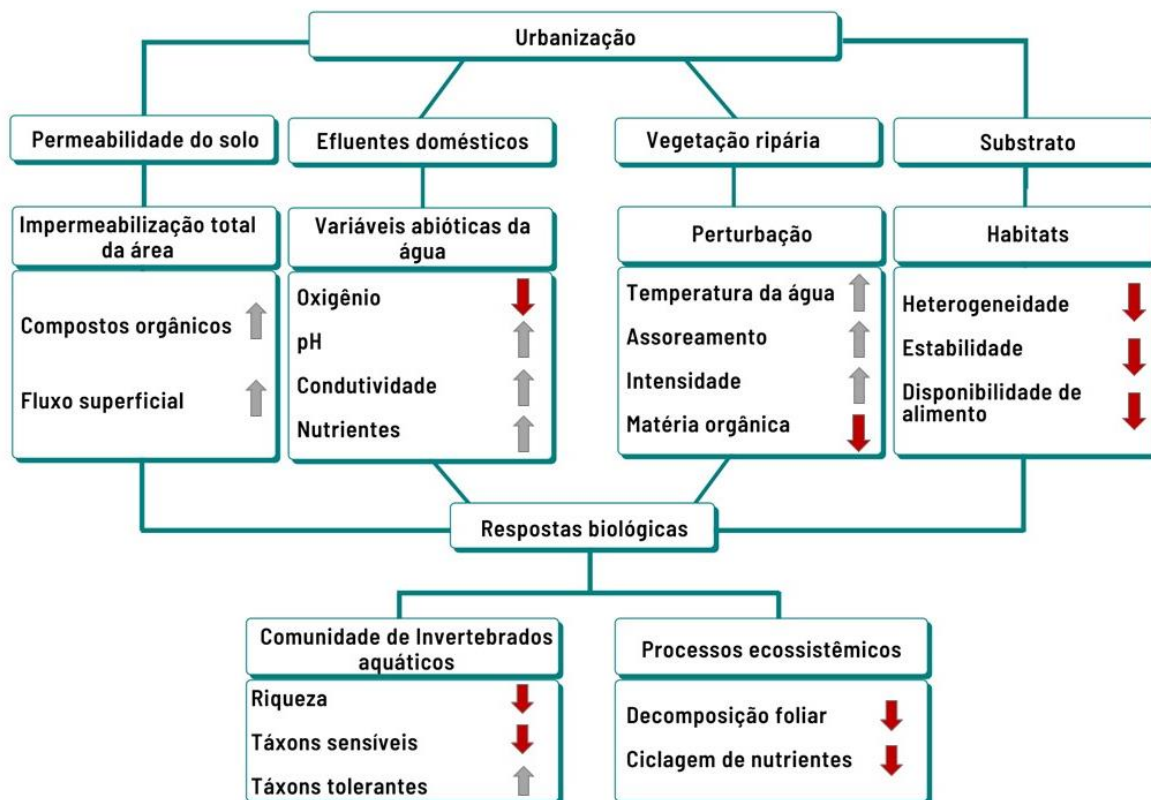
- a) **Diminuição da permeabilidade do solo**, pela construção de asfaltos, estradas e demais construções. Como efeitos, ocorre a redução na absorção de água pelo solo e aumento do escoamento de contaminantes para os ambientes aquáticos (ANDRIOTTI, 2019; WALSH et al. 2005). Em consequência, há alterações das características da água, devido ao aumento da turbidez, condutividade elétrica, concentração de nutrientes e diminuição de oxigênio dissolvido (WENGER et al. 2009). Com maior fluxo de água entrando nos riachos, ocorre um aumento da velocidade da corrente, eliminando comunidades aquáticas (WALSH et al. 2005) e alterando o substrato de fundo (redução de substratos foliares e aumento de matéria inorgânica).
- b) **Poluição ou aporte de efluentes**, sejam eles domésticos, agrícolas ou industriais, resultam no aumento das concentrações de nutrientes, como nitrogênio e fósforo,

devido a entrada de resíduos humanos e detergentes sem tratamento adequado (HALSTEAD et al. 2014). Como consequência da maior disponibilidade de nutrientes no ecossistema, ocorre maior atividade de microrganismos (por exemplo, bactérias coliformes e nitrificadoras), que eleva a taxa de respiração, diminuindo a disponibilidade de oxigênio dissolvido (ANDRIOTTI, 2019; ROSA et al. 2014; WALSH et al. 2005);

- c) **A remoção parcial ou completa da vegetação ripária** pelo uso da terra pode levar à erosão das margens e assoreamento dos riachos (COUCEIRO et al. 2010; HINKEL, 2003). Sem a cobertura vegetal, ocorre maior incidência de luz solar sobre o ecossistema aquático, que resulta no aumento da temperatura da água, e diminuição da disponibilidade de oxigênio (ANDRIOTTI, 2019; CALLISTO et al. 2012; PAUL; MEYER, 2001). Além disso, ocorre a diminuição na entrada de matéria orgânica alóctone (detritos foliares) para o riacho (GONÇALVES; CALLISTO, 2013) reduzindo a disponibilidade de habitats e alimentos para a fauna aquática, resultando em alterações nos processos funcionais do ecossistema, como a decomposição foliar (SANCHEZ-ARGUELLO et al. 2010);

Os impactos relacionados ao uso da terra e urbanização, os quais convertem paisagens naturais para uso do homem, afetam a integridade e saúde dos riachos (OLIVEIRA et al. 2014), alterando aspectos físicos e químicos da água, tais como: fluxo dos riachos, pH, aumento da temperatura da água, concentração de nutrientes, mudanças no substrato e diminuição de habitats (ALLAN, 2004; IÑIGUEZ-ARMIJOS, 2016; PAUL; MEYER, 2001). Como consequência, mudanças na estrutura da comunidade biológica é observada com um aumento de táxons tolerantes (Figura 1) e diminuição de táxons sensíveis, como os dos fragmentadores, responsáveis por parte do processo de decomposição foliar (ALLAN, 2004; MARTINS et al. 2007).

Figura 1: Modelo conceitual dos efeitos das modificações antrópicas sobre a comunidade de invertebrados aquáticos e processos ecossistêmicos.



Fonte: Adaptado de ANDRIOTTI, 2019; HEPP; RESTELO, 2020; MARTINS et al. 2017.

1.2.1 Urbanização em Florianópolis

Florianópolis, a ilha de Santa Catarina ($27^{\circ}34'S48^{\circ}27'O$), localizada em uma região subtropical (WEMPLE et al. 2017) possui uma área de 674,844 km² e cerca de 60 km de extensão, tendo uma população de estimada de 508.826 pessoas e densidade demográfica de 623,68 hab/km², com uma taxa de escolarização de 98,4% para a faixa etária de 6 a 14 anos e terceiro maior IDH do país, com 0,847 (IBGE, 2020). A partir da década de 1970, devido ao “boom imobiliário”, a capital do Estado de Santa Catarina passou por um intenso processo de urbanização, levando à construção dos primeiros grandes condomínios na cidade (CAMPOS, 2004). Durante as últimas décadas, tem se notado um aumento considerável da população e urbanização das áreas naturais (GUERRA et al. 2016) e hoje, Florianópolis se tornou uma das cidades mais turísticas do Brasil (WEMPLE et al. 2017), sendo destino de milhares de pessoas durante as férias de verão.

Florianópolis pode ser dividida em 4 regiões (Norte, Sul, Leste e Oeste), as quais apresentam características físicas e históricas distintas. A região Sul é conhecida pelas suas

belas praias e povo ribeirinho, que mantêm atividades como a pesca artesanal e engenhos de farinha. Nessa região, encontra-se um dos últimos remanescentes de Floresta Atlântica preservado, inserido dentro do Monumento Natural Municipal da Lagoa do Peri (ANDRIOTTI, 2019), considerado uma das mais importantes áreas de proteção ambiental da ilha (LEMES-SILVA, 2014). Dentro do Parque, encontra-se também o maior manancial de água doce da costa catarinense, a Lagoa do Peri, que desde 2000 serve como fonte de abastecimento de água potável para cerca de 140 mil habitantes do Sul da Ilha, gerido pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN) (ANDRIOTTI, 2019; LEMES-SILVA, 2014).

No outro extremo da ilha, a região Norte, se destaca pela alta densidade demográfica, com maiores concentrações nos bairros Ingleses do Rio Vermelho e Canasvieiras. Este fato pode ser relacionado com a alta procura turística, recebendo o maior número de pessoas no verão, onde muitas famílias acabam ficando para morar no local (ANDRIOTTI, 2019). A expansão descontrolada e falta de fiscalização vem trazendo problemas socioeconômicos e ambientais para esta região. A região Norte está em um intenso processo de urbanização, convertendo a paisagem natural em áreas urbanas, destinadas a moradias e centros comerciais e, segundo, para áreas de pastagem e agricultura. Por estes motivos, a maioria dos riachos inseridos nas áreas mais ocupadas, estão completamente alterados quanto a sua morfometria natural (Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico, 2009), qualidade da água e integridade biológica.

O processo contínuo de urbanização da ilha pode alterar a integridade ecológica dos ecossistemas (LOPES, 2020; MMA/SBF, 2002), devido a suas atividades potencialmente impactantes, causando o desmatamento das florestas e exercendo grande pressão sobre os ambientes aquáticos. Em consequência, problemas relacionados à ocupação do solo, água, esgotos, desmatamento, erosão, assoreamento, drenagem, deficiências de saneamento, contaminação das águas e comprometimento da balneabilidade vem aumentando anualmente (ANDRIOTTI, 2019; HENNEMANN, 2011).

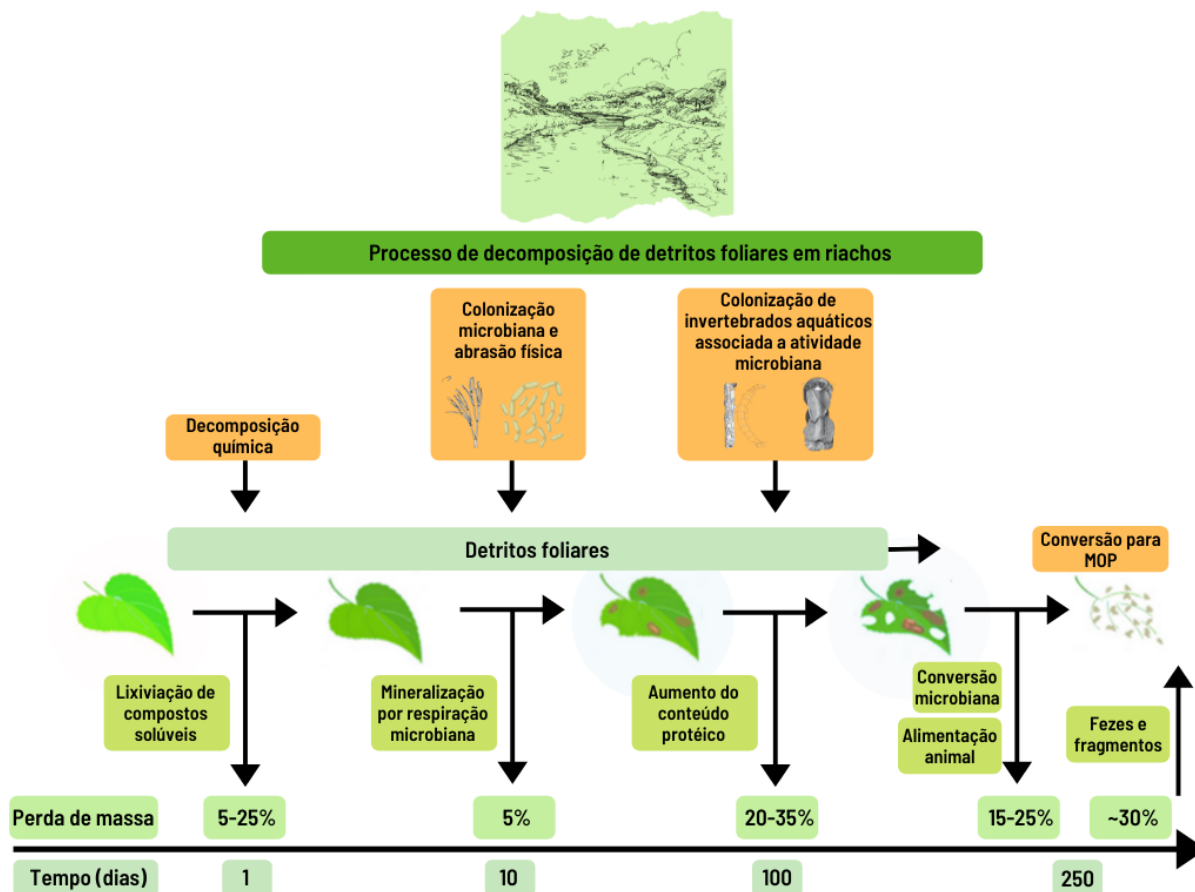
1.3 DECOMPOSIÇÃO FOLIAR

Os detritos vegetais oriundos da vegetação ripária são um fator fundamental para a saúde dos riachos e para a manutenção das comunidades aquáticas que ali vivem, sendo influenciadas pela disponibilidade, qualidade nutricional (teor de nitrogênio, fósforo, lignina e celulose) e diversidade de detritos foliares (ANDRIOTTI, 2019; FONTANA, 2018; KÖNIG et al. 2014; SANPERA-CALBET et al. 2009). Uma vez dentro dos riachos, os detritos vegetais

passam pelo processo de decomposição (Figura 2), resultado de uma combinação de processos químicos, físicos e biológicos que, juntos, transforma a matéria orgânica particulada grossa (MOPG; partículas >1mm) em matéria orgânica particulada fina (MOPF; partículas entre 0,45 µm e 1 mm) (ABELHO, 2001; MARKS, 2019; WEBSTER; BENFIELD, 1986).

A decomposição dos detritos foliares pode ser dividida em três fases: lixiviação, condicionamento e fragmentação, as quais ocorrem simultaneamente durante todo o processo (GESSNER et al. 1999). Na fase de a) **lixiviação**, é quando os detritos entram no riacho e o fluxo de um fluido, nesse caso, da água da correnteza, extrai ou solubiliza os compostos (como carboidratos, aminoácidos, proteínas e alguns lipídeos) por meio da abrasão. Nesta fase, são perdidos entre 10% a 30% da massa foliar (FONTANA, 2018; GONÇALVES et al. 2014; RICKLEFS; RELYEA, 2016); o b) **condicionamento**, onde ocorre a colonização por microrganismos, como fungos (principalmente hifomicetos aquáticos) e bactérias, que promovem modificações químicas e estruturais nos detritos foliares, sendo que em riachos de cabeceiras, os fungos atuam de forma mais eficiente do que as bactérias (GESSNER, 2002; GRAÇA, 2001; HIEBER, 2002). Durante o condicionamento, os microrganismos secretam enzimas que degradam a estrutura do tecido foliar tornando-os mais palatáveis para o consumo por invertebrados aquáticos (ANDRIOTTI, 2019). A c) **fragmentação** é resultado da abrasão física da água e fragmentação biótica, exercida através do consumo das folhas pelos invertebrados aquáticos, principalmente dos organismos do grupo trófico funcional fragmentador (ANDRIOTTI, 2019; LEMES-SILVA, 2014). Além disso, a decomposição dos detritos foliares é influenciada por outras variáveis ambientais, tais como temperatura e concentração de nutrientes, que podem acelerar ou retardar o processo (BERG; MCCLAUGHERTY, 2008).

