



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

CRISTIANE MARIA LOEBENS

**COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E QUALIDADE DA
ÁGUA NOS PRINCIPAIS RIACHOS DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
COMANDAÍ, MESORREGIÃO NOROESTE RIO-GRANDENSE, BRASIL**

**CERRO LARGO
2018**

CRISTIANE MARIA LOEBENS

**COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E QUALIDADE DA
ÁGUA NOS PRINCIPAIS RIACHOS DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
COMANDAÍ, MESORREGIÃO NOROESTE RIO-GRANDENSE, 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 a obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Linha de Pesquisa: Qualidade Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Milton Norberto Strieder
Co-orientador(a): Prof^(a). Dr^(a). Iara Denise Endrueit Battisti

CERRO LARGO

2018

FICHA CATALOGRÁFICA

PROGRAD/DBIB – Divisão de Bibliotecas

LOEBENS, Cristiane Maria.

Comunidade de macroinvertebrados bentônicos e qualidade da água nos principais riachos da sub-bacia hidrográfica do Rio Comandaí, mesorregião noroeste rio-grandense, Brasil / Cristiane Maria Loebens. – 2018.

55 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Milton Norberto Strieder
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Fronteira Sul, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis - PPGATS, Cerro Largo, RS, 2018.

1. Biomonitoramento. 2. Macroinvertebrados. 3. Qualidade da água. 4. Bacia hidrográfica. 5. Índices bióticos. I. Strieder, Milton Norberto, orient. II. Universidade Federal da Fronteira Sul. IV. Título

Elaborada pelo sistema de Geração Automática de Ficha de Identificação da Obra pela UFFS com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

CRISTIANE MARIA LOEBENS

**COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E QUALIDADE DA
ÁGUA NOS PRINCIPAIS RIACHOS DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
COMANDAÍ, MESORREGIÃO NOROESTE RIO-GRANDENSE, 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 a obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Área de Concentração: Monitoramento, Controle e Gestão Ambiental

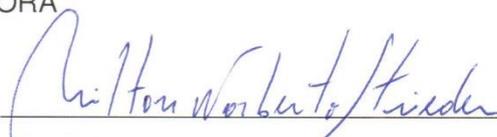
Linha de Pesquisa: Qualidade Ambiental

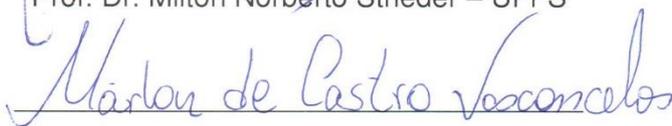
Orientador: Prof. Dr. Milton Norberto Strieder

Co-orientador(a): Prof^(a). Dr^(a). Iara Denise Endruweit Battisti

Esta Dissertação foi defendida e aprovada pela banca em: 02/08/2018

BANCA EXAMINADORA


Prof. Dr. Milton Norberto Strieder – UFFS


Prof. Dr. Márlon de Castro Vasconcelos – UERGS


Prof. Dr. David Augusto Reynalte Tataje – UFFS

DEDICATÓRIA

Aos meus pais Roque Bruno e Maria Dionísia, meus filhos Eduardo e Carolina e meu marido Edson.

AGRADECIMENTOS

À meu orientador, professor Milton Norberto Strieder, por ter depositado confiança no meu trabalho. Agradeço também pelo conhecimento compartilhado e a amizade.

À professora Iara Denise Endruweit Battisti, pela co-orientação. Por compartilhar um pouco de seus conhecimentos estatísticos, pelos conselhos nas horas de aflição e desânimo.

Ao meu marido Edson e filhos Eduardo e Carolina pela paciência, companheirismo, apoio incondicional.

Aos meus pais Roque Bruno e Maria Dionísia pelo carinho, apoio e incentivo nos momentos difíceis.

À Universidade Federal da Fronteira Sul, a sua direção, seus servidores, técnicos e docentes pelo auxílio prestados e por possibilitar um ensino de qualidade.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da UFFS, campus de Cerro Largo, pelos ensinamentos.

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis pelo companheirismo.

À Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul - UNIJUÍ pela oportunidade profissional, incentivo e apoio constante na busca de formação.

Ao Comitê da Bacia Hidrográfica dos rios Turvo – Santa Rosa – Santo Cristo, em nome do presidente Adilson pelo apoio e compreensão.

À banca examinadora pelas valiosas contribuições para com este trabalho.

Ao colega Marlon pela ajuda na elaboração do mapa da área.

À Sirlei, Tieli, Darlan, Luis, Ângela, Tamires pelo auxílio nas coletas e parceria nos trabalhos no laboratório.

Aos jovens e escotistas do Grupo Escoteiro Haway pelo apoio e incentivo.

Aos meus amigos, colegas e demais familiares pelo incentivo, carinho e amizade.

À Deus e meu “anjo da guarda” que iluminam meu caminho em todos os momentos.

RESUMO

As atividades humanas vem alterando significativamente os ambientes naturais. Atualmente os ambientes aquáticos estão entre os mais afetados. Os rios sofrem com ações naturais e antrópicas desde a sua nascente a foz, que alteram as características físicas do habitat e da qualidade da água. Ambientes perturbados exercem pressão na estrutura da comunidade bentônica de macroinvertebrados. Várias metodologias de estudo da composição da comunidade de organismos biológicos podem ser usadas para determinar a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas aquáticos. Os organismos mais utilizados no biomonitoramento pertencem a comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Esses organismos respondem as variações ambientais uma vez que em todo, ou pelo menos parte dos seus ciclos de vida, ocupam o ambiente aquático. A presença ou ausência dos macroinvertebrados pode nos dar respostas referente a integridade ambiental de um curso de água. Neste contexto, se apresentou a questão da presente pesquisa: a ação antrópica influencia a redução da diversidade taxonômica de macroinvertebrados e a diminuição da qualidade da água na sub-bacia do rio Comandaí? O objetivo deste estudo é avaliar e caracterizar a qualidade da água nos principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, mesorregião do Noroeste Rio-Grandense, BRASIL, usando os macroinvertebrados bentônicos para calcular o Índice Biótico de Família (IBF), Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP) e o índice de diversidade Shannon-Wiener em 27 trechos amostrais. Os nove riachos foram selecionados, com base no diagnóstico da bacia hidrográfica e são considerados os principais contribuintes do rio Comandaí. As coletas dos macroinvertebrados foram realizadas na primavera de 2016 e outono de 2017, com puçá aquático – “dipnet” para uma abordagem multihabitat, por um período de 40 minutos. Foram coletados 11.982 macroinvertebrados bentônicos, de 63 famílias, pertencentes aos táxons: Platyhelminthes, Annelida, Mollusca, Crustacea e Insecta. As famílias mais abundantes foram Hydropsychidae (15,20%), Simuliidae (13,50%), Chironomidae (11,95%) e Baetidae (10,69%). A qualidade geral da água variou de águas limpas a águas com efeitos moderados de poluição. Não ocorreu diferença de qualidade da água entre os trechos dos riachos. Entre as regiões da sub-bacia observou-se diferença significativa da qualidade da água somente para o índice BMWP ($p = <0,01$), no outono de 2017, sendo a melhor qualidade da água registrada na primavera. A análise dos resultados nos permite concluir que os índices bióticos estudados apresentam forte correlação com a qualidade da água e refletem as mudanças causadas pela ação antrópica, no gradiente longitudinal da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí. Portanto, os macroinvertebrados são importantes bioindicadores e podem fornecer informações relevantes para os programas de gerenciamento e preservação dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Biomonitoramento. Macroinvertebrados. Qualidade da Água. Bacia Hidrográfica. Índices bióticos.

ABSTRACT

Human activities have significantly altered natural environments. Currently, aquatic environments are among the most affected. Rivers suffer from natural and anthropogenic actions from their sources to their mouths, which alter the physical characteristics of the habitat and the quality of the water. Disturbed environments exert pressure on the structure of the benthic community of macroinvertebrates. Several methodologies for studying the composition of the community of biological organisms can be used to determine the water quality and the health of aquatic ecosystems. The organisms most commonly used in biomonitoring belong to the community of benthic macroinvertebrates. These organisms respond to environmental variations since all, or at least part of, their life cycles occupy the aquatic environment. The presence or absence of macroinvertebrates can tell us about the environmental integrity of a watercourse. In this context, the following research question of this study was presented: does anthropogenic action influence the reduction of taxonomic diversity of macroinvertebrates and decrease water quality in the Comandaí river subwatershed? The objective of this study was to evaluate and characterize the water quality in the main streams of the Comandaí river subwatershed, located in the northwest mesoregion of the state of Rio Grande do Sul, Brazil. The benthic macroinvertebrates were used to calculate the Family Biotic Index (FBI), Biological Monitoring Working Party (BMWP) score system, and Shannon-Wiener index in 27 sample sections of the streams. Nine streams were selected, based on the diagnosis of the watershed, and are considered the main contributors to the Comandaí river. Macroinvertebrate collections were carried out in the spring of 2016 and fall of 2017, using a dip net for a multi-habitat approach for a collection period of 40 minutes. A total of 11,982 benthic macroinvertebrates were collected from 63 families belonging to the taxa: Platyhelminthes, Annelida, Mollusca, Crustacea, and Insecta. The most abundant families were Hydropsychidae (15.2%), Simuliidae (13.5%), Chironomidae (11.95%), and Baetidae (10.69%). The overall quality of water varied from clean water to water with moderate pollution effects. There was no difference in water quality between the sections of the streams. Among the regions of the subwatershed there was a significant difference in water quality only for the BMWP index ($p\text{-value}\leq 0.01$) in the fall of 2017, with the best water quality recorded in the spring. The analysis of the results allows us to conclude that the studied biotic indexes show a strong correlation with the water quality and reflect the changes caused due to anthropogenic actions in the longitudinal gradient of the Comandaí river subwatershed. Therefore, macroinvertebrates are important bioindicators and can provide information relevant to programs for the management and preservation of water resources.

Keywords: Biomonitoring. Macroinvertebrates. Water quality. Watershed. Biotic indexes.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Macroinvertebrados bentônicos coletados nos 27 trechos de amostragens dos principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, Rio Grande do Sul, Brasil, no período da primavera de 2016 e outono de 2017 e os valores de IBF e BMWP.....	34
Tabela 2 - Índices bióticos calculados nos 27 trechos de amostragem, nos principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, Rio Grande do Sul, Brasil, no período da primavera de 2016 e outono de 2017	39
Tabela 3 – Coeficiente de correlação entre parâmetros de qualidade da água dos riachos na primavera de 2016 e outono de 2017.....	46
Tabela 4 – Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água nas regiões (alta, média e baixa) do Comandaí e nas estações outono e primavera 2016/2017.....	47
Tabela 5 – Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água nos trechos de amostragens (alto, médio e baixo) dos riachos e nas estações outono e primavera 2016/2017.....	58

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 – Localização dos 27 trechos amostrais na sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí e a divisão da área de estudo	25
Figura 2 - Distribuição das famílias de macroinvertebrados nos trechos de amostragens, alto, médio e baixo dos nove principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, Rio Grande do Sul, Brasil, no período da primavera de 2016 e outono de 2017	36
Figura 3 – Dendograma de Similaridade, baseado na distância relativa Euclidiana, dos índices bióticos “BMWP”, e “Shannon” baseados nas famílias de macroinvertebrados bentônicos registrados nos 27 trechos amostrais da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, de acordo com os trechos e com os riachos amostrados	40
Figura 4: Dendograma de Similaridade, baseado na distância relativa Euclidiana, das médias dos índices bióticos “BMWP”, e “IBF”, nos 9 riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, baseados nas famílias de macroinvertebrados bentônicos registrados nos trechos de amostragem de acordo com os riachos amostrados	41
Figura 5: Dendograma de Similaridade, baseado na distância relativa Euclidiana, dos índices bióticos “BMWP”, e “IBF”, nos trechos baixos dos 9 riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, baseados nas famílias de macroinvertebrados bentônicos registrados nos trechos de amostragens, de acordo com os riachos amostrados	42
Figura 6 – Correlação dos índices bióticos BMWP e Shannon nos principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, Rio Grande do Sul, Brasil, na estação primavera 2016	43
Figura 7 - Correlação dos índices bióticos Shannon e IBF nos nove principais riachos da sub-bacia Hidrográfica do rio Comandaí, Rio Grande do Sul, Brasil, na estação primavera 2016.....	44
Figura 8 - Correlação dos índices bióticos Shannon e BMWP nos nove principais riachos da sub-bacia Hidrográfica do rio Comandaí, Rio Grande do Sul, Brasil, na estação primavera 2016.....	45

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AusRivAS: Australian Rivers Assessment System

