

UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS CERRO LARGO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AMBIENTE E TECNOLOGIAS
SUSTENTÁVEIS

SIRLEI MARIA HENTGES

ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS E
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RIACHOS DA SUB-BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO PIRATINIM, MÉDIO RIO URUGUAI, RS, BRASIL

CERRO LARGO

2019

SIRLEI MARIA HENTGES

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS E
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RIACHOS DA SUB-BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO PIRATINIM, MÉDIO RIO URUGUAI, RS, BRASIL**

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Linha de Pesquisa: Qualidade Ambiental

Orientador: Profº. Dr. Milton Norberto Strieder
Co-orientador: Profº. Dr. David Augusto Reynalte-Tataje

CERRO LARGO

2019

Hentges, Sirlei Maria

Estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos e avaliação da qualidade da água em riachos da sub-bacia hidrográfica do Rio Piratinim, médio Rio Uruguai, RS, Brasil / Sirlei Maria Hentges. -- 2019. 88 f.:il.

Orientador: Doutor Milton Norberto Strieder.

Co-orientador: Doutor David Augusto Reynalte-tataje.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Fronteira Sul, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis-PPGATS, Cerro Largo, RS , 2019.

1. Distribuição espaço-temporal. 2. Bioindicadores. 3. Integridade ambiental. 4. Grupos trófico-funcionais. 5. Ambientes lóticos. I. Strieder, Milton Norberto, orient. II. Reynalte-tataje, David Augusto, co-orient. III. Universidade Federal da Fronteira Sul. IV. Título.

SIRLEI MARIA HENTGES

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS E
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RIACHOS DA SUB-BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO PIRATINIM, MÉDIO RIO URUGUAI, RS, BRASIL**

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, da Universidade Federal da Fronteira Sul, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Área de Concentração: Monitoramento, Controle e Gestão Ambiental

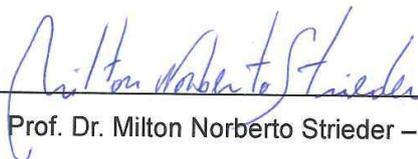
Linha de Pesquisa: Qualidade Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Milton Norberto Strieder

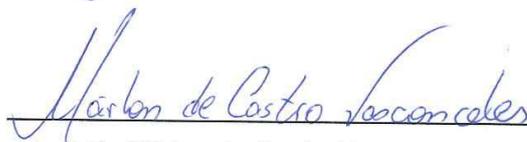
Co-orientador: Prof. Dr. David Augusto Reynalte-Tataje

Essa dissertação foi defendida e aprovada pela banca em: 26 / 02 / 2019

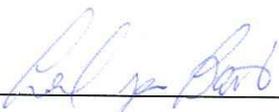
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Milton Norberto Strieder – UFFS



Prof. Dr. Márlon de Castro Vasconcelos – UERGS



Prof. Dr. Daniel Joner Daroit – UFFS

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), por proporcionar acesso à formação e qualificação profissional, pública e de qualidade. Ao quadro de servidores desta instituição, por todo auxílio prestado.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis (PPGATS), por primarem pela excelência no processo de ensino, buscando formar cidadãos críticos e profissionais capacitados.

Ao meu orientador, professor Dr. Milton Norberto Strieder, pela oportunidade de poder continuar trabalhando ao seu lado. Agradeço pela motivação para que eu continuasse estudando, e por ter depositado confiança em meu trabalho. Por todos os conhecimentos compartilhados durante as saídas de campo, trabalhos de laboratório, aulas e estágio, especialmente o entusiasmo em compreender o fantástico “mundo dos invertebrados”. Por nos ensinar que devemos buscar ser independentes e autodidatas, para então compreendermos que “só amamos aquilo que efetivamente conhecemos”.

Ao professor Dr. David Augusto Reynalte-Tataje, por aceitar de prontidão ser coorientador deste trabalho. Por todo auxílio prestado, especialmente na parte estatística. Por ser uma pessoa amiga e sempre disponível à troca de ideias, representando um educador exemplar.

Aos membros da banca examinadora, professores Drs. Marlon e Daniel, por aceitarem de prontidão o convite para avaliar este trabalho, pela presença e contribuições. Às Drs^(a). Iara e Roberta, avaliadoras suplentes, por terem aceito o convite.

À minha colega de curso e de laboratório, Tieli, agradeço pela amizade que construímos ao longo dos anos de UFFS. Pela companhia nas intermináveis horas de laboratório e nos apuros das saídas de campo, por compartilharmos nossas dúvidas e aflições, que por sinal, não foram poucas.

Aos colegas Cristiane e Samuel, por não terem medido esforços para auxiliar no andamento das coletas. À Cris, obrigada por possibilitar-me auxiliar em seu trabalho de laboratório, dando dicas e sugestões. Ao Samo, por ser o braço direito nas saídas de campo e facilitar as atividades mais desafiadoras; também, por compartilhar seu entusiasmo na coleta de peixes.

Ao Nivaldo, por conduzir o veículo em todas as coletas, auxiliando também com

seu bom senso de localização e memória fotográfica.

Aos moradores e trabalhadores rurais da região de drenagem do Piratinim, por terem sido solícitos e nos recebido em suas propriedades. Por todas informações e ajuda prestadas, especialmente na identificação dos riachos.

Ao colega Marlon, pela prestatividade em elaborar o mapa da bacia do Piratinim, e por reconhecer a importância da região de estudo.

Aos colegas Bastian e Luiz, por compartilharem ideias de seus trabalhos de conclusão, mostrando entusiasmo em aprender sobre os macroinvertebrados. Por todas as vezes que recorreram à mim nas identificações, ao ensinar também pude aprender com vocês.

Ao colega Darlan, companheiro de bancada no laboratório de Zoologia, por se prontificar a auxiliar no trabalho de campo quando necessário.

À minha família, pelo apoio incondicional. Aos meus pais Hugo e Terezinha, por não medirem esforços para ver este momento se concretizar. Aos meus irmãos, Simone e Samuel, pelos conselhos e por estarem sempre presentes e dispostos a auxiliar. Ao meu namorado Moacir, pela compreensão, incentivo e por trazer mais paz aos meus dias.

Á Deus, por ter me concedido saúde e força para trilhar este caminho, sendo minha âncora nos momentos maçantes dessa jornada.

A todos que, de uma forma ou outra, se fizeram presentes ou torceram para este sonho dar certo: meu mais sincero Obrigada!

RESUMO

Estudos ecológicos tem buscado compreender a dinâmica das assembleias de organismos aquáticos perante distúrbios nos ecossistemas fluviais. As comunidades de macroinvertebrados refletem as condições de integridade dos ambientes aquáticos, atuando como bioindicadoras de poluição. O objetivo deste estudo foi investigar a estrutura e a distribuição espaço-temporal da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, bem como avaliar a qualidade da água em tributários da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim, Médio Rio Uruguai, Rio Grande do Sul (Brasil). As coletas foram realizadas em seis riachos, distribuídos nas regiões alta, média e baixa da bacia, explorando trechos de nascente, intermediários e foz dos tributários. A periodicidade amostral compreendeu duas estações do ano: primavera/2017 e outono/2018. Os organismos foram coletados por meio de puçá aquático Dipnet, de acordo com a abordagem multihabitat. Os macroinvertebrados foram identificados até o nível de família; os grupos trófico-funcionais e os valores de tolerância dos índices bióticos foram determinados por categorias de classificação adaptadas do estado do Paraná. Variáveis ambientais foram obtidas para verificar possíveis influências sobre a composição da comunidade de macroinvertebrados, sendo avaliadas por meio de uma Análise de Correspondência Canônica e Análise de Espécie Indicadora. As variações espacial e temporal dos atributos bióticos (densidade, riqueza, diversidade e equitabilidade) foram submetidas ao teste de Kruskal-Wallis e ao Teste de Comparações Múltiplas. A avaliação da qualidade da água foi obtida a partir do cálculo dos índices IBF e BMWP, e para avaliar diferenças espaciais foi utilizada uma análise de variância (ANOVA) e o teste de Tukey. Para comparar a variação da qualidade entre as estações do ano foi aplicado o teste t. Foi coletado um total de 11.564 indivíduos de macroinvertebrados de 72 táxons, com predomínio da classe Insecta, e do grupo trófico coletor-filtrador. A abundância não variou entre as estações, mas foi distinta entre os riachos. A riqueza também foi diferente entre os riachos, enquanto que a diversidade e a equitabilidade não variaram. A análise de correspondência canônica explicou 31,0% da variabilidade dos dados. As principais variáveis que influenciaram a distribuição dos macroinvertebrados foram mata ciliar, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, temperatura da água e largura do riacho. De forma geral, foi observada a classe de “Boa” qualidade da água, para ambos os índices bióticos, IBF e BMWP. Não foi constatado um gradiente espacial entre os trechos avaliados; entretanto, os riachos da região baixa apresentaram melhor qualidade da água que os riachos da região média, de acordo com o índice BMWP. Não houve variação entre os trechos dos riachos e entre as estações do ano. Os resultados refletem os impactos não pontuais que ocorrem ao longo da bacia, resultantes das formas de ocupação do meio rural, das práticas de manejo e usos do solo da região. O presente trabalho pode servir de subsídio a possíveis programas de biomonitoramento que venham a ser realizados na região, juntamente com ações de recuperação e projetos de gestão de comitês de bacias hidrográficas no estado do Rio Grande do Sul.

Palavras-chave: Distribuição espaço-temporal. Bioindicadores. Integridade ambiental. Grupos trófico-funcionais. Ambientes lóticos.

ABSTRACT

Ecological studies have sought to understand the dynamics of assemblages of aquatic organisms in the face of disturbances in fluvial ecosystems. The macroinvertebrate communities reflect the integrity conditions of the aquatic environments, acting as bioindicators of pollution. The aim of this study was to investigate the structure and spatial-temporal distribution of the aquatic macroinvertebrate community, as well as to evaluate the water quality in tributaries of the Piratinim river sub-basin, Middle Uruguai River, Rio Grande do Sul state, Brazil. The samplings were performed in six streams, distributed in the upper, middle and lower regions of the basin, exploring stretches of source, intermediate and mouth of tributaries. The sample periodicity comprised two seasons of the year: spring/2017 and autumn/2018. The organisms were collected with a long handled net (Dipnet), according the multi-habitat approach. Macroinvertebrates were identified up to the family level; the trophic-functional groups and the tolerance values of the biotic indexes were determined by classification categories adapted from the state of Paraná. Environmental variables were obtained to verify possible influences on the composition of the macroinvertebrate community, being evaluated through a Canonical Correspondence and Indicator Species Analysis. The spatial and temporal variations of the biotic attributes (density, richness, diversity and evenness) were submitted to Kruskal-Wallis and Multiple Comparison Test. The water quality assessment was obtained by calculating the IBF and BMWP indexes, and an analysis of variance (ANOVA) and the Tukey test were used to evaluate spatial differences. To compare the quality variation between the seasons of the year, the t test was applied. A total of 11.564 individuals of macroinvertebrates of 72 taxa were collected, with a predominance of Insecta and collector-filtering trophic group. Abundance did not vary between seasons, but was different between streams. Richness was also different among the streams, diversity and evenness did not varied. The canonical correspondence analysis explained 31.0% of the variability of the data. The main variables that influenced the distribution of the macroinvertebrates were ciliary forest, dissolved oxygen, electrical conductivity, water temperature and stream width. In general, the "Good" water quality class was observed for both biotic indexes, IBF and BMWP. No spatial gradient was found between the evaluated stretches; however, the streams of the lower region presented better water quality than the middle region streams, according to the BMWP index. There was no variation between streams stretches and between seasons. The results reflect the non point impacts occurring along the basin, resulting from the forms of occupation of the rural environment, management practices and land uses of the region. The present work can serve as a subsidy to possible biomonitoring programs that will may be perform in the region, together with recovery actions and management projects of river basin committees in Rio Grande do Sul state.

Keywords: Spatio-temporal distribution. Bioindicators. Environmental integrity. Trophic-functional groups. Lotic environments.

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 - Composição taxonômica (diversidade, frequência absoluta e grupos trófico-funcionais*) de macroinvertebrados aquáticos coletados em 18 pontos amostrais de seis riachos da bacia hidrográfica do rio Piratinim, RS, Brasil, nos trechos Nascente (N), Intermediário (I) e Foz (F), durante a primavera (P) de 2017 e outono (O) de 2018. *Gtf: Grupo trófico-funcional (P=predador, R=raspador, F=fragmentador, Cf=coletor-filtrador, Cc=coletor-catador)..... | 41 |
| Tabela 2 – Valores médios da densidade total (ind.m ⁻²), riqueza (número de táxons), Diversidade de Shannon (H') e Equitabilidade de Pielou (E) de macroinvertebrados coletados em afluentes do rio Piratinim (RS), em seus trechos Nascente (N), Intermediário (I) e Foz (F) na primavera de 2017 e outono de 2018. | 47 |
| Tabela 3 - Valores médios e desvio padrão das variáveis ambientais (n=2) dos pontos amostrais localizados em seis riachos afluentes do rio Piratinim, em seus principais trechos: Nascente (N), Intermediário (I) e Foz (F), durante a primavera de 2017 e outono de 2018. | 49 |
| Tabela 4 - Resultado da Análise de Correspondência Canônica (CCA) aplicada à matriz de dados abióticos e macroinvertebrados coletados em diferentes riachos da bacia do rio Piratinim (RS) nas estações de primavera de 2017 e outono de 2018. Teste de Monte Carlo para a significância do primeiro eixo da ordenação p< 0,05 (n = 999 permutações). Valores em negrito foram estatisticamente significativos (p<0,05). | 50 |
| Tabela 5 - Classes de qualidade da água, de acordo com os índices IBF e BMWP.. | 70 |
| Tabela 6 - Ocorrência (*) de macroinvertebrados coletados em trechos de riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim.. | 72 |
| Tabela 7 – Índices de qualidade da água dos riachos avaliados nos trechos Nascente, Intermediário e Foz, distribuídos nas regiões Alta, Média e Baixa da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim, durante as estações da primavera de 2017 e outono de 2018, de acordo com os índices IBF e BMWP. | 74 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Distribuição dos locais de coleta de macroinvertebrados aquáticos em riachos da bacia do rio Piratinim e sua localização (RS, Brasil) | 38 |
| Figura 2 - Proporção de captura (%) dos grupos funcionais de macroinvertebrados coletados nos diferentes trechos: Nascente (Nasc.), Intermediário (Int.) e Foz (F.), dos riachos da bacia do rio Piratinim (RS), nas estações de primavera de 2017 e outono de 2018. | 46 |
| Figura 3A - Resultado da Análise de Correspondência Canônica (CCA) aplicada a matriz de dados abióticos e macroinvertebrados coletados na bacia do rio Piratinim nas estações de primavera de 2017 e outono de 2018. Riachos amostrados em seus trechos de nascente, intermediário e foz: CH= Chuni; IT= Itú; XI= Ximbocu; S= Santana; IV= Ivaí e GU= Guaracapa..... | 51 |
| Figura 3B - Resultado da Análise de Correspondência Canônica (CCA) aplicada à matriz de dados abióticos e famílias de macroinvertebrados coletados na bacia do rio Piratinim nas estações de primavera de 2017 e outono de 2018 | 52 |
| Figura 4 - Localização dos riachos amostrados nas principais regiões da bacia do rio Piratinim, RS, Brasil..... | 68 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BMWP: Biological Monitoring Working Party score system

CETESB: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

EPT: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera

Gtf: Grupo trófico-funcional

IBI: Índice de Integridade Biótica

IBF: Índice Biótico de Família

MOPF e MOPG: matéria orgânica particulada fina e grossa

OD: Oxigênio dissolvido

OHIO-EPA: OHIO Environmental Protection Agency

SEMA: Secretaria Estadual do Meio Ambiente

RIVPACS: River Invertebrate Prediction and Classification System

USEPA: Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO | 11 |
| 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 13 |
| 2.1 BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE ESTUDO..... | 13 |
| 2.1.1 Dinâmica de ecossistemas fluviais | 14 |
| 2.1.1.1 Parâmetros ambientais dos ecossistemas aquáticos lóticos..... | 15 |
| 2.2.1.1.1 <i>Oxigênio dissolvido</i> | 16 |
| 2.2.1.1.2 <i>Condutividade elétrica e pH</i> | 16 |
| 2.2.1.1.3 <i>Temperatura</i> | 17 |
| 2.2.1.1.4 <i>Pressão atmosférica e Altitude</i> | 18 |
| 2.2.1.1.5 <i>Tamanho do riacho</i> | 18 |
| 2.2.1.1.6 <i>Vegetação ripária</i> | 19 |
| 2.1.1.2 Impactos ambientais em ecossistemas aquáticos lóticos..... | 20 |
| 2.2 COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS | 21 |
| 2.2.1 Estrutura e composição | 23 |
| 2.2.2 Distribuição espaço-temporal | 24 |
| 2.3 MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO INDICADORES DE INTEGRIDADE AMBIENTAL | 25 |
| 2.3.1 Biomonitoramento e avaliação da qualidade da água em ambientes fluviais | 27 |
| 2.3.1.1 Índices bióticos..... | 28 |
| 2.3.1.2 Índices de diversidade..... | 31 |
| 2.3.1.3 Modelos de predição de impacto..... | 31 |
| 3 RESULTADOS | 33 |
| 3.1 RESULTADOS I..... | 34 |
| 3.2 RESULTADOS II..... | 64 |
| 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS | 80 |
| REFERÊNCIAS | 81 |

1 INTRODUÇÃO

Os impactos decorrentes das atividades antrópicas têm ocasionado agravos no meio ambiente, tais como a poluição dos ecossistemas fluviais (QUEIROZ et al., 2008; COPATTI et al., 2013). A qualidade da água é uma questão de suma importância para toda a sociedade. Em virtude disso, estudos ecológicos são desenvolvidos a fim de investigar a dinâmica das assembleias de organismos aquáticos, e compreender como estas se modificam em abundância e diversidade frente a distúrbios no ecossistema. Para mensurar essas mudanças, duas abordagens principais têm sido usadas: as medidas baseadas na estrutura da comunidade, e as medidas baseadas em organismos indicadores (WASHINGTON, 1984).

Diversos indicadores são testados e empregados para monitorar a qualidade dos recursos hídricos, bem como a integridade dos ecossistemas aquáticos (BEGHELLI et al., 2012). Neste cenário, os macroinvertebrados são um grupo taxonômico frequentemente investigado (HARPER, 1994; EGLER, 2002, BAGATINI et al., 2012; BUSS et al., 2014), sendo a estrutura da comunidade desses organismos relacionada com variações espaciais e temporais nos riachos (SILVEIRA, 2004). Uma das principais finalidades de tais estudos vem sendo explicar a previsibilidade da distribuição dos táxons em função das características ambientais (POFF et al., 2006).

Os objetivos deste estudo foram investigar a estrutura e a distribuição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, e avaliar a qualidade da água, em seis riachos afluentes da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim, observando as escalas espacial e temporal.

A fim de alcançar os objetivos propostos, a estrutura do trabalho consiste em três capítulos principais:

(i) Revisão bibliográfica: apresenta o referencial teórico condizente com os aspectos desenvolvidos na pesquisa. São contempladas questões referentes à dinâmica da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em ambientes lóticos, os impactos que afetam a integridade ambiental de ecossistemas aquáticos de água doce, e os métodos de avaliação da qualidade da água e da integridade ambiental de rios e riachos.

(ii) Resultados: descreve os resultados da pesquisa em duas seções, em forma de artigos científicos. A seção 3.1 consiste na avaliação da estrutura e distribuição espaço-temporal da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em riachos

afluentes da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim. São apresentadas informações sobre as características físico-químicas da água e fisionomia dos riachos avaliados, de forma a investigar sua influência sobre os aspectos biológicos estruturantes da comunidade de macroinvertebrados. Na seção 3.2 são apresentados os resultados do trabalho de avaliação da qualidade da água de riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim, utilizando o biomonitoramento. Foi investigado se existem padrões espaciais e temporais para a qualidade da água nos trechos avaliados.

(iii) Considerações finais: indica as principais conclusões alcançadas pela pesquisa, bem como as perspectivas para trabalhos futuros.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE ESTUDO

Rios e riachos têm uma ocorrência extremamente variável no mundo todo, diferenciando-se principalmente em formato e tamanho. De acordo com sua posição hierárquica, esses corpos hídricos são classificados dentro de bacias hidrográficas, que por sua vez, estão inseridas em regiões hidrográficas (ALLAN; CASTILLO, 2007).

No Brasil, a Lei Federal nº 9.433/97 constituiu a bacia hidrográfica como a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). Neste sentido, a bacia hidrográfica consolidou-se como unidade fundamental em estudos de gerenciamento de recursos hídricos, levantamentos ecossistêmicos e planejamento socioeconômico (LORANDI; CANÇADO, 2002; SIQUEIRA; HENRY-SILVA, 2011).

O conceito de bacia hidrográfica vem sendo ampliado ao longo do tempo, à medida que aspectos inerentes às diversas abordagens são consideradas. Uma definição amplamente empregada tem como pressuposto a bacia como unidade de gestão da paisagem na área ambiental. Para tanto, refere-se ao conjunto de terras drenadas por um corpo d'água principal e seus afluentes (PIRES et al., 2002).

Considerando uma definição mais tradicional, Santana (2003) conceitua bacia hidrográfica como uma porção geográfica com limites marcados por divisores de água, englobando toda área de drenagem de um corpo d'água. Constitui-se como uma unidade geográfica natural, tendo seus limites estabelecidos no decorrer do tempo geológico, como resultado do escoamento das águas sobre a superfície. Pode ser também denominada “bacia de captação” ou “bacia de drenagem”, resultando da interação da água com outros recursos naturais.

As características principais de uma bacia são a área de drenagem e declividade da bacia, e o comprimento e declividade do rio principal. A curva que traduz a inclinação de um rio desde sua cabeceira até a foz é o perfil longitudinal. Em geral, rios possuem um trecho superior correspondente à área das nascentes, onde a declividade é maior e predomina a erosão; um trecho médio, onde o transporte do material pela erosão é predominante; e um trecho inferior, o baixo curso do rio, no qual se realiza a deposição desse material e a desembocadura em outro corpo d'água (SANTANA, 2003; TUCCI; MENDES, 2006).

Calijuri e Oliveira (2000) citados por Schiavetti et al. (2002) destacam que, em estudos que buscam avaliar a qualidade da água, a eficácia é maior quando é dado enfoque para o manejo em escalas menores dentro da bacia. Segundo os autores, dentro de cada bacia hidrográfica existe um conjunto hierárquico de microbacias. Já para Santana (2003), o termo microbacia constitui uma denominação empírica. Sugere, portanto, que seja substituído pelo termo, sub-bacia hidrográfica. Entretanto, esse não é um consenso trazido pela literatura, uma vez que não existe uma convergência conceitual apresentada para os termos (TEODORO et al., 2007).

2.1.1 Dinâmica de ecossistemas fluviais

Visando melhor compreender os padrões de distribuição dos organismos em relação à dinâmica dos ecossistemas, algumas teorias ecológicas foram desenvolvidas. A “Teoria do Rio Contínuo”, desenvolvida por Vannote et al. (1980), é considerada uma das pioneiras no âmbito dos ecossistemas lóticos. De forma complementar a esta, Ward e Stanford (1983) desenvolveram uma teoria similar, a “Teoria da Descontinuidade Serial” (ALFENAS, 2010).

A teoria do rio contínuo considera que em um sistema fluvial existe um gradiente contínuo de condições físicas, tais como volume e vazão d’água, temperatura, materiais e substratos transportados, dentre outros. Essas condições estendem-se desde as áreas de cabeceira até a foz, regulando e dimensionando continuamente a biota aquática, bem como o carreamento, transporte e utilização da matéria orgânica ao longo do gradiente longitudinal de um rio (VANNOTE et al., 1980).

De uma forma geral, os trechos dos cursos hídricos são divididos em regiões de cabeceira (nascentes), regiões médias (intermediárias) e baixas (foz), apresentando características distintas. As áreas de nascentes, por exemplo, são diretamente influenciadas pela vegetação ripária, por diminuir a produção primária autóctone e viabilizar o aumento dos detritos alóctones. À medida que os trechos são direcionados para áreas intermediárias, com o aumento do porte, a dependência da vegetação ciliar é diminuída, em decorrência de uma maior necessidade de luz. Já os trechos baixos tendem a ter uma elevada turbidez, em decorrência das cargas de sedimentos à montante, bem como uma maior taxa de respiração dos organismos presentes (ALFENAS, 2010).