Figura 2: Representação da atuação das comunidades biológicas e fatores ambientais no processo de decomposição e transformação dos detritos foliares.



Fonte: Adaptado de ALLAN, 1995 e CARSTENS et al. 2012.

O processo de decomposição foliar envolve diversos fatores abióticos e bióticos. Dos fatores abióticos, a temperatura, velocidade da água, teor de oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e nutrientes (principalmente as concentrações de fósforo e nitrogênio) presentes na água, influenciam diretamente no processo de decomposição (LOPES, 2014; PASCOAL; CASSIO, 2004). Impactos advindos do processo de urbanização modificam esses fatores que, em resposta, influenciam as comunidades aquáticas (ANDRIOTTI, 2019; ARAÚJO, 2015). Como exemplo, o despejo de efluentes em riachos aumenta a quantidade de nutrientes, diminuindo a disponibilidade de oxigênio dissolvido que, conseqüentemente, reduz a atividade dos micro-organismos, como fungos e bactérias (MEDEIROS et al. 2009; LOPES, 2014); aumento do fluxo de água no riacho, devido a impermeabilização do solo, aumenta a velocidade da corrente, eliminando comunidades aquáticas mais sensíveis (WALSH et al. 2005); remoção da vegetação ripária possibilita maior incidência da luz solar, elevando a temperatura da água (CALLISTO et al. 2012), o que pode ocasionar mudanças na comunidade

aquáticas (CHAKONA et al. 2009; COUCEIRO et al. 2007; LOPES, 2014), incluindo os organismos fragmentadores. Organismos deste grupo funcional (fragmentadores) são sensíveis aos impactos antrópicos. Em riachos impactados, sua abundância é reduzida e afeta processos funcionais, tais como a decomposição de detritos foliares (ANDRIOTTI, 2019; CHADWICK et al. 2006).

Por ser um processo integrativo, onde fatores bióticos e abióticos atuam concomitantemente, o processo de decomposição de detritos foliares tem sido empregado como uma eficiente ferramenta para avaliação dos efeitos de impactos antrópicos, como urbanização, poluição e desmatamento, relacionados a ecossistemas aquáticos (ANDRIOTTI, 2019; COLAS et al. 2013; LOPES, 2014). Esses impactos são detectados pelo estudo da perda de massa dos detritos foliares, através da diminuição no coeficiente de decomposição foliar, causada pela redução da biomassa microbiana e dos invertebrados fragmentadores (BALDY et al. 2007; GESSNER; CHAUVET, 2002; LEMES-SILVA, 2014; LOPES, 2014).

1.4 INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

Dentro do processo de decomposição foliar, o fator biótico é representado por microrganismos e invertebrados aquáticos. Os microrganismos (como bactérias e fungos) degradam a estrutura do tecido foliar, tornando-a palatável para o consumo de invertebrados aquáticos (FONTANA, 2018; LEMES-SILVA, 2014; TAYLOR; ANDRUSHCHENKO, 2014). Os invertebrados aquáticos apresentam alta diversidade, sendo constituídos por vários grupos taxonômicos, em sua maioria pertencentes à classe *Insecta* (ANDRIOTTI, 2019; CALLISTO et al. 2001). Estes organismos ocupam uma diversa gama de substratos, tanto orgânicos (detritos vegetais), como inorgânicos (rochas e cascalho) (SCHMITT, 2016), e habitam os fundos dos corpos hídricos por pelo menos uma parte de seu ciclo de vida (CALLISTO; ESTEVES, 1995). Os invertebrados aquáticos participam de diversos processos ecossistêmicos e na manutenção da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos (HEINO, 2009; LEMES-SILVA, 2014), estando relacionados com a ciclagem de nutrientes e transferência de energia, uma vez que servem de alimentos para os outros grupos tróficos.

Segundo ROSERBERG; RESH (1993), as principais características dos invertebrados aquáticos que os tornam bons indicadores ambientais, são: (i) as espécies possuem diferentes níveis de tolerância às alterações ambientais; (ii) são abundantes na maioria dos ecossistemas aquáticos; (iii) possuem ciclo de vida longo e respondem espaço temporalmente às condições ambientais; (iv) possuem baixa mobilidade, dessa forma refletem as condições ecológicas do

ambiente; e (v) são de fácil amostragem. Diversos fatores ambientais, como morfologia das margens dos riachos, presença de vegetação ripária, profundidade da coluna d'água, velocidade da corrente, correnteza, temperatura da água, substrato, disponibilidade de recursos alimentares e concentrações de nutrientes, podem atuar como agentes determinantes da distribuição e controle substancial destes organismos (ANDRIOTTI, 2019; HERSHEY; LAMBERTI, 2001; QUEIROZ et al. 2000; SCHMITT, 2016). Sendo assim, devido a sensibilidade de alguns grupos taxonômicos, qualquer alteração nestes fatores ambientais pode afetar a composição, estruturação e distribuição da comunidade destes organismos aquáticos (CALLISTO et al. 2001; SCHMITT, 2016; WEIGEL et al. 2003).

Os invertebrados aquáticos podem ser classificados pela sua resistência em relação a poluição do ambiente (CALLISTO et al. 2001). As ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, conhecidas como EPTs, são um conjunto de táxons indicadores de águas limpas, de boa qualidade, que tendem a desaparecer devido ao aumento da poluição (CALLISTO et al. 2001; ROSENBERG; RESH, 1993). Os organismos tidos como tolerantes, como alguns Heteroptera, Coleoptera e Odonata, podem suportar mudanças relacionadas à antropização e são abundantes nos ambientes aquáticos (ANDRIOTTI, 2019; CALLISTO et al. 2001). Já os organismos conhecidos como resistentes, Chironomidae (Diptera) e Oligochaeta (Annelida), são indicadores característicos de ecossistemas aquáticos poluídos, apresentando alta abundância nesses locais. Assim, ecossistemas aquáticos impactados, como riachos em áreas urbanas tendem a apresentar uma menor riqueza taxonômica e maior abundância de táxons tolerantes às modificações ambientais (ANDRIOTTI, 2019; CALLISTO et al. 2001).

Os estudos com os invertebrados aquáticos também podem ser realizados em função da classificação em grupos funcionais, com base nas características morfológicas e comportamentais dos organismos, relacionados diretamente aos seus modos de aquisição de alimento (LEMES-SILVA, 2014). Autores têm agrupado estes organismos em 5 (cinco) grupos funcionais principais (CUMMINS et al. 2005; GRAÇA, 2001; RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014), são eles:

- Coletores-filtradores: capturam, por filtração, pequenas partículas de matéria orgânica em suspensão na coluna d'água;
- Coletores-catadores: alimentam-se de pequenas partículas de matéria orgânica por coleta nos depósitos de sedimento;
- Raspadores: adaptados a raspar superfícies duras, alimentam-se de algas, bactérias, fungos e matéria orgânica morta adsorvida aos substratos;

- Fragmentadores: consomem partículas maiores de matéria orgânica, fragmentando o detrito em tamanhos menores;
- Predadores: engolem a presa inteira ou ingere em partes o tecido corporal.

Dentre estes grupos funcionais, destacam-se os fragmentadores, pois são sensíveis aos impactos ambientais e participam ativamente do processo de decomposição dos detritos foliares (FONTANA, 2018; LI; DUDGEON, 2009). Este grupo funcional se alimenta diretamente dos detritos foliares, convertendo matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina (LEMES-SILVA, 2014). Além disso, o material resultante desta transformação é disponibilizado no ecossistema e se torna recurso alimentar para outros grupos funcionais, como coletores e filtradores (GRAÇA, 1993; GRAÇA; CANHOTO, 2006). Assim, realizar a integração do processo de decomposição foliar com a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos, se tornou uma eficiente ferramenta para avaliar os efeitos de impactos ambientais sobre os ecossistemas aquáticos (ANDRIOTTI, 2019; ROSENBERG; RESH, 1993), principalmente em pequenos riachos.

Desse modo, entendendo a importância da integridade e saúde dos ecossistêmicos aquáticos, este estudo buscou investigar como os impactos causados pela urbanização de diferentes áreas afeta os processos ecossistêmicos em pequenos riachos inseridos na Ilha de Santa Catarina, tendo como ferramenta de avaliação a integração da Decomposição de detritos foliares, Estrutura taxonômica e Grupos funcionais de invertebrados aquáticos. As informações geradas aqui poderão auxiliar e subsidiar planos de manejo, preservação da natureza e recuperação de áreas degradadas, incluindo bacias hidrográficas, que contém os riachos estudados aqui.

2 HIPÓTESE

Para guiar os objetivos deste estudo, as seguintes hipóteses foram: o estado de conservação dos riachos influencia a ocorrência de invertebrados aquáticos colonizadores nos detritos foliares e, por consequência, o processo de decomposição, sendo a abundância e riqueza de táxons desta comunidade superiores em ambientes com menor influência antrópica, sendo assim espera-se que: (1) no riacho inserido em área conservada, haja maior riqueza taxonômica, enquanto riachos inseridos em áreas urbanizadas apresentem uma menor riqueza taxonômica e maior abundância de famílias tolerantes a antropização. Além disso, esperamos que (2) o riacho conservado, devido sua riqueza taxonômica e qualidade ambiental, apresente maior taxa de decomposição foliar em relação aos riachos urbanizados.

3 OBJETIVO GERAL

Verificar como o processo de urbanização influencia na comunidade de invertebrados aquáticos e no processo de decomposição foliar em riachos inseridos em bacias hidrográficas na cidade de Florianópolis (SC).

3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

I - Comparar a riqueza taxonômica da comunidade de invertebrados aquáticos em riachos inseridos em regiões com diferentes características ambientais;

II - Determinar a taxa de decomposição foliar em riachos com diferentes graus de impactos antrópicos associados ao processo de urbanização;

III – Relacionar as variáveis limnológicas (temperatura da água, teor de nutrientes orgânicos e oxigênio dissolvido) com a paisagem e comunidade de invertebrados aquáticos e com o processo de decomposição foliar.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado em riachos de pequena ordem inseridos em duas bacias hidrográficas localizadas na região Norte e sul da ilha de Santa Catarina (Figura 3), Florianópolis, no período de Novembro de 2017 a Janeiro de 2018. Os riachos foram amostrados em três diferentes contextos, que representam diferentes formas de uso e ocupação do solo e um gradiente de urbanização na região, são eles:

Riachos Urbanos: presente dentro de áreas residenciais, com vegetação ripária ausente ou escassa. Fluxo do riacho realinhado e/ou modificados, com substrato bentônico composto, principalmente, por areia e pedregulhos.

Riachos Rurais: geralmente cercados por áreas de pastagens, utilizado para criação de cavalos e bovinos. Vegetação ripária cerca de 70% ausente e substrato bentônico composto, principalmente, por areia, lama e material orgânico.

Riachos Preservado: coberto pela vegetação ripária de Floresta Atlântica, com substrato bentônico rochoso, composto por seixos e pedregulhos. Em sua área mais alta, apresenta regiões de floresta primária e ausência de perturbações humanas.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DAS REGIÕES E BACIAS HIDROGRÁFICAS

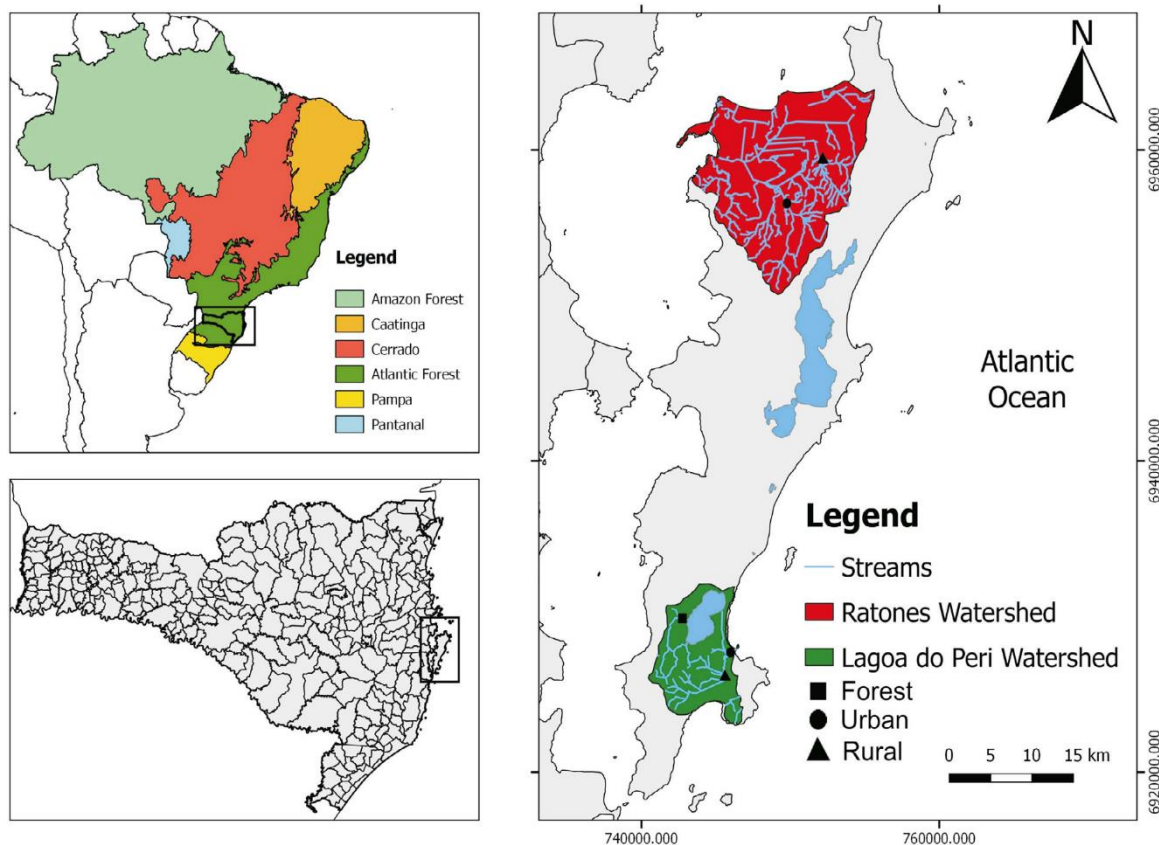
1. Região Sul: nesta região, foram selecionados três riachos, sendo aqui denominado como: Sul Preservado, Sul Rural e Sul Urbano, todos contidos na Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri (BHLF) (Figura 3). A Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri está localizada na porção Sudeste de Florianópolis (27°42'30"S - 48°30'00"W e 27°46'30"S - 48°33'30"W), com uma área aproximada de 20 km² (TEIVE, 2008), drenando uma área de 36,27 km² (LOPES et al. 2020). A BHLF contempla a Lagoa do Peri, corpo hídrico classificado como o maior manancial de água doce do município (BERNADELLI, 2016). O local apresenta vegetação de Floresta Ombrófila Densa em estágio avançado de regeneração.