BMWP: Biological Monitoring Working Party Score System

EPT: Índice de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

IBE: Index Biotic Extended

IBF: Índice Biótico de Família

PAR: Protocolo de Avaliação Rápida

PPGATS: Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis

RIVPACS: River Invertebrate Prediction and Classification System

SOMI: Serra dos Orgãos Multimetric Index

UPG: Unidade de Planejamento e Gestão

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1 BACIAS HIDROGRÁFICAS E IMPACTOS AMBIENTAIS	15
2.2 ECOLOGIA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS	17
2.3 BIOMONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA	19
3 MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1 ÁREA DE ESTUDO	25
3.1.1 Arroios amostrados	26
3.2 COLETA DE DADOS	30
3.3 ANÁLISES	31
4 RESULTADOS	33
5 DISCUSSÃO	48
6 CONCLUSÕES	53
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS	54
REFERÊNCIAS	55
APÊNDICES	59
APÊNDICE A - Intervalos de determinação da qualidade da água baseada nos índices bióticos IBF e BMWP	59
APÊNDICE B – Tabela 7 - Localização geográfica dos 27 trechos de amostragens, em nove principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, Rio Grande do Sul, Brasil, no período da primavera de 2016 e outono de 2017 (Região: A = Alta; M = Média; B = Baixa)	60
APÊNDICE C – Tabela 8. Valores dos parâmetros físico-químicos mensurados nos 27 trechos de amostragens, em nove principais riachos da sub-bacia Hidrográfica do rio Comandaí, Rio Grande do Sul, Brasil, no período da primavera de 2016 e outono de 2017	62
APÊNDICE D – Tabela 8. Teste de MONTE CARLO teste de espécie indicadora e o valor de significância observado	64

1 INTRODUÇÃO

A unidade básica de planejamento e gestão dos recursos hídricos e do ambiente é a bacia hidrográfica (SEMA/RS, 2017). Na escala da bacia, o rio principal e seus afluentes são capazes de detectar as mudanças ambientais em toda a bacia hidrográfica (Moreno e Callisto, 2004, Bieger et al., 2010).

Ações antrópicas e naturais nas regiões de nascente ou cabeceiras de rios, alteram trechos a jusante devido ao transporte de massas de água e sedimentos de origem alóctone ou erodidos das margens e que resulta em variações das características físicas do habitat (Dudgeon 1996, Callisto et al. 2001). Essas variações nas características físicas do habitat, por sua vez, exercem influência na estrutura da comunidade bentônica (Barbosa et al, 2001, Chagas et al., 2017^a) que possui adaptações evolutivas de tolerância ou sensibilidade para a colonização do ambiente aquático. Portanto, os impactos no ambiente aquático causam alterações na composição da comunidade aquática e organismos sensíveis tendem a desaparecer em ambientes que sofrem alterações que afetem a sua sobrevivência (Alba-Tercedor, 1996).

Na busca da garantia da qualidade e da quantidade de água para os diversos usos surge a necessidade do monitoramento das bacias hidrográficas, com o propósito de disponibilizar uma rede de informações que viabilizem a proposição de medidas adequadas para o manejo e manutenção da integridade das comunidades aquáticas, bem como, para o gerenciamento dos recursos hídricos e seus usos múltiplos (Strieder et al., 2003).

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos é considerada de grande importância para o monitoramento ambiental em bacias hidrográficas, uma vez que esses organismos podem fornecer informações referentes a qualidade sanitária de corpos hídricos. O biomonitoramento é uma das ferramentas de gestão de recursos hídricos, que se baseia nas respostas da biota a mudanças ocorridas no ambiente, sejam estas, naturais ou causadas pelo homem e permite a compreensão e detecção dos efeitos das ações antrópicas, e das variações às quais os ecossistemas naturais estão sujeitos (Teles et al., 2013).

O monitoramento biológico é realizado principalmente através da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat (Goulart e Callisto,

2003) que busca quantificar a sua presença ou ausência no intuito de nos dar respostas referentes a integridade ambiental de um curso de água (Alba-Tercedor, 1996).

Neste contexto surgiu o questionamento: a ação antrópica influencia a redução da diversidade de táxons de macroinvertebrados e a diminuição da qualidade da água nos principais riachos da sub-bacia do rio Comandaí? E o presente trabalho tem como objetivo avaliar e descrever a qualidade da água nos principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, mesorregião do Noroeste Rio-Grandense, Brasil.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 BACIAS HIDROGRÁFICAS E IMPACTOS AMBIENTAIS

Toda a área de captação natural da água da chuva que escoar superficialmente para um corpo de água principal, através do relevo ou de seus afluentes é chamada bacia hidrográfica. Seus limites são definidos pelo relevo, ou seja, as áreas mais elevadas são consideradas os divisores de águas. O nome da bacia hidrográfica deriva do nome do seu corpo de água principal e além disso, é constituída por várias sub-bacias (Tucci, 1997, Teles et al. 2013, SEMA/RS, 2017).

As bacias hidrográficas são ecossistemas dinâmicos, e seus rios e riachos refletem através da composição da fauna aquática a qualidade da água e a saúde ambiental. Os cursos hídricos não recebem apenas matéria orgânica como folhas, galhos e detritos finos provenientes da vegetação ciliar, que é necessária para a comunidade aquática, mas também recebe uma grande variedade de resíduos, como nutrientes da agricultura, bovinocultura e esgotos domésticos, além de pesticidas, e efluentes das indústrias (Barbosa et al., 2001).

A unidade básica de planejamento e gestão dos recursos hídricos bem como, para gestão ambiental é a bacia hidrográfica (SEMA/RS, 2017). Na escala da bacia, o rio principal e seus afluentes são capazes de detectar as mudanças ambientais em toda a bacia hidrográfica (Moreno e Callisto, 2004, Bieger et al., 2010).

Perturbações antrópicas em bacias de drenagem causam alterações ambientais que afetam as comunidades de organismos aquáticos devido aos processos de lavagem e carreamento. Alterações nas regiões de nascente ou cabeceiras de rios alteram trechos a jusante devido ao transporte de massas de água e sedimentos de origem alóctone ou erodidos das margens (Dudgeon 1996, Callisto et al., 2001).

A bacia hidrográfica dos rios Turvo-Santa Rosa-Santo Cristo situa-se na mesorregião Noroeste Rio-Grandense. Segundo Comitê Turvo (2012) as áreas agrícolas perenes e anuais estão distribuídos de forma homogênea ao longo da bacia hidrográfica e ocupam 54,56% de sua área. Na Unidade de Planejamento e Gestão (UPG) Comandaí/Amandau ocupam 58,45% do uso do solo. Por sua vez os campos e pastagens ocupam 4,47% da área total da bacia. E sua maior ocorrência se dá de

noroeste a oeste, nas proximidades ao rio Uruguai, com maior representatividade na UPG Comandaí/Amandaú com ocupação de uma área de 7,96%.

As atividades antrópicas, o uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica influenciam diretamente a quantidade, mas, principalmente a qualidade da água. Assim é necessário avaliar as relações e influências dos ecossistemas terrestres nos ecossistemas aquáticos (Barbosa et al. 2001, Callisto et al. 2001, Teles et al. 2013).

O uso de água para uma atividade econômica não pode prejudicar os demais usos da água ao longo da bacia hidrográfica, seja, pela alteração da sua qualidade como pela retirada da água do rio reduzindo sua vazão drasticamente. Neste sentido, na busca da garantia da qualidade e da quantidade de água para os diversos usos surge a necessidade do monitoramento das bacias hidrográficas, com o propósito de disponibilizar uma rede de informações que viabilizem a proposição de medidas adequadas para o manejo e manutenção da integridade das comunidades aquáticas (Strieder et al., 2006).

O crescimento desordenado das cidades e o rápido crescimento populacional nas últimas décadas, além da expansão das áreas destinadas a atividades agropecuárias, aliados ao manejo inadequado do solo e a falta do gerenciamento adequado dos recursos hídricos, gera elevadas quantidades de efluentes que são carreados para os corpos hídricos (Callisto e Moreno, 2004). A integridade de um ecossistema aquático é afetada pela ação humana quando os efluentes despejados chegam ao corpo hídrico, além da capacidade de assimilação das substâncias antropogênicas pelos organismos vivos e por consequência reflete na qualidade da água que leva a sua escassez e a deterioração dos mananciais (Strieder et al., 2006),

Uma das consequências da urbanização é a produção de grandes volumes de esgoto que quando lançados em rios e lagos sem um devido tratamento podem causar diversos prejuízos, não só para a biota aquática, mas também para a saúde humana. O lançamento de efluentes domésticos tem maior impacto em rios de pequeno porte, onde fontes pontuais de poluição podem alterar substancialmente a estrutura e o funcionamento destes ecossistemas (Callisto e Moreno, 2004, Cordeiro et al. 2016).

Os rios refletem o uso e a ocupação do solo de sua respectiva bacia de drenagem. O assoreamento, a homogeneização do leito de rios e córregos, a diminuição da diversidade de habitats e microhabitats e a eutrofização artificial, devido ao aumento nas concentrações de fósforo e nitrogênio, são os principais processos

degradadores das atividades humanas observadas nas bacias drenagem (Goulart e Callisto, 2003).

Devido a degradação dos recursos hídricos é importante que sejam criados programas de monitoramento da qualidade de água visando o manejo e a conservação da biota (Callisto E Moreno, 2004).

2.2 ECOLOGIA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Rosenberg e Resh (1993) definem macroinvertebrados bentônicos como organismos que habitam o substrato de fundo (sedimento, macrófitas, algas filamentosas, galhos, entre outros substratos naturais e artificiais) de habitats aquáticos, durante todo ou pelo menos parte do seu ciclo de vida. Trata-se de uma comunidade de animais encontrada em todo tipo de ambiente aquático continental e constituída por larvas de insetos, moluscos, anelídeos, entre outros grupos de invertebrados (Teles et al. 2013). Além disso, podem ser vistos a olho nu e retidos em redes de malha que varia de 200 a 500 μm (Mugnai et al. 2010).

São a maior fonte de alimentos de peixes e outros insetos, assim contribuem para o fluxo de energia de uma bacia hidrográfica (Teles et al, 2013). Além disso, atuam na ciclagem de nutrientes, utilizada por organismos filtradores, coletores e predadores (Rosenberg e Resh, 1993, Chagas et al., 2017b).

Os macroinvertebrados podem ser classificados em cinco categorias tróficas: coletores-catadores - alimentam-se de pequenas partículas de matéria orgânica por coleta nos depósitos de sedimento; coletores-filtradores – capturam, por filtração, pequenas partículas de matéria orgânica em suspensão na coluna d'água; fragmentadores – alimentam-se de folhas ou tecido de planta vascular vivo ou escavam madeira; predadores - engolem a presa inteira ou ingerem os fluidos do tecido corporal; raspadores - adaptados a raspar superfícies duras, alimentam-se de algas, bactérias, fungos e matéria orgânica morta adsorvidos aos substratos (Merritt e Cummins, 1996, Teles et al., 2013).

As características ambientais como a correnteza, tipos de substratos, abrigos, disponibilidade de alimento, morfologia do ecossistema, quantidade e tipo de detritos orgânicos, presença de vegetação aquática, presença e extensão de mata ciliar determinam a distribuição, a diversidade e a abundância da macrofauna (Merritt e Cummins, 1996, Goulart e Callisto, 2003, Mugnai et al., 2010).

A boa cobertura da mata ripária, fornece maior aporte de material alóctone para servir de recursos alimentares e substrato para as comunidades, e além disso, a oferta de substratos heterogêneos influenciam a maior abundância de organismos (Baldan 2006, Teles et al., 2013)

As ações antrópicas no percurso longitudinal dos rios determinam mudanças da cabeceira à foz, resultando em variações das características físicas e químicas do habitat (Callisto et al., 2001). Essas variações nas características do habitat, por sua vez exercem influência na estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (Barbosa et al., 2001, Chagas et al., 2017a).

Segundo Mugnai et al., (2010) os cursos de água são habitados por organismos que possuem adaptações evolutivas para colonização do ambiente aquático. Os impactos causam alterações na composição da comunidade aquática devido a sua tolerância ou sensibilidade (Barbosa et al., 2001).

Os macroinvertebrados bentônicos podem ser classificados em três grupos (organismos sensíveis ou intolerantes, organismos tolerantes e organismos resistentes) de acordo com a sua tolerância as modificações ambientais (Goulart e Callisto, 2003).

O primeiro grupo (organismos sensíveis ou intolerantes) se caracteriza por indivíduos que necessitam de altas taxas de oxigênio dissolvido na água, como por exemplo, Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera.