Ainda de acordo com a teoria do rio contínuo, as características estruturais e funcionais das comunidades de riachos são adaptadas à posição mais provável do sistema físico, isto é, a ordem e os trechos do curso d'água. Em sistemas de riachos naturais, as comunidades biológicas direcionam-se a um equilíbrio contínuo, assumindo estratégias de perda mínima de energia. Para tanto, as comunidades à jusante são adaptadas a compensar as perdas de processamento das áreas à montante (VANNOTE et al., 1980).

Abordagens holísticas devem adotar uma estrutura espacial e temporal, além de reconhecer os distúrbios como forças que interrompem o equilíbrio natural das interações. Na teoria da descontinuidade serial de Ward e Stanford (1983), a natureza dinâmica e hierárquica dos ecossistemas lóticos obedece a uma estrutura tetradimensional. Os ecossistemas lóticos desenvolveram-se em resposta a processos dinâmicos que ocorrem ao longo dessas dimensões: longitudinal, lateral, vertical e temporal (ALLAN; CASTILLO, 2007).

A dimensão longitudinal abrange as interações entre áreas à montante e à jusante, em um transporte unidirecional do fluxo d'água. A dimensão lateral refere-se às interações entre o canal principal do rio e os sistemas ribeirinhos, onde os movimentos entre organismos, o rio e a zona ripária influenciam a dinâmica de nutrientes. Outra dimensão engloba interações significativas entre o canal do rio e as águas subterrâneas, a chamada dimensão vertical, estando associada ao nível freático. Já a quarta dimensão compreende a escala temporal das três dimensões anteriores, isto é, como estas variam em função da sazonalidade e aos eventos climáticos (WARD, 1989).

2.1.1.1 Parâmetros ambientais dos ecossistemas aquáticos lóticos

A grande diversidade e a distribuição dos macroinvertebrados nos ambientes aquáticos estão diretamente relacionadas à heterogeneidade do hábitat. Dentre os fatores fundamentais, estão os aspectos físicos, tais como a temperatura, e químicos, como o O₂ dissolvido. Conjuntamente, estes parâmetros refletem as condições do ambiente aquático e de entorno (ALFENAS, 2010).

2.2.1.1.1 Oxigênio dissolvido

Ao considerar a dinâmica dos ecossistemas aquáticos, o oxigênio é um dos mais importantes gases dissolvidos na água. Os níveis de oxigênio dissolvido indicam a capacidade de um corpo d'água natural em manter a vida aquática. Suas fontes principais são advindas da atmosfera e da fotossíntese de algas (FIORUCCI; BENEDETTI FILHO, 2005, CETESB, 2017).

Em caso de eutrofização de um curso d'água, a população de organismos sapróbios e detritívoros é aumentada, iniciando um efeito cascata com o aumento da atividade microbiana, levando à elevação da demanda de O₂, diminuição de O₂ dissolvido e condições anóxicas. Os organismos são diretamente afetados, de acordo com seu grau de tolerância à depleção de O₂. Conseqüentemente, o enriquecimento orgânico afeta o estabelecimento das comunidades aquáticas, sucessivamente, uma vez que as partículas poluidoras podem se acumular e alterar as características do riacho (QUEIROZ et al., 2008).

A existência de um padrão de preferência pelo fluxo da água (remanso e correnteza) se dá, principalmente, em razão das funções fisiológicas das diferentes classes de organismos. Áreas de correnteza apresentam maior quantidade de O₂ dissolvido, atraindo, dessa forma, táxons mais sensíveis, que em geral respiram por brânquias. Além disso, em decorrência da maior circulação de partículas de material orgânico em meio à correnteza, os organismos filtradores e coletores também se beneficiam, seja por captura ou por retenção de alimento (EGLER, 2002).

2.2.1.1.2 Condutividade elétrica e pH

A condutividade elétrica da água representa uma das variáveis mais importantes em estudos de limnologia. Este parâmetro oferece informações acerca do metabolismo do sistema aquático e de outros fenômenos que ocorrem na bacia de drenagem. Em águas com maior concentração de íons, maior será a condutividade, ao contrário de águas muito puras, onde esta será menor. Dessa forma, a condutividade elétrica pode auxiliar a detectar fontes poluidoras, redução nos valores de produção primária e aumento dos valores de decomposição, dentre outros aspectos importantes (ESTEVES, 1988).

Segundo relatório da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, a condutividade representa a expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Este parâmetro depende das concentrações iônicas e da temperatura. Ela também indica a quantidade de sais presentes na coluna d'água e, portanto, representa indiretamente uma medida da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados, sendo que esses valores aumentam à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados (CETESB, 2017).

Ainda de acordo com Esteves (1988), além da temperatura, o pH pode influenciar fortemente os valores de condutividade elétrica de uma amostra. Tanto em águas ácidas quanto alcalinas, os íons H^+ e $(\text{OH})^-$ tornam-se os principais responsáveis pelos valores da condutividade, respectivamente. Por exemplo, um corpo d'água com baixo pH e rico em compostos húmicos provavelmente apresentará altos valores de condutividade.

Atualmente, a acidificação das águas superficiais representa uma potencial fonte de impacto aos ecossistemas aquáticos. De acordo com Petrin et al. (2007), as consequências advindas da acidificação antrópica são mais estudadas do que as da acidificação natural. Investigações indicam que a diversidade e a composição de espécies não são alteradas em cursos de água com acidez natural. Os autores defendem a hipótese de que macroinvertebrados podem tolerar níveis mais baixos de pH, por meio de adaptações. Entretanto, assumem que tal condição é variável entre grupos taxonômicos. Para a Cetesb (2017), os critérios de proteção à vida aquática fixam o pH entre 6 e 9, uma vez que a influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies.

2.2.1.1.3 Temperatura

De acordo com Allan e Castillo (2007) e Esteves (1988), a composição das espécies e as taxas biológicas dependem direta ou indiretamente do fator temperatura. Conseqüentemente, os processos dos ecossistemas, incluindo a quebra de material vegetal, a absorção de nutrientes e a produção biológica também são afetados. Como os processos metabólicos são fortemente dependentes da temperatura, espera-se que a respiração também oscile de acordo com essa relação.

Dessa forma, a variação sazonal e latitudinal da temperatura tem uma forte influência nas taxas de respiração e, portanto, na utilização da matéria orgânica particulada fina (MOPF).

A temperatura constitui, um fator determinante no controle de solubilidade do O₂ na água, que diminui com o aumento de temperatura. Por exemplo, águas de regiões com poluição térmica causada por usinas elétricas (retiram água fria do rio, e devolvem água aquecida) têm menor quantidade de OD. Da mesma forma, organismos de regiões tropicais têm mais oxigênio disponível do que os de regiões temperadas (ESTEVES, 1988; FIORUCCI; BENEDETTI FILHO, 2005).

De um modo geral, variações de temperatura fazem parte do regime climático, e corpos de água naturais apresentam variações sazonais, diurnas e estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade (CETESB, 2017).

2.2.1.1.4 Pressão atmosférica e altitude

Ao investigarem a contribuição de variáveis ambientais na estrutura da comunidade de macroinvertebrados, Chaves et al. (2005) destacam a importância de analisar não apenas os fatores locais do corpo d'água, mas também aspectos de maior escala, como a altitude.

Tanto o oxigênio quanto o CO₂ ocorrem na atmosfera e se dissolvem em água de acordo com a pressão parcial e a temperatura. A solubilidade do oxigênio em água doce é reduzida em regiões de maior altitude, pois com a diminuição da pressão atmosférica, o oxigênio também terá sua pressão parcial reduzida (ALLAN; CASTILLO, 2007).

A composição do ar seco, em termos de O₂, não apresenta oscilações significativas em regiões de altitudes médias. Pode-se dizer então, que a diminuição da pressão parcial de O₂ será proporcional à redução da pressão atmosférica (FIORUCCI; BENEDETTI FILHO, 2005).

2.2.1.1.5 Tamanho do riacho

Em diferentes estudos que buscaram investigar a influência de fatores ambientais na estrutura da comunidade de macroinvertebrados, o tamanho ou largura

do riacho estava entre os melhores preditores para a riqueza taxonômica. De acordo com Chaves et al. (2005), isto não é surpreendente, uma vez que estas diferenças devem ser esperadas à medida que as fluxos se tornam maiores.

Entretanto, Lenat et al. (1988) constataram que pequenos riachos não apresentam uma redução considerável na riqueza dos táxons em condições pluviométricas adequadas. O efeito de redução de diversidade seria influenciado por períodos de seca, quando o nível das águas correntes é drasticamente reduzido.

2.2.1.1.6 Vegetação ripária

Estudos sobre as características do ambiente físico de riachos demonstram que o material advindo da vegetação marginal está entre os principais fatores relacionados à heterogeneidade do habitat e à maximização da biodiversidade desses sistemas aquáticos (SILVA, 2010). No entanto, com o aumento das influências antropogênicas sobre os ecossistemas lóticos, os fluxos de energia dos sistemas aquáticos vêm sendo alterados. A retirada de vegetação ripária, por exemplo, ocasiona menor entrada de material vegetal alóctone, afetando a ciclagem de nutrientes e iniciando processos de assoreamento no curso hídrico (GALDEAN et al., 2000).

As partículas de matéria orgânica que entram em um riacho são muito importantes para o funcionamento do ecossistema aquático, em termos de energia. Em áreas de cabeceiras não perturbadas, o ambiente terrestre produz partículas de tamanho relativamente grande. Essas partículas, que podem ser fragmentos de folhas e galhos, são conhecidas como matéria orgânica particulada grossa (MOPG). A decomposição da MOPG é acelerada por invertebrados bentônicos, principalmente insetos aquáticos, por ingestão e/ou fragmentação. Organismos com essa capacidade funcional são chamados de fragmentadores, utilizando parte da energia ali contida. Porém, a maior parte do MOPG é convertida para MOPF, que fica disponível para outro grupo funcional, os coletores (KARR; DUDLEY, 1981).

Em um curso hídrico íntegro, a vegetação ripária atua como um redutor de radiação solar, sendo responsável pelo controle das flutuações na temperatura da água. Caso seja desmatada, ocasiona maior penetração de luz e aumento na turbidez. Alguns macroinvertebrados podem tolerar leves aumentos de temperatura; outros mais sensíveis, não conseguem lidar com essas mudanças (WATER AND RIVERS COMMISSION, 2001).

2.1.1.2 Impactos ambientais em ecossistemas aquáticos lóticos

As atividades humanas já têm impactado praticamente todos os ecossistemas, sendo que este processo de degradação vem se intensificando nas últimas décadas. Observa-se, sobretudo, uma forte pressão sobre os ambientes aquáticos lóticos, em função dos múltiplos usos dos corpos hídricos. Atividades como construção de barragens e represas, desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação, uso crescente de fertilizantes químicos e agrotóxicos na agricultura, bem como o lançamento de efluentes não-tratados de aglomerados urbanos e industriais, representam potenciais fontes de impacto aos ecossistemas aquáticos continentais (ESTEVES, 1988; GOULART; CALLISTO, 2003).

As características das águas dos cursos hídricos são resultantes das condições do meio circundante, desde o passado geológico da região, o tipo de solo de suas bacias de drenagem, condições geoquímicas, cobertura vegetal, estendendo-se até um dos fatores mais determinantes e agravantes na atualidade, a ação antrópica (STROHSCHOEN, 2011). Não obstante, a escassez e a má-distribuição da água doce no mundo, poderá fazer com que ela se torne a “commodity” do século XXI (QUEIROZ et al., 2008).

Os rios integram a paisagem de forma coletiva ao atuarem como coletores naturais, refletindo o uso e a ocupação do solo dentro da bacia de drenagem. Dentre os processos degradadores observados nas bacias, destacam-se o assoreamento e a homogeneização do leito de rios, a perda de habitats e microhabitats e a eutrofização artificial. Em virtude disso, existe uma considerável queda na qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, em função de um ambiente físico-químico desestruturado e de uma alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas (GOULART; CALLISTO, 2003; AGOSTINHO et al., 2005).

Lorandi e Cançado (2002) referem-se à poluição hídrica como as alterações nas condições naturais de um recurso hídrico, tornando-o prejudicial para os seres dependentes dele. Na poluição de origem antrópica, a ação do homem rompe o equilíbrio existente, ocasionando problemas de diversas formas. Dentre eles, pode ser citada a retirada da mata ciliar, que acarreta maior erosão do solo e aumento do material carregado para as águas, ocasionando turbidez e o assoreamento. Além disso, o represamento de águas em áreas com vegetação abundante resulta numa intensa decomposição dos vegetais e na produção de alto teor de matéria orgânica.

Considerando a dimensão espacial de uma bacia hidrográfica, um percentual significativo de sua área total está comumente localizado no espaço rural, uma vez que a extensão das atividades agropecuárias ocupa um espaço geográfico considerável. Os impactos decorrentes dessas atividades são usualmente difusos, mas podem ser pontuados em estudos que adotem a bacia hidrográfica ou suas subdivisões como unidades de estudo, na busca pelos focos de degradação ambiental. Dessa forma, a bacia hidrográfica é o agente intermediador entre aspectos socioeconômicos e preservação ambiental (SANTANA, 2003).

A água constitui um dos elementos mais importantes para a manutenção da vida na Terra. Seu papel como agente modelador da paisagem interliga fenômenos atmosféricos, interferindo na inter-relação entre os diferentes organismos. Está relacionada, portanto, de forma direta ou indireta, com todas as formas de vida existentes, através de sua interação com os demais elementos que compõem uma bacia hidrográfica. Dessa forma, estudos hidrológicos e/ou limnológicos objetivam reconhecer os problemas ambientais gerados pelas ações antrópicas nos cursos hídricos, afetando a sociedade e o ecossistema como um todo (ESTEVES, 1988; LORANDI; CANÇADO, 2002).

2.2 COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS

Os organismos aquáticos, incluindo os invertebrados, podem ser classificados em três grupos, de acordo com o local que ocupam no ambiente aquático: os bentônicos (associados ao fundo ou substratos relacionados), os pelágicos (vivem suspensos na coluna d'água, podendo ser levados pela corrente – *plâncton*, ou nadam independente desta – *nécton*), e o neuston (representados por aqueles que vivem acima – *epineuston*, ou logo abaixo – *hiponeuston*, da superfície da água, associados à tensão superficial) (SALLES; FERREIRA-JÚNIOR, 2014).

De um modo geral, os invertebrados aquáticos podem ser divididos com base em seu tamanho corporal: os microinvertebrados, de tamanho inferior a 1 mm; e os macroinvertebrados, que raramente serão inferiores a 1 mm (ALBERTONI; PALMA-SILVA, 2010). Os macroinvertebrados aquáticos incluem organismos de diversos grupos, com hábitos distintos. A definição mais comumente empregada na literatura faz referência aos macroinvertebrados bentônicos, por terem maior representatividade de táxons.

O termo macroinvertebrados bentônicos deriva do grego, e significa *macro* = grande o suficiente para enxergar a olho nu, *invertebrados* = sem coluna vertebral, *bentônicos* = de fundo. São organismos geralmente de tamanho corporal pequeno, podendo ser retidos por uma malha de 200 a 500 μm . Em geral, podem ser encontrados em todos os tipos de habitats aquáticos, ocupando substratos de fundo, por pelo menos uma parte do ciclo de vida. Nos ambientes fluviais são principalmente representados por anelídeos, nematoides, insetos, crustáceos e moluscos (ESTEVES, 1988). Em decorrência de sua diversidade e abundância, constituem a principal fonte de alimento para muitas espécies de peixes; portanto, os impactos ambientais sobre estes organismos afetarão a cadeia alimentar e os recursos aquáticos como um todo (SALLENAVE, 2015).

Ainda, os macroinvertebrados podem ser classificados de acordo com seu hábito alimentar e estado trófico, os chamados grupos tróficos e/ou grupos funcionais alimentares. Essa divisão foi primeiramente realizada por Cummins (1973), e vem sendo adaptada ao longo dos anos para diferentes regiões geográficas. Ela se baseia em aspectos morfológicos, exploração de recursos e métodos de obtenção de alimento, resultando em seis grupos principais: fragmentador, raspador, coletor-filtrador, coletor-catador e predador. Entretanto, existem muitos organismos com hábitos generalistas, que adaptam-se à disponibilidade de recursos do meio em que se encontram (MERRIT; CUMMINS, 1996).

Mudanças na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, em diferentes escalas (espaciais e temporais), são utilizadas como indicadores de qualidade ambiental, por serem formadas por populações de hábitat e hábitos alimentares variados. Esses organismos apresentam um grau de resposta aos impactos de origem antrópica, que possibilita seu uso como indicadores da qualidade ecológica. Esse tipo de abordagem vem permitindo detectar, analisar e avaliar os impactos ocorridos nos ecossistemas aquáticos (CETESB, 2012; AMARAL; ALVES, 2018).

No Brasil, uma das formas utilizadas para avaliar impactos em corpos d'água é o uso de monitoramento da comunidade de macroinvertebrados. Por meio deste método, é possível averiguar a qualidade da água através de índices, baseados no grau de sensibilidade e tolerância dos organismos à poluição orgânica. Entretanto, embora sejam satisfatoriamente válidos para este tipo de avaliação, não consideram diretamente os demais impactos difusos que circundam os cursos hídricos, como o

assoreamento e a redução da vegetação ciliar. Estas e outras interferências humanas alteram a ordem natural dos ecossistemas, desestruturando a comunidade aquática (YOSHIDA; ROLLA, 2012).

A comunidade de macroinvertebrados aquáticos apresenta-se como um sistema bastante influenciado pelas variáveis ambientais, em diferentes escalas. A escala espacial pode variar de local a regional, englobando, dessa forma, variáveis diversas, como as características químicas da água, as condições de entorno do hábitat e o bioma. Quaisquer alterações nos fatores bióticos e abióticos podem desencadear desequilíbrios na distribuição e composição desses organismos. Portanto, compreender a distribuição espacial e temporal desses organismos é fundamental para o entendimento dos diversos processos de inter-relação com o meio ambiente e no desenvolvimento de estratégias de monitoramento da biodiversidade (SILVA, 2010).

Diversas técnicas são atualmente aceitas para proceder às diferentes etapas do estudo de biomonitoramento em ecossistemas fluviais. Selecionar de forma apropriada pelo menos uma delas depende das questões envolvidas e dos recursos disponíveis. Tais métodos variam desde índices de diversidade e índices bióticos, que são os mais comumente usados, até abordagens multimétricas e multivariadas (LI et al., 2010).

Em estudos de cunho ecológico, tem-se o interesse de compreender a dinâmica das assembleias de organismos, especialmente como estas se modificam em abundância e número de táxons frente a distúrbios no ecossistema. Para mensurar essas mudanças, duas abordagens principais têm sido usadas: as medidas baseadas na estrutura da comunidade, e as medidas baseadas em organismos indicadores (WASHINGTON, 1984).

2.2.1 Estrutura e composição

A biota aquática dos riachos é diretamente afetada pelas complexas interações existentes entre os sistemas hídricos e o habitat físico de entorno. Alguns invertebrados, por exemplo, requerem meios específicos para sobreviverem, tais como locais de alimentação ou de fuga de predadores. Este espaço é essencial para o movimento e alimentação de muitos desses organismos. Sem essa estrutura

essencial do hábitat, muitas formas de vida aquática são eliminadas dos riachos (KARR; DUDLEY, 1981).

As comunidades de macroinvertebrados bentônicos podem refletir alguns dos principais processos que ocorrem nos ecossistemas fluviais. O conhecimento existente acerca dos principais táxons (Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera e Diptera-Chironomidae), além dos dados de distribuição dos demais grupos, podem prever o status da comunidade e do ecossistema, baseado na avaliação da estrutura da comunidade (GALDEAN et al., 2000).

Em estudos limnológicos, a estrutura da comunidade de macroinvertebrados é relacionada com variações nas características ambientais dos riachos. Esse tipo de estudo é usado para gerar e testar hipóteses sobre os fatores que possivelmente influenciam a estrutura dessas comunidades, bem como modelar as respostas da biota às mudanças no ambiente, tanto naturais quanto antropogênicas (SILVEIRA, 2004).

2.2.2 Distribuição espaço-temporal

A distribuição espacial e temporal de comunidades de macroinvertebrados em ambientes lóticos é amplamente investigada em estudos de ecologia, e também usada como técnica auxiliar em avaliações ambientais (ROQUE et al., 2003). A importância dessa abordagem se dá em virtude das variações espaço-temporais nos riachos, que podem influenciar a composição taxonômica das assembleias de macroinvertebrados. Neste contexto, é fundamental considerar o efeito da sazonalidade e da heterogeneidade espacial no delineamento amostral, e para tanto, incluir amostras replicadas que considerem tais variáveis (KAPPES et al., 2010).

Para descrever a estrutura dessa comunidade, é possível investigar padrões de ocorrência ao longo do gradiente longitudinal da bacia. Riachos que recebem resíduos orgânicos tendem a ter um grande número de indivíduos e reduzido número de táxons. Já em áreas de águas limpas à jusante, é esperado um menor número de indivíduos e maior número de táxons. Enquanto isso, as áreas correntes entre esses dois extremos são intermediárias. A mudança longitudinal na composição da comunidade é considerável e os índices de diversidade podem ser usados para expressar essa variação (WILHM, 1967).

Estudos bem-sucedidos de biomonitoramento dependem de medidas precisas da fauna ou flora dos locais amostrados, além de incluir componentes influenciados pela perturbação humana (KARR; CHU, 1997). Para desenvolver ferramentas de avaliação mais eficazes, os processos ecológicos e as respostas biológicas devem ser analisados com cuidado (EGLER et al., 2012). Dessa forma, as escalas espacial e temporal das amostragens devem, de alguma forma, detectar e fomentar a compreensão das influências humanas, não apenas documentar as fontes de variação natural dos sistemas (YOSHIDA; UIEDA, 2013).

2.3 MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO INDICADORES DE INTEGRIDADE AMBIENTAL

A qualidade da água é uma questão de suma importância para a sociedade global. Diversos indicadores vêm sendo testados e empregados para monitorar a qualidade dos recursos hídricos, bem como a integridade dos ecossistemas aquáticos. Algumas variáveis como tempo, custos, recursos humanos qualificados, extensão da resposta e possibilidade de identificação espacial e temporal acabam determinando qual será o indicador mais adequado para cada estudo em particular (BEGHELLI et al., 2012).

Para avaliar a qualidade da água tendo como base a saúde do ecossistema, o cenário ideal seria obter a resposta de toda a comunidade aquática ao estresse. Entretanto, como isso é inviável, a maioria dos pesquisadores se debruça sobre um setor específico do ecossistema, como o plâncton, os macroinvertebrados ou até mesmo os peixes (METCALFE, 1989). Neste cenário, os macroinvertebrados são o grupo taxonômico mais utilizado (HARPER, 1994; EGLER, 2002), visto que têm a capacidade de integrar os efeitos das variações ambientais de curto à longo prazo (LI et al., 2010). Uma das principais finalidades de tais estudos vem sendo explicar a previsibilidade da distribuição dos táxons em função das características ambientais (POFF et al., 2006).

Dentre as diversas vantagens em usar macroinvertebrados como indicadores de condições ambientais, podem ser citados as seguintes: a) são abundantes na maioria dos habitats aquáticos; b) são afetados pelas condições físicas e químicas dos riachos; c) sua mobilidade é limitada, condição que os deixa suscetíveis a eventos de poluição; d) existe uma grande diversidade de táxons, com diferentes níveis de

tolerância à poluição, sendo que a presença ou ausência de certos grupos reflete as condições ambientais, indicando boa ou má qualidade da água; e) possuem capacidade de bioacumulação de substâncias tóxicas, podendo ser uma alternativa às análises químicas, quando os níveis de toxinas estiverem indetectáveis no recurso hídrico; f) até mesmo pequenos riachos podem sustentar extensas comunidades de macroinvertebrados; g) são pequenos o suficiente para serem facilmente coletados e identificados; h) a amostragem é considerada fácil, requer poucas pessoas e não afeta adversamente outros organismos (COOK, 1976; BARBOUR et al., 1999; SALLENAVE, 2015).