A região Sul abriga uma comunidade com características tradicionais, como produção artesanal de farinha de mandioca através dos engenhos e água ardente pelos alambiques (CUNHA, 2008). Além da comunidade que realiza a prática de pesca artesanal, agricultura de subsistência e criação de gado em pequenos números.

2. Região Norte: foram selecionados dois riachos impactados, um com características urbanas e outro, rurais, ambos dentro da Bacia Hidrográfica do Ratores (BHR) (Figura 3). Nessa região, não encontramos riachos caracterizados como preservados para a amostragem. A BHR possui cerca de 61 km² de extensão, sendo o Rio Ratores o principal afluente desta bacia (LEMES-SILVA et al. 2020), drenando uma área de 98,42 km² (LOPES et al. 2020). A BHR abriga um mosaico de ecossistemas de alta relevância, marcada pela transição de ambientes terrestres e marinhos (FUSVERK, 2002).

A região Norte de Florianópolis é caracterizada pela alta densidade demográfica e uso e ocupação desordenada do solo. Esse aumento na densidade ocorreu principalmente na primeira década dos anos 2000, quando houve uma “explosão imobiliária” (NASPOLINI, 2020).

Figura 3: Localização dos riachos amostrados, dentro das duas bacias hidrográficas, em Florianópolis, Santa Catarina. Em verde: Bacia Hidrográfica do Ratores; em verde: Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri.



Fonte: LEMES-SILVA et al. 2020.

- Sul Preservado (Figura 4): O riacho preservado, de nome Cachoeira Grande (48°31'W e 27°42'S), está localizado Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri (BHLP), dentro Monumento Natural Municipal da Lagoa do Peri, criado pela Lei Municipal nº 1.828, de 1981 e hoje, uma das principais fontes de água potável para a população da cidade (OBSERVA, 2018). Sua nascente está localizada a 280 m de altitude e possui cerca de 1,7 km de extensão até desembocar na Lagoa do Peri, com uma área de drenagem correspondendo a 1,66 km² (LEMES-SILVA, 2014; NASCIMENTO, 2002). A área passou pelo processo de exploração e retirada de madeira, se encontrando, hoje, em estágio avançado de regeneração, caracterizado por árvores, arvoretas, arbustos e herbáceas em menor quantidade (SEVEGNANI et al. 2012), com predomínio de espécies lenhosas e serapilheira presente e espessa (VIBRANS et al. 2013). O riacho está inserido num local de difícil acesso, possui alta diversidade vegetal (LISBOA et al. 2015) e baixa interferência humana (LEMES-SILVA, 2014).

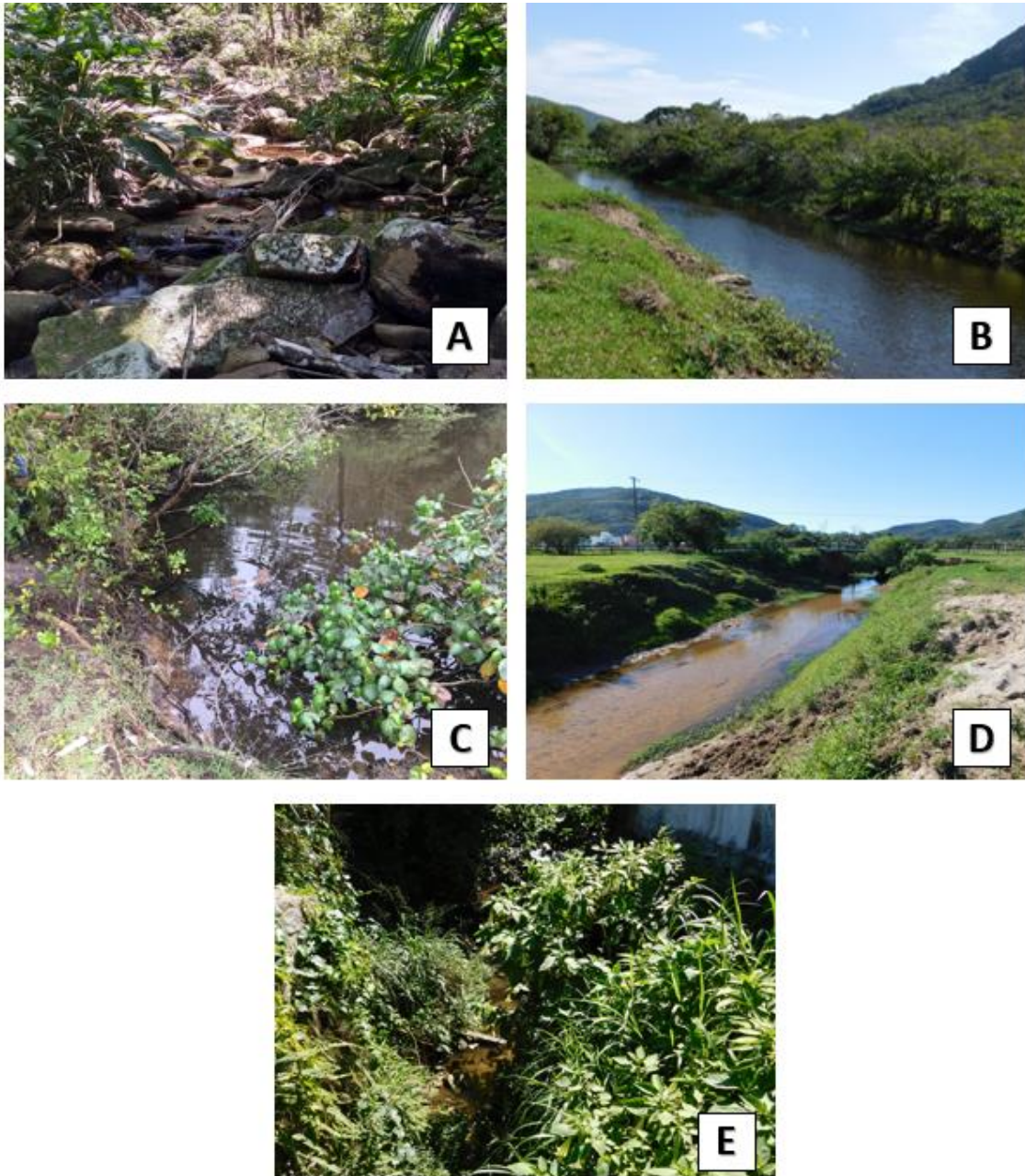
- Sul Rural (Figura 4): possui grande parte de seu trecho com vegetação ripária ausente, presença de alguns imóveis e pastagem que serve de alimento para equinos e bovinos. O riacho recebe grande influência da comunidade ribeirinha e recebe dejetos domésticos.

- Sul Urbano (Figura 4): margens com pouca ou nenhuma vegetação ripária, cercada por imóveis. Também recebe efluente advindo das residências da região.

- Norte Urbano (Figura 4): denominado Cachoeira do Ratoes, possui cobertura vegetal escassa, com apenas alguns espécimes ao longo de seu percurso. Ambas as margens estão entre imóveis residenciais e comerciais, inviabilizando o crescimento da vegetação. Além disso, recebe efluentes domésticos e industriais que acarretam em sua intensa depredação (FIDELIS, 1998).

- Norte Rural (Figura 4): denominado Rio da Palha, possui vários trechos com vegetação ripária ausente, principalmente na localidade de Vargem Grande, devido ao acelerado processo de urbanização (MMA, 2002). Nessa localidade existem extensas pastagens e presença de animais, como equinos e bovinos.

Figura 4: Riachos amostrados, sendo a Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri, representados por (A) Cachoeira Grande (Sul Conservado); (B) Sul Rural; (C) Sul Urbano; Na Bacia Hidrográfica do Ratores; (D) Rio da Palha (Norte Rural) e (E) Cachoeira do Ratores (Norte Urbano).

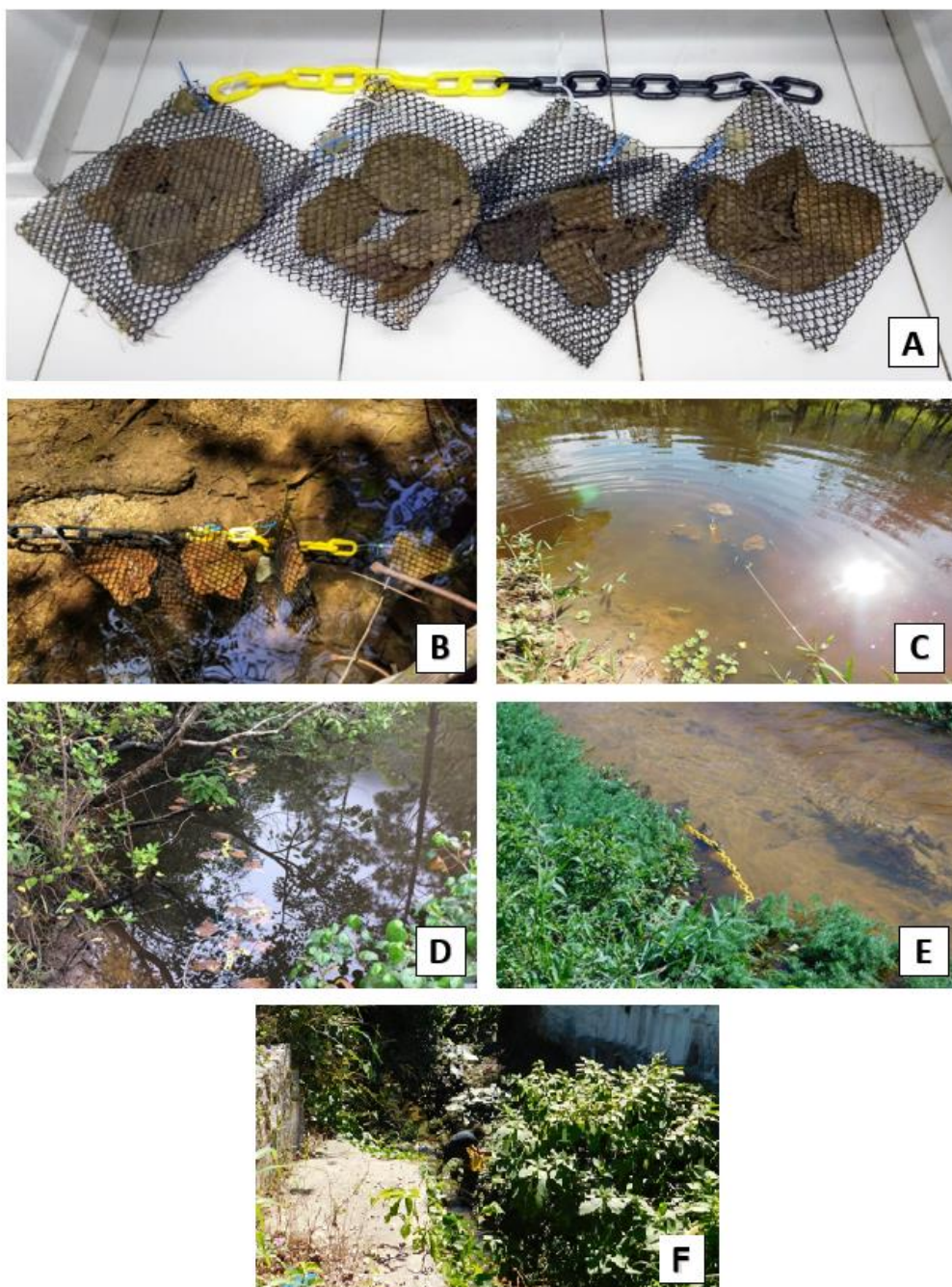


Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

4.3 DELINEAMENTO AMOSTRAL

A metodologia empregada para avaliar o efeito da urbanização e do uso do solo no processo de decomposição foliar e de colonização por invertebrados aquáticos, foi através do método do *litter bag* (Figura 5). *Litter bags* são pacotes/bolsas retangulares de 15 cm de comprimento por 15 cm de altura com uma abertura superior para inserção das folhas. São feitos com malha grossa (tela de plástico) quadriculada com abertura de 10 mm.

Figura 5: (A) Imagens dos *litter bags* incubados nos riachos; (B) riacho Sul Conservado; (C) riacho Sul Rural; (D) riacho Sul Urbano; (E) riacho Norte Rural; (F) Autor incubando os *litter bags*.



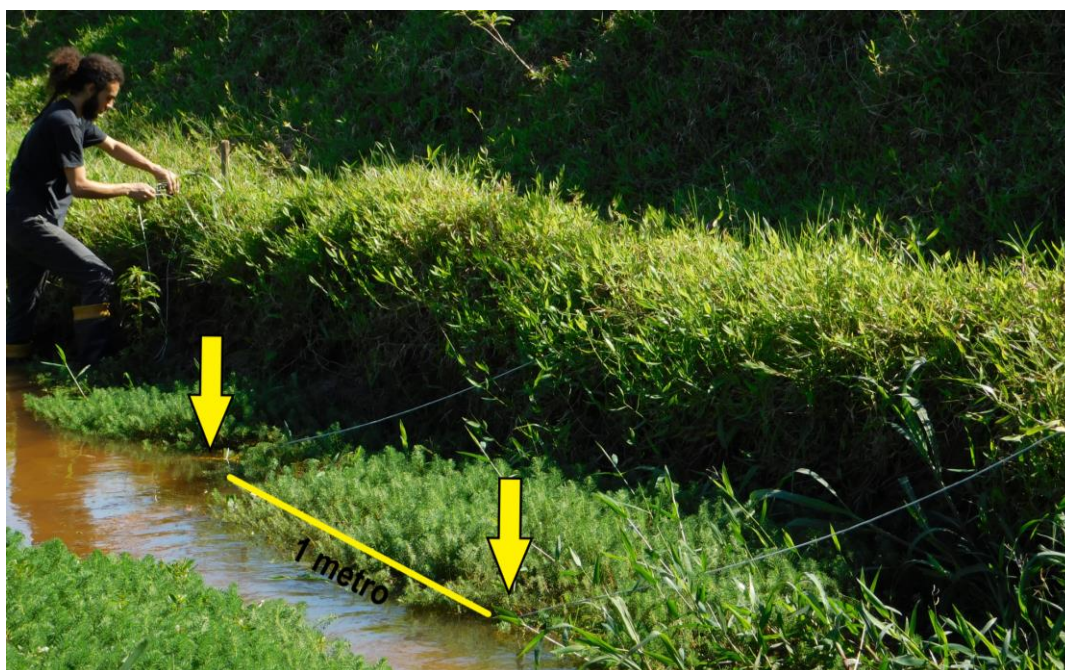
Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Para este estudo, foram utilizadas folhas da espécie vegetal nativa *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll. Arg. (Euphorbiaceae), comumente encontrada em riachos da região. As folhas de *A. triplinervia* foram coletadas nas margens do riacho localizado dentro do Horto Florestal do bairro Córrego Grande, em Florianópolis. Após as coletas, as folhas foram levadas ao laboratório, colocadas em bandejas brancas e deixadas para secar por 3 dias

em estufas a uma temperatura de 60 °C. Após esse período, foi realizada a pesagem e inoculação de ± 3 gramas de folhas em cada litter bag.