O segundo grupo, (organismos tolerantes) necessita de uma menor concentração de oxigênio dissolvido, pois uma parte dos representantes deste grupo utiliza o oxigênio atmosférico, neste grupo podemos citar representantes das ordens Diptera, Hemiptera, Odonata e Coleoptera. Possuem menores exigências de diversidade de habitats e microhabitats, pois o grupo apresenta maior plasticidade, ou seja, muitos Hemiptera e Coleoptera vivem na lâmina d'água ou interface coluna d'água-superfície e usam oxigênio atmosférico.

O terceiro grupo, (formado por organismos resistentes) é extremamente tolerantes a falta de oxigênio na água, além de serem organismos detritívoros, ou seja, alimentam-se de matéria orgânica. Este grupo é formado por larvas de Chironomidae, outros Diptera e pelas classes de Oligochaeta e Hirudinea. Devido a seu hábito fossorial este grupo não possui exigência de diversidade de habitats e microhabitats.

Com base nesta classificação espera-se que a distribuição destes organismos ao longo dos trechos dos rios apresente distribuição diferenciada. O primeiro grupo é

encontrado geralmente em maior abundância em ambientes mais preservados como nas nascentes dos rios. O segundo grupo tende a aparecer com maior frequência na região média dos corpos hídricos e já indica as ações humanas que ocorreram na região superior e o terceiro grupo caracteriza sua ocorrência nas regiões baixas, que além de serem rios mais caudalosos acumulam os sedimentos e alterações sofridas ao longo de toda a sua bacia de contribuição (Barbosa et al., 2001, Goulart e Callisto, 2003, Teles et al., 2013, Chagas et al., 2017a).

Os organismos respondem de maneiras diferentes as alterações, organismos sensíveis tendem a abandonar ambientes que sofrem alterações que afetem a sua sobrevivência (Alba-Tercedor, 1996). Assim o estudo da distribuição, dos macroinvertebrados, em uma bacia hidrográfica pode ser útil para definir as características e prever mudanças no ecossistema aquático (Teles et al., 2013).

Barbosa et al., (2001) considerou que os ecossistemas aquáticos podem se beneficiar com os nutrientes provenientes da agricultura, bovinocultura e esgotos domésticos, aumentando a sua biodiversidade, desde que a entrada destes não ultrapasse os limites de qualidade e quantidades suportados pelo ecossistema. Ao ultrapassar estes limites de tolerância ocorre uma pressão sobre a comunidade aquática e conseqüentemente a redução da biodiversidade, bem como da qualidade da água. Assim a proporção dos grupos tróficos funcionais (guildas) de macroinvertebrados bentônicos refletem as modificações do ecossistema provocadas pelas atividades humanas (Barbosa et al., 2001).

Mudanças, em escala espacial e temporal, na composição da comunidade de macroinvertebrados, são importantes ferramentas para o monitoramento de fontes poluidoras e contribuem na descrição do estado trófico dos ecossistemas aquáticos continentais (Callisto e Moreno, 2004). Callisto et. al. (2001) afirmaram que locais com dominância de grupos tolerantes e baixa diversidade de espécies indicam geralmente locais poluídos e por sua vez uma grande diversidade de organismos é encontrada em águas de boa qualidade.

2.3 BIOMONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

O biomonitoramento é uma das ferramentas de gestão de recursos hídricos, que se baseia nas respostas da biota a mudanças ocorridas no ambiente, sejam estas, naturais ou causadas pelo homem e permite a compreensão e detecção dos efeitos

das ações antrópicas, e das variações às quais os ecossistemas naturais estão sujeitos (Teles et al, 2013). Com esse objetivo comunidades bentônicas de ecossistemas aquáticos continentais são inventariadas de modo que, tem adquirido caráter essencial e de grande relevância nos trabalhos de avaliação de impactos em sistemas aquáticos visto que as alterações na organização dessas comunidades representam informações importantes sobre sua dinâmica (Callisto e Moreno, 2004, Teles et al, 2013, Chagas et al., 2017b).

Metodologias conhecidas por biomonitoramento ou bioindicação têm sua aplicação bastante difundida dentre os países da Europa e Estados Unidos e no Brasil sua implementação está ocorrendo de forma gradativa (Callisto e Moreno, 2004, Strieder et al. 2006, Paraná, 2017).

Callisto e Moreno (2004) sugeriram que o monitoramento biológico se baseia em mudanças na estrutura e composição de comunidades de organismos aquáticos. Os estudos de avaliação da qualidade das águas, através do biomonitoramento, usam em sua maioria, os macroinvertebrados bentônicos, devido ao seu tamanho, diferentes níveis de tolerância a poluição, a mobilidade restrita, a fácil amostragem, equipamentos e técnicas de amostragem baratos (Alba-Tercedor, 1996, Callisto e Moreno, 2004, Strieder et al. 2006).

Os ciclos de vida relativamente longos e a baixa mobilidade dos macroinvertebrados permite que se detectem as alterações ambientais que refletem na composição e riqueza da comunidade apresentando assim, uma resposta integrada que permite uma avaliação dos efeitos da poluição no ecossistema de uma maneira holística (Alba-Tercedor, 1996, Strieder et al. 2006). Devido a sua capacidade de acumular poluentes, desde o início do século XX são utilizados em avaliações de qualidade de água, uma vez que, fornecem dados de poluentes a longo prazo enquanto as análises, físico e químicas fornecem um dado instantâneo da saúde do corpo hídrico (Callisto et. Al. 2001).

Sabemos que os produtos provenientes das ações antrópicas de uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica, produzem impactos na comunidade aquática. Mas os mesmos produtos e de mesma concentração podem não produzir efeitos semelhantes em diferentes rios. Neste sentido, se estabelecem critérios de qualidade ecológica, que abordam não a quantidade de produto derramado, mas seus efeitos sobre o ecossistema (Alba-Tercedor, 1996), uma vez que as comunidades aquáticas necessitam de um período para a ocupação de um hábitat bem como, de

condições ambientais específicas para a sua permanência no ambiente. Assim podem ser considerados indicadores de variações recentes no ambiente bem como as ocorridas a algum tempo e que possam ter modificado o habitat e a qualidade da água (Callisto et. al. 2001).

Desta forma, é comum a associação da avaliação dos parâmetros físico químicos da água com a investigação sobre a estrutura das comunidades biológicas, a fim de identificar as condições da qualidade da água (Callisto et. al. 2001, Goulart e Callisto, 2003, Strieder et al.2006).

Segundo Goulart e Callisto (2003) o monitoramento biológico é realizado principalmente através da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat. Os principais métodos biológicos abrangem o levantamento e a avaliação das modificações na riqueza de espécies e seus índices de diversidade; da abundância de organismos resistentes; da perda de espécies sensíveis; das medidas de produtividade primária e secundária; da sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas, entre outros (Goulart e Callisto, 2003).

Trabalhos científicos datam do início do séc XX, onde Kolkwitz e Marsson (1909) apresentaram a ideia da saprobidade em rios, baseado no estudo das bactérias, fungos e protozoários, como uma medida da extensão da contaminação por esgoto e o seu efeito na biota encontrada nesses habitats. Segundo Docile e Figueiró, 2013, posteriormente foram estudados outros grupos para sua utilização em programas de monitoramento: macrófitas aquáticas, peixes, algas bentônicas, macroinvertebrados, fitoplâncton e zooplâncton.

Desde a década de 1960, foram criados diferentes índices bióticos para a avaliação da qualidade da água, tendo os países europeus como pioneiros nesse sistema (Docile e Figueiró, 2013). Esses índices atribuem um “valor” a cada espécie de macroinvertebrado bentônico de acordo com a sua tolerância a níveis de impacto distintos (Docile e Figueiró, 2013).

O Biological Monitoring Working Party score system (BMWP) criado Grã-Bretanha em 1976 atribui pontuações para as espécies, posteriormente foi revisto tornando-o mais eficiente com a utilização de pontuação média por táxon (Armitage et al., 1983, Docile e Figueiró, 2013). Outro índice biótico usado é o Index Biotic Extended (IBE), que utiliza gêneros e famílias para determinação de unidades taxonômicas operacionais.

Segundo Docile e Figueiró (2013) no fim da década de 1980, Inglaterra e Austrália investiram na construção de modelos preditivos que comparam as comunidades esperadas com as observadas, e medir o grau de impacto da localidade. Na Inglaterra foi criado o RIVPACS (River Invertebrate Prediction And Classification System) e na Austrália o AusRivAS (Australian Rivers Assessment System), baseados inicialmente nos valores do BMWP (Buss et al 2016). Atualmente estes países usam o RIVPACS III como o mais moderno e principal instrumento de bioavaliação. No Canadá foi criado o BEAST - modelo preditivo para a avaliação bentônica do sedimento (Docile e Figueiró, 2013).

No Brasil os primeiros estudos com biomonitoramento datam do início dos anos 90 e avaliavam os diferentes níveis de sabrobidade da água através de intervalos de tolerância de organismos bentônicos (Docile e Figueiró, 2013). Goulart e Callisto (2003) apontam a classificação dos macroinvertebrados bentônicos de acordo com a reação aos diferentes níveis de poluição, em organismos tolerantes, intolerantes e organismos resistentes. Docile e Figueiró (2013) afirmam que a maioria dos trabalhos realizados sobre biomonitoramento estão concentrados na região sudeste do país.

O índice EPT analisada a riqueza e diversidade de três ordens (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) consideradas bioindicadoras (Campello et al, 2005). O Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) da qualidade da água é uma metodologia que se usa medidas bioindicadoras e compara locais íntegros e locais que serão analisados e estudados (Callisto et. al. 2001).

O SOMI (Serra dos Orgãos Multimetric Index, é um índice multimétrico adaptado região central do Estado do Rio de Janeiro, mas a sua aplicação é operacionalmente limitada devido ao esforço amostral e procedimentos de identificação taxonômica (Baptista et al., 2007, Docile e Figueiró, 2013),

O biomonitoramento além de possibilitar a avaliação da qualidade das águas, fornece ainda, inventário das condições limnológicas, da biodiversidade e da estrutura da comunidade (Paraná, 2017). Segundo Strieder et al. (2006), de acordo com a realidade do local a ser monitorado devemos escolher a medida biológica mais adequada para avaliar a integridade da comunidade aquática. Além disso, para atender a particularidades regionais podemos testar e adaptar as metodologias existentes.

Barbosa et al. (2001) testou e apresentou parâmetros de classificação da qualidade do recurso hídrico, usando os valores de Shannon-Wiener (Magurran,

1988). De acordo com estes autores, a relação do índice de Shannon com a qualidade do recurso hídrico indica para $H' \geq 3,0$ uma água saudável; entre $1,5 \leq H' < 3,0$ – ambiente afetado moderadamente; e $\leq 1,5$ poluição das águas.

Os índices biológicos de qualidade da água (Biological Monitoring Working Party Score System –BMWP e Índice Biótico de Família – IBF) já foram testados e adaptados em vários países. Índices bióticos têm sido utilizados no Brasil para avaliar a qualidade da água superficial (incluindo adaptações dos índices bióticos), como o índice BMWP, adaptado para a bacia do rio das Velhas, Minas Gerais, Brasil (Junqueira e Campos, 1998), para bacia do rio Meia Ponte, estado de Goiás, Brasil (Monteiro et al., 2008), rio dos Sinos, estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Bieger et al, 2010). Os índices bióticos se baseiam na teoria de que uma comunidade de macroinvertebrados atua como um sensor ambiental, portanto, as amostragens necessitam explorar todos os microhabitats no intuito de obter uma amostra segura que inclua representantes das diferentes famílias que vivem no trecho estudado (Alba-Tercedor, 1996). Segundo Strieder et al. (2006) são medidas amplamente adotadas por programas de monitoramento e gerenciamento dos recursos hídricos.

Para facilitar a interpretação dos dados foram desenvolvidos sistemas de pontuação usando macroinvertebrados que fornecem uma expressão numérica de uma resposta biológica, e auxiliam na classificação do corpo hídrico e a transferência destas informações a comunidade (Hilsenhoff 1988, Armitage et al. 1983, e Alba-Tercedor, 1996, Strieder et al.2006).

O índice BMWP adaptado por Alba-Tercedor para a Espanha, foi adaptado para rios do Paraná por Loyola em 2000. Esta adaptação foi proposta com base em 10 anos de estudo, pela observação da ocorrência de famílias importantes, comumente integrantes da comunidade bentônica dos rios estudados. Para o Rio Grande do Sul Strieder et al (2006) apresentaram uma adaptação para a bacia hidrográfica do rio dos Sinos.