Apesar de todos os grupos de macroinvertebrados serem incluídos como bioindicadores em estudos de avaliação de qualidade ambiental, alguns organismos-sentinelas recebem maior atenção por serem cruciais no diagnóstico. Em uma comunidade mais próxima da integridade, espera-se encontrar, de forma predominante, grupos mais sensíveis à poluição, como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT). Em contrapartida, os grupos mais tolerantes, como Oligochaeta e alguns grupos de Diptera, provavelmente seriam menos abundantes e menos diversos dentro dessa comunidade (OHIO-EPA, 1989; FIDALGO, 2007).

Em relação aos organismos bioindicadores, vale destacar a relevância dos insetos da família Chironomidae (Diptera), a qual tem suas larvas como principais representantes dos macroinvertebrados de ambientes aquáticos continentais. Os quironomídeos representam mais da metade do número total de espécies de macroinvertebrados aquáticos, sendo também o grupo de insetos com a maior distribuição geográfica, devido à sua enorme capacidade de adaptação à quase todos os tipos de ambientes aquáticos e semi-aquáticos. Não por acaso, constituem um grupo de organismos que é usado como importante ferramenta de avaliação em bacias hidrográficas sob forte pressão antrópica (QUEIROZ et al., 2000; CALLISTO et al., 2001).

Para os macroinvertebrados aquáticos, a subamostragem, as réplicas de amostragem e o nível de identificação taxonômica afetam a qualidade dos dados e a exatidão das avaliações. O tipo de equipamento de amostragem não influencia significativamente, visto que os métodos de análise padronizados podem ser aplicados de forma confiável a cada técnica adotada. Em muitos aspectos, o protocolo analítico é mais importante do que o protocolo de campo para descobrir padrões interpretáveis. Assim, uma abordagem organizada e sistemática, que aplica um

controle de qualidade razoável, fornece dados de resolução suficiente para detectar os efeitos das ações humanas e diagnosticar as causas da degradação do corpo hídrico (KARR, 1999).

2.3.1 Biomonitoramento e avaliação da qualidade da água em ambientes fluviais

Os impactos decorrentes das crescentes atividades humanas têm se tornado motivo de preocupação nos dias atuais. Dentre os agravos está a poluição dos ecossistemas fluviais, especialmente em razão de dois aspectos evidentes: considerável escassez de fontes de água potável e mortalidade de organismos aquáticos (QUEIROZ et al., 2008).

“Particularmente, no que se refere à água, a maioria das bacias hidrográficas é utilizada para múltiplos fins: abastecimento público, produção de energia elétrica, recreação, irrigação, dentre outros” (ROCHA, 1999). Para tanto, avaliar biologicamente a qualidade da água constitui uma estratégia central no manejo e proteção desses ecossistemas, de modo a possibilitar um diagnóstico acerca da integridade dos mesmos.

Atualmente, as assembleias de macroinvertebrados constituem a base de programas de biomonitoramento na Europa e na América do Norte, sendo que vários países têm desenvolvido seus próprios índices bióticos. Dentre os conceitos mais usados para descrever o biomonitoramento, podemos defini-lo como o uso de organismos vivos ou suas respostas para determinar a qualidade do ambiente em que eles habitam (LI et al., 2010, SALLENAVE, 2015). Trata-se de um método de observação do impacto de fatores externos nos ecossistemas e seu desenvolvimento durante um longo período, ou de averiguar diferenças entre um local e outro (MARKERT et al., 1999).

Em um conceito mais amplo, o biomonitoramento de água doce pode ser entendido como o monitoramento de espécies biológicas, populações e comunidades, utilizando uma ampla gama de técnicas ecológicas, fisiológicas e moleculares, a fim de reunir informações sobre a saúde de seus ecossistemas em face das atividades humanas (HARPER, 1994). Trata-se de um método que busca avaliar a condição de um córrego ou rio, através de levantamentos biológicos dos organismos vivos que habitam essas águas. Em suma, é uma maneira de inferir a qualidade da água com

base na presença ou ausência de táxons ou comunidades indicadoras que reflitam as condições ambientais (BEM, 2015; SALLENAVE, 2015).

Considerando uma avaliação de qualidade da água ideal, devem constar dados e características físicas, químicas e biológicas, possibilitando fornecer um espectro completo de informações. As avaliações biológicas devem ser incluídas, pois oferecem vantagens importantes sobre as medições químicas. Enquanto os organismos integram as condições ambientais durante longos períodos de tempo, os dados químicos são instantâneos, requerendo um grande número de medições para um diagnóstico preciso (DE PAUWN; VANHOOREN, 1983; METCALFE, 1989; ALBATERCEDOR, 1996).

O sistema sapróbio, proposto por Kolkwitz e Marson (1909), foi o primeiro índice de qualidade da água elaborado a partir de bioindicadores, e considerava as adaptações fisiológicas de organismos abundantes em áreas de poluição como uma forma de tolerância a essas condições. Entretanto, não considerava a redução dos grupos sensíveis, que passou a ser um fator reconhecido em pesquisas posteriores. A partir desses estudos pioneiros, foram desenvolvidas novas metodologias, que podem ser agrupadas conforme sua tipologia: índices bióticos, índices de diversidade, modelos de predição de impacto e programas de avaliação rápida (BUSS et al., 2003; SILVA et al., 2008).

2.3.1.1 Índices bióticos

O biomonitoramento em sistemas aquáticos passou a ter sua pauta posta em regime de urgência no final do século XIX, quando começaram a serem evidenciados os efeitos dos efluentes orgânicos na qualidade da água potável, a disseminação de doenças e alterações nas populações de peixes. A partir disso, foram criados índices bióticos sensíveis a componentes orgânicos e sedimentação, a fim de detectar e investigar ameaças à biota aquática. Esse objetivo inicial continua sendo o foco dos índices bióticos modernos, desenvolvidos de forma mais extensiva para sistemas de água doce (KARR; CHU, 1997).

Os índices de qualidade da água foram essencialmente formulados para fornecer uma técnica rotineira para monitoramento de recursos hídricos. Os índices bióticos fornecem uma expressão numérica, resultante de uma resposta biológica, que pode ser compreendida não apenas por especialistas, mas também por leigos na

área. No cálculo geral, são atribuídos valores, pré-estabelecidos pelo índice, que indicam tolerância ou sensibilidade dos organismos da amostra. A partir disso, obtém-se uma medida indicadora para cada soma dos valores individuais, que revela o estado de degradação de um local, isto é, a resposta do estudo (SILVEIRA, 2004).

Um índice biótico deve ter uma base tão ampla quanto for possível, usando dados de coleções ou amostras coletadas dos vários biótopos de interesse. Quando é feito o trabalho de campo, o ideal é que o índice não seja excessivamente rigoroso quanto às técnicas de amostragem. O tamanho da amostra deve ser razoavelmente flexível, embora seja necessário definir o aparelho de amostragem e o tamanho da malha da rede. Os possíveis valores devem ser limitados e obedecer a uma escala linear de qualidade (CHUTTER, 1972).

Objetivando produzir uma abordagem biológica mais integrativa, foi desenvolvido, no ano de 1981, o primeiro índice biológico multimétrico, o Índice de Integridade Biótica (IBI). Os índices multimétricos passaram a ser documentados como eficazes para avaliar a condição ecológica em uma variedade de ambientes de manejo, com muitos táxons e em diversas regiões geográficas. Ao englobarem abordagens centrais do monitoramento (tolerância, riqueza e guildas ecológicas), assumem a visão de que um amplo espectro de atributos biológicos pode responder a variados graus de influência humana. Por serem bastante objetivos e cientificamente rigorosos, evitam atributos biológicos falhos ou ambíguos (KARR; CHU, 1997).

De acordo com Karr (1999), o nível de identificação dos organismos (família, gênero, espécie) não segue um padrão fixo dentro do biomonitoramento. Tem-se que o nível de gênero é o mais adequado para estudos mais técnicos, contudo, a identificação em nível de família também é largamente aceita. No entanto, quando o monitoramento utiliza organismos invertebrados, a eficácia do nível de família para identificação aumenta, sendo inclusive considerada por diferentes estudos a mais adequada (KARR, 1999).

O desenvolvimento dos índices multimétricos englobou vários níveis de resolução taxonômica, vários tipos e quantidades de métricas. Um aspecto que tais índices têm em comum é o fato de serem uma ferramenta destinada a programas de avaliação da qualidade da água usando macroinvertebrados bentônicos. Entretanto, uma necessidade também comum a todos é que eles sejam validados e refinados, usando novos dados (réplicas amostrais) como um método de confirmação de que o índice está detectando com precisão o dano ambiental (MOEYKENS, 2002).

Um dos índices bióticos mais empregados na América do Sul é o Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP Score System), proposto por Armitage et al. (1983). Este índice é de ordem qualitativa, visto que considera apenas a presença ou a ausência de famílias de macroinvertebrados aquáticos. Para cada uma das famílias identificadas na amostra é atribuído um valor de 1 a 10, conforme o nível de tolerância pré-definida pelo índice (escala crescente de sensibilidade à poluição). A partir do somatório desses valores é obtido o valor final para cada local amostrado, correspondente ao seu nível de qualidade da água. Uma comparação pode ser feita com os demais pontos avaliados, objetivando verificar a existência de um gradiente ambiental de integridade (METCALFE, 1989; HAWKES, 1997; SILVA, 2005; SILVEIRA, 2004; RODRIGUES et al., 2016).

Outro índice frequentemente usado em estudos de biomonitoramento é o Índice Biótico de Família (IBF), criado em 1988 como uma avaliação rápida adaptada ao Índice Biótico de poluição orgânica de Hilsenhoff (1987). Diferente do IB, o IBF dispensa a identificação dos organismos em nível de espécie, fornecendo valores de tolerância para todas as famílias de artrópodes em uma amostra (SOUZA et al., 2004). Para determinação do índice, o número total de indivíduos de cada família é multiplicado pelo seu valor de tolerância, que varia de 0 a 10, em uma escala crescente de organismos tolerantes à poluição. O resultado deste cálculo para todas as famílias é somado e posteriormente dividido pelo número total de indivíduos coletados nesta amostra. Este valor resultará na classificação da qualidade da água, que obedece a uma escala de degradação do corpo d'água, que varia de "excelente" a "muito ruim" (HILSENHOFF, 1988; SILVA, 2005).

O IBF não foi proposto por Hilsenhoff para substituir o IB, uma vez que o autor assume que, ao economizar tempo, perde precisão taxonômica. Dentre suas vantagens, está o fato de poder ser efetivamente usado em campo por biólogos familiarizados com artrópodes, que possam identificar famílias sem fazer uso de chaves. Além disso, é vantajoso para avaliar o estado geral da poluição orgânica dentro de uma bacia hidrográfica, quando se busca decidir quais riachos devem ser mais estudados (HILSENHOFF, 1988).

2.3.1.2 Índices de diversidade

Os índices de diversidade são medidas usadas para descrever a resposta de uma dada comunidade, baseadas em três componentes de sua estrutura: riqueza, abundância e equitabilidade. Permitem expressar a distribuição de indivíduos em táxons, além de resumirem quantidades significativas de informação sobre números e tipos de organismos (WILHM, 1967; METCALFE, 1989).

Os índices de diversidade mais comumente empregados são Shannon-Weaver (H') e Simpson (S). Ambos se baseiam na abundância proporcional de espécies, associando riqueza e equitabilidade em um único fator (SILVA, 2005; SILVEIRA, 2004). No índice de Shannon-Weaver, os indivíduos são amostrados ao acaso, com representatividade proporcional na população, de forma que todas as espécies estejam representadas na amostra. Já no índice de Simpson é representada uma medida de dominância, pois a abundância da espécie mais comum é valorizada (MAGURRAN, 2004). Apesar de terem sido originalmente elaborados para dados identificados em nível de espécie, podem ser aplicados com precaução a níveis taxonômicos maiores, como família (HUGGES, 1978).

Dentre os outros índices que também se destacam nas análises em nível de comunidade, temos o Índice de Riqueza de Taxa. Esta medida trata do número absoluto de espécies, presentes em uma dada comunidade de determinado local e tempo. Dessa forma, quanto maior for o número de espécies, mais complexa e íntegra considera-se esta comunidade. Outro indicador importante é o índice de riqueza de Margalef, usado para estimar a biodiversidade local de determinada comunidade com base na distribuição numérica dos indivíduos. Para valores elevados deste índice, a biodiversidade também será maior; acima de 5,0 indica grande riqueza biológica, e conseqüentemente, um maior nível de integridade desta comunidade (PANIZON, 2016).

2.3.1.3 Modelos de predição de impacto

O modelo preditivo RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System) foi criado na Grã-Bretanha, tendo um modelo similar sido criado também para a Austrália (SILVEIRA, 2004). Ambos são modelos estatísticos que predizem a ocorrência esperada da fauna de macroinvertebrados aquáticos em locais com

ausência de impacto, para então comparar esses dados com outro local de estudo considerado impactado. Os dados ao nível de espécies e de família são utilizados para gerar previsões da probabilidade de ocorrência (BARBOUR et al., 1999).

Dentre as dificuldades de aplicação destes modelos, está à necessidade de comparar as características biológicas do corpo de água sob investigação com as de locais similares que não tenham sofrido perturbação, isto é, íntegros. Em muitos casos, todos os corpos de água de uma ampla área sofreram algum grau de impacto em virtude das ações antrópicas (CHESSMAN, 1995).

No Brasil, este tipo de estudo ainda não foi plenamente desenvolvido. Pelo fato de requerer diversas coletas e em pontos íntegros, surge uma grande dificuldade de aplicação em nosso país, além da falta de aporte financeiro e insuficiência de pessoal treinado para o trabalho de campo (SILVEIRA, 2004). Adicionalmente, existe a necessidade de adaptação para a nova região que se pretende aplicar tais modelos. Características físicas, biológicas e disponibilidade de informações ambientais devem ser consideradas, além do contexto cultural e econômico que permeia a ocupação do território e os usos da água e do solo (WRIGHT et al., 1997).

3 RESULTADOS

Os resultados deste estudo estão apresentados sob a forma de dois artigos científicos. Os referidos artigos são apresentados nas seções 3.1 e 3.2, e identificados como Resultados I e II, respectivamente.

O primeiro artigo (seção 3.1), que versa principalmente sobre a influência dos fatores ambientais na riqueza e abundância de macroinvertebrados em riachos, é intitulado “Estrutura e distribuição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma sub-bacia hidrográfica do bioma pampa, no sul do Brasil”.

O segundo artigo (seção 3.2), “Macroinvertebrados aquáticos como indicadores de integridade ambiental e da qualidade da água em riachos do bioma Pampa, no sul do Brasil”, trata sobre a avaliação da qualidade da água de riachos baseado nos índices IBF (Índice Biótico de Família) e BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System).

3.1 RESULTADOS I

ESTRUTURA E DISTRIBUIÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM RIACHOS DE UMA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO BIOMA PAMPA, NO SUL DO BRASIL

RESUMO: O objetivo deste estudo foi avaliar a estrutura e distribuição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim, observando as escalas espacial e temporal. As coletas foram realizadas em seis riachos distribuídos nas regiões alta, média e baixa da bacia, explorando trechos de nascente, intermediários e foz dos tributários. A periodicidade amostral compreendeu dois períodos estacionais: primavera e outono. Os organismos foram coletados por meio de puçá aquático Dipnet, empregando a abordagem multihábitat. Os macroinvertebrados foram identificados até o nível de família, e os grupos trófico-funcionais foram determinados pelas categorias de classificação adaptadas ao estado do Paraná. Variáveis ambientais foram obtidas para verificar possíveis influências sobre a composição da comunidade de macroinvertebrados, sendo avaliadas por meio de uma Análise de Correspondência Canônica e Análise de Espécie Indicadora. As variações espacial e temporal dos atributos bióticos (densidade, riqueza, diversidade e equitabilidade) foram submetidas aos testes não-paramétricos de Kruskal-Wallis e Teste de Comparações Múltiplas. Foram coletados 11.564 indivíduos pertencentes a 72 táxons, com predominância do grupo trófico coletor-filtrador. A abundância não variou entre as estações, mas foi distinta entre os riachos. A riqueza também foi diferente entre os riachos, enquanto que a diversidade e a equitabilidade não variaram. A análise de correspondência canônica explicou 31,0% da variabilidade dos dados. As principais variáveis que influenciaram a distribuição dos macroinvertebrados foram mata ciliar, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e largura do riacho. O gradiente longitudinal formado pelos trechos dos riachos e a presença de mata ciliar representaram importantes variáveis ambientais para a estrutura e distribuição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos nos riachos. Os usos e ocupação do solo ao longo da bacia de drenagem também podem ser fatores influentes na ocorrência desses organismos.

Palavras-chave: Distribuição espaço-temporal. Bacia do rio Piratinim. Ambientes lóticos. Integridade ambiental. Grupos trófico-funcionais.

ABSTRACT: This study aimed to evaluate the structure and distribution of the aquatic macroinvertebrate community in streams of the Piratinim river basin, observing the spatial and temporal scales. The samplings were performed in six streams distributed in the upper, middle and lower regions of the basin, exploring stretches of source, intermediate and mouth of tributaries. The sample periodicity comprised two season of the year: spring and autumn. The organisms were collected with a long handled (Dipnet), according the multi-habitat approach. Macroinvertebrates were identified to the family level, and trophic-functional groups were determined by the classification categories adapted to the state of Paraná. Environmental variables were obtained to verify possible influences on the composition of the macroinvertebrate community, being evaluated through a Canonical Correspondence and Indicator Species Analysis. The spatial and temporal variations of the biotic attributes (density, richness, diversity

and evenness) were submitted to Kruskal-Wallis and Multiple Comparison Test. A total of 11.564 individuals belonging to 72 taxa were collected, predominantly from the trophic collector-filtering group. Abundance did not vary between seasons, but was different between streams. Richness was also different among the streams, diversity and evenness did not varied. The canonical correspondence analysis explained 31.0% of the variability of the data. The main variables that influenced the distribution of the macroinvertebrates were ciliary forest, dissolved oxygen, electrical conductivity, water temperature and stream width. The longitudinal gradient formed by the streams and the presence of riparian vegetation represented important environmental variables for the structure and distribution of the aquatic macroinvertebrate community in the streams. Land uses along the drainage basin may also be influential factors in the occurrence of these organisms.

Keywords: Spatio-temporal distribution. Piratinim river sub-basin. Environmental integrity. Trophic-functional groups. Lotic environments.

3.1.1 Introdução

Rios e riachos estão entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo. Os constantes impactos sobre os cursos hídricos retratam a necessidade de implementação e fortalecimento de medidas de monitoramento ambiental (BUCKUP et al., 2007). Padrões de diversidade e abundância das comunidades biológicas aquáticas estão diretamente relacionados à integridade ecológica desses ambientes. Muitos organismos, tais como os macroinvertebrados, evidenciam o nível de preservação ambiental a partir de sua ocorrência e distribuição (DOVCIAK; PERRY, 2002; BIEGER et al., 2010; BAGATINI et al., 2012), e de acordo com seu grau de sensibilidade ou tolerância às condições de perturbação impostas ao meio onde se encontram (HILSENHOFF, 1988).

Os macroinvertebrados constituem um dos grupos mais representativos da fauna aquática, abrangendo diversos grupos taxonômicos que atuam como importantes componentes da biota aquática (SILVEIRA-MANZOTTI et al., 2016). Sua distribuição varia no tempo e no espaço ao interagir com diferentes fatores ambientais, em escalas locais, regionais e temporais (MELO; FROELICH, 2001; PEREIRA; DE LUCA, 2003; MILESI et al., 2009; BAPTISTA et al., 2014). Estes fatores podem ser naturais, tais como formação geológica, temperatura, oxigênio dissolvido e correnteza, ou de origem antrópica, como o desmatamento de zonas ciliares, o agravamento de processos erosivos e assoreamento, lançamento de dejetos animais, dentre outras potenciais fontes de impactos (SALVARREY et al., 2014).

A retirada de vegetação ripária e os diferentes usos do solo na bacia de

drenagem alteram estruturalmente as comunidades biológicas aquáticas (HEPP et al., 2010; HEPP et al., 2016; DE CASTRO et al., 2016; SIEGLOCH et al., 2016). Em riachos com margens preservadas, e onde a geomorfologia permite a formação de áreas de remanso e de correnteza, a quantidade de microhabitats é incrementada (BAGATINI et al., 2012). Isto representa uma maior disponibilidade de recursos alimentares e abrigo, dando suporte à ocorrência dos diferentes grupos trófico-funcionais de alimentação (CALLISTO et al., 2001; CUMMINS et al., 2005; MC CONIGLEY et al., 2017). Desta forma, estes locais fornecem maior heterogeneidade ambiental, e por conseguinte, maior biodiversidade (MORAES et al., 2014).

No sul do Brasil, a crescente degradação de rios e riachos, especialmente em áreas de agricultura intensiva, evidencia a necessidade de conhecimento da diversidade aquática. Inventários faunísticos e estudos de padrões de distribuição dos organismos são essenciais para interpretação de impactos sobre os ecossistemas lóticos dessas regiões (AYRES-PERES et al., 2006; BRAUN et al., 2014; SALVARREY et al., 2014).

O bioma pampa ocupa uma vasta porção do território sul-americano, incluindo porções da Argentina, do Uruguai e do estado do Rio Grande do Sul, no Brasil (CAPÍTULO et al., 2001). Os campos nativos típicos desse bioma vêm perdendo área para as lavouras cultivadas, alterando ainda mais os usos do solo (OVERBECK et al., 2007; DE OLIVEIRA et al., 2017), que refletem em alterações nos cursos hídricos. Especificamente, a sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim faz parte da região do Médio rio Uruguai, sendo pouco conhecida em termos de literatura científica, especialmente no que se refere aos riachos que compõem sua rede de drenagem.

Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi avaliar a distribuição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em riachos localizados no bioma Pampa, na mesorregião Noroeste do Rio Grande do Sul, observando as escalas espacial e temporal. Sendo assim, este trabalho visa responder às seguintes questões: “A estrutura e distribuição da comunidade de macroinvertebrados varia entre as regiões da bacia, entre os riachos e/ou entre as estações do ano?”, “Quais fatores ambientais são determinantes para a distribuição espaço-temporal desses organismos?”.

3.1.2 Material e Métodos

3.1.2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido em riachos da margem direita da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim (Médio rio Uruguai), localizada na região Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Esta bacia está situada entre as coordenadas geográficas 28°00' a 29°05' de latitude Sul e 54°05' a 56°00' de longitude Oeste, abrangendo a província geomorfológica do Planalto Meridional. Sua área de superfície é de aproximadamente 7.596,07 km², com dimensão aproximada de 155 Km no sentido Leste-Oeste, e de 40 Km Norte-Sul (SEMA, 2009).

De acordo com a classificação climática global de Köppen (KUNINCHTNER; BURROL, 2001), a região da bacia do Piratinim está enquadrada no clima do tipo Cfa ou subtropical. Em uma escala regional, Rossato (2011) estratifica essa classificação. Na parte oeste da bacia, predomina um clima subtropical muito úmido, com inverno fresco e verão quente, e pluviosidade anual de 1700–1900 mm. Na porção leste, predomina o clima subtropical úmido, com variação longitudinal das temperaturas médias, e uma pluviosidade de 1700 – 1800 mm por ano. Na área central, ocorre uma faixa de transição entre ambos os climas.

A área de abrangência da bacia está inserida na região fitoecológica “Savana Estépica”, pertencente ao bioma Pampa, com remanescentes naturais e seminaturais. Em uma pequena parte de sua extensão ocorre uma área de “Tensão Ecológica”, que configura transição com a “Floresta Estacional Decidual” (CORDEIRO; HASENACK, 2009). Ao longo da bacia ocorrem atividades agrícolas, especialmente plantações de soja, milho e trigo, bem como áreas de pecuária em campos nativos e em pastagens cultivadas.