Foram incubados 24 *litter bags*, devidamente identificados, com $3.0 \pm 0,1$ g de folhas por *litter bag*, em cada riacho selecionado nas duas bacias hidrográficas (24 *litter bags* x 5 riachos = 120 *litter bags*). Os *litter bags* foram divididos em 6 correntes de plástico de aproximadamente 1 m cada, com 4 *litter bags* (réplicas) em cada corrente. Os *litter bags* foram incubados nos riachos, em áreas de corredeira, em uma profundidade de aproximadamente 0.5 m de profundidade. As correntes foram dispostas a uma distância em torno de 1 metro uma da outra (Figura 6).

Figura 6: Incubação dos *litter bags* no riacho NR, demonstrando a medida de 1 metro entre cada corrente.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Os períodos de incubação nos riachos foram de 7, 15, 30, 45 e 60, iniciando no mês de Novembro de 2017 e finalizando em Janeiro de 2018. Após a retirada das correntes dos riachos, cada litter bag foi armazenado em sacos plásticos, devidamente identificados e inseridos em caixa de isopor e levados para o laboratório para posterior análises.

4.4 PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS

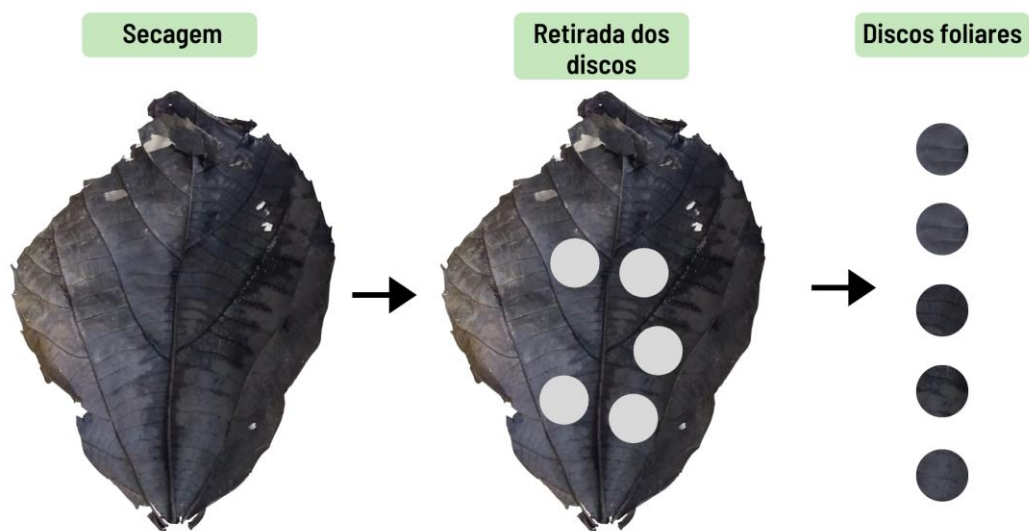
Em laboratório, o material remanescente de cada litter bag, foi lavado em água corrente sob uma peneira limnológica de 125 μm de abertura de malha para reter os invertebrados que se encontravam aderidos no detrito foliar. Os invertebrados retidos na peneira foram preservados em potes identificados, com álcool 70% para posterior identificação.

Posteriormente, os invertebrados foram contados e identificados até o nível família (MUGNAI et al. 2010). Após a identificação, os invertebrados foram classificados em relação aos grupos tróficos funcionais propostos por Cummins et al. (2005): coletores-raspadores, coletores-filtradores, fragmentadores, raspadores e predadores.

4.5 OBTENÇÃO DE PERDA DE MASSA E PESO SECO LIVRE DE CINZAS

Após o processamento das folhas, para cada litter bag foi extraído, quando possível, um conjunto de 5 discos foliares (quando possível um disco por folha) (Figura 8) usando um cortador de discos de 12 mm de diâmetro. Os discos foram obtidos a partir das áreas contínuas das folhas, sem conter as nervuras principais.

Figura 7: Esquemática da retirada de discos foliares para cálculo da perda de massa.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Após a retirada dos discos foliares, o material remanescente das folhas foi colocado para secar em estufas a 60° C por 72h, dentro de formas de alumínio devidamente identificadas. Após este período de secagem, as folhas foram pesadas novamente. Assim, cada litter bag teve um peso inicial, o de incubação nos riachos, e um peso final, que representa o detrito foliar remanescente no litter bag. A perda de massa foi obtida pela equação: $\text{Peso inicial} - (\text{Peso final} + \text{Peso disco})$.

Os discos foliares foram secos, posteriormente pesados, incinerados por quatro horas a 550°C em mufla e pesados novamente para determinar o peso livre das cinzas. Para obter a proporção de matéria orgânica presente na amostra, usou-se o peso antes e após a incineração, e o valor obtido representa a quantidade de cinzas da amostra. A taxa de decomposição foliar (k values) foi calculada para cada tempo amostral usando o modelo exponencial negativo de porcentagem de perda de massa ao longo do tempo ($W_t = W_0 e^{-kt}$), onde: W_t = peso remanescente ao longo do tempo, W_0 é a massa inicial e k = taxa de decomposição (WEBSTER et al. 1986).

4.6 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS E FÍSICAS DA ÁGUA

Os parâmetros abióticos foram aferidos em cada tempo amostral e em cada riacho, durante cada retirada de um conjunto de *litter bags*. Foram aferidos in situ, as seguintes variáveis abióticas: valores de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), condutividade elétrica (μS), pH e temperatura da água (°C). As variáveis foram mensuradas com o auxílio de um sonda multi-parâmetros YSI-85.

As concentrações de Nitrogênio e Fósforo (mg L^{-1}) foram determinadas em laboratório (LAPAD - UFSC) a partir de amostras de água de 500 ml coletadas nos respectivos riachos. Foram, também, aferidas as medidas de profundidade (m), largura (m) e velocidade da corrente (m/s) em cada riacho usando trenas, réguas e fluxômetro manual (Model 2030 Series-General Oceanics).

4.7 CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE

As avaliações dos ambientes foram realizadas aplicando o Protocolo de Avaliação Rápida Visual (PAR). Estes protocolos avaliam a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (OLIVEIRA et al. 2015), sendo uma metodologia fácil, simples e viável

(RODRIGUES et al. 2008). As avaliações ambientais utilizando os PARs têm fornecido subsídios para uma análise integrada da qualidade de riachos e rios (RODRIGUES et al. 2008).

Neste protocolo, foram analisados 8 (oito) parâmetros, sendo eles divididos por segmentos e locais, sendo eles: 1. Conectividade do segmento: barreiras à conectividade longitudinal, açudes, presença de estradas, com reflexo na migração de invertebrados, peixes e na quantidade de água, velocidade de corrente; 2. Zona ripária: corte, introdução de exóticas; 3. Ocupação de solo: alterações à floresta natural; 4. Área urbana: alterações ao uso de solo causado por área urbana; 5. Carga de sedimentos: sedimentos transportados pela coluna de água; relaciona-se com a turbidez; 6. Condição morfológica: modificação nos habitats do canal e margens-inclui margens artificiais, ou leito modificado; 7. Acidificação tóxica: alteração no pH e oxigenação; 8. Entrada de nutrientes de origem orgânica: nutrientes N, P.

Para cada parâmetro, foi atribuída uma pontuação de 1 a 5 pontos, sendo: 1 = Excelente estado - nenhuma alteração ao natural e 5 = Mau estado - altamente modificado. Ou seja, a pontuação aumenta à medida que a qualidade do habitat vai sendo reduzida (RODRIGUES et al. 2008). O resultado final do protocolo é obtido a partir do somatório dos valores atribuídos a cada parâmetro independentemente (ANDRIOTTI, 2019; CHAGAR et al. 2017).

4.8 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para a avaliação das características físico-químicas da água, foi aplicada a Análise de Componentes Principais (PCA). Para verificar se existe diferenças significativas na abundância total e riqueza taxonômica dos invertebrados aquáticos entre os riachos amostrados, foi aplicada a Análise de Variância (ANOVA one-way). Quando diferenças significativas foram observadas, foi aplicado o teste de pós hoc de Tukey. Estas análises foram aplicadas também em relação aos Grupos Funcionais, testando a diferença na abundância dos grupos tróficos encontrados entre os riachos. Neste mesmo contexto, utilizou-se a Análise de Escalonamento Multidimensional não Métrico (nMDS) para visualizar as similaridades entre os invertebrados aquáticos relacionados aos riachos amostrados, agrupando dados semelhantes em relação a abundância total e riqueza por riachos. Esta análise permite a representação das amostras como pontos num espaço bidimensional, sendo as amostras mais semelhantes representadas por pontos mais próximos (ANDRIOTTI, 2019). A análise de similaridade (ANOSIM one-way) foi usada para testar as diferenças entre os grupos formados no nMDS. Para verificar se porcentagem de massa remanescente e a taxa de decomposição foliar apresentou diferenças significativas entre os riachos amostrados também foi aplicada uma Análises de Variância

(ANOVA one-way). Quando diferenças significativas foram encontradas, realizou-se o teste pós hoc de Tukey.

As análises estatísticas foram realizadas pelo o Software R 4.1.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010).

5 RESULTADOS

5.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA

Durante o período de estudo, o riacho inserido na área conservada apresentou segundo maior valor de OD (mg/L) e menor Condutividade (μS), seguido pelos riachos inseridos nas áreas rurais e, com os menores valores de OD (mg/L) e maiores de Condutividade (μS), os riachos das áreas urbanas, como observado na Tabela 1.

Tabela 1: Valores totais de Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), Condutividade (μS), pH, O.D (mg/L) (Oxigênio Dissolvido), Profundidade (cm), Largura (m), Nitrogênio e Fósforo coletados nos riachos amostrados nas duas diferentes regiões de Florianópolis (SC). SC = Sul Conservador, SR = Sul Rural, SU = Sul Urbano, NR = Norte Rural, NU = Norte Urbano.

	SC	SR	SU	NR	NU
Profundidade (m)	23,5	42,0	42,3	17,3	13,8
Largura (m)	3,6	7,0	3,3	3,3	1,4
pH	7,0	6,5	6,0	6,0	6,9
O.D (mg/L)	7,6	6,9	4,2	7,7	4,4
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	21,0	22,2	22,9	19,5	21,7
Condutividade (μS)	62,0	87,1	100,5	94,0	111,2
Nitrogênio	270,0	1246,2	1321,9	469,5	1931,4
Fósforo	3,9	152,7	187,4	47,8	347,1

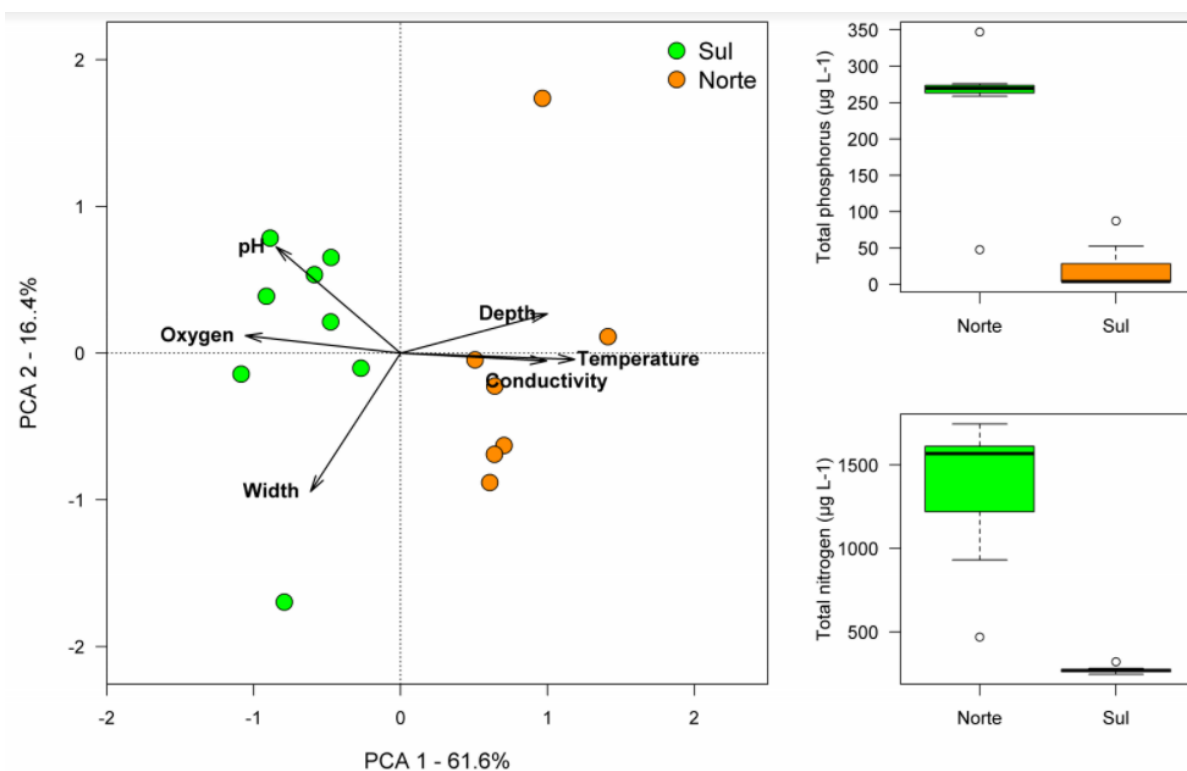
Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

O resultado da análise de correspondência canônica (Figura 9) mostrou que as variáveis abióticas analisadas ordenaram separadamente nos dois primeiros eixos, que juntos somaram mais de 78% da variação total dos dados. Através da PCA foi possível observar que as variáveis que mais se destacaram nos riachos inseridos na região Sul da ilha de Florianópolis foram pH, Oxigênio dissolvido e comprimento dos riachos, enquanto que os maiores valores de temperatura da água, condutividade elétrica e maiores profundidades foram relacionados com os riachos amostrados na região Norte de Florianópolis.