No apêndice A, são apresentados os intervalos de determinação da qualidade da água baseada nos índices bióticos IBF e BMWP. Os índices de tolerância das famílias usados para o cálculo de IBF e BMWP são os apresentados por Strieder et al (2006) e Paraná (2017). Para os sistemas IBF e BMWP cada família de macroinvertebrados recebeu um valor entre 1 a 10, com base em sua sensibilidade aos poluentes orgânicos. Pelo sistema de monitoramento IBF de Hilsenhoff (1988) as famílias sensíveis a altos níveis de poluentes receberam valores mais baixos,

enquanto as famílias tolerantes receberam valores mais altos e pelo BMWP, os táxons sensíveis receberam valores mais altos (Strieder et al. 2006).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na sub-bacia do rio Comandaí, Figura 01, que se localiza ao sul da bacia hidrográfica dos rios Turvo-Santa Rosa-Santo Cristo - U 30, mesorregião Noroeste Rio-grandense, Brasil. Se estende no sentido Leste-Oeste, com área drenada de 1.431 km². O rio principal apresenta uma extensão de 199 km, um desnível de 1,51 m/km e uma rede de drenagem com comprimento de aproximadamente 1.235 km. Suas nascentes localizam-se nos municípios de Catuípe, Santo Ângelo e Giruá (FEPAM, 2004).

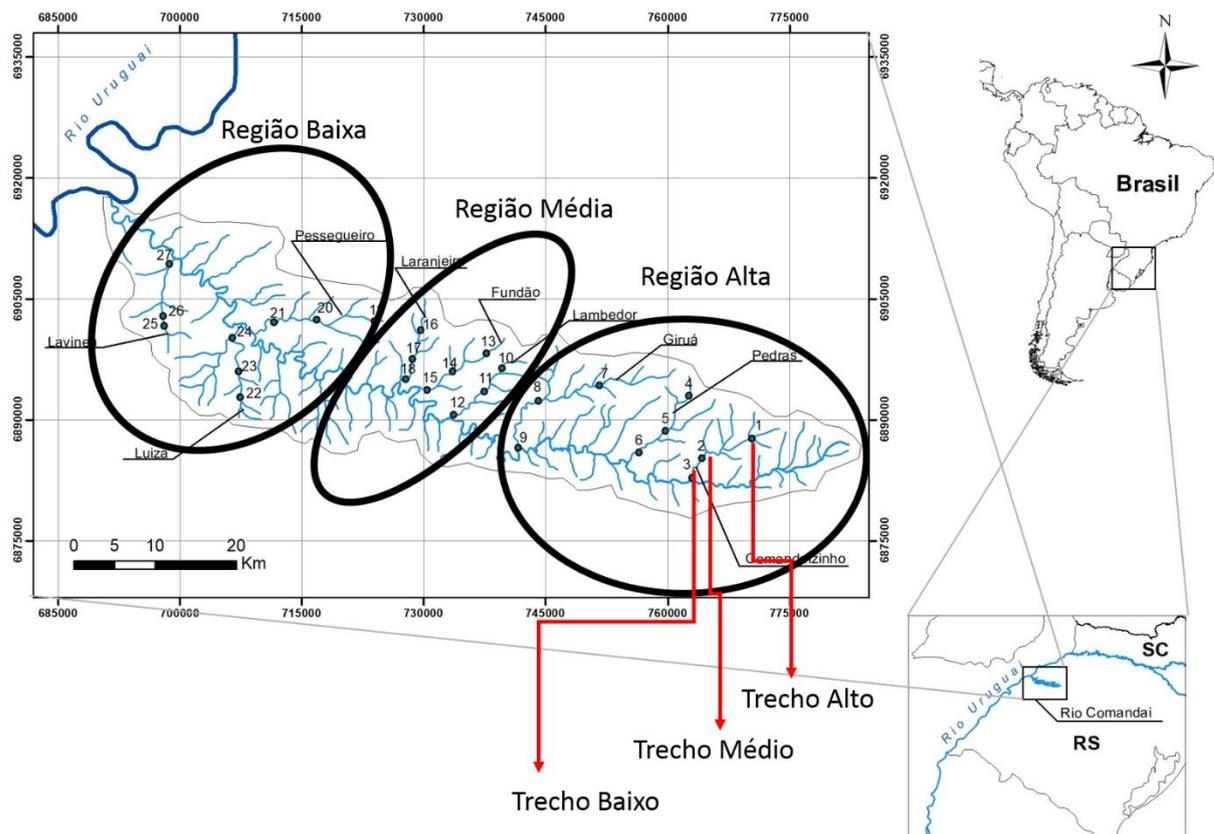


Figura 01 – Localização dos 27 trechos amostrais na sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí e a divisão da área de estudo.

Fonte: Soares, 2018.

Segundo FEPAM (2004), devido à forma alongada do curso de água principal, seus tributários, em sua maioria possuem curta extensão e grande declividade. O

plano da bacia hidrográfica identifica nove riachos como seus principais contribuintes: arroio Comandaízinho, arroio das Pedras, arroio Giruá, arroio Lambedor, arroio Fundão, Lajeado Laranjeira, Lajeado Pessegueiro, arroio Luiza e arroio Lavínia.

Neste estudo dividimos o Rio Comandaí em três regiões, de acordo com a sua extensão, sendo: alta, média e baixa. Cada região é formada por três dos riachos identificados como seus principais contribuintes. Assim o arroio Comandaízinho, o arroio das Pedras e o arroio Giruá foram incluídos na região alta por estarem localizados mais próximos das nascentes do rio. Os arroios Lambedor, Fundão e o Lajeado Laranjeira foram incluídos na região média por serem afluentes intermediários e, o Lajeado Pessegueiro e os arroios Lavínia e Luiza na região baixa do rio Comandaí, por serem os que se localizam na região próxima a foz do rio Comandaí, no Rio Uruguai.

Além, da divisão do rio Comandaí por regiões, em cada riacho foram identificados 3 trechos de amostragens, sendo respectivamente o trecho alto (próximo as nascentes), o trecho médio e o trecho baixo (próximo a foz no rio Comandaí).

3.1.1 Arroios amostrados

Arroio Comandaizinho:

Trecho alto (P1), 28°6'30,40"S 54°14'54,27"O, esta região possui área ocupada pela agricultura intensiva na margem direita, contribuindo assim para o assoreamento do riacho. Em suas margens encontramos vegetação nativa entremeada com gramíneas na margem esquerda. As águas das chuvas drenadas para o riacho, lavam constantemente seu leito e carregam possíveis formações de nichos para os macroinvertebrados, uma vez que em seu leito não encontramos rochas e ou corredeiras.

Trecho médio (P2), 28°7'53,35"S 54°18'37,28"O, agricultura intensiva na margem direita e potreiro na margem esquerda com rala composição arbórea e gramíneas. Neste local o rio possui uma corredeira que conta com a presença de muitas algas que propiciam hábitat para várias espécies.

Trecho baixo (P3), 28°9'9,11,23"S 54°19'35,03"O, neste trecho temos uma vegetação ciliar mais estruturada, mas o seu leito sofre com o assoreamento. Além de sedimentos encontramos corredeiras no local.

Arroio das Pedras:

Trecho alto (P4), 28°3'40,13"S 54°19'45,54"O, a região de nascente conta com inúmeros tanques de piscicultura em seu entorno, além da presença de plantio de eucalipto na margem esquerda. No local de coleta temos pouca vegetação ciliar, acesso do gado e, no seu leito encontramos sedimentos, rochas e poucas corredeiras.

Trecho médio (P5), 28°6'7,39"S 54°21'24,61"O, o entrono da região tem a pratica da agricultura intensiva, suas margens são protegidas vegetação ciliar nativa, presença de rochas e corredeiras, seu trecho médio possui largura maior que seu trecho foz.

Trecho baixo (P6), 28°7'40,88"S 54°23'19,82"O, ocorre a pratica da agricultura intensiva no seu entorno e presença de vegetação ciliar. Local é usado para recreação, seu leito está assoreado e possui presença de corredeira e remansos.

Arroio Giruá:

Trecho alto (P7), 28°3'9,78"S 54°26'25,99"O, localizado a jusante da área urbana do município de Giruá e de um reservatório de geração de energia. A região conta com o uso do solo para a agricultura. Seu entorno possui vegetação ciliar, fundo rochoso com pouco assoreamento.

Trecho médio (P8), 28°4'12,94"S 54°31'2,10"O, possui vegetação ciliar e seu leito está assoreado pelo uso intenso do solo na agricultura. Poucas corredeiras e encontramos vestígios do uso da água para recreação.

Trecho baixo (P9), 28°7'26,65"S 54°32'29,25"O, seu entorno apresenta vegetação ciliar, entremeada com a bovinocultura. Uso intensivo do solo para a agricultura que contribui para o assoreamento da região. O trecho conta com a presença de rochas, algumas corredeiras e remansos.

Arroio Lambedor:

Trecho alto (P10), 28°2'10,23"S 54°33'51,74"O, uso do solo para a bovinocultura de leite intensiva, vegetação ciliar presente. No trecho encontramos corredeiras, fundo rochoso e presença de sedimentos nos remansos.

Trecho médio (P11), 28°3'38,65"S 54°35'5,00"O, seu entorno é utilizado para a agricultura e bovinocultura. Vegetação ciliar com presença de muita taquara. Leito com a presença de sedimentos, rochas e algumas corredeiras.

Trecho baixo (P12), 28°5'23,96"S 54°37'18,68"O, no entorno do trecho amostral ocorre o uso do solo para a agricultura e bovinocultura. Seu leito nos remansos se encontra assoreado e com a presença de rochas formando corredeira.

Arroio Fundão:

Trecho alto (P13), 28°1'5,92"S 54°35'56,0"O, ocorre o uso intenso do solo para a agricultura e a bovinocultura, com a presença de alguma vegetação ciliar. Seu leito nos remansos se encontra assoreado e com a presença de rochas.

Trecho médio (P14), 28°2'22,57"S 54°37'32,32"O, seu entorno é utilizado para a bovinocultura, com a presença de pouquíssima vegetação ciliar, margens muito erodidas, leito assoreado com sedimentos e rochas.

Trecho baixo (P15), 28°3'43,31"S 54°39'22,20"O, o seu entorno é utilizado para a agricultura e bovinocultura do leite. Leito muito assoreado e vegetação ciliar rala.

Lajeado Laranjeira:

Trecho alto (P16), 27°59'37,36"S 54°39'59,39"O, o entorno possui uma bovinocultura do leite intensiva, margens erodidas, potreiro com acesso direto do gado e leito muito assoreado, alguns trechos com corredeira e muito sedimento.

Trecho médio (P17), 28°1'37,86"S 54°40'30,23"O o seu entorno é composto por vegetação ciliar mais preservada, local é assoreado, pouca corredeira, mais largo que o trecho foz.

Trecho baixo (P18), 28°2'55,88"S 54°41'0,31"O, seu entorno é composto por potreiro com gramíneas e árvores esparsas além do livre acesso do gado ao riacho. No trecho encontramos alguma corredeira e muito sedimento.

Arroio Pessegueiro:

Trecho alto (P19), 27°59'6,20"S 54°43'28,09"O, o entorno do trecho de coleta possui vegetação ciliar com acesso restrito do gado ao riacho. Fundo com rochas, corredeiras e alguns trechos com sedimentos.

Trecho médio (P20), 27°58'58,20"S 54°47'44,75"O, o seu entorno é ocupado por potreiro com predominância de gramíneas, vegetação ciliar rala e o livre do gado ao riacho. Além disso, no verão suas águas e margens são usadas para o lazer propiciados pelo leito com afloramento rochoso no fundo e da presença de corredeira.

Trecho baixo (P21), 27°59'32,82"S 54°51'0,19"O. o entorno do trecho de coleta possui vegetação ciliar. O leito do riacho se encontra assoreado com presença de grande quantidade de areia e cascalho, além de um trecho com corredeira. Aspecto da água cinzenta no remanso devido ao esgoto da cidade de Campina das Missões que recebe a montante. O esgoto passa por uma estação de tratamento antes de chegar ao riacho.

Arroio Luiza:

Trecho alto (P22), 28°4'23,72"S 54°53'10,00"O, em seu entorno encontra-se potreiro com acesso livre do gado ao riacho, margens erodidas e protegidas por gramíneas. Leito com laje, sedimento além de trechos com corredeira.

Trecho médio (P23), 28°2'38,82"S 54°53'36,99"O, o entorno do riacho é ocupado por potreiro, com o livre acesso do gado as águas, contribuindo para a erosão das margens. Em alguns trechos as margens contam com vegetação ciliar e presença de gramíneas. Uso do solo para a bovinocultura do leite. Presença de muito sedimento e pouca corredeira.