3.1.2.2 Coleta de dados bióticos e abióticos

As amostragens ocorreram durante as estações primavera e outono: setembro-novembro de 2017, e maio-junho de 2018, respectivamente. As coletas foram realizadas em 18 pontos amostrais, distribuídos em seis riachos (Figura 1). A área investigada abrange as três principais regiões (alta, média e baixa) da bacia, e em cada uma delas dois riachos foram selecionados. Para cada riacho foram amostrados três trechos: nascente, intermediário e foz.

Os locais de coleta foram previamente determinados por meio do navegador Google Earth Pro (versão 7.3.2.5491), que também forneceu as coordenadas

geográficas, a altitude e largura da mata ciliar de cada ponto amostral. Todos os pontos tem localização em áreas rurais, sem influência direta de centros urbanos.

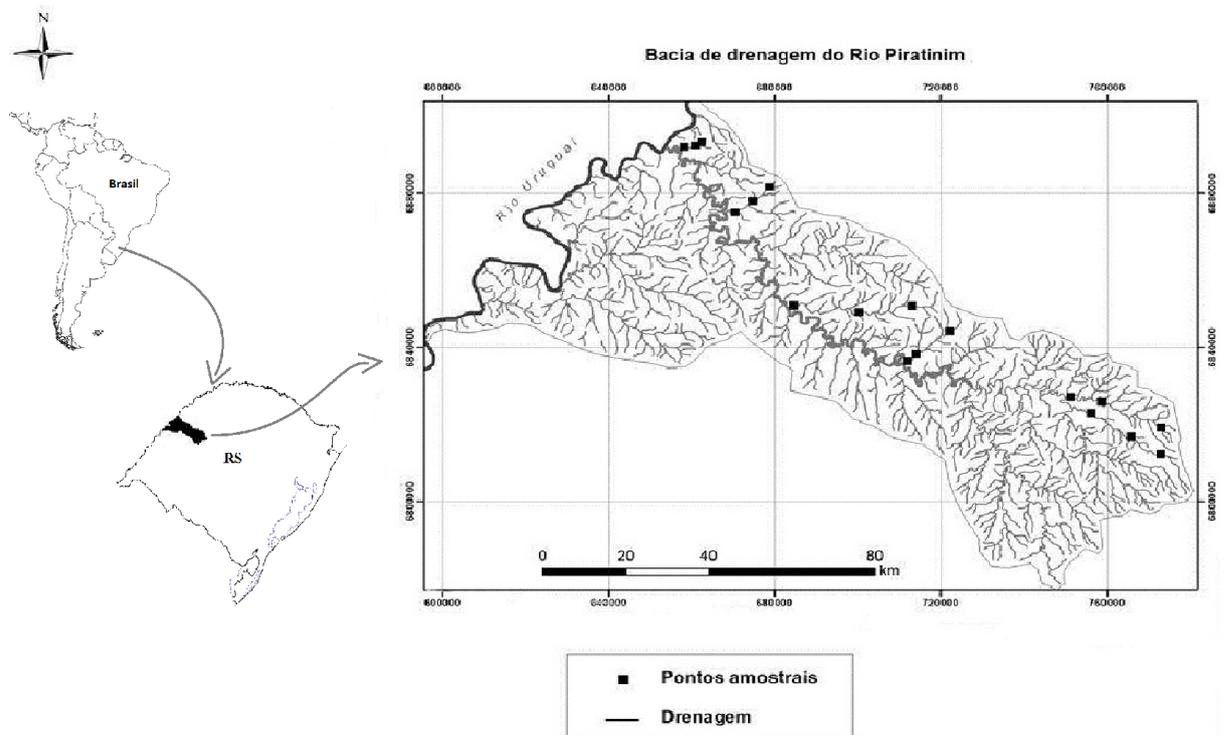


Figura 1 – Distribuição dos locais de coleta de macroinvertebrados aquáticos em riachos da bacia do rio Piratinim e sua localização (RS, Brasil).

No campo, foi empregado um esforço amostral de 30–45 min para coleta de macroinvertebrados em cada local. Para determinar a largura dos riachos, foi utilizada uma fita métrica. Um medidor multiparâmetros (YSI Professional Plus) foi usado para obter as medidas dos parâmetros abióticos, tais como temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH, oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}) e condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$).

Os macroinvertebrados foram coletados por meio de puçá aquático “Dipnet” (malha de $250\ \mu\text{m}$), de jusante a montante, em uma extensão de aproximadamente 30 m. De acordo com as recomendações da USEPA (1997), foi empregada a abordagem multihabitat para abranger todos os biótopos disponíveis no curso d’água, tanto nos locais de remanso quanto nas corredeiras. Os sedimentos disponíveis (fundo arenoso, sedimentos rochosos, vegetação aquática) foram direcionados à rede com auxílio dos pés do coletor, quando necessário.

Durante a amostragem, o material biológico coletado foi acondicionado em bandejas de coloração clara, para ser submetido à pré-triagem, ainda em campo. Os

indivíduos foram separados do substrato por meio de pinças de ponta fina, acondicionados em frascos contendo álcool etílico 70% devidamente etiquetados, para posterior triagem definitiva e identificação.

Em laboratório, as amostras foram analisadas por meio de estereomicroscópio, com aumento de até 45 vezes. Os macroinvertebrados foram identificados, sempre que possível, até o nível taxonômico de família, com auxílio de chaves dicotômicas e/ou pictóricas de McCafferty (1981), Merritt; Cummins (1984), Lopretto; Tell (1995), Fernández; Domínguez (2001), Benetti et al. (2006), Pes et al. (2005), Costa et al. (2006), Pereira et al. (2007), Mugnai et al. (2010), Segura et al. (2011), Hamada et al. (2014). Os indivíduos foram contabilizados e acondicionados em tubetes com álcool 70%. O material testemunho está depositado junto à coleção científica e didática do laboratório de Zoologia da Universidade Federal da Fronteira Sul, *Campus Cerro Largo*.

Os grupos trófico-funcionais foram determinados pelas classificações de Cummins (1973), Cummins; Klug (1979), Merritt; Cummins (1996), Wallace; Webster (1996), bem como pela adaptação destas categorias à região da Mata Atlântica, no estado do Paraná, desenvolvida por Cummins et al. (2005).

3.1.2.3 Análises de dados

Para avaliar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados, os dados foram transformados em $\log_{10}(x+1)$, onde “x” representa a abundância dos organismos de cada família. A frequência de ocorrência admitida para inclusão dos táxons nas análises foi de no mínimo 5% de presença, a fim de eliminar a influência das famílias raras. A normalidade dos dados foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk, e a homocedasticidade pelo teste de Levene.

Foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e de equitabilidade de Pielou (J'), bem como a riqueza de Taxa (S) e a densidade de organismos (ind.m^{-2}) (MAGURRAN, 2004). Estes parâmetros foram submetidos ao teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, uma vez que os dados não atenderam aos pressupostos para aplicação de Anova. Foram verificadas a variação entre os trechos dos riachos e entre as regiões da bacia (espacial), e entre as estações do ano (temporal). O Teste de Comparações Múltiplas foi empregado para verificar correlações entre estes parâmetros. Para estas análises, o programa utilizado foi o Statistica (versão 7.0).

Para as análises multivariadas e ordenações, foi utilizado o programa PC-ord (versão 5.0). Uma análise de correspondência canônica (CCA) (TER BRAAK, 1986) foi aplicada para verificar a influência das variáveis ambientais na distribuição dos macroinvertebrados. Para testar a significância da relação entre os táxons e as variáveis ambientais, apontada pelos eixos da CCA ($p < 0,05$), foi empregado o teste de Monte Carlo, com 999 permutações. A análise de espécie indicadora foi utilizada para verificar a associação entre os táxons, trechos de riachos e variáveis ambientais, levando em conta sua abundância e frequência nos pontos de amostragem.

3.1.3 Resultados

Foi coletado um total de 11.564 indivíduos de macroinvertebrados nos riachos da bacia do Piratinim. Destes, 6.089 exemplares foram amostrados durante a primavera, e 5.475 no outono. Dentre os macroinvertebrados coletados estão representantes aquáticos e semi-aquáticos, distribuídos em 72 táxons dos filos Platyhelminthes, Nematomorpha, Anellida, Mollusca e Arthropoda (Tabela 1). A Classe Insecta representou 89,38% do total de indivíduos amostrados, além de reunir as ordens com maior número de famílias: Coleoptera (12), Hemiptera (9), Diptera (9), Odonata (8) e Trichoptera (7), dentre outras.

Os táxons mais abundantes foram Hydropsychidae (17,08%), Philopotamidae (15,46%) e Simuliidae (11,46%). Quanto à frequência dos táxons, Baetidae e Chironomidae foram as únicas famílias comuns a todos locais de coleta, durante as duas estações amostrais. Leptophlebiidae apenas não ocorreu em um local, Hydropsychidae em dois, e Simuliidae em três, ambos durante o outono. Onze táxons foram exclusivamente coletados em um único ponto, durante uma estação do ano, aparecendo também em baixa abundância.

Em valores absolutos, o ponto com maior abundância foi o trecho médio do riacho Chuni, na região alta da bacia, durante a estação primavera, com 1.555 indivíduos. Já o trecho médio do riacho Ivaí, localizado na região baixa da bacia, foi o local com maior riqueza de táxons, com ocorrência de 32 famílias durante a estação outono. A menor abundância e riqueza de táxons foram verificadas no trecho nascente do riacho Ximbocu, na região média da bacia, durante o outono, constando 50 indivíduos de 15 famílias.

Tabela 1 - Composição taxonômica (diversidade, frequência absoluta e grupos trófico-funcionais*) de macroinvertebrados aquáticos coletados em 18 pontos amostrais de seis riachos da bacia hidrográfica do rio Piratinim, RS, Brasil, nos trechos Nascente (N), Intermediário (I) e Foz (F), durante a primavera (P) de 2017 e outono (O) de 2018. *Gtf: Grupo trófico-funcional (P=predador, R=raspador, F=fragmentador, Cf=coletor-filtrador, Cc=coletor-catador).

| Táxons | Riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | Σ | Gtf | | | | | | | | | |
|------------------------|--|---|----|---|----|----|-----|----|---|---|---|---|---------|---|----|----|----|----|---------|---|---|---|---|---|------|---|----|----|-----|---|-----------|----|----|----|-----|-----|----|----|
| | Chuní | | | | | | Itú | | | | | | Ximbocu | | | | | | Santana | | | | | | Ivaí | | | | | | Guaracapa | | | | | | | |
| | N | | I | | F | | N | | I | | F | | N | | I | | F | | N | | I | | F | | N | | I | | | F | | | | | | | | |
| P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | | | | | | | |
| ANNELIDA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Hydrudinea | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Glossiphoniidae | - | - | - | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 68 | P | | | | | |
| Oligochaeta | 1 | 1 | - | 3 | 1 | 30 | - | 1 | 9 | 1 | - | 2 | - | - | 4 | - | 1 | 2 | - | - | 2 | 2 | 1 | 3 | - | - | - | 16 | - | - | 1 | 11 | - | - | - | - | 92 | Cc |
| MOLLUSCA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bivalvia | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ancylidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | Cf | | |
| Corbiculidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 | 1 | - | - | - | - | - | 17 | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 | 36 | 49 | 17 | - | - | - | - | 1 | 2 | 131 | Cf | |
| Mycetopodidae | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | 2 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 7 | Cf | | |
| Sphaeriidae | - | - | - | - | 1 | - | 21 | 22 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | 46 | Cf | |
| Gastropoda | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ampullariidae | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 | 6 | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | 3 | - | - | - | - | - | 1 | 1 | - | 16 | R | |
| Hydrobiidae | - | - | 57 | 8 | 15 | 24 | 55 | 53 | 1 | 2 | 8 | - | - | - | 93 | 52 | 19 | 9 | - | - | - | 9 | 3 | - | - | - | 30 | 54 | - | - | - | 7 | 14 | 33 | 717 | R | | |
| Hyriidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | 1 | R | | |
| Planorbidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 | - | - | - | - | 3 | R | | | |
| NEMATOMORPHA | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | | |
| PLATYHELMINTHES | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Turbellaria | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Dugesiiidae | - | 4 | 13 | 9 | 2 | 2 | - | 1 | - | 3 | 1 | 4 | - | - | 1 | 3 | 2 | - | 2 | 2 | - | - | - | - | - | 2 | - | - | 1 | 3 | 1 | 1 | - | 11 | 68 | P | | |
| ARTHROPODA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| CRUSTACEA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Decapoda | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aeglididae | - | - | - | - | - | 2 | - | - | 2 | - | - | - | 19 | 2 | - | 5 | 2 | 10 | 2 | 3 | - | - | 1 | 6 | - | - | - | - | - | 2 | - | 1 | 4 | 3 | - | 64 | F | |

| Táxons | Riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | Σ | Gtf | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------|--|----|-----|----|----|----|-----|----|----|----|----|----|---------|---|----|---|----|---|---------|---|---|---|---|----|------|----|----|----|----|-----|-----------|----|----|---|----|-----|----------|----------|----------|---|---|----|----|----|
| | Chuní | | | | | | Itú | | | | | | Ximbocu | | | | | | Santana | | | | | | Ivaí | | | | | | Guaracapa | | | | | | | | | | | | | |
| | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | | | I | F | | | | | | | | | | | | |
| P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | | | | | | | | | |
| Trichodactylidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | 1 | 1 | 1 | - | 6 | - | - | - | - | - | 10 | F |
| Isopoda | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Janiridae | - | 1 | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | Cc |
| INSECTA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Blattodea | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Blaberidae | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | F |
| Collembola | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Entomobryidae | - | - | 1 | - | - | 4 | - | 1 | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 12 | Cc | |
| Isotomidae | 1 | - | 3 | 2 | - | - | - | - | - | - | 3 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | - | 3 | 3 | 1 | 5 | 2 | 2 | 2 | 2 | - | 7 | - | - | 39 | Cc | | | | | | |
| Smythuridae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 | - | - | - | - | - | - | 4 | Cc | | | | | | | |
| Coleoptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chrysomelidae | - | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | 3 | F | | |
| Curculionidae | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | 4 | F | | |
| Dysticidae | - | - | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | 6 | P | | | | | | | |
| Dryopidae | - | - | - | - | - | - | 4 | 4 | - | - | 7 | - | - | 2 | - | 1 | - | - | 3 | - | 1 | - | 1 | - | - | - | 1 | 1 | - | - | 1 | - | - | - | - | 26 | R, F | | | | | | | |
| Elmidae | 2 | 4 | 18 | 13 | 3 | 10 | 1 | 2 | 28 | 25 | 10 | 9 | 12 | 2 | 8 | 3 | 9 | 3 | 15 | 7 | 2 | - | 1 | 3 | - | 3 | 15 | - | 1 | 13 | 2 | 14 | 9 | 2 | 10 | 259 | Cc, R | | | | | | | |
| Gyrinidae | - | - | 2 | - | - | 2 | - | - | - | - | 8 | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | 9 | 2 | 1 | - | - | - | 1 | 3 | - | - | - | - | 29 | P | | | | | | |
| Hydraenidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 | R | | | | | | | |
| Hydrophilidae | 1 | - | - | - | 1 | - | 3 | - | - | - | 1 | - | - | - | - | 2 | - | 2 | - | - | - | - | 1 | 1 | 8 | - | - | - | 1 | - | 1 | - | 9 | - | 2 | - | 33 | P | | | | | | |
| Lutrochidae | 3 | 17 | - | 5 | - | - | 3 | 31 | 4 | 16 | - | 8 | - | - | - | - | 11 | 9 | 1 | - | - | - | - | 3 | - | - | - | - | - | 1 | 5 | - | - | - | - | 2 | 119 | P | | | | | | |
| Noteridae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | 1 | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | 5 | P | | | | | | |
| Psephenidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 2 | - | - | - | - | - | - | 3 | R | | | | | | |
| Scirtidae | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 | 5 | - | 9 | 1 | 1 | - | - | - | - | 22 | R | | | | | | |
| Diptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ceratopogonidae | - | 1 | 6 | 2 | - | 1 | - | 2 | - | - | 2 | 1 | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 2 | 1 | - | - | - | 2 | 1 | - | 9 | - | 3 | - | 2 | 1 | - | - | - | 38 | Cc, P | | | | | | |
| Chironomidae | 36 | 22 | 278 | 11 | 31 | 19 | 22 | 23 | 14 | 12 | 14 | 22 | 41 | 1 | 23 | 8 | 2 | 7 | 38 | 9 | 2 | 6 | 2 | 23 | 12 | 24 | 7 | 18 | 50 | 21 | 4 | 17 | 38 | 9 | 36 | 18 | 20 | 970 | Cc, P | | | | | |
| Culicidae | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 | - | 2 | - | 1 | - | - | - | - | - | 9 | CF | | | | | |
| Empididae | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 5 | P | | | | | |

| Táxons | Riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | Σ | Gtf | | | | | | | |
|----------------------|--|----|-----|----|----|----|-----|----|----|----|----|----|---------|---|----|----|----|----|---------|---|---|----|----|----|------|----|----|----|----|----|----|-----|-----------|------|----|-------|-----|-----|---|
| | Chuní | | | | | | Itú | | | | | | Ximbocu | | | | | | Santana | | | | | | Ivaí | | | | | | | | Guaracapa | | | | | | |
| | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | | | | | | | | | |
| P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | P | O | | | | |
| Psychodidae | - | - | 1 | 1 | - | - | - | 4 | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 7 | Cc, R | | | |
| Sarcophagidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | Cc, P | | | |
| Simuliidae | 29 | 53 | 593 | 9 | 17 | 10 | 22 | 20 | 43 | 44 | 6 | 3 | 8 | 1 | 35 | 9 | 16 | 3 | 21 | 2 | 4 | 6 | 17 | 1 | 1 | 10 | 34 | 15 | 1 | 64 | 8 | 19 | 43 | 1326 | Cf | | | | |
| Tabanidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | - | - | 1 | - | 5 | - | - | - | 10 | P | | |
| Tipulidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | - | - | 2 | - | 4 | 3 | - | 1 | 13 | P | |
| Ephemeroptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Baetidae | 22 | 16 | 167 | 30 | 19 | 18 | 28 | 18 | 21 | 24 | 29 | 12 | 17 | 3 | 24 | 5 | 15 | 8 | 15 | 3 | 4 | 7 | 3 | 33 | 3 | 1 | 21 | 8 | 7 | 14 | 26 | 1 | 66 | 25 | 25 | 28 | 944 | Cc | |
| Caenidae | 7 | 3 | 3 | 1 | - | 3 | 3 | 1 | - | - | - | 2 | 22 | 1 | 1 | - | - | - | 4 | 2 | 2 | 1 | 2 | - | 9 | - | 2 | 9 | 4 | - | 4 | 3 | 1 | 4 | 7 | 2 | 103 | Cc | |
| Leptohypidae | - | - | 10 | 16 | - | 31 | - | 1 | 4 | 8 | - | 8 | 2 | - | - | 1 | 3 | 8 | 2 | 2 | - | 9 | 1 | 1 | 6 | - | 6 | 8 | - | 1 | 6 | 2 | 19 | 29 | 8 | 6 | 198 | Cc | |
| Leptophlebiidae | 7 | 4 | 15 | 27 | 16 | | 9 | 3 | 18 | 25 | 16 | 7 | 15 | 1 | 10 | 18 | 90 | 14 | 23 | 1 | 2 | 13 | 8 | 2 | 6 | 4 | 12 | 15 | 1 | 28 | 4 | 50 | 50 | 17 | 39 | 570 | Cc | | |
| Hemiptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Belostomatidae | - | 1 | - | - | - | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 6 | P |
| Corixidae | 1 | - | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 | R | |
| Gerridae | - | 10 | 1 | 7 | - | - | 9 | 5 | 2 | - | - | 1 | 3 | - | - | 2 | - | - | 1 | - | - | 4 | - | - | 9 | 2 | 9 | 21 | 35 | 1 | 39 | 14 | 51 | - | 42 | 6 | - | 386 | P |
| Hebriidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | P |
| Mesoveliidae | - | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 | P | |
| Naucoridae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | P | |
| Notonectidae | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | - | 2 | - | - | - | - | - | - | - | 5 | - | - | 9 | 1 | 16 | - | 1 | - | - | - | - | 37 | P | |
| Nepidae | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 8 | - | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 13 | P | |
| Veliidae | 27 | 1 | - | 37 | - | - | 37 | 49 | 1 | - | 16 | 86 | 2 | - | 12 | - | 29 | 87 | 6 | 2 | - | 5 | - | 12 | 16 | 3 | 17 | 71 | 2 | 4 | 3 | 21 | 5 | - | 19 | 9 | 579 | P | |
| Lepidoptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pyralidae | - | 10 | 11 | 3 | 15 | 3 | 1 | 3 | 1 | 10 | 1 | 2 | - | - | 13 | - | - | - | 26 | - | - | - | 1 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 | 1 | 1 | 6 | 113 | F |
| Megaloptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Corydalidae | - | 2 | 1 | 5 | 1 | 5 | - | 1 | 1 | 2 | - | 1 | 3 | 9 | 5 | 8 | - | 3 | 1 | 2 | - | 6 | - | 1 | - | 1 | 1 | - | - | - | 3 | 2 | 5 | 14 | 7 | 10 | 100 | P | |
| Odonata | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aeshnidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | 3 | P |
| Calopterygidae | 1 | 2 | 17 | 22 | 1 | 1 | 2 | 2 | 1 | - | 1 | 2 | - | 2 | - | - | - | 6 | - | 7 | 3 | 5 | - | 5 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 5 | 6 | - | 2 | - | 16 | 1 | 116 | P | |
| Coenagrionidae | 5 | - | 1 | - | - | - | 1 | - | - | - | 2 | - | 2 | - | - | - | - | 5 | 2 | - | - | - | - | 2 | 2 | - | - | 1 | 2 | 2 | 3 | - | 2 | - | - | - | 32 | P | |

Quanto aos grupos trófico-funcionais, a categoria dos predadores apresentou a maior riqueza taxonômica (N=33), enquanto os fragmentadores tiveram ocorrência de apenas 10 famílias. Considerando a abundância, predominou na bacia o grupo dos coletores-filtradores (45,7%), seguido pelos coletores-catadores (26,6%), predadores (17,3%), raspadores (8,5%) e fragmentadores (1,9%). Este respectivo padrão de dominância ocorreu nas duas estações do ano (Tabela 1).

Nos riachos Chuni, Itú, Guaracapa, Santana e Ximbocu foi observada uma distribuição semelhante dos grupos funcionais. O grupo coletor-filtrador representou 50%; 57,1%; 42,9%; 41,9% e 40,9% dos indivíduos coletados em cada um destes riachos, respectivamente. Apenas no riacho Ivaí a configuração trófica foi diferente, sendo o grupo dominante o dos predadores (38,05%), seguido pelos coletores-catadores (26,1%), coletores-filtradores (25,2%), raspadores (10%) e fragmentadores (0,65%) (Figura 2).

O grupo dos fragmentadores teve uma ocorrência pouco expressiva, entretanto, foi possível observar que, de um modo geral, sua distribuição foi maior nos trechos de nascentes dos riachos. Ainda, foi possível verificar que o riacho Santana possui a distribuição mais semelhante dos grupos tróficos entre seus três trechos (nascente, intermediário e foz). Nos demais riachos a ocorrência dos grupos funcionais entre os trechos foi mais heterogênea (Figura 2).