Com relação à concentração de fósforo e nitrogênio na água, foi possível observar diferenças significativas (ANOVA: $F = 42,44$; $p = 0,0001$ e $F = 42,6$; $p = 0,0001$,

respectivamente) na concentração de nutrientes entre as duas regiões analisadas (Figura 9). Observou-se que os riachos localizados na região Norte de Florianópolis possuem os maiores valores de nitrogênio e fósforo quando comparados aos riachos localizados na região Sul. De forma mais específica, foi possível notar que riachos localizados na região Norte apresentaram valores de Nitrogênio e Fósforo total, 7 e 89 vezes maiores que os valores observados nos riachos localizados na região Sul. Para esta análise, os dados foram agrupados em duas regiões (Sul e Norte) e não em riachos, devido alguns locais não terem réplicas das variáveis.

Figura 8: Análise de Componentes Principais (PCA) realizadas com as variáveis abióticas amostradas nos riachos estudados. Na direita, análise de Nitrogênio e Fósforo entre as regiões.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

5.2 CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE

Com base na aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), todos os riachos foram avaliados e pontuados conforme suas características ambientais (Tabela 2), com os scores variando de 1 até 5, sendo 1 para uma classificação ótimo e 5 para uma classificação péssima, conforme Tabela 2.

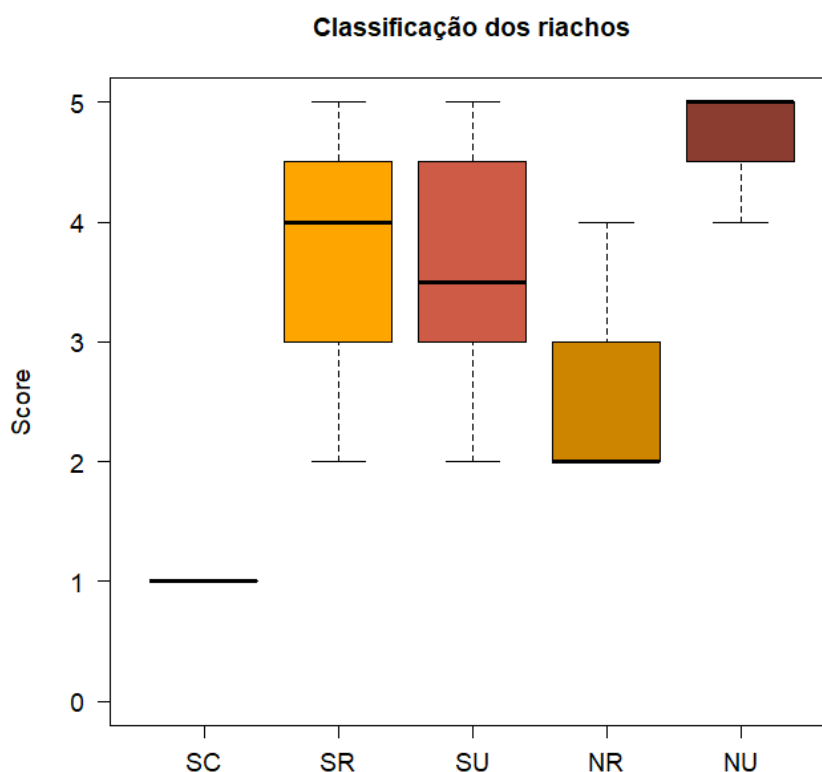
Tabela 2: Score das variáveis do Local e Segmentos. Pontuação de 1 a 5, sendo: 1 = Excelente estado - nenhuma alteração ao natural e 2 = Mau estado - altamente modificado. SC = Sul Conservador, SR = Sul Rural, SU = Sul Urbano, NR = Norte Rural, NU = Norte Urbano.

Variável	Escala de análise	SC	SR	SU	NR	NU
1. Conectividade do segmento	Segmento	1	4	4	2	5
2. Zona ripária	Segmento	1	5	3	4	5
3. Ocupação de solo	Segmento	1	5	3	4	5
4. Área urbana	Segmento	1	3	4	2	5
5. Carga de sedimentos	Segmento	1	3	3	2	4
6. Condição morfológica	Local	1	2	2	2	4
7. Acidificação tóxica	Local	1	4	5	2	5
8. Entrada de nutrientes de origem orgânica	Local	1	4	5	2	5

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Os resultados do protocolo demonstraram que o riacho amostrado na região conservada apresentou a melhor classificação (Figura 10), obtendo score 1 para todas as variáveis analisadas, refletindo as características de um ecossistema conservado. O riacho NR obteve a segunda melhor pontuação, com score entre 2-3 pontos. Os demais riachos amostrados tiveram seus scores variando entre 4 e 5, que representa os intensos impactos antrópicos nos locais. O riacho NU obteve os maiores valores (score 5) em 6 das 8 variáveis amostradas, o que representa o alto grau de urbanização da área.

Figura 9: Scores finais obtidos através do protocolo de avaliação rápida aplicado nos riachos estudados, onde: score 1: excelente estado e score 5: mau estado. SC = Sul Conservador, SR = Sul Rural, SU = Sul Urbano, NR = Norte Rural, NU = Norte Urbano.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

5.3 COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

5.3.1 Abundância total e riqueza taxonômica

Durante o estudo, foram coletados e identificados um total de 2046 invertebrados aquáticos (Tabela 3) distribuídos em 4 filos, 10 ordens e em 35 táxons.

Tabela 3: Filo, Ordens, Famílias e Abundância total de invertebrados aquáticos amostrados nos riachos inseridos em diferentes bacias hidrográficas em Florianópolis-SC.

Filo	Classe/Ordem	Família	N indivíduos
Anellida	Hirudinea		102
	Oligochaeta		213
Mollusca		Hidrobiidae	23
		Planorbidae	6
Crustacea	Ostracoda		39
	Tanaidacea		10

	Arachnida	Acari*	5	
		Hydracarina**	2	
	Coleoptera	Hydrophilidae	2	
		Elmidae	2	
		Gyrinidae	7	
	Diptera	Chironomidae	1265	
		Tabanidae	1	
		Syrphidae	3	
		Ceratopogonidae	12	
		Simuliidae	10	
		Ptychopteridae	1	
		Empididae	10	
		Psychodidae	43	
			Caenidae	39
Artropoda		Ephemeroptera	Leptophlebiidae	42
		Baetidae	75	
	Hemiptera	Belostomatidae	1	
		Dicteriadidae	11	
		Coenagrionidae	2	
		Aeshnidae	1	
	Odonata	Calopterygidae	3	
		Perilestidae	1	
		Megapodagrionidae	3	
		Libellulidae	6	
	Trichoptera	Leptoceridae	36	
		Calamoceratidae	20	
		Macronema	8	
		Hydropsychidae	14	
		Hydroptilidae	5	
	Outros		23	
	Abundância		2046	

* = Subclasse; ** = Subordem.

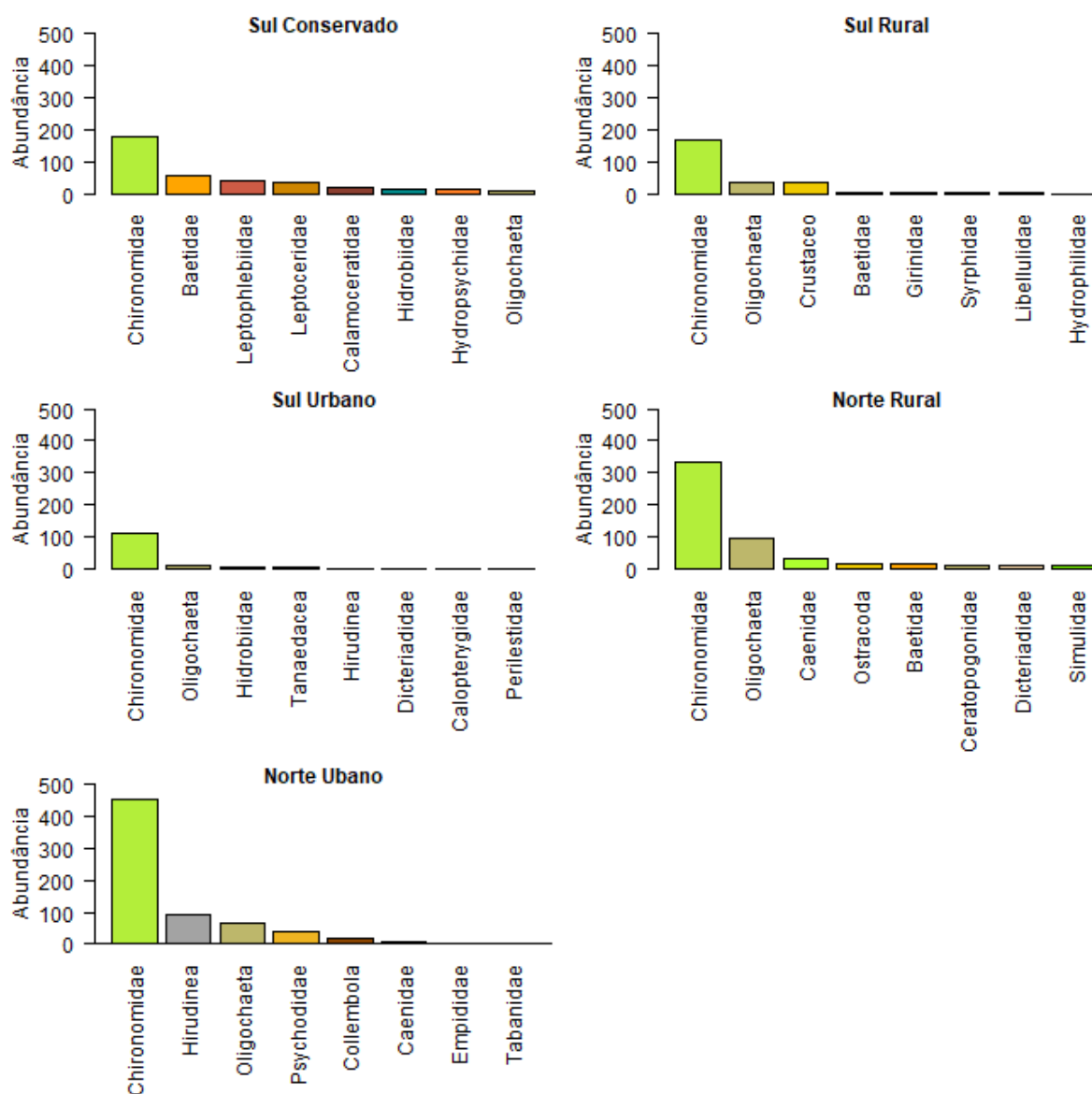
Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Em relação à abundância total (Figura 11), o resultado da ANOVA indicou diferenças significativas entre os riachos amostrados ($F = 3,794$; $p = 0,00716$). A maior abundância foi encontrada no riacho NU com 684 indivíduos, seguido por NR com 566 indivíduos, SC com 399 indivíduos, SR com 247 indivíduos e SU, com a menor abundância, 137 indivíduos.

Táxons mais resistentes aos impactos antrópicos, como Chironomidae, Oligochaeta e Hirudinea, presente em grande número na maioria dos riachos amostrados. O táxon

Chironomidae teve maior abundância em todos os riachos amostrados, chegando num total de 1265 indivíduos, sendo 451 indivíduos somente o riacho NU. Com a segunda maior abundância, encontramos Oligochaeta com 213 indivíduos e, em terceiro, Hirudinea com 102 indivíduos, novamente, com os maiores números de indivíduos no riacho NU, 64 e 94, respectivamente.

Figura 10: Abundância relativa das famílias mais abundantes encontradas nos riachos Norte rural, Norte urbano, Sul rural, Sul urbano e Sul conservado.

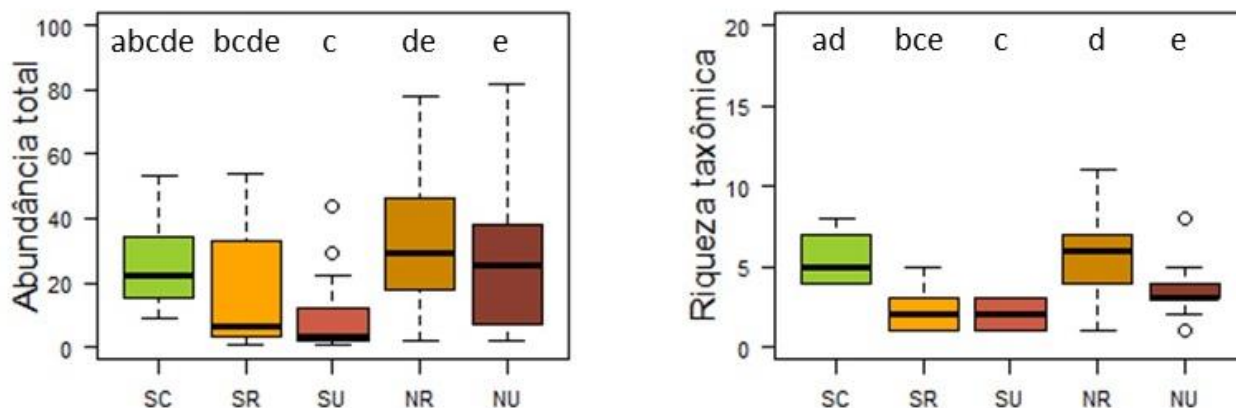


Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Com relação a riqueza taxonômica de invertebrados aquáticos (Figura 12), o resultado da ANOVA também indicou diferenças significativas ($F = 17,97$; $p = 0,0001$). O riacho que

apresentou maior número de táxons foi NR com 24 famílias, SC com 18, NU com 13 e, com o mesmo número, SR e SU com 10 famílias.