Trecho baixo (P24), 28°0'26,34"S 54°54'2,84"O, ocorre a presença de vegetação nativa, mas suas margens estão erodidas devido às chuvas e velocidade da água. Leito rochoso com crescimento de algas e locais com sedimentos. Uso do solo do entorno para a agricultura e bovinocultura.

Arroio Lavínia:

Trecho alto (P25), 27°59'42,41"S 54°59'12,20"O, local mais preservado que encontramos, com vegetação ciliar mais larga e potreiro logo após, ainda foi possível verificar algumas áreas em pousio a montante. Uso do solo para a bovinocultura do leite. Leito rochoso com a presença de corredeira e pouco sedimento.

Trecho médio (P26), 27°59'3,00"S 54°59'16,17"O, local também conta com a proteção ciliar e potreiro logo a seguir, acesso do gado ao riacho em trechos específicos. Podem ser visualizados locais com margens erodidas presença de sedimento e algumas corredeiras ao longo do trecho de amostragem.

Trecho baixo (P27), 27°55'34,10"S 54°58'56,69"O, local bastante erodido, pouca proteção ciliar, acesso direto do gado ao rio. Presença de muito sedimento e pouca corredeira.

3.2 COLETA DE DADOS

As coletas dos macroinvertebrados foram realizadas na primavera de 2016, entre os meses de setembro a novembro e no outono de 2017, entre os meses de março e junho. Foram selecionados 27 trechos de amostragens, sendo três em cada riacho estudado, conforme a Apêndice B. Para o registro das coordenadas geográficas e altitude de cada trecho de amostragem foi realizada a busca através do navegador Google Earth.

As medidas dos fatores físico-químicos da água (Apêndice C), foram obtidas com o uso de um medidor multiparâmetros, que permitiu a medida de dados, tais como: temperatura (°C), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (mg/l), oxigênio dissolvido (%), pressão atmosférica (mm Hg) e pH.

A coleta dos macroinvertebrados bentônicos foi realizada com puçá aquático – “dipnet” para uma abordagem multihabitat, em que os macroinvertebrados foram coletados através da exploração de uma extensão entre 20 a 30m no trecho amostral, com o objetivo de explorar todos os habitats disponíveis, como: margens, fundo arenoso, rochoso, lama e vegetação, além disso foi aplicada a técnica de remexer as pedras/rochas e sedimentos do fundo para ocorrer o desprendimento dos macroinvertebrados e com a correnteza estes se deslocarem de encontro ao puçá. Em cada trecho foram dedicados aproximadamente 40 minutos de coleta.

Os macroinvertebrados foram acondicionados em frascos etiquetados contendo álcool 70%. Em laboratório os organismos biológicos foram triados sob estereomicroscópio com aumento de até 45 vezes. Os exemplares coletados foram identificados sempre que possível ao nível taxonômico de família, utilizando-se o Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro (Mugnai et al., 2010) e o uso de chaves dicotômicas de: Lecci e Froehlich (2007), Mariano e Froehlich (2007), PES et al (2005), Pinho (2008), SEGURA et al (2011), Souza et al (2007). O material-testemunho está depositado na Coleção Entomológica do laboratório de Zoologia, da Universidade Federal da Fronteira Sul – Campus Cerro Largo.

3.3 ANÁLISES

Para avaliar a qualidade da água dos riachos, mediante o estudo dos macroinvertebrados bentônicos foi calculado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (MAGURRAN, 1988) cujos valores foram comparados com a classificação de Barbosa et al. (2001). Foram aplicados índices bióticos amplamente empregados e cientificamente comprovados, como o Índice Biótico de Família – IBF, conforme Hilsenhoff (1988) e o Biological Monitoring Working Party Score System – BMWP, adaptado de Armitage et al. (1983), Alba-Tercedor (1996) e a Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Paraná (2017). Os valores de tolerância das famílias usados para o cálculo de IBF e BMWP são os apresentados por Strieder et al. (2006) e Paraná (2017).

As análises estatísticas foram realizadas no software R e PC-ORD (versão 5.0). O nível de significância de 5% foi utilizado para todos os testes estatísticos.

Foi testada a normalidade de todas as variáveis quantitativas pelo teste de Shapiro-Wilk. Valores outliers foram detectados através de análise gráfica do histograma e boxplot. Aqueles valores fora do intervalo (-3DP;+3DP) foram considerados outliers.

Para comparar os parâmetros entre as estações primavera 2016 e outono 2017, utilizou-se o teste t de Student para amostras pareadas e no caso de não normalidade dos dados, utilizou-se o teste de Wilcoxon.

Na comparação da abundância e riqueza entre as regiões Alta, Média e Baixa utilizou-se Análise de Variância (ANOVA One-Way) e o teste a *posteriori* de Tukey foi aplicado para identificar as diferenças.

A análise de espécie indicadora foi realizada com as famílias mais abundantes da amostra, de modo a verificar se alguma delas pode ser considerada indicadora específica para determinada região do rio Comandá (alto, médio ou baixo). Nesse sentido, combinou a abundância das famílias com suas respectivas frequências nos trechos amostrais, sendo realizado pelo PC-ORD (versão 5.0).

A comparação dos índices bióticos IBF, BMWP e Shannon entre as regiões Alta, Média e Baixa do rio Comandá e entre os trechos dos riachos, foi realizada pela Análise de Variância (ANOVA One-Way) e o teste a *posteriori* de Tukey para testar duas médias.

Na análise multivariada foi utilizada a correlação de Pearson quando as variáveis seguiram distribuição normal, a correlação de Spearman no caso de não normalidade e seus respectivos testes de significância.

A similaridade dos trechos de amostragens, dos riachos, com base na qualidade da água foi avaliada através da análise da distância euclidiana, com o método Complete Linkage.

4 RESULTADOS

Foram amostrados 11.982 macroinvertebrados bentônicos, de 63 famílias, pertencentes aos táxons: Platyhelminthes, Annelida, Mollusca, Crustacea e Insecta, sendo este último o grupo mais representativo, (Tabela 1). As ordens mais abundantes foram Diptera (25,93%), Trichoptera (22,07%), Ephemeroptera (15,71%) e Coleoptera (9,77%). As famílias mais abundantes foram Hydropsychidae (15,20%), Simuliidae (13,50%), Chironomidae (11,95%) e Baetidae (10,69%).

Tabela 1 – Macroinvertebrados bentônicos coletados nos 27 trechos de amostragens dos principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, Rio Grande do Sul, Brasil, no período da primavera de 2016 e outono de 2017 e os valores de IBF e BMWP.

TÁXONS	REGIÃO ALTO COMANDAÍ			REGIÃO MÉDIO COMANDAÍ			REGIÃO BAIXO COMANDAÍ			TOTAL DE IND.	VALOR TOL. DE IBF*	VALOR TOL. DE BMWP&
	A	M	B	A	M	B	A	M	B			
PLATYHELMINTHES												
DUGESIIDAE			1	3	11	1	4	1	20	41	5	5
ANNELIDA												
HIRUDINEA	1	1	4	17	5	2	5	13	11	59	7	3
OLIGOCHAETA	1	6	8	3	5	8	8	22	8	69	10	1
MOLLUSCA												
GASTROPODA												
AMPULLARIDAE	2									2	7	3
HYDROBIIDAE	60	22	169	6	11			9	27	304	7	3
LYMNAEIDAE			22	1			1			24	4	6
PHYSIDAE							1			1	7	3
PLANORBIDAE			1							1	7	3
BIVALVIA												
CORCUBICULIDAE	1		2		2	3		9	11	28	4	6
SPHAERIIDAE	3		2				1			6	7	3
MYCETOPODIDAE							2	1	2	5	4	6
CRUSTACEA												
HYALELLIDAE		5		4	3	1		9		22	4	6
AEGLIDAE	1	1	1			2	3	14	97	119	5	5
TRICHODACTYLIDAE	3	1	6	9	3	1	14	31	12	80	4	6
ARTHROPODA												
INSECTA												
COLLEMBOLA												
ENTOMOBRYOIDEA	51			4	3	3	9	8	3	81	5	5

Cont.

TAXONS	REGIÃO ALTO COMANDAÍ			REGIÃO MÉDIO COMANDAÍ			REGIÃO BAIXO COMANDAÍ			TOTAL DE IND.	VALOR TOL. DE IBF*	VALOR TOL. DE BMWP&
	A	M	B	A	M	B	A	M	B			
EPHEMEROPTERA												
LEPTOPHLEBIIDAE	5	8	32	58	58	63	66	126	74	490	1	10
BAETIDAE	32	19	157	136	143	100	291	168	235	1281	6	4
CAENIDAE	1	1	2	13	1	5	10	15	7	55	6	4
LEPTOHYPHIDAE	4		9	3	1		10	13	17	57	6	4
ODONATA - ANISOPTERA												
LIBELLULIDAE	7	22	18	36	25	11	3	40	13	175	5	5
AESHNIDAE				5	1		2		2	10	4	6
GOMPHIDAE	10	6	14		4	4	5	21	11	75	5	5
ODONATA - ZYGOPTERA												
CALOPTERYGIDAE	9	8	11	29	18	14	32	106	20	247	2	8
COENAGRIONIDAE	5	21	21	33	17	2	101	115	43	358	4	6
MEGAPODAGRIONIDAE	3	2	2			2				9	1	10
PLECOPTERA												
PERLIDAE	10	9	9	25	62	30	23	106	8	282	2	8
GRIPOPTERYGIDAE	2	2	2					2		8	1	10
HEMIPTERA												
BELOSTOMATIDAE	1							2		3	5	5
NEPIDAE	3		2		2		8	3	2	20	5	5
NAUCORIDAE			2	9		3	2	2	3	21	5	5
GELASTOCORIDAE					1	3	2	2		8	4	6
GERRIDAE	8	4	4	16	3	5	39	24	1	104	5	5
VELLIDAE	242	251	175	12	127	16	2	3	8	836	6	4
CORIXIDAE									1	1	5	5
NOTONECTIDAE		3	1		2					6	6	4
COLEOPTERA												
ELMIDAE	5	22	24	31	61	71	40	64	20	338	6	4
DRYOPIDAE	19	4	24	4	14	11	6	31	7	120	5	5
DYSTISCIDAE	4		1			3	2	4	2	16	5	5
GYRINIDAE	60	98	3		62		47	57	67	394	4	6
HYDRAENIDAE	1			9	2		2	1	3	18	5	5
HYDROPHILIDAE	39	2		25	9	11	10	21	5	122	4	6
NOTERIDAE		1			2	1	2	5	4	15	6	4
PSEPHENIDAE		1					3		1	5	4	6
CURCULIONIDAE				1	1					2	5	5
STAPHYLINIDAE		1		14	12	47	1	16	43	134	3	7
LAMPYRIDAE								1		1	1	10
SCIRTIDAE				1				5		6	7	3
TRICHOPTERA												
HYDROPSYCHIDAE	181	57	85	355	261	222	308	181	172	1822	5	5
GLOSSOSOMATIDAE		1	1			7				9	4	6

Cont.

TAXONS	REGIÃO ALTO COMANDAÍ			REGIÃO MÉDIO COMANDAÍ			REGIÃO BAIXO COMANDAÍ			TOTAL DE IND.	VALOR TOL. DE IBF*	VALOR TOL. DE BMWP&
	A	M	B	A	M	B	A	M	B			
HYDROBIOSIDAE	1	2	7	3	1		2		4	20	2	8
CALAMOCERATIDAE	12				2	1				15	2	8
LEPTOCERIDAE		4	7	1	2		4	5	2	25	3	7
PHILOPOTAMIDAE	41	23	14	166	109	120	212	33	36	754	2	8
LEPIDOPTERA												
PYRALIDAE		46	1		1		4	5	8	65	1	10
DIPTERA												
CERATOPOGONIDAE	4		1	1	1			1		8	6	4
CULICIDAE		1					2	2	1	6	8	2
SIMULIDAE	107	69	68	223	311	259	198	73	310	1618	5	5
TABANIDAE	3	1	3	2		2	3	11	1	26	5	5
CHIRONOMIDAE	44	9	35	223	164	115	222	196	425	1433	8	2
STRATIOMYIDAE		1								1	8	2
EMPIDIDAE				1						1	6	4
TIPULIDAE	2			2	1	1	1	7		14	5	5
MEGALOPTERA												
CORYDALIDAE	1	11	5	19	17	18	14	13	8	106	6	4
TOTAL	989	746	956	1503	1541	1168	1727	1597	1755	11982		

FONTE: elaborado pela autora, 2018.

Trechos: A = Alto, M = Médio e B = Baixo

TOL. DE IBF* = Tolerância do Índice Biótico de Família; TOL DE BMWP& = Tolerância do Biological Monitoring Working Party Score System – BMWP.