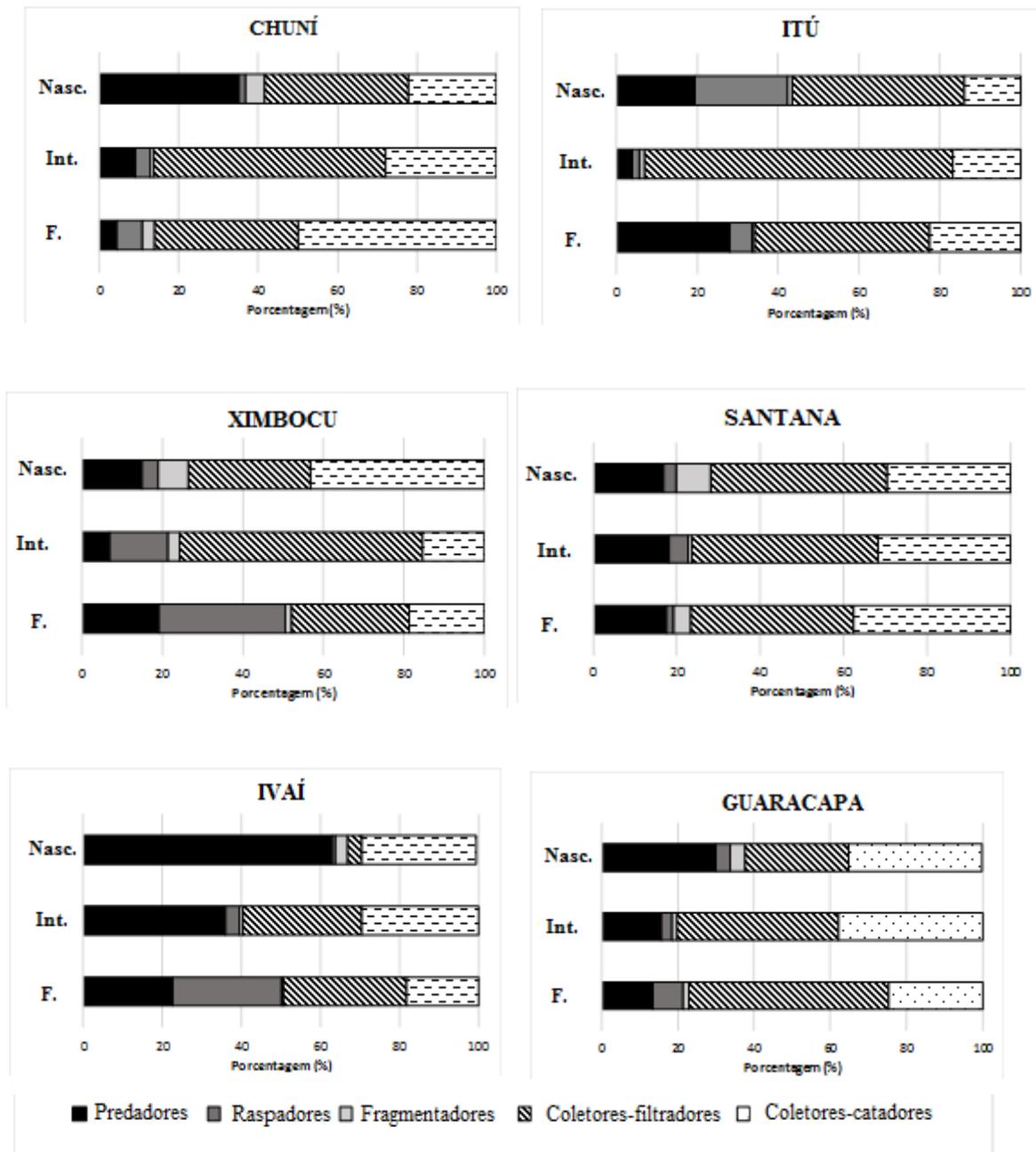


Figura 2 - Proporção de captura (%) dos grupos funcionais de macroinvertebrados coletados nos diferentes trechos: Nascente (Nasc.), Intermediário (Int.) e Foz (F.), dos riachos da bacia do rio Piratinim (RS), nas estações de primavera de 2017 e outono de 2018.

Em relação aos índices, a maior densidade média ($15,3 \text{ ind.m}^{-2}$) foi encontrada no riacho Chuni, em contraste ao riacho Ivaí, com apenas $5,7 \text{ ind.m}^{-2}$. Entretanto, quando considerada a riqueza (S), ambos os riachos apresentaram 32 táxons, em média. Ainda, para o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), o menor valor

ocorreu no tributário Chuni (2,20), e o maior no Ivaí (2,70). Quanto à equitabilidade, a maior média ocorreu no riacho Santana (0,79), que por sua vez apresentou a menor riqueza média (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores médios da densidade total (ind.m⁻²), riqueza (número de táxons), Diversidade de Shannon (H') e Equitabilidade de Pielou (E) de macroinvertebrados coletados em afluentes do rio Piratinim (RS), em seus trechos Nascente (N), Intermediário (I) e Foz (F) na primavera de 2017 e outono de 2018.

| | Trecho do riacho | Chuni | Itú | Ximbocu | Santana | Ivaí | Guaracapa |
|----------------------------------|------------------|-------|------|---------|---------|------|-----------|
| Densidade (ind.m ⁻²) | N | 7,6 | 11,5 | 5,3 | 3,8 | 3,4 | 6,0 |
| | I | 28,5 | 14,1 | 9,1 | 9,1 | 8,7 | 11,2 |
| | F | 9,9 | 8,1 | 11,7 | 11,7 | 5,0 | 9,8 |
| | Média | 15,3 | 11,2 | 8,7 | 8,2 | 5,7 | 9,0 |
| Riqueza (S) | N | 30 | 31 | 26 | 32 | 30 | 33 |
| | I | 34 | 22 | 26 | 21 | 35 | 32 |
| | F | 31 | 34 | 29 | 22 | 30 | 28 |
| | Média | 32 | 29 | 27 | 25 | 32 | 31 |
| Diversidade (H') | N | 2,31 | 2,52 | 2,58 | 2,63 | 2,73 | 2,65 |
| | I | 2,12 | 1,64 | 2,06 | 2,50 | 2,87 | 2,54 |
| | F | 2,16 | 2,48 | 2,21 | 2,43 | 2,49 | 2,42 |
| | Média | 2,20 | 2,21 | 2,28 | 2,52 | 2,70 | 2,54 |
| Equitabilidade (E) | N | 0,74 | 0,73 | 0,79 | 0,76 | 0,80 | 0,75 |
| | I | 0,60 | 0,53 | 0,63 | 0,82 | 0,80 | 0,73 |
| | F | 0,63 | 0,70 | 0,65 | 0,78 | 0,73 | 0,72 |
| | Média | 0,66 | 0,65 | 0,69 | 0,79 | 0,78 | 0,73 |

A variação para os parâmetros abundância (densidade), riqueza, diversidade e equitabilidade foi verificada para os riachos e estações do ano, através da análise de Kruskal-Wallis. Foi encontrada diferença significativa entre os riachos para os parâmetros riqueza ($H(5, N=36)=16,31821$; $p=0,0060$) e abundância ($H(5, N=36)=13,19$; $p=0,02$). Para a diversidade ($H(5, N=36)=10,66203$; $p=0,0585$) e equitabilidade ($H(5, N=36)=7,704943$; $p=0,1733$) não foi verificada diferença estatística.

O tributário com a maior riqueza geral foi o Guaracapa, e os menores valores foram verificados nos riachos Ximbocu e Santana. Por meio do teste de Comparações Múltiplas, constatou-se que o riacho Chuní apresentou uma maior densidade (indivíduos.m⁻²) do que os riachos Ivaí e Santana ($p < 0,05$).

Comparando as estações do ano, tanto a abundância ($H(1, N=36)=0,000$; $p=0,95$), quanto a riqueza ($H(1, N=36)=0,403$; $p=0,525$), a diversidade ($H(1, N=36)=1,090$; $p=0,296$), e a equitabilidade ($H(1, N=36)=0,081$; $p=0,775$) não apresentaram variação entre os dois períodos amostrais.

Os parâmetros físico-químicos da água e as características ambientais dos riachos são apresentados na Tabela 3. A largura dos riachos variou de 3 m no Ivaí a 22 m no Chuní. Já a largura da mata ciliar variou de 17,8 m no Ivaí a 154 m no Itú. A largura média da mata ciliar foi maior para os riachos da região alta da bacia do rio Piratinim (71,8 m \pm 49,2), seguido da região baixa (49,6 m \pm 25,3) e região média (43 m \pm 12,2). Já a altitude do relevo teve elevações que variaram entre 82 m (região baixa) e 332 m (região alta).

Em relação à temperatura da água, a mínima observada foi de 11,1 °C, registrada no outono no riacho Ivaí, enquanto a maior foi de 22,2 °C, na estação primavera no Chuní. A maior média das temperaturas foi de 20,8 °C (\pm 1,04), verificada nos riachos da região média da bacia durante a estação primavera, enquanto a menor média foi de 12,6 °C (\pm 1,15), obtida na região baixa da bacia, na estação outono. O oxigênio dissolvido teve média de 9,3 mg.l⁻¹. O pH variou de alcalino a ácido, ficando em média 7,7 \pm 0,59. O maior valor de pH (9,9) coincidiu com o menor valor de condutividade elétrica (56,8 μ s.cm⁻¹).

Tabela 3 - Valores médios e desvio padrão das variáveis ambientais (n=2) dos pontos amostrais localizados em seis riachos afluentes do rio Piratinim, em seus principais trechos: Nascente (N), Intermediário (I) e Foz (F), durante a primavera de 2017 e outono de 2018.

| Variáveis ambientais | Riachos da sub-bacia do rio Piratinim | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---------------------------------------|----------------|----------------|---------------|---------------|----------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------------|
| | Chuní | | | Itú | | | Ximbocu | | | Santana | | | Ivaí | | | Guaracapa | | |
| | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F | N | I | F |
| Largura do riacho (m) | 4,5 | 17,0 | 22,0 | 6,5 | 9,0 | 9,0 | 5,0 | 13,0 | 15,0 | 5,0 | 11,0 | 13,0 | 3,0 | 5,0 | 7,0 | 3,0 | 10,0 | 15,0 |
| Largura da mata ciliar (m) | 75,4 | 25,5 | 95,9 | 22,8 | 154,0 | 57,2 | 46,7 | 24,9 | 42,9 | 33,9 | 50,3 | 59,5 | 17,8 | 81,2 | 46,9 | 36,6 | 36,4 | 78,5 |
| Altitude (m) | 313,0 | 240,0 | 203,0 | 332,0 | 280,0 | 239,0 | 194,0 | 154,0 | 122,0 | 186,0 | 152,0 | 151,0 | 106,0 | 89,0 | 82,0 | 145,0 | 112,0 | 99,0 |
| Temperatura (°C) | 19,1 ±0,84 | 20,9 ±0,07 | 17,1 ±7,28 | 19,3 ±0,70 | 20,2 ±0,14 | 20,4 ±0,28 | 17,3 ±4,59 | 18,7 ±4,73 | 17,5 ±2,62 | 17,4 ±4,10 | 18,2 ±4,38 | 18,6 ±4,73 | 15,8 ±6,57 | 15,3 ±3,82 | 15,4 ±5,37 | 15,7 ±4,59 | 16,3 ±3,53 | 17,9 ±5,51 |
| Oxigênio Dissolvido (mg.l ⁻¹) | 9,4 ±1,55 | 9,3 ±1,27 | 10,3 ±2,68 | 8,8 ±0,42 | 8,8 ±0,07 | 8,8 ±0,70 | 8,6 ±1,76 | 9,7 ±2,40 | 9,4 ±0,85 | 9,2 ±1,76 | 9,7 ±2,05 | 10,1 ±2,26 | 9,0 ±1,77 | 8,3 ±0,0 | 9,3 ±1,34 | 9,7 ±1,34 | 9,5 ±0,92 | 9,4 ±1,20 |
| Condutividade (µS.cm ⁻¹) | 100,8 ±62,2 | 107,8 ±67,2 | 109,4 ±63,2 | 89,0 ±40,8 | 79,0 ±26,1 | 112,6 ±74,6 | 97,0 ±48,9 | 95,4 ±47,2 | 83,8 ±32,0 | 97,2 ±42,8 | 94,1 ±41,5 | 95,1 ±38,5 | 96,1 ±46,6 | 93,2 ±39,9 | 97,8 ±43,3 | 93,0 ±20,6 | 87,6 ±13,2 | 102,3 ±41,3 |
| pH | 8,7 ±1,73 | 7,6 ±0,08 | 7,7 ±0,36 | 7,7 ±0,16 | 7,5 ±0,32 | 7,6 ±0,27 | 7,7 ±0,48 | 7,7 ±0,86 | 7,9 ±0,91 | 7,5 ±0,51 | 7,4 ±0,44 | 7,5 ±0,32 | 7,5 ±1,55 | 7,7 ±0,48 | 7,8 ±0,59 | 7,5 ±0,05 | 7,7 ±0,18 | 7,3 ±0,42 |

De acordo com a Análise de Correspondência Canônica (CCA), os dois primeiros eixos foram significativos ($p < 0,05$) e juntos explicaram 31,0% da variação dos dados. O eixo 1 explicou 22,9% e o eixo 2 explicou 8,1% da variabilidade total. Além disso, foi estabelecida uma significativa correlação entre as variáveis abióticas e bióticas ($p < 0,05$; Tabela 4).

Tabela 4 - Resultado da Análise de Correspondência Canônica (CCA) aplicada à matriz de dados abióticos e macroinvertebrados coletados em diferentes riachos da bacia do rio Piratinim (RS) nas estações de primavera de 2017 e outono de 2018. Teste de Monte Carlo para a significância do primeiro eixo da ordenação $p < 0,05$ ($n = 999$ permutações). Valores em negrito foram estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

| Total variância: 2,28 | | |
|--|--------------|--------------|
| Características do ambiente | CCA1 | CCA2 |
| Condutividade elétrica | -0,81 | 0,18 |
| Oxigênio dissolvido | 0,40 | 0,10 |
| Altitude | 0,11 | 0,08 |
| pH | 0,26 | 0,25 |
| Mata | 0,40 | 0,49 |
| Largura | -0,47 | -0,21 |
| Temperatura | -0,16 | -0,54 |
| % de explicação | 22,9 | 8,1 |
| Correlação de Pearson Espécie-Ambiente | 0,94 | 0,78 |

A CCA1 revelou um conspícuo gradiente entre os diferentes trechos dos riachos, estando os trechos intermediários e foz mais agrupados e distantes dos trechos nascentes. Esta diferença foi observada principalmente nos riachos Chuní e Ximbocu, onde a segregação é mais evidente (Figura 3A). Para este eixo, o oxigênio dissolvido ($r=0,40$; $p < 0,05$), a presença de mata ciliar ($r=0,40$; $p < 0,05$), a condutividade elétrica ($r=-0,81$; $p < 0,05$) e a largura do riacho ($r=-0,47$; $p < 0,05$) foram os fatores mais importantes para a distribuição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos (Tabela 4 e Figura 3A).

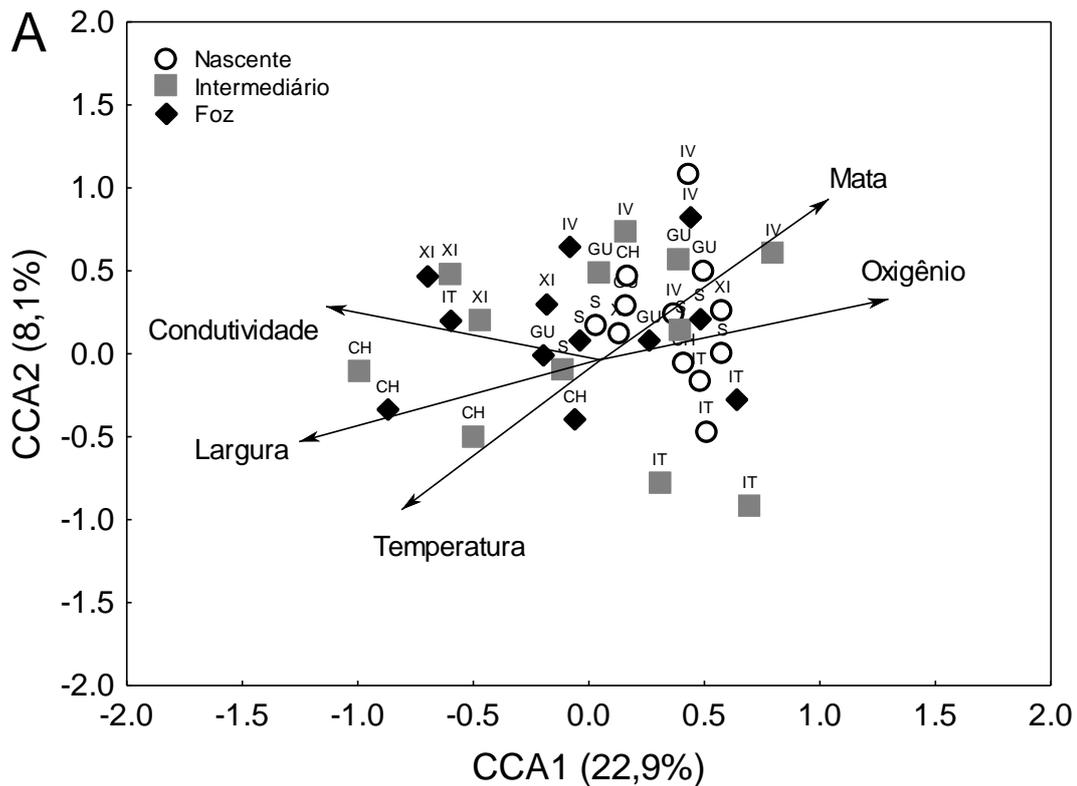


Figura 3A - Resultado da Análise de Correspondência Canônica (CCA) aplicada a matriz de dados abióticos e famílias de macroinvertebrados coletados na bacia do rio Piratinim nas estações de primavera de 2017 e outono de 2018. Riachos amostrados em seus trechos de nascente, intermediário e foz: CH= Chuni; IT= Itú; XI= Ximbocu; S= Santana; IV= Ivaí e GU= Guaracapa.

Na CCA1, as famílias Chironomidae ($r=-0,48$; $p<0,05$), Simuliidae ($r=-0,59$; $p<0,05$), Baetidae ($r=-0,66$; $p<0,05$), e Hydropsychidae ($r=-0,48$; $p<0,05$) apresentaram correlação com as variáveis condutividade elétrica e largura do riacho. Já a família Philopotamidae ($r=0,40$; $p<0,05$) esteve mais relacionada com a presença de mata ciliar e taxas de oxigênio dissolvido (Figuras 3A e 3B).

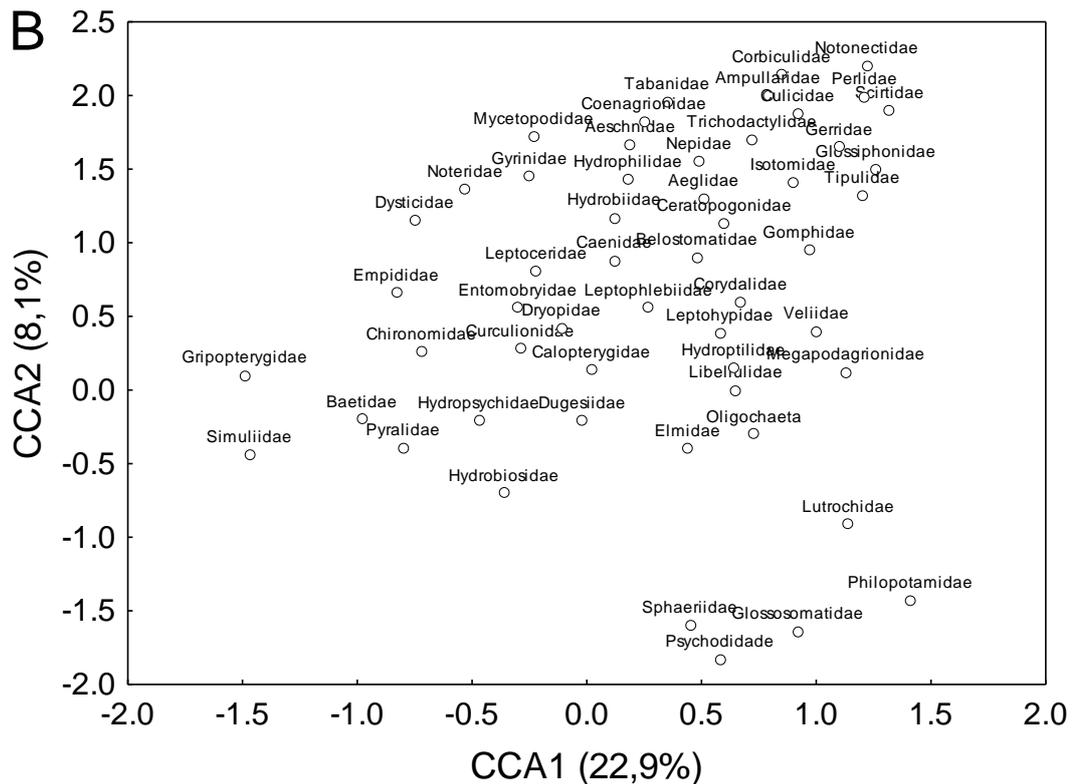


Figura 3B - Resultado da Análise de Correspondência Canônica (CCA) aplicada à matriz de dados abióticos e famílias de macroinvertebrados coletados na bacia do rio Piratinim nas estações de primavera de 2017 e outono de 2018.

A CCA2 mostrou uma variação espacial adicional, relacionada principalmente à segregação dos pontos dos riachos Chuní e Itú, localizados na área de nascentes da bacia. Localizados na parte inferior do biplot da CCA, estes dois riachos foram relacionados diretamente com a temperatura da água ($r=-0,54$; $p<0,05$). Já os pontos dos demais riachos estão localizados na região superior do biplot, e foram mais relacionados com a maior presença de mata ciliar ($r=0,49$; $p<0,05$) e com a maior abundância de macroinvertebrados das famílias Gerridae ($r=0,41$; $p<0,05$) e Elmidae ($r=-0,51$; $p<0,05$) (Figuras 3A e 3B).

3.1.4 Discussão

A composição faunística encontrada no presente estudo evidencia, para os tributários do rio Piratinim, uma comunidade diversificada de macroinvertebrados aquáticos. Outros estudos realizados no sul do Brasil indicaram menor representatividade de táxons (BUENO et al., 2003; PEREIRA; DE LUCA, 2003;

AYRES-PERES et al., 2006; STRIEDER et al., 2006a; BUCKUP et al., 2007; MILESI et al., 2009; BIASI et al., 2010; SOBCZAK et al., 2013; BAPTISTA et al., 2014, SALVARREY et al., 2014). A investigação mais próxima espacialmente do presente estudo foi realizada na bacia do rio Ibicuí, oeste do Rio Grande do Sul, também no bioma Pampa (BAPTISTA et al., 2014). Estes autores coletaram mais de 9.000 indivíduos, distribuídos em 26 famílias de insetos aquáticos para os riachos avaliados. A riqueza para a bacia do Piratinim foi superior, com ocorrência de 57 famílias aquáticas de Insecta.

Os insetos aquáticos são considerados elementos importantes na dinâmica de ambientes lóticos, sendo o grupo mais representativo da fauna bentônica (BAGATINI et al., 2012; CRISCI-BISPO et al., 2007). De fato, Insecta apareceu como a classe mais abundante e diversa deste estudo (Tabela 1). Coleoptera teve a maior riqueza de famílias (12); Jäch e Balke (2008) apontam que a diversidade global de coleópteros aquáticos é de 30 famílias.

Em relação aos táxons mais abundantes, os tricópteros Hydropsychidae e Philopotamidae apareceram em maior número (32,54% do total de indivíduos coletados). Os Trichoptera são considerados uma das ordens de insetos mais diversa em ambientes lóticos, com famílias amplamente distribuídas em latitudes tropicais e temperadas (WALLACE; MERRIT, 1980; DUDGEON, 1997). Para esta ordem foram coletadas sete (7) famílias; Breda et al. (2018) encontraram dez (10) famílias em 40 riachos da região norte do RS, Spies et al. (2006) registraram nove (09) famílias para a região central. Simuliidae (Diptera) também apareceu em padrão numeroso para o Piratinim. Em geral, esta família é representante de águas bem oxigenadas (CALLISTO et al., 2001), mas algumas espécies apresentam ampla gama de tolerância a poluentes ambientais (STRIEDER et al., 2006b).

Baetidae (Ephemeroptera) e Chironomidae (Diptera) ocorreram em todos os pontos amostrados, nas duas estações do ano. Leptophlebiidae apenas não ocorreu em um local, Hydropsychidae em dois e Simuliidae em três, ambos em apenas uma das estações do ano. Resultado semelhante foi obtido por Biasi et al. (2010), ao estudarem riachos da região norte do Rio Grande do Sul durante oito anos, tendo observado a presença das famílias Baetidae, Chironomidae e Hydropsychidae em todas as localidades amostradas.