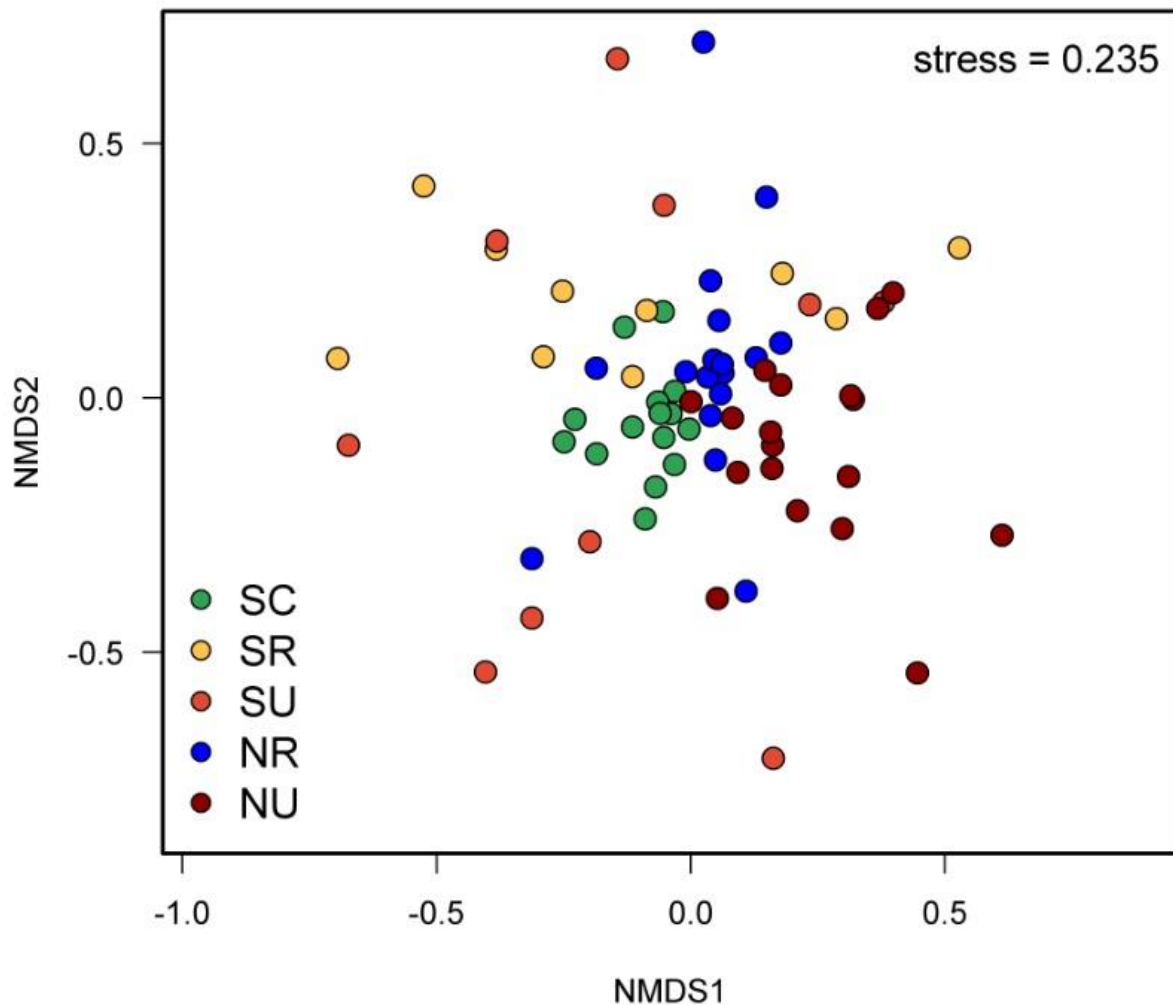
Figura 11: Abundância total e riqueza taxonômica de invertebrados aquáticos nos riachos SC = Sul Conservador, SR = Sul Rural, SU = Sul Urbano, NR = Norte Rural, NU = Norte Urbano. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) de acordo com o teste de Tukey.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

A comparação espacial realizada a partir da matriz de similaridade aplicada para os dados de abundância total (análise de ordenação - nMDS) destacou a formação de pelo menos três grupos bem definidos entre os riachos estudados (stress = 0,235). O padrão de distribuição das amostras foi mais evidente entre os riachos SC, NR e NU. Para os demais riachos observa-se várias sobreposições (Figura 13). Entretanto, a composição da fauna diferiu entre as regiões estudadas (ANOSIM, $p = 0,001$), conforme observado na Figura 13.

Figura 12: Ordenação de Escalonamento Multidimensional não Métrico (nMDS) baseada na composição taxonômica de invertebrados amostrados nos experimentos de decomposição foliar.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

5.4 ESTRUTURA TRÓFICA DA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

A análise da comunidade de invertebrados aquáticos, de acordo com a classificação de grupos tróficos (GTF) demonstrou diferenças significativas na abundância dos grupos com relação aos riachos amostrados (Tabela 4 e Figura 14). Apenas o grupo definido como Generalista, representados pelos organismos da família Chironomidae, não apresentou diferenças significativas ($p > 0,05$). O grupo trófico Fragmentador foi encontrado apenas no riacho SC.

Tabela 4: Resultados da ANOVA realizada para verificar as diferenças na abundância dos grupos tróficos com relação ao tipo de riachos amostrado.

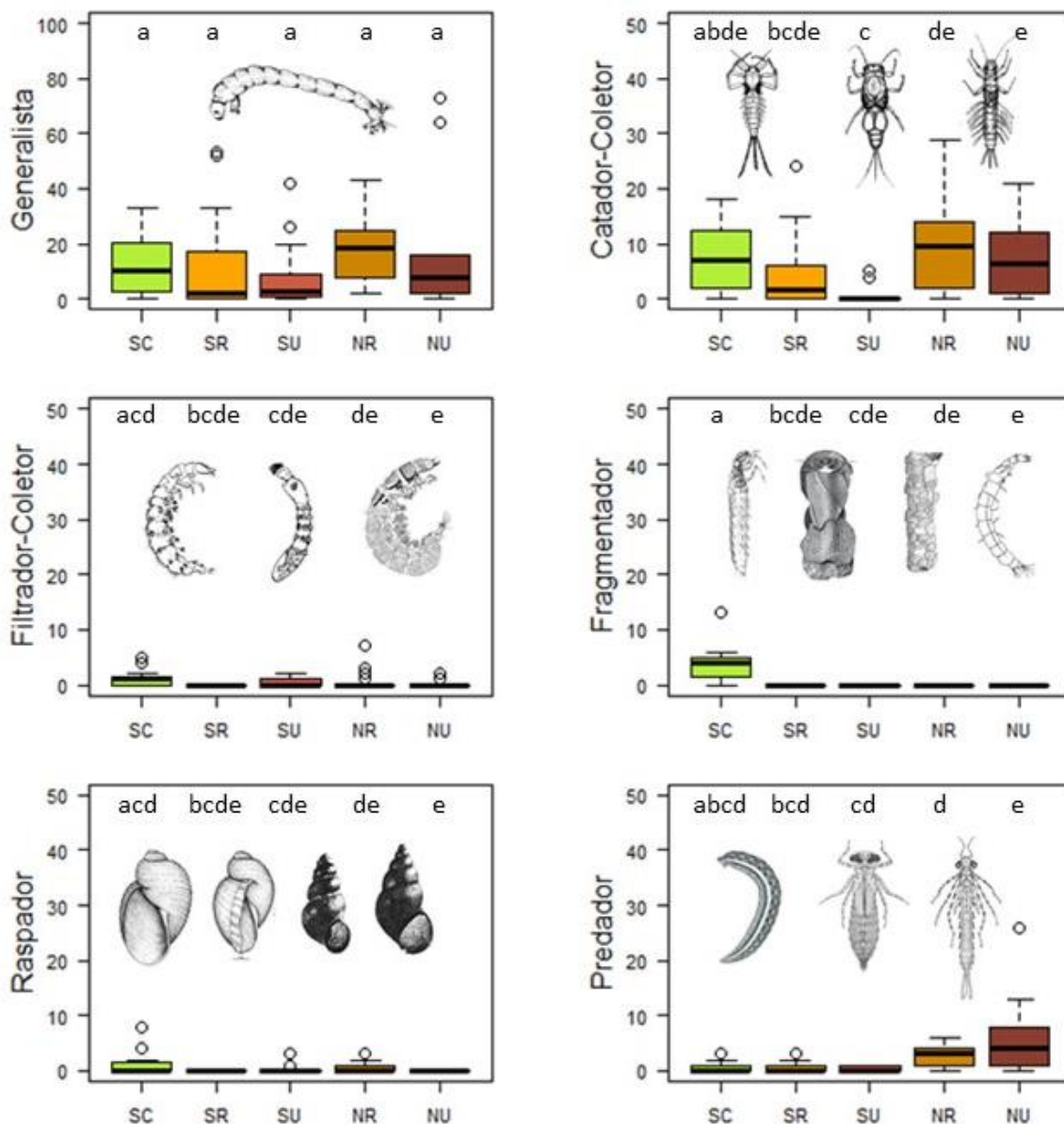
Grupo Funcional	F	P
Generalista	1,676	0,164
Catador-Coletor	5,355	0,0007
Filtrador-Coletor	3,511	0,0109
Fragmentador	21,84	0,0001
Raspador	3,649	0,0088
Predador	7,987	0,0001

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

A abundancia total dos GTF diferiu entre os riachos estudados, sendo observado, 1265 indivíduos para Generalistas, 480 indivíduos do grupo trófico Catador-Coletor, 46 indivíduos do grupo trófico para Filtrador-Coletor, 56 indivíduos para Fragmentador, 34 indivíduos para Raspador e 165 indivíduos do grupo trófico Predador, conforme Figura 14. O Grupo Funcional Generalista, representado pela família Chironomidae, assim como o grupo trófico Catador-Coletor, estiveram presentes em todos os riachos, inclusive em maior número de indivíduos. Os grupos Filtrador-Coletor, Raspador e Predador, tiveram ocorrência na maioria dos riachos, porém, em menores números.

O grupo dos Fragmentadores, um dos responsáveis pelo processo de decomposição foliar, representados, neste estudo, pelas famílias Leptoceridae e Calamoceratidae, foram encontrados apenas no riacho SC, único riacho inserido em uma área conservada. O riacho SC foi o único riacho amostrado onde observou-se a presença de 6 (seis) Grupos Funcionais. Por outro lado, no riacho NU foram encontrados apenas os grupos Catador-Coletor, Generalista e Predador.

Figura 13: Abundância total (ind.gr de detritos) dos grupos tróficos funcionais. SC = Sul Conservador, SR = Sul Rural, SU = Sul Urbano, NR = Norte Rural, NU = Norte Urbano. Letras diferentes na coluna indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as áreas de acordo com o teste de Tukey.



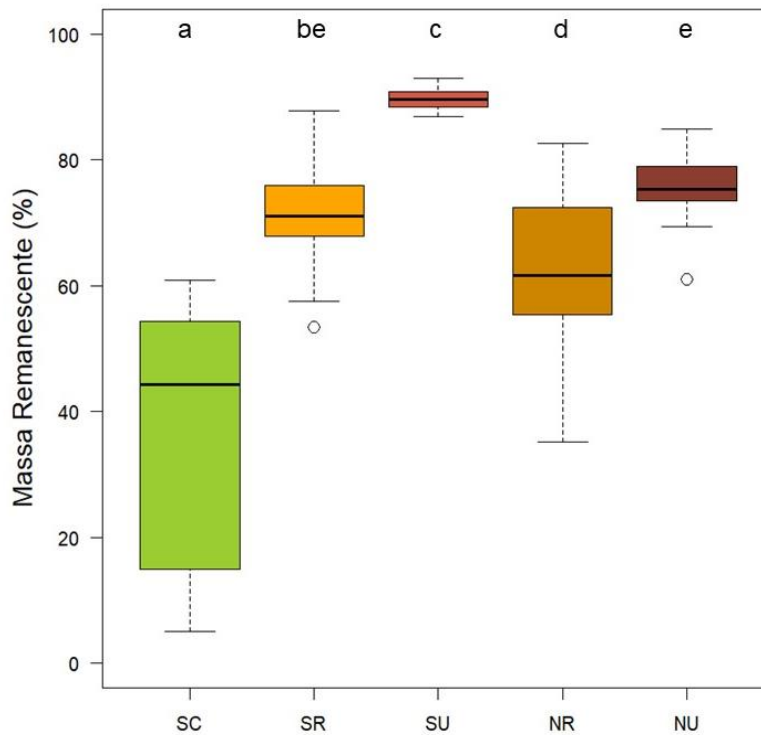
Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

5.5 MASSA REMANESCENTE

A porcentagem de massa remanescente (Figura 15) dos detritos foliares apresentou diferenças significativas entre os riachos amostrados ($F = 47,1$ e $p = 0,0001$). O riacho SC foi o único a obter 100% de decomposição ao final do experimento, chegando a 0% de massa

remanescente, o que indica uma elevada taxa de decomposição foliar dos detritos vegetais. Por outro lado, os riachos SU e NU apresentaram as menores taxas de perda de massa foliar, finalizando o período com 91,15% e 74,47% de massa remanescente, respectivamente, o que indica uma reduzida taxa de decomposição foliar.

Figura 14: Boxplot da porcentagem de massa remanescente nos riachos SC = Sul Conservador, SR = Sul Rural, SU = Sul Urbano, NR = Norte Rural, NU = Norte Urbano. Letras diferentes na coluna indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as áreas de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

6 DISCUSSÃO

6.1 VARIÁVEIS ABIÓTICAS E INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

Neste estudo, buscamos integrar fatores bióticos e abióticos para entender sua relação com o processo de urbanização, tendo riachos inseridos em áreas preservadas, urbanas e rurais como modelos de estudo. As variáveis físico-químicas da água diferiram entre os riachos, refletindo assim os impactos advindos da urbanização dessas áreas. O riacho preservado (SC), no geral, apresentou os menores valores para Condutividade (μS), Nitrogênio e Fósforo, reflexo do baixo impacto antrópico e da integralidade deste ambiente. O riacho NR apresentou variáveis semelhantes, entretanto, os demais riachos apresentaram valores altíssimos para as variáveis de Condutividade (μS), Nitrogênio e Fósforo, que são íons presentes nos efluentes domésticos e rurais, principalmente no NU. Os maiores teores de OD foram encontrados nos riachos SC e NR, estando inversamente ligado às variáveis citadas acima. A temperatura da água também diferiu entre os riachos, que pode estar relacionado com a retirada da vegetação ripária das áreas estudadas. Nos riachos onde a vegetação ripária está presente e bem preservada (SC e NR), a temperatura da água foi menor do que nas demais áreas. Segundo CALLISTO et al. (2012) e PAUL; MEYER (2001), a falta da vegetação ripária aumenta a incidência de radiação solar, aumentando a temperatura da água e diminuindo a disponibilidade de OD.