A análise da abundância e da distribuição das famílias nas três principais regiões da bacia hidrográfica do rio Comandaí (Tabela 1) indica que, Hydropsychidae foi a família mais abundante nos trechos de amostragens altos dos riachos, da região média do rio Comandaí (19,48%), e a sua menor abundância (3,13%) ocorreu nos trechos de amostragens médios, da região alta do rio Comandaí. Simuliidae (19,22%) obteve maior ocorrência nos trechos de amostragem, médios dos riachos, da região média do rio Comandaí e a sua menor abundância (4,2%) foi obtida nos trechos baixos, dos riachos da região alta do rio Comandaí. Chironomidae apresentou maior abundância (29,66%) nos trechos baixos dos riachos, da região baixa do rio Comandaí e sua menor abundância (0,63%) foi obtida nos trechos médios dos riachos da região alta do rio Comandaí. A família Baetidae obteve maior abundância (22,71%) nos trechos altos dos riachos da região baixa do rio Comandaí e a sua menor abundância (1,48%) foi obtida nos trechos médios dos riachos da região alta do rio Comandaí.

A distribuição das famílias de macroinvertebrados mais abundantes nos trechos de amostragens, alto, médio e baixos dos principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandá pode ser observada na Figura 2. Hydropsychidae (20%), Simuliidae (12,51%) e Chironomidae (11,59%) são as famílias mais abundantes nos trechos altos dos riachos. Nos trechos médios dos riachos foram mais abundantes Hydropsychidae (12,85%), Simuliidae (11,66%) e Vellidae (9,81%). Nos trechos baixos dos riachos Simuliidae (16,42%) e Chironomidae (14,82%) e Baetidae (12,68%) apresentaram a maior abundância.

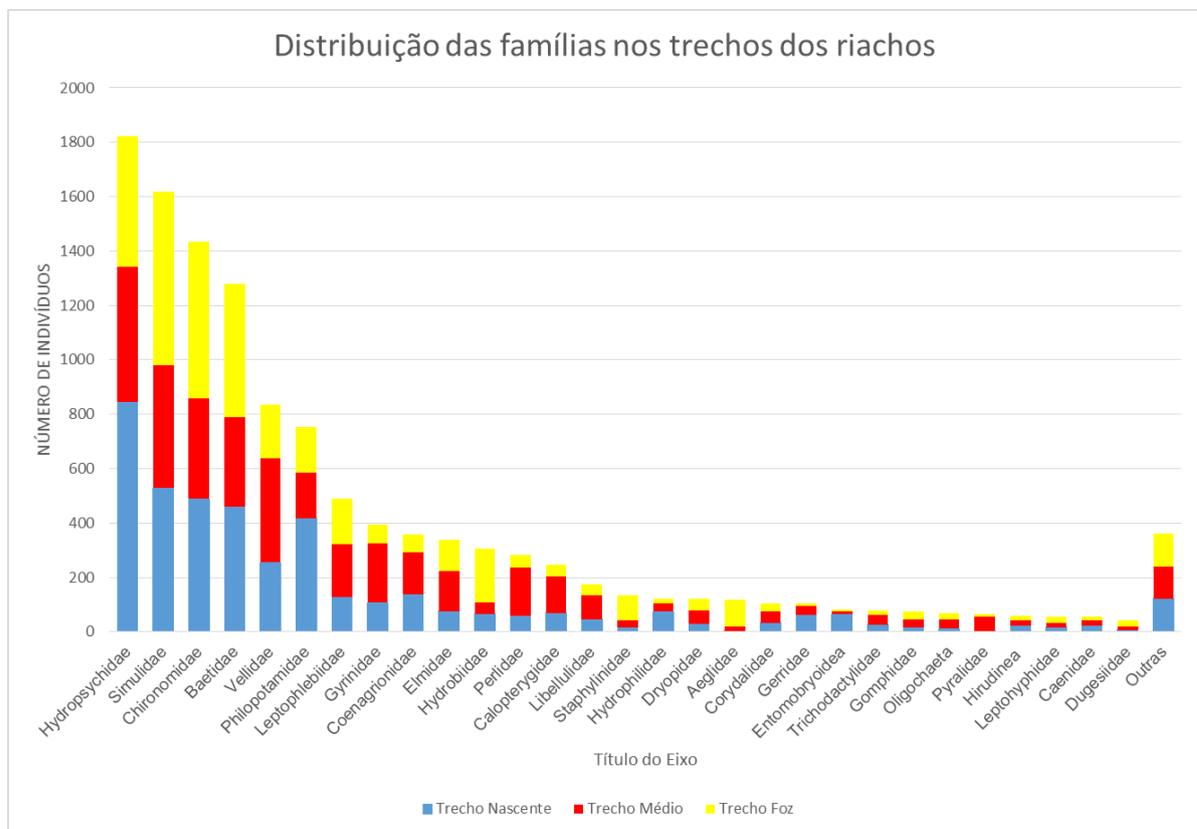


Figura 2 - Distribuição das famílias de macroinvertebrados nos trechos de amostragens, alto, médio e baixo dos nove principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandá, Rio Grande do Sul, Brasil, no período da primavera de 2016 e outono de 2017.

FONTE: elaborado pela autora, 2018.

Na primavera de 2016 encontrou-se diferença significativa da abundância média de famílias de macroinvertebrados, entre as regiões Alta e Baixa do rio

Comandaí, sendo $p = 0,046$. No outono de 2017 as diferenças foram significativas para a abundância entre as regiões Alta e Média $p = 0,035$ e Alta e Baixa $p = < 0.001$.

Comparando a riqueza de famílias e as regiões do rio Comandaí na coleta da primavera 2016, esta não apresentou diferença significativa. No outono de 2017 a riqueza de famílias apresentou diferença significativa entre as regiões do rio Comandaí, sendo respectivamente Alta e Baixa $p = < 0,001$ e Média e Baixa $p = 0,003$.

As regiões da sub-bacia do rio Comandaí apresentaram uma diferença significativa na distribuição espacial dos táxons, onde $p = < 0,01$ entre as regiões Alta e Baixa e as regiões Média e Baixa, a diferença entre a região Alta e Média foi de $p = < 0,05$.

O teste Indival, (apêndice D) apresentou como táxons indicadores da região alta do rio Comandaí as famílias Hydrobiidae $p = < 0,01$ e Vellidae $p = < 0,01$. Na região média do rio Comandaí as famílias Philopotamidae $p = 0,019$ e Corydalidae $p = 0,016$ e na região baixa do rio Comandaí: Mycetopodidae $p = 0,026$, Trichodactylidae $p = 0,005$, Leptophlebiidae $p = 0,004$, Baetidae $p = 0,010$, Caenidae $p = 0,014$, Leptphyphidae $p = 0,003$, Coenagrionidae $p = 0,01$, Noteridae $p = 0,011$, Chironomidae $p = 0,007$ respectivamente se mostraram como táxons indicadores.

Analisando os índices bióticos calculados (Tabela 2), e os intervalos de determinação da qualidade da água (Apêndice A), observamos que na estação primavera de 2016 o índice biótico IBF de qualidade da água variou de “ruim” a “excelente”. O padrão que se obteve com maior frequência foi o de “Boa” qualidade de água (48,3%), seguido de “Aceitável” (44,44%). Os índices “Excelente” e “Regular” foram registrados cada um apenas em um trecho amostral, sendo o primeiro para a região alta, o segundo para a baixa, respectivamente.

O padrão de qualidade da água, observado para o índice IBF (Tabela 2), no outono de 2017, variou de “ruim” a “muito bom”. O padrão que se apresentou com maior frequência foi “aceitável” (44,44%), seguido de “boa” (37,04%) e “muito boa” (11,11%). Os índices “regular” e “ruim” foram registrados apenas uma vez cada um, sendo o primeiro na região do médio Comandaí e o segundo na região do baixo Comandaí.

Tabela 2 - Índices bióticos calculados nos 27 trechos de amostragem, nos principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, Rio Grande do Sul, Brasil, no período da primavera de 2016 e outono de 2017.

TRECHO DE AMOSTRAGEM	IBF_1	IBF_2	BMWP_1	BMWP_2	SHANNON_H_1	SHANNON_H_2
Arroio Comandaízinho						
Alto	5,17	5,32	70	52	2,08	2,30
Médio	3,62	4,11	118	77	2,29	2,31
Baixo	5,23	5,14	81	109	2,01	2,41
Arroio das Pedras						
Alto	5,74	4,85	120	88	1,75	1,84
Médio	4,99	5,71	67	76	1,59	1,82
Baixo	5,6	5,64	131	124	2,24	2,15
Arroio Giruá						
Alto	4,65	5,47	99	91	2,11	1,69
Médio	4,57	5,56	84	77	1,61	1,39
Baixo	5,45	5,71	96	99	1,77	1,42
Arroio Lambedor						
Alto	4,60	5,26	81	109	2,01	2,29
Médio	5,75	4,38	129	100	1,96	2,05
Baixo	4,47	4,58	97	101	2,37	2,19
Arroio Fundão						
Alto	5,68	4,69	130	110	2,28	2,31
Médio	4,25	5,19	66	127	1,74	1,78
Baixo	4,82	6,17	74	101	1,92	2,38
Lajeado Laranjeira						
Alto	4,98	5,34	94	84	2,14	1,98
Médio	4,59	4,60	164	86	2,75	2,34
Baixo	4,5	5,01	86	97	1,97	2,29
Lajeado Pessegueiro						
Alto	4,52	4,05	107	96	1,82	1,95
Médio	4,81	4,10	155	149	2,67	2,66
Baixo	5,46	6,67	111	137	2,20	1,69
Arroio Luiza						
Alto	5,49	4,87	128	115	1,77	2,13
Médio	5,10	5,07	139	137	2,52	2,38
Baixo	6,15	4,82	110	134	1,87	2,38
Arroio Lavinia						
Alto	5,29	4,58	123	108	2,31	2,11
Médio	4,52	4,62	119	158	2,50	2,79
Baixo	5,18	4,73	85	118	1,80	2,41

FONTE: elaborado pela autora, 2018.

_1: resultado das coletas da estação primavera; _2; resultado das coletas da estação outono;

O índice biótico BMWP de qualidade da água (Tabela 2), na primavera de 2016 apresentou variação de “duvidosa” a “ótima” qualidade da água. O padrão com maior frequência foi “duvidosa” (48,15%), “aceitável” e “boa” ambas com (22,22%) e a “ótima” (7,41%). No outono de 2017 o índice variou de “poluída” a “ótima” qualidade da água. A frequência de distribuição do padrão de qualidade da água seguiu “duvidosa” (40,74%), “aceitável” (29,63%) e “boa” (22,22%). Os índices “poluída” e “ótima” foram registrados apenas em um trecho de amostragem, sendo o primeiro na região baixa do Comandaí e o segundo na região do alto Comandaí.

O índice de diversidade Shannon-Wiener (tabela 2) comparado com os intervalos de determinação da qualidade da água testados por Barbosa et al. (2001), na primavera de 2016, apresentou em todos os trechos de amostragem, padrão de qualidade de ambiente moderadamente afetado. No outono de 2017 mostrou-se mais baixo, nos trechos médio e baixo do arroio Giruá o que indica águas poluídas. Nos demais trechos o índice se manteve dentro dos padrões de ambiente moderadamente afetado.

A análise de agrupamento apresentou a formação de três grupos similares (Figura 3), quanto a qualidade da água dos índices bióticos “BMWP”, e “IBF” calculados, baseados nas famílias de macroinvertebrados bentônicos, separando os trechos 14, 18, 8, 10, 2, 26, 19, 7, 12; dos trechos 23, 17 e 20; dos trechos 15, 1, 5, 9, 16, 3, 27, 24, 6, 22, 4, 11, 13, 21 e 25. O primeiro grupo é o mais dissimilar e reúne os trechos com os índices médios de qualidade da água e dentre estes destacam-se os trechos 2 com a melhor qualidade da água. Os trechos 23, 17 e 20 isolados dos demais, foram os trechos que apresentaram excelente qualidade da água e localizam-se nos trechos médios dos Arroios Luiza, Laranjeira e Pessegueiro. No terceiro grupo encontramos os trechos 15, 1, 5 com os piores índices da qualidade da água. O grupo indica que os efeitos da poluição e ação humana alteram a qualidade de água.