Normalmente efemerópteros são usados como bioindicadores de águas com boa qualidade; contudo, Baetidae possui uma amplitude de tolerância à poluição,

podendo ocorrer em locais com impactos intermediários. Da mesma forma, Chironomidae é indicadora de locais impactados, entretanto, alguns gêneros apresentam maior tolerância à contaminação orgânica do que outros (HILSENHOFF, 1988). Callisto et al. (2001) reiteram que o uso de macroinvertebrados como indicadores de qualidade ambiental não deve se restringir à sua presença em determinado curso d'água, mas principalmente à sua abundância dentro da comunidade.

Os atributos bióticos (diversidade, densidade, riqueza e equitabilidade) estruturantes da comunidade de macroinvertebrados aquáticos não apresentaram variação temporal entre as estações amostradas, à semelhança de outros estudos realizados no país (MELO; FROELICH, 2001; COSTA et al., 2006; BUCKUP et al., 2007; CRISCI-BISPO et al., 2007; KÖNIG et al., 2008; BIEGER et al., 2010). Entre os riachos, houve diferenças espaciais significativas para a abundância, riqueza e densidade; diversidade e equitabilidade não variaram. De um modo geral, os valores encontrados para estes atributos foram elevados. Chagas et al. (2017) apontam que resultados semelhantes para tais parâmetros estão associados à riachos com boa qualidade da água (CHAGAS et al., 2017).

A densidade variou significativamente entre os tributários investigados, sendo que o riacho Chuní teve a maior densidade média de indivíduos por m^2 ; no entanto, apresentou a menor diversidade no índice de Shannon (H'). O riacho Ivaí apresentou a menor densidade, mas o maior H' médio. Em parte, tais resultados podem estar associados ao nível de perturbação no entorno destes cursos d'água, uma vez que os pontos amostrados no riacho Ivaí apresentam uma mata ciliar fechada, de difícil acesso. O riacho Chuní apresenta outra fisionomia de entorno; sua vegetação ripária está condicionada à distúrbios de práticas agrícolas e de pecuária próximas às margens do curso d'água, com acesso direto de bovinos.

A diversidade de Shannon apresentou valores considerados elevados (2,20–2,70), que podem ser comparados aos encontrados em ambientes pouco impactados. O levantamento de Sobczak et al. (2013) na região norte do estado do Rio Grande do Sul, dentro e fora de uma unidade de conservação, apresentou valores de H' inferiores aos do presente estudo, não ultrapassando 1,87. Em contrapartida, Milesi et al. (2009) avaliaram microbacias inseridas em áreas influenciadas por urbanização e agricultura também no norte do estado, e encontraram H' variando de 0,82 a 3,9 para outono e primavera, respectivamente.

Em relação aos grupos trófico-funcionais, apesar de os predadores apresentarem a maior riqueza taxonômica, sua abundância foi relativamente baixa quando comparada aos grupos coletor-filtrador e coletor-catador. Estes dois grupos foram predominantes na amostra, perfazendo mais de 70% do total de indivíduos capturados. Isto se deve em grande parte pelas famílias mais abundantes (Hydropsychidae, Philopotamidae e Simuliidae) serem preferencialmente coletoras-filtradoras. Entretanto, é importante destacar que algumas famílias ou grupos podem apresentar hábito generalista, adaptando-se aos recursos alimentares disponíveis (BATISTA et al., 2010; SILVEIRA-MANZOTTI et al., 2016). De Castro et al. (2016) verificaram que as mudanças no uso da terra, tais como a cultura da cana-de-açúcar e a pecuária, podem conduzir a assembleias de macroinvertebrados bentônicos com comportamentos alimentares mais generalistas.

De acordo com Cummins et al. (2005), as taxas de ocorrência dos grupos funcionais são indicadoras dos atributos ecossistêmicos dos riachos. Neste caso, uma maior abundância dos grupos coletor-filtrador e coletor-catador indica disponibilidade de matéria orgânica particulada em suspensão e depositada no fundo. Callisto et al. (2001) observaram uma dominância dos grupos coletores em riachos de cabeceira do Centro-Oeste do Brasil, com características de leitos estreitos, fundos rochosos e vegetação ripária preservada. Dovciak e Perry (2002) amostraram bacias hidrográficas inseridas em agroecorregiões dos EUA, e constataram que o grupo coletor-filtrador foi dominante em locais com maior integridade ambiental. Com uma maior disponibilidade de recursos alimentares, este grupo é favorecido devido a adaptações morfológicas de muitos de seus representantes, que requerem substratos estáveis para realizar a filtração da matéria orgânica particulada fina. À medida que aumentavam as restrições de microhábitats, a abundância deste grupo era diminuída, passando a predominar os organismos coletores-catadores.

Para o Piratinim, o gradiente longitudinal foi mais evidente para os trechos dos riachos (CCA1) do que para as regiões da bacia (CCA2). Os trechos de nascente foram positivamente influenciados pela largura da mata ciliar e taxas de oxigênio dissolvido, bem como alguns trechos intermediários e de foz. A família Philopotamidae apareceu como indicadora destas condições. Os trechos intermediários e de foz dos riachos Chuní e Ximbocu foram negativamente influenciados pela condutividade elétrica e largura dos tributários (os respectivos trechos possuem a maior largura

média dentre os tributários). As famílias Chironomidae, Simuliidae, Baetidae e Hydropsychidae apareceram como indicadoras destas condições.

De acordo com Chaves et al. (2005), o tamanho ou a largura de um riacho está entre os melhores preditores para a riqueza taxonômica de macroinvertebrados, com incrementos na diversidade à medida que as fluxos se tornam maiores. Entretanto, Lenat et al. (1988) constataram que pequenos riachos não apresentam uma redução considerável na riqueza de táxons em condições pluviométricas adequadas.

A condutividade elétrica é considerada um dos fatores que podem influenciar significativamente a distribuição da fauna (SALVARREY et al., 2014), no entanto, essa condição ocorre apenas em valores extremos ou quando associada à poluição orgânica (BISPO et al., 2006), como em áreas de cultivos agrícolas. O pH também pode influenciar os valores de condutividade elétrica (ESTEVES, 1988), no entanto, este parâmetro não se mostrou significativo em nosso estudo. A condutividade é normalmente maior em regiões baixas, próximas à foz dos rios, estando associada à maior concentração de íons devido ao aporte de matéria orgânica (BRAUN et al., 2014). No entanto, fatores como geologia local e clima também exercem influência sobre tais parâmetros (PEDROSA; REZENDE, 1999).

Quanto à segregação longitudinal em nível de bacia, os riachos da região alta (Chuní e Itú) foram negativamente influenciados pela variável temperatura da água. Nestes tributários ocorreram as temperaturas mais elevadas, em média. Os demais riachos (região média e baixa) estiveram mais influenciados pela largura da mata ciliar, onde as famílias Gerridae e Elmidae foram mais abundantes.

Dentre as variáveis ambientais avaliadas, a largura da mata ciliar apresentou-se como a mais influente, demonstrando que a presença de vegetação ripária foi determinante na distribuição da comunidade de macroinvertebrados dos riachos avaliados. Moraes et al. (2014) verificaram o impacto da retirada de vegetação ciliar sobre riachos do RS. Estes autores verificaram que a zona ripária não deveria ser inferior a 15 m de largura, em ambas as margens, para que a composição da comunidade de macroinvertebrados se mantivesse semelhante à encontrada em locais de referência de preservação.

A degradação e retirada da vegetação ripária é considerada um dos fatores que podem atuar sobre o aumento na temperatura da água dos riachos (CAISIE, 2006; FANTIN-CRUZ et al., 2010; HEPP et al., 2016; FERREIRA et al., 2014), prática relativamente comum em áreas agrícolas (DELONG; BRUSVEN, 1998; HEPP et al.,

2010). Normalmente, as temperaturas aumentam em um padrão direcional, da nascente até a foz, principalmente pelo efeito das águas superficiais. Além de reduzir a entrada de sedimentos provenientes da erosão do solo, a mata ciliar é uma eficiente controladora da temperatura da água e das taxas de oxigênio dissolvido, contribuindo para o equilíbrio das populações bentônicas (PERCEBON et al., 2005; SIEGLOCH et al., 2016).

3.1.5 Considerações finais

Quando altos valores de diversidade e riqueza são verificados em um estudo, assume-se que a composição da estrutura de uma comunidade está mais próxima da integridade ambiental. Os resultados encontrados para os riachos do Piratinim mostraram que a riqueza de macroinvertebrados aquáticos foi semelhante ou superior a outros estudos realizados no sul do Brasil. Nesse sentido, o levantamento faunístico e a investigação de padrões de distribuição e estrutura das comunidades de macroinvertebrados contribuem para preencher a lacuna de conhecimento existente na região, e para ampliar os padrões já descritos para o estado do RS.

Entretanto, os resultados demonstram uma tendência de influência por fontes de impacto não pontuais sobre a comunidade de macroinvertebrados. A principal variável ambiental que influenciou a macrofauna foi a largura da mata ciliar. De um modo geral, a bacia de drenagem do rio Piratinim está situada em uma região essencialmente agrícola, onde a redução da cobertura vegetal natural, especialmente os campos nativos, contribui para a homogeneização da paisagem, afetando também a biodiversidade aquática. Para tanto, atividades de conscientização e manejo são necessárias para promover a manutenção da qualidade ambiental ao longo dos trechos avaliados.

Referências

AYRES-PERES, L.; SOKOLOWICZ, C. C.; SANTOS, S. Diversity and abundance of benthic macrofauna in lotic environments from the central region of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Biota Neotropica**, v.6, n.3, 2006.

BAGATINI, Y. M.; DELARIVA, R. L.; HIGUTI, J. Benthic macroinvertebrate community structure in a stream of the north-west region of Paraná state, Brazil. **Biota Neotropica**, 12(1), p. 307-317, 2012.

BAPTISTA, V. A.; ANTUNES, M. B.; MARTELLO, A. R.; FIGUEIREDO, N. S. B.; AMARAL, A. M. B.; SEGRETTI, E.; BRAUN, B. Influence of environmental factors on

the distribution of families of aquatic insects in rivers in southern Brazil. **Ambiente & Sociedade**, v. 17, n.3, p. 153-174, 2014.

BENETTI, C. J.; FIORENTIN, G. L.; CUETO, J. A. R.; NEISS, U. G. Chaves de identificação para famílias de coleópteros aquáticos ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 1, n. 1, p. 24-28, 2006.

BIASI, C.; KÖNIG, R.; MENDES, V.; TONIN, A. M.; SENSOLO, D.; SOBCZACK, J. R. S.; CARDOSO, R.; MILESI, S. V.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região do Alto Uruguai (RS). **Perspectiva**, v. 34, n. 125, p. 67-77, 2010.

BIEGER, L.; CARVALHO, A. B. P.; STRIEDER, M. N.; MALTCHIK, L.; STENERT, C. Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 1207-1215, 2010.

BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BINI, L. M.; SOUZA, K. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from rifles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. (2B), p. 611-622, 2006.

BRAUN, B. M.; PIRES, M. M.; KOTZIAN, C. B.; SPIES, M. R. Diversity and ecological aspects of aquatic insect communities from montane streams in southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 2, p. 186-198, 2014.

BREDA, M.; LAZARI, P. L.; DE OLIVEIRA, M. L.; MENEGAT, M. N.; BERTOL, E. C.; DA SILVA, G. S.; DECIAN, V. S.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Composição e distribuição de Trichoptera em riachos subtropicais. **Perspectiva**, v. 42, n. 157, p. 17-26, 2018.

BUCKUP, L.; BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; CASAGRANDE, M.; MAJOLO, F. The benthic macroinvertebrate fauna of highland streams in southern Brazil: composition, diversity and structure. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n.2, p. 294-301, 2007.

BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 1, p. 115-125, 2003.

CAISIE, D. The thermal regime of rivers: a review. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 1389-1406, 2006.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. A. R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 259-266, 2001.

CAPÍTULO, A. R.; TANGORRA, M.; OCÓN, C. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. **Aquatic Ecology**, v. 35, p. 109-119, 2001.

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

CHAVES, L. M.; CHAINHO, P. M.; COSTA, J. L.; PRAT, N.; COSTA, M. J. Regional and local environments factors structuring undisturbed benthic macroinvertebrate communities in the Mondego River basin, Portugal. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 163, n. 4, p. 497-523, 2005.

CORDEIRO, J. L. P.; HASENACK, H. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. D.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A. V. A., ed. **Campos Sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009.

COSTA, F. L. M.; OLIVEIRA, A.; CALLISTO, M. Inventário da diversidade de macroinvertebrados bentônicos no reservatório da estação ambiental de Peti, MG, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 1, n. 1, p. 17-23, 2006.

CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C.; FROELICH, C. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 312-318, 2007.

CUMMINS, K. W. Trophic relations of aquatic insects. **Annual Reviews of Entomology**, v. 18, p. 183-206, 1973.

CUMMINS, K. W.; KLUG, M. J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 10, p. 147-172, 1979.

CUMMINS, K. W.; MERRIT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystems attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies in Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.

DE CASTRO, D. M. P.; DE CARVALHO, D. R.; POMPEU, P. S.; MOREIRA, M. Z.; NARDOTO, G. B.; CALLISTO, M. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. **Plos One**, v. 11, n. 3, p. 1-19, 2016.

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

DELONG, M. D.; BRUSVEN, M. A. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. **Environmental Management**, v. 22, n. 3, p. 445-457, 1998.

DOVCIAK, A. L.; PERRY, J. A. In search of effective scales for stream management: does agroecoregion, watershed, or their intersection best explain the variance in

stream macroinvertebrate communities? **Environmental Management**, v. 30, n. 3, p. 365-377, 2002.

DUDGEON, D. Life histories, secondary production and microdistribution of hydropsychid caddisflies (Trichoptera) in a tropical forest stream. **Journal of Zoology**, v. 243, p. 191-210, 1997.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1988.

FERNÁNDEZ, H. R.; DOMINGUEZ, E. **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Tucumán: UNT, 2001.

FANTIN-CRUZ, I.; TONDATO, K. K.; MARQUES, D. M.; PEDROLLO, O. Regime térmico em águas correntes e sua importância na estrutura do hábitat e na biologia de organismos aquáticos. **Caminhos de Geografia**, v. 11, n. 36, p. 295-307, 2010.

FERREIRA, W. R.; LIGEIRO, R.; MACEDO, D. R.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; OLIVEIRA, L. G.; CALLISTO, M. Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. **Freshwater Science**, v. 33, n. 3, p. 860-871, 2014.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do Inpa, 2014.

HEPP, L. U.; MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia**, v. 27, n. 1, p. 106-113, 2010.

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 Forest streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, n. 3, 2016.

HILSENHOFF, W. L. Rapid field assessment of organic pollution with a Family-Level Biotic Index. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 7, n. 1, p. 65-68, 1988.

JÄCK, M. A.; BALKE, M. Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 419-442, 2008.

KÖNIG, R.; SUZIN, C. R. H.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil), através de variáveis físicas, químicas e biológicas. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 3, n. 1, p. 84-93, 2008.

KUINCHTNER, A.; BURIOL, G. A. Clima do estado do Rio Grande do Sul segundo a classificação climática de Köppen e Thornthwaite. **Disciplinarum Scientia série Ciências Exatas**, v. 2, n. 1, p. 171-182, 2001.

LENAT, D. R. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 7, n.3, p. 222-233, 1988.

LOPRETTO, E. C.; TELL, G. **Ecosistemas de aguas continentales: Metodologías para su estudio**. La Plata: Ediciones Sur, 1995.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Malden: Blackwell Science Ltda, 2004.

MC CAFFERTY, W. P. **Aquatic Entomology: The fishermen's and ecologist's illustrated guide to insects and their relatives**. Boston: Jones and Barlett Publishers, 1981.

MC CONIGLEY, C.; LALLY, H.; LITTLE, D.; O'DEA, P.; KELLY-QUINN, M. The influence of aquatic buffer zone vegetation on river macroinvertebrate communities. **Forest Ecology and Management**, v. 400, p. 621-630, 2017.

MELO, A. S.; FROELICH, C. G. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 20, n. 1, p. 1-16, 2001.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the Aquatic Insects of North America**. Dubuque: Kendal/Hunth Publishing Company, 1984.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the Aquatic Insects of North America**. Dubuque: Kendal/Hunth Publishing Company, 1996.

MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Distribution of benthic macroinvertebrates in subtropical streams (Rio Grande de Sul, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 4, p. 419-429, 2009.

MORAES, A. B.; WILHELM, A. E.; BOELTER, T.; STENERT, C.; SCHULZ, U. H.; MALTCHIK, L. Reduced riparian zone width compromises aquatic macroinvertebrate communities in streams of southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 2014.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Book, 2010.

OVERBECK, G. E.; MÜLLER, S. C.; FIDELIS, A.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V. D.; BLANCO, C. C.; BOLDRINI, I. I.; BOTH, R.; FORNECK, E. D. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 9, p. 101-116, 2007.

PEDROZA, P.; REZENDE, C. E. As muitas faces de uma lagoa. **Ciência Hoje**, v. 26, n. 153, p. 40-47, 1999.

PERCEBON, C. M.; BITTENCOURT, A. V. L.; DA ROSA FILHO, E. F. Diagnóstico da temperatura das águas dos principais rios de Blumenau, SC. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 56, p. 7-19, 2005.

PEREIRA, D.; DE LUCA, S. J. Benthic macroinvertebrates and the quality of the hydric resources in Maratá Creek basin (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 15, n. 2, p. 57-68, 2003.

PEREIRA, D. L. V.; DE MELO, A. L.; HAMADA, N. Chaves de identificação para famílias e gêneros de Gerromorpha e Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) na Amazônia Central. **Neotropical Entomology**, v. 36, n. 2, p. 210-228, 2007.

PES, A. M. O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 2, p. 181-204, 2005.

ROSSATO, M. S. **Os climas do Rio Grande do Sul**: variabilidade, tendências e tipologia. 2011. 240 f. Tese (Geografia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

SALVARREY, A. V. B.; KOTZIAN, C. B.; SPIES, M. R.; BRAUN, B. The influence of natural and anthropic environmental variables on the structure and spatial distribution along longitudinal gradient of macroinvertebrate communities in southern Brazilian streams. **Journal of Insect Science**, v. 14, n. 13, p. 1-23, 2014.

SEGURA, M. O. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 393-412, 2011.

SEMA, SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Aspectos das águas do rio Piratinim**. Porto Alegre: Comitê Piratinim, 2009.

SIEGLOCH, A. E.; SCHMITT, R.; SPIES, M.; PETRUCIO, M.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Effects of small changes in riparian forest complexity on aquatic insect bioindicators in Brazilian subtropical streams. **Marine and Freshwater Research**, 2016.

SILVEIRA-MANZOTTI, B. N.; MANZOTTI, A. R.; CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Trophic structure of macroinvertebrates in tropical pasture streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, n. 15, 2016.

SOBCZACK, J. R. S.; VALDUGA, A. T.; RESTELLO, R. M.; CARDOSO, R. I. Conservation unit and water quality: the influence of environmental integrity on benthic macroinvertebrate assemblages. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 4, p. 442-450, 2013.

SPIES, M. R.; FROELICH, C. G.; KOTZIAN, C. B. Composition and diversity of Trichoptera (Insecta) larvae communities in the middle section of the Jacuí river and some tributaries, State of Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 96, n. 4, p. 389-398, 2006.

STRIEDER, M. N.; RONCHI, L. H.; STENERT, C.; SCHERER, R. T.; NEISS, U. G. Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição

urbana e de curtumes no sul do Brasil. **Acta Biologica Leopoldensia**, v. 28, n. 1, p. 17-24, 2006a.

STRIEDER, M. N.; SCHERER, R. T.; VIEGAS, G. Biomonitoramento da qualidade das águas em arroios na bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil. **UNlrevista**, v. 1, n. 1, p. 47-56, 2006b.

TER BRAAK, C. J. F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, v. 67, n. 5, p. 1167-1179, 1986.

USEPA, UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Monitoring water quality. Volunteer stream monitoring: a methods manual**. Washington: Office of Water, 1997.

WALLACE, J. B.; MERRIT, R. W. Filter-feeding ecology of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**, v. 25, p. 103-132, 1980.

WALLACE, J. B.; WEBSTER, J. R. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem functional annual review of entomology. **Annual review of Entomology**, v. 41, n. 1, p. 115-139, 1996.

3.2 RESULTADOS II

MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO INDICADORES DE INTEGRIDADE AMBIENTAL E DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RIACHOS DO BIOMA PAMPA, NO SUL DO BRASIL

RESUMO: O objetivo deste estudo foi avaliar a qualidade da água em importantes contribuintes da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim, Rio Grande do Sul (Brasil), através de índices bióticos baseados na comunidade de macroinvertebrados. Foram selecionados seis riachos afluentes da margem direita da bacia, sendo dois para cada região: alta, média e baixa. Para cada riacho foram investigados três trechos: nascente, intermediário e foz, totalizando 18 trechos. As coletas foram realizadas durante a primavera/2017 e o outono/2018. Para avaliar a qualidade da água dos riachos, foram aplicados dois índices biológicos: o Índice Biótico de Famílias (IBFs) e o Biological Monitoring Working Party (BMWP). Os macroinvertebrados foram identificados até o nível taxonômico de família, e submetidos a sistemas de pontuação, variando de 1 a 10, de acordo com a sensibilidade ou tolerância à poluição orgânica presente na água. Os valores de tolerância dos índices bióticos foram determinados pelas categorias de classificação adaptadas ao estado do Paraná. Para avaliar diferenças na qualidade da água entre as regiões da bacia e entre os riachos, foram aplicados uma análise de variância (ANOVA) e o teste de Tukey ($p < 0,05$). Para comparar a variação da qualidade da água entre as estações do ano, foi aplicado o teste t. Foi coletado um total de 11.564 indivíduos de macroinvertebrados de 72 táxons, com predomínio de Insecta. De forma geral, foi observada a classe de “Boa” qualidade da água, para ambos os índices bióticos. Não foi constatado um gradiente espacial entre os trechos avaliados, entretanto, os riachos da região baixa apresentaram melhor qualidade da água que os riachos da região média, de acordo com o índice BMWP. Não houve variação entre os trechos dos riachos e entre as estações do ano. Os resultados refletem os impactos não pontuais que ocorrem ao longo da bacia, resultantes das formas de ocupação do meio rural, das práticas de manejo e usos do solo da região. O presente trabalho pode servir de subsídio a possíveis programas de biomonitoramento que venham a ser realizados na região, juntamente com ações de recuperação e projetos de gestão de comitês de bacias hidrográficas no Rio Grande do Sul.

Palavras-chave: Bioindicadores. Índices bióticos. Bacia do rio Piratinim. Impactos ambientais.

ABSTRACT: The aim of this study was to evaluate the water quality in important tributaries of the Piratinim river sub-basin, Rio Grande do Sul (Brazil), through biotic indexes based on the macroinvertebrate community. Six tributary streams were selected from the right bank of the basin, two for each region: high, middle and low. For each stream, three stretches were investigated: source, intermediate and mouth, totaling 18 stretches. Sampling were performed during spring/2017 and autumn/2018. To evaluate the water quality of streams, two biological indexes were applied: the Biotic Index of Families (IBFs) and the Biological Monitoring Working Party (BMWP). Macroinvertebrates were identified at the family taxonomic level and submitted to index

scoring systems, ranging from 1 to 10, according to the sensitivity or tolerance to organic pollution present in the water. The tolerance values of the biotic indexes were determined by the classification categories adapted to the state of Paraná. An analysis of variance (ANOVA) and the Tukey test ($p < 0.05$) were used to evaluate differences in water quality between the regions of basin and between streams. To compare the variation of the water quality between the seasons of the year, the t test was applied. A total of 11.564 individuals of macroinvertebrates from 72 taxa were collected, predominantly Insecta. In general, the "Good" water quality class was observed for both biotic indexes. No spatial gradient was found between the evaluated stretches, however, the streams of the lower region presented better water quality than the middle region streams, according to the BMWP index. There was no variation between streams and between seasons. The results reflect the non point impacts that occur along the basin, resulting from the forms of occupation of the rural environment, management practices and land uses of the region. The present work can serve as a subsidy to possible biomonitoring programs that will may be perform in the region, together with recovery actions and management projects of river basin committees in Rio Grande do Sul.