O resultado do PAR, que possibilitou a caracterização dos riachos de ótimo a péssimo (score de 1 a 5) corroborou com o resultado dos dados abióticos, demonstrando de forma integrada a qualidade dos rios. O SC demonstrou valores ótimos (score = 1), refletindo nenhuma alteração em suas características naturais, o que o identifica como área conservada. Este local possui zona ripária bem preservada, sem barreiras conectivas, leito natural e entrada natural de nutrientes, por meio da matéria alóctone da vegetação. O riacho NR ficou com score entre 2-3, apresentando algumas alterações, as quais estavam relacionadas a retirada da zona ripária e ocupação do solo para fins rurais. Os demais riachos apresentaram grandes impactos, com scores superiores a 3. O NU (score = 5) reflete todos os impactos antrópicos. Devido sua localização, recebe efluentes domésticos e teve a vegetação quase toda retirada, além de alterações nas características morfológicas, como mudança no trajeto, devido a canalizações e obras.

Em relação a abundância e riqueza taxonômica, os resultados corroboram parcialmente com a hipótese inicial deste estudo, onde (1) o riacho inserido em área conservada apresenta

maior riqueza taxonômica, enquanto riachos inseridos em áreas urbanizadas apresentam uma menor riqueza taxonômica e maior abundância de famílias tolerantes à antropização. Os riachos SC e NR, com menos impactos antrópicos, apresentaram as maiores riquezas taxonômicas. A maior riqueza taxonômica foi observada no riacho NR, e não no SC (24 e 18 táxons, respectivamente), como predito na hipótese inicial. Nas outras três áreas, a riqueza taxonômica foi baixa, variando de 13 a 10 táxons. É possível relacionar esta menor riqueza de táxons com as variáveis físico-químicas de lugares caracterizados como antropizados ou parcialmente antropizados, onde ocorre alta condutividade e baixa concentração de oxigênio dissolvido, que leva a perda de táxons sensíveis, possibilitando o aumento de táxons resistentes (ALLAN, 2004; MARTINS et al. 2007).

Diptera foi a ordem com maior abundância, destacando-se a família Chironomidae. Os Chironomidae apresentaram as maiores abundâncias em todos os riachos, reforçando o padrão encontrado nas comunidades aquáticas em todo o mundo (MARGALEF, 1983). Esta família, em sua fase larval, apresenta adaptações para sobreviver em extremos de temperatura, pH, salinidade, velocidade de correnteza e produtividade, podendo ser os únicos presentes nos sedimentos do leito dos rios. Apresentam diversidade referente aos mecanismos de respiração, como sifões para alcançar a superfície da água, além de possuírem hemoglobina que facilita a fixação de oxigênio (MUGNAI et al. 2010), possibilitando a colonização dos ambientes inóspitos onde a disponibilidade de oxigênio é baixa. As famílias Hirudinea e Oligochaeta apresentaram números expressivos, pois são organismos tolerantes aos impactos antrópicos, sendo abundantes em riachos impactados.

Analisando estes resultados em relação aos grupos funcionais, estas três famílias se agrupam nos três grupos mais abundantes nos riachos amostrados. Os Chironomidae são organismos generalistas quanto à alimentação, considerados resistentes a atividades antrópicas, como por exemplo, a poluição devido à urbanização. As Oligochaeta pertencem ao grupo funcional Catadores-coletores, sendo o segundo grupo funcional mais abundante. Seu modo de alimentação facilita a colonização em diversos ambientes e apresentam certa tolerância em relação aos impactos antrópicos. A família Hirudinea (Anellida), além de famílias pertencentes à Ordem Odonata, estão dentro dos grupos dos predadores e este resultado pode estar ligado à presença de outros organismos que são utilizados como recursos alimentares para estes táxons (MEDEIROS, 2015). Ao contrário dos grupos funcionais generalistas, catadores-coletores e predadores, os organismos fragmentadores foram encontrados apenas no SC. Este grupo funcional, representado pelo EPTs (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), são extremamente sensíveis às mudanças no ambiente, como alterações físico-químicas da água,

sendo bioindicadores característicos de ambientes conservados, onde há uma boa qualidade da água e presença da vegetação ripária. Este grupo tende a desaparecer com o aumento da poluição (ROSENBERG; RESH, 1993). Os fragmentadores também estão relacionados com o processo de decomposição dos detritos foliares nos riachos. A atividade deste grupo funcional apresenta um papel importante no aceleração de taxas de decomposição de detritos foliares em riachos conservados, pois participam ativamente consumindo os detritos, convertendo matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina (FONTANA, 2018; LEMES-SILVA, 2014; LI; DUDGEON. 2009). As ações dos fragmentadores tornam as folhas mais atrativas e palatáveis, resultando na disponibilização deste recurso para o ecossistema, servindo de alimento para outros grupos funcionais, como, os coletores e filtradores (GRAÇA, 1993; PUJARRA, 2017).

6.2 DECOMPOSIÇÃO FOLIAR

A taxa de decomposição foliar apresentou diminuição em relação ao aumento no nível de urbanização, corroborando com a hipótese que (2) o riacho conservado, devido sua riqueza taxonômica e qualidade ambiental, apresenta maior taxa de decomposição foliar em relação aos riachos urbanizados. O riacho SC teve a maior taxa de decomposição, apresentando 0% de massa remanescente no tempo 60. Estes resultados, além das variáveis químico-físicas da água, podem estar relacionados com a presença dos EPTs, encontrados apenas neste riacho. Como dito acima, estes organismos participam ativamente do processo de decomposição foliar, consumindo os próprios detritos foliares. Por outro lado, o SU apresentou a menor taxa de decomposição, com um total de 91,15% no tempo 60, seguido do NU 74,47% de massa remanescente no tempo 60. Nestes locais foi observado a deposição de matéria sob o detrito foliar, como lama e gordura. Este fator pode ter influenciado negativamente no processo de decomposição, pois cria uma barreira entre os detritos foliares e o meio onde estavam inseridos, sem contato com os organismos e processos físico-químicos do riacho. Por este motivo, os organismos encontrados estavam apenas colonizando os detritos e eram táxons tolerantes aos impactos antrópicos, como Chironomidae, Hirudinea e Oligochaeta. Assim, a taxa de decomposição e a massa remanescente no final do experimento, refletiu os impactos antrópicos sofridos pelos locais, demonstrando as alterações nos processos ecossistêmicos e na estrutura de invertebrados aquáticos.

7 CONCLUSÃO

Os resultados apresentados neste trabalho corroboram com as hipóteses de que a urbanização está impactando diretamente na riqueza taxonômica, estrutura funcional e no processo de decomposição dos detritos foliares em pequenos riachos. Com os resultados obtidos, notamos que tanto a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos, como o processo de decomposição foliar, sofreram influências negativas conforme o aumento do nível de urbanização do riacho. Informação visível quando comparado dados entre os riachos.

Além disso, podemos concluir que os indicadores morfológicos (PAR), químico-físicos (variáveis bióticas e abióticas), estruturais (invertebrados) e funcionais (decomposição foliar), usados de forma integrada e relacionada, podem gerar importantes informações que fomentam o conhecimento teórico sobre as interações ecossistêmicas que ocorrem dentro de pequenos riachos, principalmente com estudos voltados para impactos antrópicos causados pelo processo de urbanização das áreas. Desta maneira, este trabalho pode proporcionar maior entendimento do funcionamento dos riachos e seus processos ecossistêmicos, gerando dados científicos em diferentes áreas de estudo. Futuramente, estes dados podem embasar novos estudos para a conservação e recuperação destas e outras áreas, com intuito de preservar a integridade dos ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

ABELHO, M. From litterfall to breakdown in streams: a review. **The Scientific World**, Coimbra, Portugal, 1: p. 656-680, 2001.

ALLAN, D.J. Stream Ecology: Structure and function of running waters. **Chapman and Hall**, London, p. 388, 1995.

ALLAN, J. D. Landscape and riverscape: the influence of land use on stream ecosystem. **Ann. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 257-284, 2004.

ARAÚJO, F. E. **Colonização e decomposição de detritos foliares por invertebrados bentônicos em riacho subtropical**. Dissertação (Mestrado em Aquicultura e Desenvolvimento sustentável) - Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável, Departamento de Zootecnia, Universidade Federal do Paraná, Palotina, 2015.

BAHAMONDEZ, C. C.; CSOKA, T.; DRICHI, P.; FILIPCHUK, P; DE JONG, A.; ÁLVAREZ, B. H. **Global forest resources assessment: main report**, 2010.

BALDY, V.; GOBERT V.; GUEROLD F.; CHAUVET E.; LAMBRIGOT D.; CHARCOSSET, J.Y. Leaf litter breakdown budgets in streams of various trophic status: effects of dissolved inorganic nutrients on microorganisms and invertebrates. **Freshwater Biology**, vol. 52, p. 1322- 1335, 2007.

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration. Springer - Verlag Berlin Heidelberg, Germany, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1007/978-3-540-74923-3>

BERNADELLI, P. V. **Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica da Lagoa do Peri**. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis/SC, 2016.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil). **Oecologia Brasiliensis**. v. 1. Estrutura, Funcionamento e Manejo de Ecossistemas Brasileiros. F. A. Esteves (ed.), p 335-348, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1995.

CALLISTO, M.; MELO, A. S.; BAPTISTA, D. F.; GONLALVES JR., J. F.; GRAÇA, M. A. S.; AUGUSTO, F. G. Future ecological studies of Brazilian headwater streams under global changes, **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 3, p. 293-302, 2012.

CALLISTO, M.; MORRETI, M.; GOULART, M. D. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Belo Horizonte, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CAMPOS, E.T. **A expansão imobiliária e seus impactos ambientais em Florianópolis**. Dissertação (Mestrado em Administração) - Pós-Graduação em Administração - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

CARDOSO, F. S.; PEREIRA, G.; AGUDO-PADRÓN, A. I. Análise do uso e ocupação da terra na bacia da lagoa do Peri, Florianópolis (SC). **Caminhos de Geografia** 9 (27), p. 201-213, 2008.

CARSTENS, K.; ANDERSON, J.; BACHMAN, P.; DE SCHRIJVER, A.; DIVELY, G.; FEDERICI, B.; HAMER, M.; GIELKENS, M.; JENSEN, P.; LAMP, W.; RAUSCHEN, S.; RIDLEY, G.; ROMEIS, J.; WAGGONER, A. Genetically modified crops and aquatic ecosystems: considerations for environmental risk assessment and non-target organism testing. **Transgenic Research**. v.21, p. 813–842, 2012.

CHADWICK, M. A.; DOBBERFUHL, D. R.; BENKE, A. C.; HURYN, A. D.; SUBERKROPP, K.; THIELE, J. E. Urbanization affects stream ecosystem function by altering hydrology, chemistry, and biotic richness. **Ecological Applications**, v. 16, p. 1796-1807, fev. 2006.

CHAGAS, F. B.; RUTKOSKI, C. F.; BIENIEK, G. B.; PASQUALI VARGAS, G. D. L.; HARTMANN, P. A.; e HARTMANN, M. T. Utilização da estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos como indicador de qualidade da água em rios no sul do Brasil. *Ambiente e Água. An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 12, n. 3, p. 416-425, 2017.

CHAKONA, A.; PHIRI, C.; CHINAMARINGA, T.; MULLER, N. Changes in biota along a dry-land river in northwestern Zimbabwe: declines and improvements in river health related to land use. *Aquatic Ecology*, 43(4), p. 1095-1106, 2009. <http://dx.doi.org/10.1007/s10452-008-9222-7>.

CICCO, V.; ARCOVA, F.C.S. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo naregião de Cunha, Estado de São Paulo. *Scientia Forestalis*, 56, p. 125-134, 1999.

CLASSEN-RODRÍGUEZ, L.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E.; RAMÍREZ, A. Leaf litter decomposition and macroinvertebrate assemblages along an urban stream gradient in Puerto Rico. *Biotropica*, p. 01-11, jul. 2019.

COLAS, F.; BAUDOIN, J.M.; DANGER, M.; USSEGLIO-POLATERA, P.; WAGNER, P.; DEVIN, S. Synergistic impacts of sediment contamination and dam presence on river functioning. *Freshwater Biology*, v. 58, p. 320-336, 2013.

COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B. R.; PADOVESI-FONSECA, C. Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. *J. Soils Sediments*, v. 10, p. 89-103, 2010.

COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; LUZ, S.L.B.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T.P. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia*, 575, p. 271-284, 2007.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and Rivers in southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environmental*, v. 40, n. 1, p. 71-90, 2005.

CUNHA, J. R. **Problemas e expectativas do morador do parque municipal da lagoa do peri: subsídios a uma ação de educação ambiental como suporte à gestão participativa.**

Trabalho apresentado à Universidade Federal de Santa Catarina para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis/SC, 2008.

DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H.; GESSNER, M. O.; KAWABATA, Z. I.; KNOWLER, D. J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, R. J.; PRIEUR-RICHARD, A. H.; SOTO, D.; STIASSNY, M. L. J.; SULLIVAN, C. A. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Review**, v. 81, p. 163-182, 2006.

FEIO, M. J.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M.; NICHOLS, S. J.; ODUME, O. N.; QUINTELLA, B. R.; KUEMMERLEN, M.; AGUIAR, F. C.; ALMEIDA, S. F. P.; ALONSO-EGUÍALIS, P.; The Biological Assessment and Rehabilitation of the World's Rivers: An Overview. **Water** 2021, 13, 371.

FELTIMATE, B. W.; WILLIAMS, D. D.; MONTGOMERIE, A. Relationship between diurnal activity patterns, cryptic coloration, and subsequent avoidance of predaceous fish perlid stoneflies. **Canadian Journal of Fish Aquatic Sciences** 49: 2630-2634, 1992.

FIDÉLIS, F. N. L. **Uma abordagem sobre as profundas modificações na morfometria fluvial na bacia hidrográfica do Rio Ratonés - Florianópolis/SC, em um período de quarenta anos e sua consequência.** Dissertação de mestrado da Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis/SC. p 225, 1998.

FONTANA, L. E. **Efeito de *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) sobre o funcionamento de riachos no sul do Brasil.** Dissertação (Mestrado em ecologia) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim, 2018.

FUSVERK, R. C. **Diagnóstico ambiental e proposta de otimização e planejamento subsidiários ao programa de gerenciamento costeiro integrado da bacia hidrográfica do Rio Ratonés, Ilha de Santa Catarina (SC, Brasil).** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção. Universidade Federal de Santa Catarina, p. 173, 2002.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A perspective on leaf litter breakdown in streams. **Oikos**, v. 85, p. 377-384, 1999.

GESSNER, M. O.; SWAN, C. M.; DANG, C. K.; MCKIE, B. G.; BARDGETT, R. D.; WALL, D. H.; HAETTENSCHWILER, S. Diversity meets decomposition. **Trends in Ecology & Evolution**, 25, p. 372-380, 2010.

GESSNER, M.O.; CHAUVET, E. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. **Ecological Applications**, vol. 12, p. 498-510, 2002.