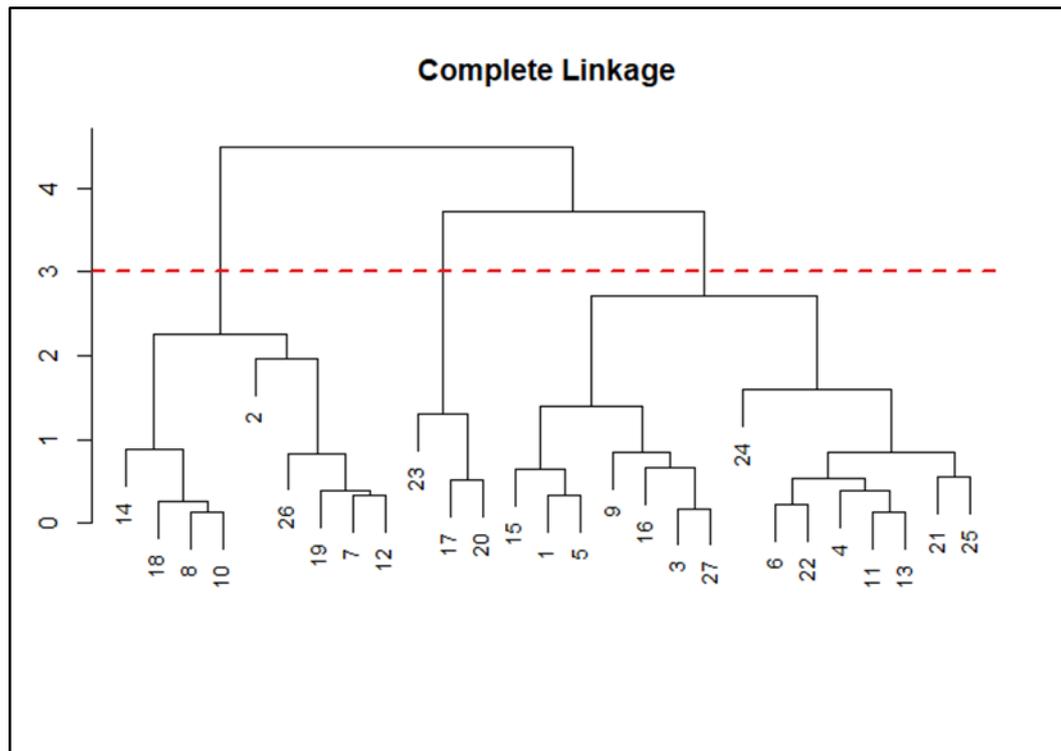


Figura 3 – Dendrograma de Similaridade, baseado na distância relativa Euclidiana, dos índices bióticos “BMWP”, e “Shannon” baseados nas famílias de macroinvertebrados bentônicos registrados nos 27 trechos amostrais da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, de acordo com os trechos e com os riachos amostrados.

FONTE: elaborado pela autora, 2018.

*1: alto Comandaízinho; 2: médio Comandaízinho; 3: baixo Comandaízinho; 4: alto Pedras; 5: médio Pedras; 6: baixo Pedras; 7: alto Giruá; 8: médio Giruá; 9: baixo Giruá; 10: alto Lamedor; 11: médio Lamedor; 12: baixo Lamedor; 13: alto Fundão; 14: médio Fundão; 15: baixo Fundão; 16: alto Laranjeira; 17: médio Laranjeira; 18: baixo Laranjeira; 19: alto Pessegueiro; 20: médio Pessegueiro; 21: baixo Pessegueiro; 22: alto Luiza; 23: médio Luiza; 24: baixo Luiza; 25: alto Lavínea; 26: médio Lavínea e 27: baixo Lavínea, no período da primavera de 2016.

Na figura 4, observamos os resultados para a análise da média dos índices bióticos IBF e BMWP verificados nos trechos de cada riacho. Formam-se 2 grupos, onde no primeiro grupo estão reunidos os riachos Pedras e Luiza que apresentaram para IBF os piores índices da qualidade da água o que pode ser resultado da ação humana através da agricultura e bovinocultura ao longo do riacho. E no segundo grupo reúnem-se os riachos Comandaízinho, Giruá, Fundão, Lamedor, Lavínea, Laranjeira e Pessegueiro. Neste grupo os riachos Comandaízinho, Giruá, Fundão evidenciam os

efeitos da poluição pelos índices de BMWP e os demais riachos apresentam em média melhora na qualidade da água.

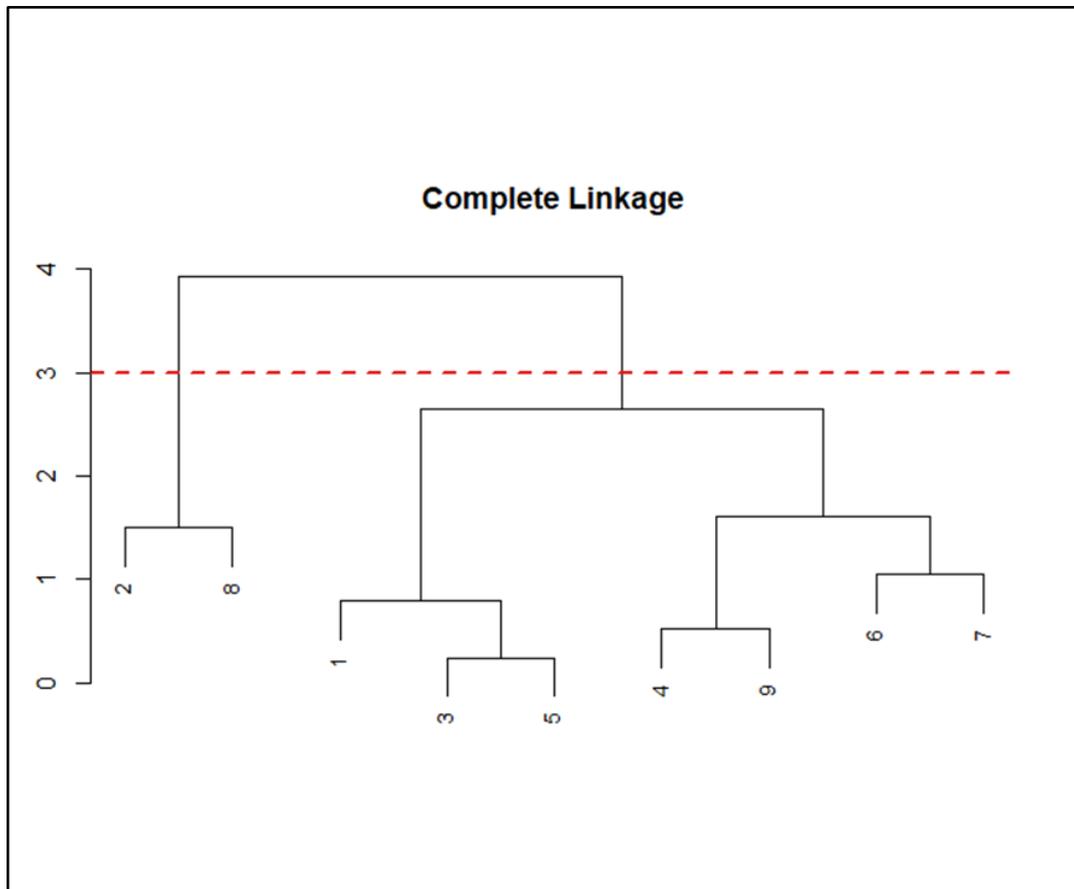


Figura 4: Dendrograma de Similaridade, baseado na distância relativa Euclidiana, das médias dos índices bióticos “BMWP”, e “IBF”, nos 9 riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, baseados nas famílias de macroinvertebrados bentônicos registrados nos trechos de amostragem de acordo com os riachos amostrados.

FONTE: elaborado pela autora, 2018.

* 1: Comandaízinho; 2: Pedras; 3: Giruá; 4: Lambedor; 5: Fundão; 6: Laranjeira; 7: Pessegueiro; 8: Luiza; 9: Lavínea, no período da primavera de 2016.

Considerando a teoria dos rios contínuos de realizou a análise de similaridade dos trechos baixos dos riachos (Figura 5), onde se percebe a formação de 2 grupos. No primeiro grupo estão reunidos os riachos Lambedor, Laranjeira, Fundão, Comandaízinho, Lavínea que apresentaram a qualidade da água mais baixa com destaque para o arroio Fundão que apresentou os índices mais baixos de qualidade da água. No segundo grupo encontramos os arroios Pedras, Luiza, Giruá e

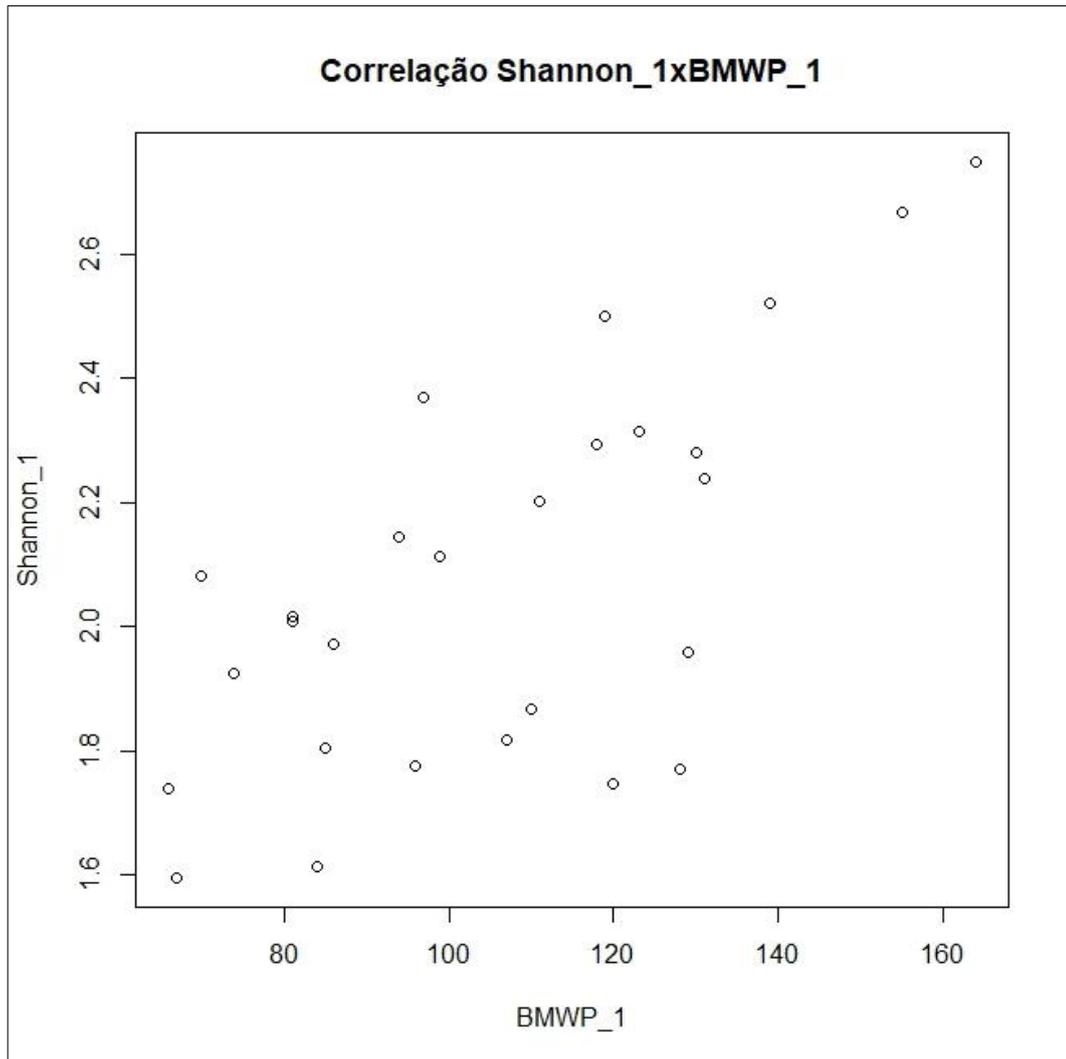


Figura 6 - Correlação dos índices bióticos BMWP e Shannon nos nove principais riachos da sub-bacia Hidrográfica do rio Comandá, Rio Grande do Sul, Brasil, na estação primavera de 2016.

FONTE: elaborado pela autora, 2018.

No outono de 2017 identificou-se o trecho de amostragem, trecho baixo do Lajeado Pessegueiro como outlaier, devido ao grande número de indivíduos da família Chironomidae presentes na amostra. Após a exclusão do trecho a análise apresentou correlação significativa entre os índices de Shannon e os índices IBF e BMWP (Figuras 7 e 8). Os índices bióticos IBF e Shannon, apresentaram correlação negativa, significativa ($r = -0,41$ e $p = 0,037$). O índice BMWP correlacionado com Shannon ($r = 0,50$ e $p = 0,009$) se mostrou altamente significativo, ao nível de significância de 95%. Os índices IBF e BMWP ($r = -0,24$ e $p = 0,231$) não apresentaram correlação significativa (Tabela 3).