Keywords: Bioassessment. Biotic indexes. Piratinim river basin. Environmental impacts.

3.2.1 Introdução

As atividades humanas atualmente já têm impactado praticamente todos os ecossistemas. Observa-se uma forte pressão sobre os ambientes aquáticos de água doce, em função dos múltiplos usos dos recursos hídricos (ESTEVES, 1988). O desmatamento e o uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação, bem como a aplicação de fertilizantes químicos e agrotóxicos na agricultura representam potenciais fontes de impacto. Em decorrência de um ambiente físico-químico desestruturado e de uma dinâmica natural das comunidades biológicas alterada, ocorre uma considerável queda na qualidade da água e perda de biodiversidade aquática (GOULART; CALLISTO, 2003; AMARAL; ALVES, 2018; NASCIMENTO et al., 2018).

Considerando a dimensão espacial de uma bacia hidrográfica, um percentual significativo de sua área total pode estar localizado no espaço rural, uma vez que a extensão das atividades agropecuárias ocupa um espaço geográfico considerável. Os impactos decorrentes dessas atividades são usualmente difusos, mas podem ser avaliados em estudos que adotem a bacia hidrográfica ou suas subdivisões como unidades de estudo, na busca pelos focos de degradação ambiental (SANTANA, 2003). No Brasil, uma das formas de avaliação desses impactos é o uso de biomonitoramento (YOSHIDA; ROLLA, 2012). Trata-se de um método que busca

avaliar a condição de um córrego ou rio, através de levantamentos dos organismos vivos que habitam essas águas. Em suma, é uma maneira de inferir a qualidade da água com base na presença ou ausência de táxons ou comunidades indicadoras que reflitam as condições ambientais (BIEGER et al., 2010; BEM, 2015; SALLENAVE, 2015; PIMENTA et al., 2016; CHAGAS et al., 2017).

Neste cenário, os macroinvertebrados são o grupo taxonômico mais utilizado (HARPER, 1994; EGLER, 2002), visto que têm a capacidade de integrar os efeitos das variações ambientais de curto à longo prazo (DE PAUWN; VANHOOREN, 1983; METCALFE, 1989; ALBA-TERCEDOR, 1996; LI et al., 2010). Uma das principais finalidades de tais estudos é explicar a previsibilidade da distribuição dos táxons em função das características ambientais (POFF et al., 2006). Esses organismos respondem bem aos impactos de origem antrópica, tornando-os aptos como indicadores da qualidade ecológica. Esse tipo de abordagem vem permitindo detectar, analisar e avaliar os impactos ocorridos nos ecossistemas aquáticos, por meio da aplicação de índices bióticos (CETESB, 2012; AMARAL; ALVES, 2018).

Os índices bióticos permitem classificar o grau de poluição dos cursos hídricos com base na tolerância ou sensibilidade de diferentes grupos de organismos (SALLENAVE, 2015). Um dos índices bióticos mais empregados na América do Sul é o Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP Score System), proposto por Armitage et al. (1983). Outro índice frequentemente usado em estudos de biomonitoramento é o Índice Biótico de Famílias (IBFs), criado em 1988 como uma avaliação rápida adaptada ao Índice Biótico de poluição orgânica de Hilsenhoff. Esses dois índices já foram testados e adaptados em vários países. No Brasil foram realizadas adaptações, especialmente ao índice BMWP, modificado por estudos nos estados de Minas Gerais (JUNQUEIRA; CAMPOS, 1998) Goiás (MONTEIRO et al., 2008) e Paraná (LOYOLA, 2000).

A bacia hidrográfica do rio Piratinim está situada no Noroeste do estado do Rio Grande do Sul, na região do médio Rio Uruguai. Sua área de abrangência compreende 16 municípios, total ou parcialmente, e a maior parte da população reside na área urbana. Entretanto, a maior parte da cobertura do solo da bacia de drenagem está distribuída em campos, áreas agrícolas e matas. Por se tratar de uma região com economia essencialmente agrícola, a degradação de Áreas de Preservação Permanente constitui uma das principais fontes de impacto constatadas ao longo da bacia (SCHEEREN, 2008).

Estudos de avaliação da qualidade da água não foram realizados na bacia do Piratinim até o momento. Desta forma, o objetivo principal deste estudo foi avaliar a qualidade da água de seis importantes riachos afluentes da margem direita do rio Piratinim, por meio de índices bióticos baseados na comunidade de macroinvertebrados. Buscou-se comparar a qualidade da água entre as regiões da bacia (Alta, Média e Baixa), entre os trechos dos riachos (Nascente, Intermediário e Foz) e entre as estações do ano (Primavera e Outono). Assume-se a hipótese de que os trechos mais próximos das nascentes possuem melhor qualidade da água que trechos próximos da foz, à medida que os agentes poluentes são carregados ao longo dos fluxos dos riachos.

3.2.2 Material e métodos

3.2.2.1 Área de estudo

A sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim está localizada na mesorregião Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Médio rio Uruguai, Brasil. Está situada entre as coordenadas geográficas 28°00' a 29°05' de latitude Sul e 54°05' a 56°00' de longitude Oeste, abrangendo a província geomorfológica do Planalto Meridional. A área de drenagem perfaz 7.596,07 km², com dimensão aproximada de 155 Km no sentido Leste-Oeste, e de 40 Km Norte-Sul (SEMA, 2009).

De acordo com a classificação climática global de Köppen (KUNINCHTNER; BURROL, 2001), a região está enquadrada no clima do tipo Cfa ou subtropical. A bacia está inserida na região fitoecológica “Savana Estépica”, pertencente ao bioma Pampa, com remanescentes naturais e seminaturais. Em parte de sua extensão, ocorrem áreas de “Tensão Ecológica”, que configuram transição com a “Floresta Estacional Decidual” (CORDEIRO; HASENACK, 2009).

Ao longo da área de drenagem da bacia ocorrem atividades agrícolas, especialmente plantações de soja, milho e trigo, bem como áreas de pecuária extensiva em campos nativos e em pastagens cultivadas. Dentre os corpos d'água com maior importância na bacia hidrográfica do rio Piratinim, estão os riachos Ximbocu, Santana e Itú (SEMA, 2009).

3.2.2.2 Locais de coleta e identificação

O estudo foi conduzido em riachos da margem direita da sub-bacia do rio Piratinim, durante as estações primavera e outono: setembro-novembro/2017, e maio-junho/2018. A distribuição dos locais de coleta foi previamente determinada por meio do navegador Google Earth. Todos os pontos estão localizados em áreas rurais, sem influência direta de centros urbanos.

As coletas foram realizadas em 18 pontos amostrais, distribuídos em seis riachos, pelo método estratificado. A área de amostragem abrangeu as três principais regiões (alta, média e baixa) da bacia, e em cada uma delas dois riachos foram selecionados (Figura 4). Para cada riacho foram amostrados três trechos (nascente, intermediário e foz).

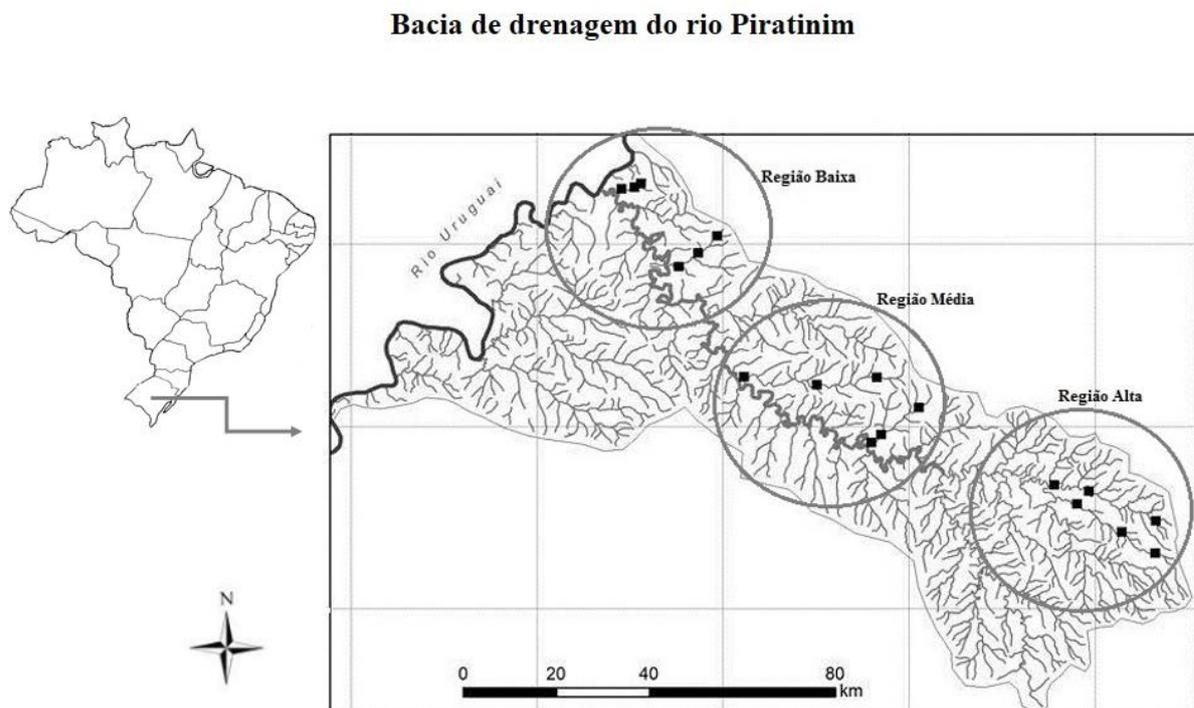


Figura 4 - Localização dos riachos amostrados nas principais regiões da bacia do rio Piratinim, RS, Brasil.

O esforço amostral foi de 30 – 45 min por local de amostragem. A coleta de macroinvertebrados seguiu a abordagem multihabitat, de acordo com as recomendações da USEPA (1997), objetivando abranger todos os biótopos disponíveis no curso d'água, tanto nos locais de remanso quanto nas corredeiras. Os

macroinvertebrados foram coletados por meio de puçá aquático “Dipnet” (malha de 250 micras), de jusante a montante, em uma extensão de aproximadamente 30 m. Os sedimentos disponíveis (fundo arenoso, rochas, vegetação aquática) foram direcionados à rede com auxílio dos pés do coletor, quando necessário.

Durante a amostragem, o material biológico coletado foi acondicionado em bandejas brancas, para ser submetido à pré-triagem. Os indivíduos foram separados do substrato por meio de pinças de ponta fina, acondicionados em frascos contendo álcool etílico 70% devidamente etiquetados, para posterior triagem definitiva e identificação em laboratório.

As amostras foram analisadas por meio de estereomicroscópio, com aumento de até 45 vezes. Os macroinvertebrados foram identificados, sempre que possível, até o nível taxonômico de família, com auxílio de chaves dicotômicas e/ou pictóricas de Merrit; Cummins (1984), Lopretto; Tell (1995), Fernández; Domínguez (2001), Mugnai et al. (2010) e Hamada et al. (2014). Os indivíduos foram contabilizados e acondicionados em tubetes contendo álcool 70%. O material testemunho está depositado junto a coleção científica e didática do laboratório de Zoologia da Universidade Federal da Fronteira Sul, *campus* Cerro Largo.

3.2.2.3 Análises de dados

Os dados da comunidade de macroinvertebrados aquáticos foram avaliados pela abundância de indivíduos e diversidade de famílias. Para avaliar a qualidade da água dos riachos foram aplicadas medidas bioindicadoras: o Índice Biótico de Famílias (IBFs) e o Biological Monitoring Working Party score system (BMWP).

Nestas medidas bioindicadoras, os macroinvertebrados são identificados ao nível taxonômico de família e submetidos aos sistemas de pontuação, que variam em uma escala de 1 a 10, de acordo com a sensibilidade ou tolerância à poluição orgânica presente na água. No BMWP, as famílias mais sensíveis recebem valores mais altos, enquanto às mais tolerantes aos poluentes são atribuídos valores mais baixos. Para o IBF, esta relação é oposta, ou seja, os menores valores da escala correspondem aos táxons mais sensíveis à poluição.

O cálculo detalhado destes índices encontra-se descrito nos trabalhos de Armitage (1983), Hilsenhoff (1988) e Metcalfe (1989). Os valores de tolerância foram originalmente descritos para a Europa, e posteriormente surgiu a necessidade de adaptação para as demais regiões do mundo. No presente trabalho, optou-se pela

adaptação feita por Loyola (2000) para riachos do estado do Paraná, em virtude da maior similaridade da fauna e proximidade espacial com a bacia em estudo. Desta forma, foram consideradas sete categorias de qualidade da água para o índice IBF, e seis categorias para o índice BMWP (Tabela 5).

Tabela 5 - Classes de qualidade da água, de acordo com os índices IBF e BMWP.

| IBF | | BMWP | |
|------------|-------------------------|-------------|---------------------------|
| Valor | Qualidade da água | Valor | Qualidade da água |
| 0-3,75 | Classe I - Excelente | >150 | Classe I - Ótima |
| 3,76-4,25 | Classe II - Muito Boa | 101-149 | Classe II - Boa |
| 4,26-5 | Classe III - Boa | 61-100 | Classe III - Aceitável |
| 5,01-5,75 | Classe IV - Aceitável | 36-60 | Classe IV - Duvidosa |
| 5,76-6,50 | Classe V - Regular | 16-35 | Classe V - Crítica |
| 6,51-7,25 | Classe VI - Ruim | <15 | Classe VI - Muito Crítica |
| 7,26-10 | Classe VII - Muito Ruim | | |

Os dados foram testados quanto à normalidade de distribuição (Shapiro-Wilk) e igualdade de variâncias (teste de Levene). Foi utilizada uma análise de variância One Way (ANOVA) e o teste de Tukey post hoc (quando $p < 0,05$) para avaliar diferenças na qualidade da água entre as regiões da bacia e entre os trechos dos riachos. Para comparar a variação da qualidade da água entre as estações do ano (primavera e outono) foi aplicado o teste t. As análises foram processadas pelo programa Statistica versão 7.0.

3.2.3 Resultados e Discussão

Foram coletados 11.564 indivíduos de macroinvertebrados aquáticos, sendo 6.089 na estação da primavera e 5.475 no outono. Estes organismos estão distribuídos em 72 táxons dos filos Platyhelminthes, Nematomorpha, Anellida, Mollusca e Arthropoda, sendo este último o mais representativo (Tabela 6). A classe Insecta foi o grupo com maior abundância e diversidade, representando 89,38% do total de indivíduos amostrados, e 81,16% das famílias identificadas. A diversidade encontrada foi semelhante ou superior à de outros estudos de avaliação da qualidade da água usando a comunidade de macroinvertebrados, realizados em outras regiões do Rio Grande do Sul (STRIEDER et al., 2006a; STRIEDER et al., 2006b; KÖNIG et

al., 2008; BIEGER et al., 2010; CHAGAS et al., 2017) e do Brasil (MONTEIRO et al., 2008; YOSHIDA; ROLLA, 2012; PIMENTA et al., 2016; NASCIMENTO et al., 2018).

As famílias mais abundantes foram Hydropsychidae (17,08%) e Philopotamidae (15,46%) da ordem Trichoptera, e Simuliidae (11,46%) da ordem Diptera. O local com maior abundância foi o trecho médio do riacho Chuni, com 1.555 indivíduos na primavera e 495 no outono. Já o local com menor abundância foi o trecho foz do riacho Santana, onde foram registrados 106 indivíduos na primavera e 134 no outono.

De acordo com Pimenta et al. (2016), algumas características dos ambientes lóticos, tais como a presença de corredeiras, são propícias ao estabelecimento de uma maior diversidade e abundância de grupos de macroinvertebrados. Para os riachos amostrados no presente estudo, foram investigados ambientes de corredeira em todos os pontos de coleta, bem como áreas de remanso, a fim de maximizar a quantidade de habitats. Além disso, a presença de vegetação ripária é uma das características fundamentais de ambientes íntegros, representando um incremento na qualidade ecológica dos cursos d'água associados (YOSHIDA; ROLLA, 2012). Para todos os trechos de riachos avaliados na bacia do Piratinim foi observada presença de vegetação ciliar, sendo alguns em condições mais preservadas e outros diretamente afetados e modificados pelo sistema de produção agropecuária.

Em relação à frequência de ocorrência, 23 táxons ocorreram em todos os riachos, em pelo menos um dos trechos amostrados e uma das estações; sete (7) táxons foram exclusivamente coletados em um único riacho, aparecendo em baixo padrão de abundância. Considerando as duas estações do ano, os locais com menor e maior diversidade de táxons, respectivamente, foram o trecho médio do riacho Santana (21 táxons) e o trecho médio do riacho Ivaí (37 táxons) (Tabela 6).

A qualidade da água variou entre as regiões da bacia apenas para o índice BMWP ($F=3,334$; $gl=2$; $p=0,048$). A região baixa apresentou valores mais elevados (127,6) do que a região média (102,2), indicando melhor qualidade da água para os riachos da região baixa. Comparando os riachos das duas regiões, ambos estão sob influência de áreas agrícolas, entretanto, ocorrem diferenças entre cultivos e formas de manejo e usos do solo. Os riachos da região baixa possuem difícil acesso devido à vegetação ripária ser mais densa, enquanto que na maior parte dos pontos da região média a vegetação foi menos densa.

Tabela 6 - Ocorrência (*) de macroinvertebrados coletados em trechos de riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim.

| Táxons | | | | | Riachos | | | | | |
|-----------------|-----------|--------------|------------|------------------|---------|-----|---------|---------|------|-----------|
| Filo | Subfilo | Classe | Ordem | Família | Chuní | Itú | Ximbocu | Santana | Ivaí | Guaracapa |
| Annelida | | Hydrudinea | | Glossiphonidae | * | | | | * | |
| | | Oligochaeta | | | * | * | * | * | * | * |
| Mollusca | | Bivalvia | | Ancylidae | | | * | | | |
| | | | | Corbiculidae | | * | * | | * | * |
| | | | | Mycetopodidae | * | * | | | * | * |
| | | | | Sphaeriidae | * | * | * | | | * |
| | | Gastropoda | | Ampullaridae | * | | * | | * | * |
| | | | | Hydrobiidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Hyriidae | | | | | | * |
| | | | | Planorbidae | | | | | | * |
| Nematomorpha | | | | | * | | | | | |
| Platyhelminthes | | Turbellaria | | Dugesidae | * | * | * | * | * | * |
| Arthropoda | Crustacea | Malacostraca | Decapoda | Aeglidae | * | * | * | * | | * |
| | | | | Trichodactylidae | | | | | * | * |
| | | | Isopoda | Janiridae | * | * | | | | |
| | Hexapoda | Insecta | Blattodea | Blaberidae | * | | | | | |
| | | | Collembola | Entomobryidae | * | * | * | * | * | |
| | | | | Isotomidae | * | * | | * | * | * |
| | | | | Smythuridae | | | | * | * | |
| | | | Coleoptera | Chrysomelidae | * | | | | | * |
| | | | | Curculionidae | * | | | | | * |
| | | | | Dysticidae | * | | * | | | * |
| | | | | Dryopidae | | * | * | * | * | * |
| | | | | Elmidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Gyrinidae | * | * | * | | * | * |
| | | | | Hydraenidae | | * | | | | |
| | | | | Hydrophilidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Lutrochidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Noteridae | | * | * | | * | |
| | | | | Psephenidae | | | | | * | * |
| | | | | Scirtidae | | * | * | | * | * |
| | | | Diptera | Ceratopogonidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Chironomidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Culicidae | * | | * | | * | * |
| | | | | Empididae | * | | * | | | |

| Táxons | | | | | Riachos | | | | | |
|--------|---------|--------|---------------|-------------------|---------|-----|---------|---------|------|-----------|
| Filo | Subfilo | Classe | Ordem | Família | Chuní | Itú | Ximbocu | Santana | Ivaí | Guaracapa |
| | | | | Psychodidae | * | * | * | | | |
| | | | | Sarcophagidae | | * | | | | |
| | | | | Tabanidae | | | * | | * | * |
| | | | | Tipulidae | | | | * | * | * |
| | | | Ephemeroptera | Baetidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Caenidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Leptohypidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Leptophlebiidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | Hemiptera | Belostomatidae | * | | | * | * | * |
| | | | | Corixidae | * | | | | | |
| | | | | Gerridae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Hebriidae | | | * | | * | |
| | | | | Mesoveliidae | * | | | | | * |
| | | | | Naucoridae | | | | * | | |
| | | | | Notonectidae | * | | * | | * | * |
| | | | | Nepidae | * | * | | | * | |
| | | | | Veliidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | Lepidoptera | Pyralidae | * | * | * | * | | * |
| | | | Megaloptera | Corydalidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | Odonata | Aeshnidae | | | * | | * | |
| | | | | Calopterygidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Coenagrionidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Dicteriidae | | | | | * | |
| | | | | Gomphidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Libellulidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Megapodagrionidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Protoneuridae | | | | | * | |
| | | | Plecoptera | Gripopterygidae | * | | | * | | |
| | | | | Perlidae | * | | * | * | * | * |
| | | | Trichoptera | Calamoceratidae | | * | | | | |
| | | | | Glossosomatidae | * | * | | * | | * |
| | | | | Hydrobiosidae | * | * | * | | | |
| | | | | Hydroptilidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Hydropsychidae | * | * | * | * | * | * |
| | | | | Leptoceridae | * | * | | * | * | |
| | | | | Philopotamidae | * | * | * | * | * | * |

Tabela 7 – Índices de qualidade da água dos riachos avaliados nos trechos Nascente, Intermediário e Foz, distribuídos nas regiões Alta, Média e Baixa da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim, durante as estações da primavera de 2017 e outono de 2018, de acordo com os índices IBF e BMWP.

| Região | Trecho | Riacho | IBF | | | | BMWP | | | |
|--------|---------------|-----------|-----------|--------|--------|--------|-----------|--------|--------|--------|
| | | | Primavera | Classe | Outono | Classe | Primavera | Classe | Outono | Classe |
| Alta | Nascente | Chuní | 6,29 | V | 5,16 | IV | 124 | II | 132 | II |
| | Intermediário | | 5,69 | IV | 4,45 | III | 154 | II | 118 | II |
| | Foz | | 5,43 | IV | 6,18 | V | 104 | II | 117 | II |
| | Nascente | Itú | 5,79 | V | 4,34 | III | 111 | II | 166 | I |
| | Intermediário | | 3,48 | I | 2,8 | I | 94 | III | 98 | III |
| | Foz | | 5,99 | V | 4,35 | III | 130 | II | 138 | II |
| Média | Nascente | Ximbocu | 5,07 | IV | 3,66 | I | 110 | II | 88 | III |
| | Intermediário | | 5,03 | IV | 4,63 | III | 85 | III | 91 | III |
| | Foz | | 4,35 | III | 6,09 | V | 91 | III | 137 | II |
| | Nascente | Santana | 4,26 | III | 3,4 | I | 177 | I | 113 | II |
| | Intermediário | | 5,71 | IV | 3,81 | II | 74 | III | 84 | III |
| | Foz | | 5,34 | IV | 4,52 | III | 75 | III | 102 | II |
| Baixa | Nascente | Ivaí | 6,41 | V | 5,60 | IV | 127 | III | 87 | III |
| | Intermediário | | 4,25 | II | 5,66 | IV | 143 | III | 178 | I |
| | Foz | | 5,38 | IV | 6,09 | V | 120 | III | 93 | III |
| | Nascente | Guaracapa | 4,76 | III | 6,76 | VI | 153 | I | 120 | II |
| | Intermediário | | 4,35 | III | 4,47 | III | 137 | II | 133 | II |
| | Foz | | 4,41 | III | 3,89 | II | 100 | III | 140 | II |

Considerando o índice IBF, não foram constatadas variações ($F=0,873$; $gl=2$; $p=0,427$). Nas regiões alta e média da bacia, a qualidade da água variou de “Ótima” a “Aceitável” segundo o BMWP, e de “Excelente” a “Regular” para o IBF; na região baixa essa variação foi de “Ótima” a “Aceitável” para o BMWP, e de “Muito Boa” a “Ruim” segundo o IBF (Tabelas 5 e 7).