GONÇALVES, J. F.; CALLISTO, M. Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brazil. **Aquatic Botany**, v.109, p. 8-13, 2013.

GONÇALVES, J. F.; MARTINS, R. T.; OTTONI, B. M. P.; COUCEIRO, S. R. M. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN J.L.; QUERINO, R. B. (ed) **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Editora do INPA, Manaus, p. 389-416, 2014.

GRAÇA, M. A. S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. **International Review of Hydrobiology**, vol. 86, p. 383-393, 2001.

GRAÇA, M. A. S.; CANHOTO, C. Leaf litter processing in low order streams. **Limnetica**, v. 25, p. 1-1, 2006.

GRAÇA, M.A.S. Patterns and processes in detritus-based stream systems. **Limnologica**. v. 23, p. 107–114, 1993.

GUERRA, J. B. S. O. A.; RIBEIRO, J. M. P.; FERNANDEZ, F.; BAILEY, C.; BARBOSA, S. B.; NEIVA, S. S. The adoption of strategies for sustainable cities: A comparative study between Newcastle and Florianópolis focused on urban mobility. **Journal of Cleaner Production**, 113(1), p. 681-694, 2016. [http:// dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.07.135](http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.07.135).

HALSTEAD, J. A.; KLIMAN, S.; BERHEIDE, C. W.; CHAUCER, A.; COCK-ESTEB, A. Urban stream syndrome in a small, lightly developed watershed: a statistical analysis of water chemistry parameters, land use patterns, and natural sources. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, p. 3391-3414, 2014.

HEINO, J. Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. **Fresh Water Reviews**, v. 2, n. 1, p. 1-29, mar. 2009.

HENNEMANN, M. C.; PETRUCIO, M. M. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 181, p. 347-361, 2011.

HEPP, L. U.; RESTELLO, M. R. **ECOLOGIA DE RIACHOS NO ALTOS URUGUAI GAUCHO**. Editora Edifapes. P. 11, 2020.

HEPP, L. U.; URBIM, F. M.; TONELLO, G.; LOUREIRO, R. C.; SAUSEN, T. L.; FORNEL, R.; RESTELLO, R. M. Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate composition communities associated on detritus in Subtropical Atlantic Foreststreams. **Acta Limnol. Brasiliensia** 28, 2016.

HERSHEY, A. E.; LAMBERTI, G. A. **Aquatic insect ecology**. In: THORP, J. P.; COVICH, A. P. (Eds). Ecology and classification of north american freshwater invertebrates. California: Academic Press, p. 733-775, 2001.

HIEBER, M.; GESSNER, M. O. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. **Ecology** 83, p. 1026–1038, 2002.

HINKEL, R. Vegetação ripária: funções e ecologia. In: **Anais do I Seminário de hidrologia florestal: zonas ripárias** – Alfredo Wagner, SC, p. 40-48, 2003.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades e Estados – Florianópolis (SC). <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sc/florianopolis.html>. Acesso em: 26/07/2021.

IÑIGUEZ-ARMIJOS, C.; RAUSCHE, S.; CUEVA, A.; SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, A.; ESPINOSA, C.; BREUER, L. Shifts in leaf litter breakdown along a forest–pasture–urban gradient in Andean streams. **Ecology and Evolution**, 6, 4849–4865, 2016.

ANDRIOTTI, J. **Efeitos das modificações ambientais na comunidade de invertebrados aquáticos e no processo de decomposição foliar em pequenos riachos em uma ilha subtropical.** Trabalho de Conclusão de Curso - Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

KLAPPROTH, J. C.; JOHNSON, J. E. Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on water quality. Virgínia: **Virginia Cooperative Extension**, Publication Virginia Polytechnic Institute and State University, p. 420-451, 2000.

KOELLNER, T.; SCHOLZ, R. Assessment of the land use impacts on the natural environment. Part 1. An analytical framework for pure land occupation and land use change. **The International Journal of Life Cycle Assessment** 12(1):16-23, 2007.

KÖNIG, R.; HEPP, L. U.; SANTOS, S. Colonisation of low - and high- quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnologica**, v. 45, p. 61- 68, 2014.

LEMES-SILVA, A. L. **Avaliação dos efeitos sazonais sobre o fluxo de matéria orgânica e decomposição em riachos de baixa ordem.** Tese (Doutorado em Ecologia) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, 2014.

LI, A. O. Y.; NG, L. C. Y.; DUDGEON, D. 2009: Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream, **Aquat. Sci.** 71, 80– 93, 2009.

LISBOA, L. K.; LEMES-SILVA, A. L.; SIEGLOCH, A. E.; GONÇALVES JUNIOR, J. F.; PETRUCIO, M. M. Temporal dynamics of allochthonous coarse particulate organic matter in a subtropical Atlantic rainforest Brazilian stream. **Marine and Freshwater Research**, v. 66, p. 400-440, 2015.

LOPES, M. N.; DALPIAZ, F. L.; RECH, B.; TEIXEIRA, J. D.; RIBEIRO, I. S. S.; MAGRI, D.; CASTRO, D. G.; PETRUCIO, M. M.; KAVAGUICHI, N. Trends in aquatic ecology research associated with urbanization evolution during three decades in Santa Catarina Island/SC. *Acta Limnol. Bras.* 32, 2020. <<https://doi.org/10.1590/S2179-975X7719>. <https://www.scielo.br/j/alb/a/fwKbMzvF5GYnLzRkChGRKgP/?lang=en&format=pdf>>

LOPES, M. P. **Decomposição de folhas de *Picramnia sellowii* (Picramniales: Picramniaceae) e sua colonização por invertebrados em riachos na região Tropical. Dissertação** (Mestrado em Comportamento e Biologia Animal) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas: Comportamento Animal, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2014.

MARGALEF, R. *Limnologia*. Ediciones Omega, Barcelona. P. 1009, 1983.

MARKS, J. C. Revisiting the fates of dead leaves that fall into streams. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 50: 547– 568, 2019.

MARRIS, E. Rambunctious garden: saving nature in a post-wild world. **Bloomsbury Publishing**, New York, New York, USA, 2011.

MARTINS, R. T.; COUCEIRO, S. R. M.; MELO, A. S.; MOREIRA, M.P.; HAMADA, N. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological Indicators*, v. 73, n. 1, p. 480-491, 2017.

MEDEIROS, A.O.; PASCOAL, C.; GRAÇA, M.A.S. Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. *Freshwater Biology*, vol. 54, p. 142-149, 2009.

MEDEIROS, K. P. C. **Relação de Grupos Funcionais Alimentares da Comunidade de Insetos Aquáticos com Fatores Ambientais**. Trabalho de Conclusão de Curso - Bacharelado em Ciências Biológica, Universidade Federal do Vale do São Francisco, Petrolina, 2015.

MMA 2002 MMA, Ministério do Meio Ambiente (2002). *Plano de Manejo da Estação Ecológica de Carijós* (PDF). [S.l.]: Governo Brasileiro.

<<https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/eseccarijos.pdf>> Acesso em:26/07/2021.

MMA/SBF. 2002. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília, MMA/SBF.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN J. L.; BAPTISTA D. F. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro. **Technical Books Editora**, Rio de Janeiro. p. 174, 2010.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology, Evolution, and systematics*, 28, 621-658, 1997.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H.; MCCLAIN, M. E. Riparia: Ecology, conservation, and management of streamside communities. **Cambridge: Academic Press**, 2005.

NASCIMENTO, R. Atlas Ambiental de Florianópolis. **Instituto Larus**, Florianópolis, p. 35, 2002.

NASPOLINI, V. A Evolução Fragmentária da Grande Florianópolis. **Observatório Geográfico América Latina**, 2020.

OBSERVA, UFSC. Observatório de Áreas Protegidas. Monumento Natural Municipal da Lagoa do Peri. 2018. <<https://observa.ufsc.br/2018/05/08/parque-municipal-da-lagoa-do-peri/>> Acesso em: 27/07/2021.

OLIVEIRA, F. M.; NUNES, T. S. Aplicação de protocolo de avaliação rápida para caracterização da qualidade ambiental do manancial de captação (Rio Pequeno) do município de Linhares, ES. **Natureza online**, v. 13, n. 2, p. 86-91, 2015

OLIVEIRA, V. C.; GONÇALVES, E. A.; ALVES, R. G. Colonisation of leaf litter by aquatic invertebrates in an Atlantic Forest stream. **Brazilian Journal of Biology**. 74(2), p. 267-273, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.10512>. PMID:25166310.

PASCOAL, C.; CASSIO, F. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. **Applied and Environmental Microbiology**, vol. 70, p. 5266-5273, 2004.

PAUL, M. J.; MEYER, J.L. Streams in the urban landscape. **Ann. Rev. Ecology, Evol. Syst.** 32, 333–365, 2001.

Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico-PMISB, 2009.
<<http://www.pmf.sc.gov.br/sites/sanear/index.php?cms=plano+municipal+integrado+de+saneamento+basico&menu=5>> Acesso em: 25/07/2021.

PUJARRA, S. **Efeitos de atividades antrópicas sobre a decomposição foliar em riachos.** Dissertação (mestrado em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável) - Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável, Universidade Federal do Paraná, Palotina, 2017.

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade de água da bacia do médio São Francisco. **Série Comunicado Técnico da Embrapa Meio Ambiente**, v. 3, p. 1- 4, 2000.

RAMÍREZ, A.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. **Revista de Biologia Tropical** 62: 155–167, 2014.

RICKLEFS, R.E.; RELYEA, R. **A Economia da Natureza.** Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 7 ed., p. 606, 2016.

RODRIGUES, A.S.L. **Adequação de um protocolo de avaliação rápida para o monitoramento e avaliação ambiental de cursos d'água inseridos em campos rupestres do cerrado.** Dissertação (Mestrado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) - Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, 2008.

ROSA, B. J. F. V.; RODRIGUES, L. F. T.; OLIVEIRA, G. S.; ALVES, R. G. Chironomidae and Oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 186, p. 7771-7779, nov. 2014.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. **Chapman & Hall**, New York, p. 1-9, 1993

SALA O. E.; CHAPIN, F. S.; ARMESTO J. J. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–4, 2000.

SANCHEZ-ARGUELLO, R.; CORNEJO, A.; PEARSON, R.G.; BOYERO, L. Spatial and temporal variation of stream communities in a human-affected tropical watershed. **International Journal of Limnology**, v. 46, p. 149-156, mai. 2010.

SANPERA-CALBET, I.; LECERF, A.; CHAUVET, E. Leaf diversity influences in-stream litter decomposition through effects on shredders. **Freshwater Biology**. v.54, p.1671-1682, 2009.

SCHMITT, R. **Uso de Microhabitats por Imaturos de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em Riachos de Clima Subtropical**. Trabalho de Conclusão de Curso - Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

SENSOLO, D.; HEPP, L. U.; DECIAN, V. S.; RESTELLO, R. M. Influence of landscape on the assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. *Annales de Limnologie*. **International Journal of Limnology**, 48(4), p. 391-400, 2012. <http://dx.doi.org/10.1051/limn/2012031>.

SEVEGNANI, L.; UHLMANN, A.; GASPER, A. L. DE; VIBRANS, A. C.; SANTOS, A. S. DOS; VERDI, M.; DREVECK, S; KORTE, A.; MEYER, L. ESTÁDIOS SUCESSIONAIS NA FLORESTA OMBRÓFILA Densa em Santa Catarina. IN: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L. DE; LINGNER, D. V. (Ed.). **Inventário florístico florestal de Santa Catarina**. Blumenau: EDIFURB, v. 4, p. 311-322, 2012.

SILVA, A. L. L.; LEMES, W. P.; ANDRIOTI, J.; PETRUCIO, M. M.; FEIO, M. J. Recent land-use changes affect stream ecosystem processes in a subtropical island in Brazil. *Austral Ecology*, **45**, p. 1–15, 2020. <https://doi.org/10.1111/aec.12879>

SMITH, R. F.; LAMP, W.O. Comparison of insect communities between adjacent headwater and main-stem stream in urban and rural watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*, **27**(1), p. 161-175, 2008.

TAYLOR, B.R.; ANDRUSHCHENKO, I.V. Interaction of water temperature and shredders on leaf litter breakdown: a comparison of streams in Canada and Norway. *Hydrobiologia*. v. 721, p. 77–88, 2014.

TEIVE, L. F.; LISBOA, L. K.; PETRUCIO, M. M. 2008. Uma revisão da disponibilidade de dados ecológicos visando o direcionamento de novas pesquisas na Lagoa do Peri. *Biotemas*, **21** (2): p. 133-143, 2008.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Potencial impacts of changes in the Florest Law in relation to water resources. *Biota Neotropical* **10**, p. 67-76, 2010.

TUNDISI, J. G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. *Revista USP*, (70), p. 24-35, 2006. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i70p24-35>

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINGS, K. W.; SEDELL, J. R. CUSHING, C. E. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Toronto, v. 37, p. 130-137, 1980.

VIBRANS, A. C. Floresta Ombrófila Densa. In: *Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. Santa Catarina: Edifurb*, v. 4, p. 293, 2013.

WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L.; MEYER, J. L.; WEBSTER, J. R. Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecol. Monogr.*, **69**, p. 409–442, 1999.

WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P. M.; MORGAN, R. P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706–723, 2005.

WANTZEN, K. M.; WAGNER, R.; SUETFELD, R.; JUNK, W. J. How do plant–herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** 28, p. 815–821, 2002.

WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Vascular Plant Breakdown in Freshwater Ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 567-594, 1986.

WEIGEL, B. M.; WANG, P. W.; RASMUSSEN, J. T.; BUTCHER, P. M.; STEWART WILEY, M. J. Relative influence of variables at multiple spatial scales on stream macroinvertebrates in the Northern Lakes and Forest ecoregion, U.S.A. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1440-1461, 2003.

WEMPLE, B.C.; BROWNING, T.; ZIEGLER, A. D.; CELI, J.; CHUN, K. P. S.; JARAMILLO, F.; LEITE, N. K.; RAMCHUNER, S. J.; NEGISHI, J. N.; PALOMEQUE, X.; SAWYER, D. Ecohydrological disturbances associated with roads: current knowledge, research needs and management concerns with reference to the tropics. **Ecohydrology**, 11(3), p. 1-23, 2017.

WENGER, S. J.; ROY, A. H.; JACKSON, C.R.; BERNHARDT, E. S.; CARTER, T. L.; FILOSO, S. Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. **J N Am Benthol Soc**, 28, p. 1080–98, 2009.

ZHANG, M.; CHENG, X.; GENG, Q.; SHI, Z.; LUO, Y.; XU, X. Leaf litter traits predominantly control litter decomposition in streams world-wide. **Global Ecology and Biogeography**, 28(10), p. 1469–1486, 2019. <https://doi.org/10.1111/geb.12966>.