Considerando os trechos dos riachos, não foram encontradas alterações espaciais significativas para a qualidade da água (BMWP, $F=0,751$; $gl=2$; $p=0,48$; IBF, $F= 1,722$; $gl=2$; $p= 0,194$). Os trechos de nascentes tiveram qualidade variando de “Ótima” a “Aceitável” para o BMWP, e de “Excelente” a “Ruim” para o IBF. Os trechos intermediários variaram de “Ótima” a “Aceitável” para o BMWP, e de “Excelente” a “Aceitável” para o IBF. Os trechos de foz dos riachos tiveram qualidade variando entre “Boa” a “Aceitável” no BMWP, e “Muito Boa” a “Regular” no IBF (Tabelas 5 e 7).

A qualidade da água também não variou entre a primavera e o outono (BMWP, $t=-0,186$; $gl=17$; $p=0,854$; IBF, $t=1,211$; $gl=17$; $p= 0,242$), demonstrando que, para a região avaliada, este tipo de levantamento pode ser realizado em qualquer estação do ano. Existem poucos trabalhos de avaliação da qualidade da água no Rio Grande do Sul que discutam aspectos temporais. À semelhança dos resultados encontrados, Bieger et al. (2010) também não encontraram influências sazonais para riachos do sul do Brasil; situação oposta foi verificada por Pimenta et al. (2016) em córregos do centro-oeste do país.

As classes correspondentes à qualidade da água “ótima” (BMWP) e “excelente” (IBF) foram verificadas apenas em trechos de nascente e intermediários dos riachos. O único local com qualidade “Ruim” foi o trecho nascente do riacho Guaracapa durante o outono, constatado pelo IBF; para o BMWP a avaliação do local foi “Boa”. Entretanto, este ponto de coleta apresentou boa diversidade (26 famílias) e baixa abundância (172 indivíduos), o que pode ter influenciado a avaliação da qualidade da água neste trecho. A base de cálculo dos índices é diferente, uma vez que o IBF considera a frequência de ocorrência dos indivíduos e a sensibilidade/tolerância dos grupos à poluição orgânica (HILSENHOFF, 1988; BIEGER et al., 2010), enquanto o BMWP leva em conta apenas este segundo fator (ARMITAGE et al., 1983; JUNQUEIRA; CAMPOS, 1998; LOYOLA, 2000; MONTEIRO et al., 2008).

De um modo geral, houve predomínio das classes II (BMWP) e III (IBF) na escala dos índices, que indicaram um padrão de qualidade da água “bom” como o mais representativo, em média. Tais resultados podem estar associados ao nível de

perturbação que ocorre na região da bacia (SCHEEREN, 2008). A matriz de entorno dos riachos avaliados está inserida em uma área essencialmente rural, sem influência direta de centros urbanos ou fontes pontuais de poluição doméstica e /ou industrial. No entanto, as atividades agrícolas desenvolvidas junto às margens dos riachos, tais como áreas de cultivos agrícolas e de criação pecuária, representam importantes fontes de impactos não-pontuais.

3.2.4 Conclusões

A comunidade de macroinvertebrados aquáticos dos seis riachos avaliados na bacia do rio Piratinim apresentou grande diversidade de táxons, com ocorrência de grupos considerados sensíveis, tolerantes e resistentes à poluição pelos índices bióticos IBF e BMWP. De um modo geral, os riachos apresentaram boa qualidade da água durante o período monitorado. Não foi constatado um gradiente espacial ao longo da bacia e dos trechos dos riachos, apontando para uma integridade ambiental relativamente homogênea.

O presente trabalho constitui-se como subsídio a possíveis programas de biomonitoramento que venham a ser realizados no estado do Rio Grande do Sul, juntamente com projetos de gestão de comitês de bacias hidrográficas.

Referências

- ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuaticos y calidad de las aguas de los ríos. In: **IV Simposio del Agua em Andalucía (SIAGA)**. Almeria, v. 2, p. 203-213, 1996.
- AMARAL, P. H. M.; ALVEZ, R. G. Insetos aquáticos: bioindicadores de impactos antrópicos. In: ANDRIOLO, A.; PREZOTO, F.; BARBOSA, B. C. (Orgs). **Impactos antrópicos: biodiversidade aquática e terrestre**. Juiz de Fora: Editoração dos autores, 2018. cap. 2, p. 18-30.
- ARMITAGE, P. D.; MOSS, D.; WRIGHT, J. F.; FURSE, M. T. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. **Water Resources**, v. 17, n. 3, p. 333-347, 1983.
- BIEGER, L., CARVALHO, A. B. P., STRIEDER, M. N., MALTCHIK, L.; STENERT, C. Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n.4, p. 1207-1215, 2010.

BEM, C. C. **Macroinvertebrados bentônicos – estratégia de monitoramento para a gestão de recursos hídricos**, 2015, 155f. Dissertação (Engenharia de recursos hídricos e ambiental/setor de tecnologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

CETESB, COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo**. São Paulo: Cetesb, 2012. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 16 jun. 2018.

CETESB, COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das Águas Doces no Estado de São Paulo. Apêndice E - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade**. São Paulo: Cetesb, 2012. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade.pdf>> Acesso em 06 mar. 2019.

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

CORDEIRO, J. L. P.; HASENACK, H. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. D., MÜLLER, S. C., CASTILHOS, Z. M. S. & JACQUES, A. V. A., ed. **Campos Sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009.

DE PAUW, N.; VANHOOREN, G. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. **Hydrobiologia**, v. 100, p. 153-168, 1983.

EGLER, M. **Utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da degradação de ecossistemas de rios em áreas agrícolas**, 2002, 147p. Dissertação (Saúde Pública) - Instituto Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2002.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1988, 575 p.

FERNÁNDEZ, H. R.; DOMINGUEZ, E. **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Tucumán: UNT, 2001.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **FAPAM**, v. 2, n. 1, p. 1-9, 2003.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do Inpa, 2014.

HARPER, D. M. Review. **Journal of Applied Ecology**, vol. 31, n. 4, p. 790-791, 1994.

HILSENHOFF, W. L. Rapid field assessment of organic pollution with a Family-Level Biotic Index. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 7, n. 1, p. 65-68, 1988.

JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S. C. M. Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.10, p.125-135, 1998.

KÖNIG, R.; SUZIN, C. R. H.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 3, n. 1, p. 84-93, 2008.

KUINCHTNER, A.; BURIOL, G. A. Clima do estado do Rio Grande do Sul segundo a classificação climática de Köppen e Thornthwaite. **Disciplinarum Scientia série Ciências Exatas**, v. 2, n. 1, p. 171-182, 2001.

LI, L.; ZHENG, B.; LIU, L. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. **Procedia Environmental Sciences**, n. 2, p. 1510-1524, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.164>.

LOYOLA, R. G. N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO, 5, 2000, Vitória (ES). **Anais...** São Paulo: Publ. ACIESP, 2000. p. 46 - 52.

LOPRETTO, E. C.; TELL, G. **Ecosistemas de aguas continentales: Metodologias para su estudio**. La Plata: Ediciones Sur, 1995.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the Aquatic Insects of North America**. Dubuque: Kendal/Hunth Publishing Company, 1984.

METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, v. 60, p. 101-139, 1989.

MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. Biomonitoramento da qualidade da água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do rio Meia Ponte - Goiás. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 553-563, 2008.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Book, 2010.

NASCIMENTO, A. L.; ALVES-MARTINS, F.; JACOBUCCI, G. B. Assessment of ecological water quality along a rural to urban land use gradient using benthic macroinvertebrate-based indexes. **Bioscience Journal**, v. 34, n. 1, p. 194-209, 2018.

PIMENTA, S. M.; BOAVENTURA, G. R.; PEÑA, A. P.; RIBEIRO, T. G. Estudo da qualidade da água por meio de bioindicadores bentônicos em córregos da área

rural e urbana. **Ambiente & Água**, v. 11, n. 1, p. 198-210, 2016. <http://doi:10.4136/ambi-agua.1672>.

POFF, N. L.; OLDEN, J.; PEPIN, D. M.; BLEDSOE, B. P. Placing global stream flow variability in geographic and geomorphic contexts. **River Research and Applications**, v. 22, p. 149-166, 2006.

SALLENAVE, R. **Stream biomonitoring using benthic macroinvertebrates**: circular 677. Las Cruces: New Mexico State University, 2015. Disponível em: <https://aces.nmsu.edu/pubs/_circulars/CR677.pdf>. Acesso em: 21 ab. 2017.

SANTANA, D. P. **Manejo integrado de bacias hidrográficas**. 1. ed. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003, 63 p.

SCHEEREN, L. W. Quantificação da cobertura vegetal nas zonas ciliares dos principais corpos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Piratinim, utilizando imagens do satélite CBERS. In: Ministério Público do Rio Grande do Sul, Unidade de Assessoramento Ambiental, Geoprocessamento de bacias hidrográficas, 2008. **Parecer...** Disponível em: <https://www.mprs.mp.br/media/areas/ambiente/arquivos/paibh/diagnostico_bacia_hidrografica_rio_piratinim_dat.pdf>. Acesso em 02 agosto 2018.

SEMA, SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Aspectos das águas do rio Piratinim**. Porto Alegre: Comitê Piratinim, 2009.

STRIEDER, M. N.; RONCHI, L. H.; STENERT, C.; SCHERER, R. T.; NEISS, U. G. Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no sul do Brasil. **Acta Biologica Leopoldensia**, v. 28, n. 1, p. 17-24, 2006a.

STRIEDER, M. N.; SCHERER, R. T.; VIEGAS, G. Biomonitoramento da qualidade das águas em arroios na bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil. **UNIrevista**, v. 1, n. 1, p. 47-56, 2006b.

USEPA, UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Monitoring water quality**: Volunteer stream monitoring: a methods manual. Washington: Office of Water, 1997.

YOSHIDA, C. E.; ROLLA, A. P. P. R. Ecological attributes of the benthic community and indices of water quality in urban, rural and preserved environments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 3, p. 235-243, 2012.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Os riachos avaliados na sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim apresentaram, de forma conjunta, boa qualidade da água e elevada diversidade de táxons de macroinvertebrados. De um modo geral, as características físico-químicas foram favoráveis à estruturação das comunidades. A largura da vegetação ciliar, juntamente com as taxas de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, temperatura da água e largura dos tributários representaram os principais fatores ambientais influentes sobre a distribuição dos macroinvertebrados.

Esta pesquisa representa o primeiro trabalho dessa natureza para a bacia do Piratinim. A região na qual está inserida engloba o bioma Pampa, ameaçado pela expansão das atividades agropecuárias. O manejo inapropriado dos sistemas de produção e a não regularização das Áreas de Preservação Permanente representam fontes de impacto também para os corpos hídricos e para a biota aquática associada.

Nesse sentido, o levantamento realizado vem a contribuir para preencher a lacuna de conhecimento existente na região, ampliando os padrões já descritos para o estado do RS. Sugere-se que, em estudos futuros, seja avaliado o comportamento alimentar dos grupos trófico-funcionais, a interferência de microhábitats na ocorrência dos organismos e a investigação de diferentes níveis taxonômicos.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 70-78, 2005.
- ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. **IV Simposio del Agua em Andalucía (Siaga)**, v. 2, p. 203-213, 1996.
- ALFENAS, G. F. M. **Variação espacial e temporal da assembleia de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema aquático preservado de Mata Atlântica**. 2010. 77 f. Dissertação (Ecologia). Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2010.
- ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Caracterização e importância dos invertebrados de águas continentais com ênfase nos ambientes de Rio Grande. **Cadernos de Ecologia Aquática**, v. 5, n. 1, p. 9-27, 2010.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 2. ed. Dordrecht: Springer. 2007. 436p..
- AMARAL, P. H. M.; ALVEZ, R. G. Insetos aquáticos: bioindicadores de impactos antrópicos. In: ANDRIOLO, A.; PREZOTO, F.; BARBOSA, B. C. (Orgs). **Impactos antrópicos: biodiversidade aquática e terrestre**. Juiz de Fora: Editoração dos autores, 2018. cap. 2, p. 18-30.
- ARMITAGE, P. D.; MOSS, D.; WRIGHT, J. F.; FURSE, M. T. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. **Water Resources**, v. 17, n. 3, p. 333-347, 1983.
- BAGATINI, Y. M.; DELARIVA, R. L.; HIGUTI, J. Benthic macroinvertebrate community structure in a stream of the north-west region of Paraná state, Brazil. **Biota Neotropica**, 12(1), p. 307-317, 2012.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. 2. ed. Washington: Environmental Protection Agency, 1999.
- BEGHELLI, F. G. S.; SANTOS, A. C. A.; URSO-GUIMARÃES, M. V.; CALIJURI, M. C. Relationship between space distribution of the benthic macroinvertebrates community and trophic state in a Neotropical reservoir (Itupararanga, Brazil). **Biota Neotropica**, v. 12, n. 4, 2012.
- BEM, C. C. **Macroinvertebrados bentônicos – estratégia de monitoramento para a gestão de recursos hídricos**. 2015. 155 f. Dissertação (Engenharia de recursos hídricos e ambiental/setor de tecnologia). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.
- BRASIL. Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Lei n.º 9.433, 8 de janeiro de 1997**. Política Nacional de Recursos Hídricos. Presidência da

República: Casa Civil.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.

BUSS, D. F.; CARLISLE, D. M.; CHON, T. S.; CULP, J.; HARDING, J. S.; KEISER-VLEK, H. E.; HUGHES, R. M. Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 178, n. 1, 2014.

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

CETESB, S. P. **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo**. São Paulo, Cetesb, 2012. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 16 jun. 2017.

CHAVES, M. L.; CHAINHO, P. M.; COSTA, J. L.; PRAT, N.; COSTA, M. J. Regional and local environments factors structuring undisturbed benthic macroinvertebrate communities in the Mondego River Basin, Portugal. **Archiv fur Hydrobiology**, v. 163, n. 4, p. 497-523, 2005.

CHESMANN, B. C. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. **Australian Journal of Ecology**, v. 20, p. 122-129, 1995.

CHUTTER, F. M. An empirical biotic index of the quality of water ins South African streams and rivers. **Water Research Pergamon Press**, v. 6, p. 19-30, 1972.

COOK, S. E. K. Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. **Environmental Pollution**, v. 11, p. 269-288, 1976.

COPATTI, C. E.; ROSS, M.; COPATTI, B. R.; SEIBEL, L. F. Bioassessment using benthic macroinvertebrates of the water quality in the Tigreiro river, Jacuí Basin. **Acta Scientiarum**, v. 35, n. 4, p. 521-529, 2013.

CUMMINS, K. W. Trophic relations of aquatic insects. **Annual Reviews of Entomology**, v. 18, p. 183-206, 1973.

DE PAUW, N.; VANHOOREN, G. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. **Hydrobiologia**, v. 100, p. 153-168, 1983.

EGLER, M. **Utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da degradação de ecossistemas de rios em áreas agrícolas**. 2002. 147 p. Dissertação (Saúde Pública). Instituto Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2002.

EGLER, M.; BUSS, D. F.; MOREIRA, J. C.; BAPTISTA, D. F. Influence of agricultural

land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 437-443, 2012.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1988, 575 p..

FIDALGO, V. H. **Uso de invertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água da bacia do Alto Atibaia (SP)**. 2007. 71 p. Dissertação (Ecossistemas terrestres e aquáticos). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

FIORUCCI, A. R.; BENEDETTI FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química Nova na Escola**, n. 22, p. 10-16, 2005.

GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F. A. R. Biodiversity Assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 239-248, 2000.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **FAPAM**, v. 2, n. 1, 2003.

HARPER, D. M. Review. **Journal of Applied Ecology**, vol. 31, n. 4, p. 790-791, 1994.

HAWKES, H. A. Origin and development of the biological monitoring working party score system. **Water Resources**, v. 32, n. 2, p. 964-968, 1997.

HILSENHOFF, W. L. An improved biotic index of organic stream pollution. **Great Lakes Entomologist**, v. 20, p. 31-39, 1987.

HILSENHOFF, W. L. Rapid field assessment of organic pollution with a Family-Level Biotic Index. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 7, n. 1, p. 65-68, 1988.

HUGHES, B. D. The influence of factors other than pollution on the value of Shannon's diversity index for benthic macroinvertebrates in streams. **Water Research**, v. 12, p. 359-364, 1978.

KAPPES, H.; SUNDERMANN, A.; HAASE, P. High spatial variability biases the space-for-time approach in environmental monitoring. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 1202-1205, 2010.

KARR, J. R.; DUDLEY, D. R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, v. 5, n. 1, p. 55-68, 1981.

KARR, J. R.; CHU, E. W. Biological monitoring: essential foundation on ecological risk assessment. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 3, n. 6, p. 993-1004, 1997.

KARR, J. R. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 221-234, 1999.

KOLKWITZ, R.; MARSON, M. Ecology of saprobien animals. International review of the total. **Hydrobiologie**, v. 2, p. 126–152, 1909.

LENAT, D. R. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 7, n. 3, p. 222-233, 1988.

LI, L.; ZHENG, B.; LIU, L. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. **Procedia Environmental Sciences**, n. 2, p. 1510-1524, 2010.

LORANDI, R.; CANÇADO, C. J. Parâmetros físicos para gerenciamento de bacias hidrográficas. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M (eds). **Conceitos de bacias hidrográficas: Teorias e aplicações**. Ilhéus: Editus, 2002. cap. 2, p. 37-65.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Malden: Blackwell Science Ltda, 2004, 215 p..

MARKERT, B.; WAPPELHORST, O.; WECKERT, V.; HERPIN, U.; SIEWERS, U.; FRIESE, K.; BREULMANN, G. The use of bioindicators for monitoring the heavy-metal status of environment. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 240, n. 2, p. 425-429, 1999.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the Aquatic Insects of North America**. Dubuque: Kendal/Hunth Publishing Company, 1996.

METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, v. 60, p. 101-139, 1989.

MOEYKENS, M. D. **Studies of benthic macroinvertebrate use for biomonitoring of Mid-Atlantic highland streams**. 2002. 131 p. Dissertação (Entomologia). Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, 2002.

OHIO-EPA, ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Biological criteria for the protection of aquatic life**: Standardized biological field sampling and laboratory methods for assessing fish and macroinvertebrate communities. Biocriteria Manual, volume III. Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section. Columbus: Ohio, 1989.

PANIZON, M. **Biomonitoramento da comunidade de macroinvertebrados de um reservatório de abastecimento público no sul do Brasil**. 2016. 94 f. Dissertação (Avaliação de bacias hidrográficas). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

PETRIN, Z.; LAUDON, H.; MALMQVIST, B. Does freshwater macroinvertebrate diversity along a pH-gradient reflect adaptation to low pH? **Freshwater Biology**, v. 52, p. 2172-2183, 2007.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; DEL PRETTE, M. E. A utilização do conceito de bacia

hidrográfica para a conservação dos recursos naturais. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M (eds). **Conceitos de bacias hidrográficas**: Teorias e aplicações. Ilhéus: Editus, 2002. cap. 1, p. 17-36.

PLAFKIN, J.L.; BARBOUR, M.T.; PORTER, K.D.; GROSS, S.K.; HUGHES, R. M. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers**: Benthic macroinvertebrates and fish. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, 1989.

POFF, N. L.; OLDEN, J.; PEPIN, D. M.; BLEDSOE, B. P. Placing global stream flow variability in geographic and geomorphic contexts. **River Research and Applications**, v. 22, p. 149-166, 2006.

QUEIROZ, J. F.; SILVA, M. S. G. M.; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Organismos bentônicos**: biomonitoramento de qualidade de água. 1. ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008. 91 p.

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do Médio São Francisco. **Embrapa Meio Ambiente**, n. 3, p. 1-4, 2000.

ROCHA, S. M. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de poluição na represa do Guarapiranga – SP**. 1999. 200 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública). Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

RODRIGUES, V. M.; ARRUDA, E. P.; SANTOS, A. C. A.; COSTA, M. J. Comparing two biological indexes using benthic macroinvertebrates: positive and negative aspects of water quality assessment. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, 2016.

ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G.; AGOSTINHO, R. C.; FOGO, J. C. Benthic macroinvertebrates in streams of the Jaragua Park State (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scales. **Journal of Insect Conservation**, v. 7, p. 63-72, 2003.

SALLENAVE, R. Stream biomonitoring using benthic macroinvertebrates: circular 677. Las Cruces: New Mexico State University, 2015. Disponível em: < https://aces.nmsu.edu/pubs/_circulars/CR677.pdf >. Acesso em: 21 ab. 2017.

SALLES, F. F.; FERREIRA-JÚNIOR, N. Hábitat e hábitos. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (eds). **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira**: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora INPA, 2014. cap. 3, p. 39-50.

SANTANA, D. P. **Manejo integrado de bacias hidrográficas**. 1. ed. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003, 63 p.

SCHIAVETTI, A.; SCHILLING, A. C.; OLIVEIRA, H. T. Caracterização sócio-ambiental da bacia hidrográfica do rio Cachoeira, sul da Bahia, Brasil. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M (eds). **Conceitos de bacias hidrográficas**: Teorias e aplicações. Ilhéus: Editus, 2002. cap. 7, p. 141-161.

SILVA, A. L. L. **Diversidade e variação espaço-temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em uma lagoa costeira subtropical no sul do Brasil**. 2009. 87 p. Dissertação (Ecologia). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

SILVA, M. S. G. M.; QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Indicadores biológicos de qualidade. In: QUEIROZ, J. F.; SILVA, M. S. G. M.; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade da água**. 1. ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008. cap. 2, p. 26-34.

SILVA, P. S. C. **Revisão dos principais índices bióticos utilizados em monitoramento ambiental através de macroinvertebrados bentônicos**. 2005. 60 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. 1. ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004, 68 p..

SIQUEIRA, R. M B.; HENRY-SILVA, G. G. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e o funcionamento dos ecossistemas fluviais. **Boletim da Associação Brasileira de Limnologia**, v. 39, n. 2, 2011.

SOUZA, R. A.; MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. A. R. Aperfeiçoamento da Resolução CONAMA 020/1986 pela comparação com o índice de qualidade de água da bacia do rio Piracicaba (1997), utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. In: BARBOSA, F. A. R.; MARTINS, R. P. (coord.) **Dinâmica biológica e a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica do médio Rio Doce**. PELD-UFMG: Belo Horizonte, 2004. cap. 3, p. 95-102.

STROHSCHOEN, A. A. G. **Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia hidrográfica do rio Forqueta (RS, Brasil) em múltiplas escalas espaciais**. 2011. 50 p. Tese (Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito da bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Uniará**, n. 20, p. 137-155, 2007.

TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica**. Brasília: MMA, 2006, 302 p.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. V.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

WARD, J. V.; J. A. STANFORD. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE, T. D.; BARTELL, S. M. (eds). **Dynamics of lotic ecosystems**. Michigan: Ann Arbor Science Publishers, 1983. cap. 2, p. 29-42.

WARD, J. V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 8, n. 1, p. 2-8, 1989.

WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices: a review with especial relevance to aquatic ecosystems. **Water Resources**, v. 18, n. 6, p. 653-694, 1984.

WATER AND RIVERS COMISSION. **Water quality and macroinvertebrates: 2nd Edition.** Water facts, 2001. Disponível em: <<http://www.atmosedu.com/ENVS109/WaterQualityandMacroinvertabrates.pdf>> Acesso em 04 out. 2018.

WILHM, J. L. Comparison of some diversity indices applied to populations of macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. **Water Environment Federation**, v. 39, n. 10, p. 1673-1683, 1967.

WRIGHT, J. F.; SUTCLIFFE, D. W.; FURSE, M. T. Assessing the biological quality of freshwaters: Rivpacs and other techniques. **Freshwater Biological Association**, 1997.

YOSHIDA, C. E.; ROLLA, A. P. P. R. Ecological attributes of the benthic community and indices of water quality in urban, rural and preserved environments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 3, p. 235-243, 2012.

YOSHIDA, C. E.; UIEDA, V. S. Índices bióticos mono e multimétricos de avaliação de qualidade da água em riachos da Mata Atlântica. **Bioikos**, v. 27, n. 2, p. 79-88, 2013.