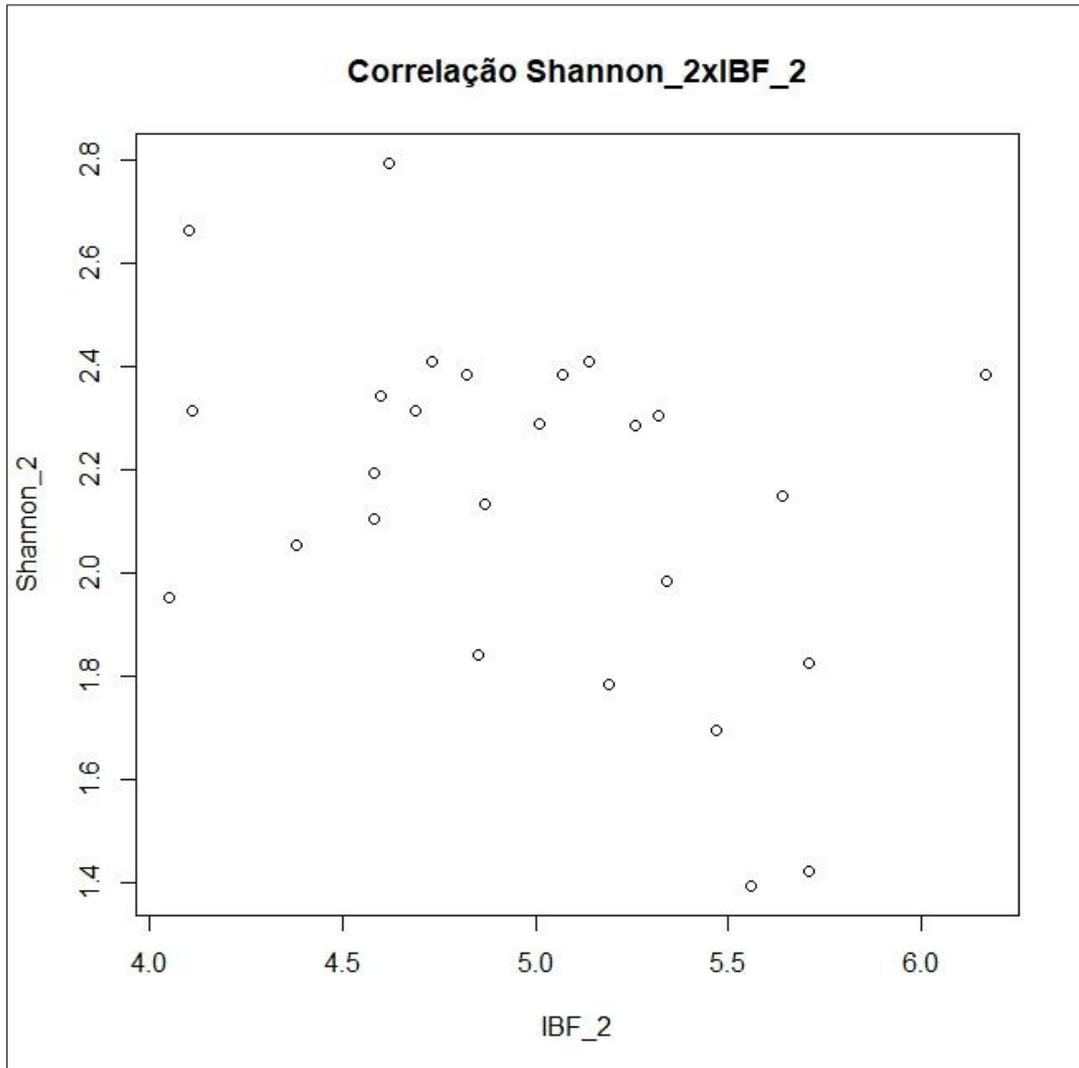


Figura 7 - Correlação dos índices bióticos Shannon e IBF nos nove principais riachos da sub-bacia Hidrográfica do rio Comandaí, Rio Grande do Sul, Brasil, na estação outono de 2017.

FONTE: elaborado pela autora, 2018.

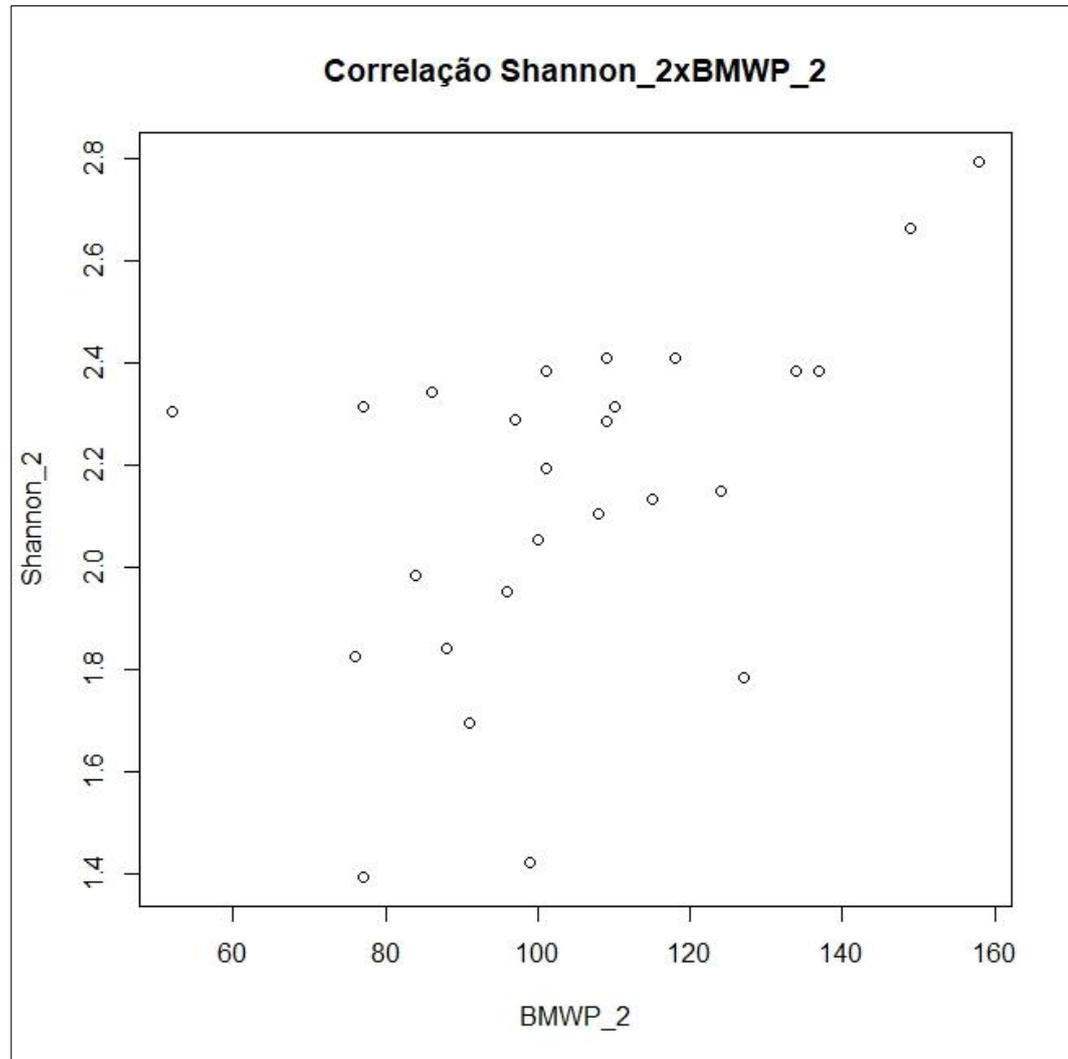


Figura 8 - Correlação dos índices bióticos Shannon e BMWP nos nove principais riachos da sub-bacia Hidrográfica do rio Comandá, Rio Grande do Sul, Brasil, na estação outono de 2017.

FONTE: elaborado pela autora, 2018.

Tabela 3 – Coeficiente de correlação entre parâmetros de qualidade da água dos riachos nas estações outono e primavera 2016/2017.

Parâmetro	Tempo	
	Primavera r (p)	Outono r (p)
IBF x BMWP	0,21 (0,295)	-0.24 (0,231)
IBF x Shannon	-0,19 (0,336)	-0.41 (0,037)
BMWP x Shannon	0,67 (<0,001)	0.50 (0,09)

FONTE: elaborado pela autora, 2018.

r = coeficiente de correlação de Spearman; p referente ao teste de correlação de Spearman.

A análise anova (Tabela 4, para detectar a diferença significativa entre as médias dos índices bióticos entre as regiões (alta, média e baixa) da sub-bacia do rio Comandaí, na primavera de 2016 não apresentou diferença significativa entre as regiões para os índices BMWP $p = 0,152$, Shannon $p = 0,284$ e IBF $p = 0,503$. No outono de 2017, se mostrou significativa para o índice BMWP $p = <0,001$, indicando diferença da qualidade da água entre as regiões Baixa e Alta ($p = <0,001$) e Baixa e Média ($p = 0,004$). Os índices de Shannon $p = 0,075$ e IBF $p = 0,332$ não apresentaram diferença significativa entre as regiões.

Tabela 4 – Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água nas regiões do Comandaí e nas estações outono e primavera 2016/2017.

Parâmetro	Região	Tempo		p [#]
		Primavera média±DP	Outono média±DP	
IBF				
	Alta	5,00±0,65	5,28±0,52	0,185
	Média	4,85±0,53	5,02±0,55	0,564
	Baixa	5,17±0,52	4,83±0,77	0,196
	p ^{&}	0,503	0,332	
BMWP				
	Alta	96,22±22,86	88,11±21,06	0,445
	Média	102,3±32,06	101,70±12,98	0,955
	Baixa	119,70±20,11	128,00±20,10	0,392
	p ^{&}	0,152	< 0,001	
Shannon				
	Alta	1,94±0,26	1,93±0,39	0,888
	Média	2,13±0,30	2,18±0,20	0,568
	Baixa	2,16±0,36	2,28±0,35	0,364
	p ^{&}	0,284	0,075	

FONTE: elaborado pela autora, 2018.

DP = desvio-padrão; p[#] referente ao teste t de Student para comparação das médias dos parâmetros entre as estações; p[&] referente a ANOVA comparando parâmetros entre as regiões do rio Comandaí.

Comparando os trechos alto, médio e baixo dos riachos (Tabela 5), os índices não apresentaram diferença significativa na primavera de 2016 e outono de 2017. No primeiro período os índices apresentaram os valores IBF $p = 0,109$, BMWP $p = 0,332$ e Shannon $p = 0,484$ e no segundo os valores obtidos foram respectivamente IBF $p =$

0,125, BMWP $p = 0,241$, Shannon $p = 0,811$. Os resultados apresentam qualidade da água homogênea entre os trechos dos riachos. Os valores de BMWP apresentaram diferença significativa nos trechos de amostragem baixos dos riachos entre a estação primavera/2016 e outono/2017.

Tabela 5 – Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água nos trechos de amostragens (alto, médio e baixo) dos riachos e nas estações outono e primavera 2016/2017.

Parâmetro	Trechos de amostragens	Tempo		$p^{\#}$
		Primavera média±DP	Outono média±DP	
IBF				
	Alto	5,12±0,47	4,94±0,46	0,439
	Médio	4,69±0,59	4,82±0,60	0,639
	Baixo	5,21±0,54	5,39±0,71	0,557
	Riachos	5,01±0,56	5,01±0,63	0,788
	$p^{\&}$	0,503	0,332	
BMWP				
	Alto	105,80±21,39	94,78±19,45	0,077
	Médio	115,70±36,16	109,70±33,26	0,675
	Baixo	96,78±17,93	113,30±15,48	0,008
	Riachos	106,1±26,53	105,90±24,45	0,979
	$p^{\&}$	0,332	0,241	
Shannon				
	Alto	2,03±0,21	2,07±0,22	0,662
	Médio	2,18±0,46	2,17±0,45	0,898
	Baixo	2,02±0,21	2,15±0,35	0,378
	Riachos	2,08±0,31	2,13±0,34	0,372
	$p^{\&}$	0,484	0,811	

FONTE: elaborado pela autora, 2018.

DP = desvio-padrão; $p^{\#}$ referente ao teste t de Student para comparação das médias dos parâmetros entre as estações (amostras dependentes); $p^{\&}$ referente a ANOVA comparando parâmetros entre os trechos dos arroios.

5 DISCUSSÃO

O estudo mostrou que a maioria dos trechos estudados apresenta água de qualidade boa e aceitável isso se deve ao fato de a sub-bacia do rio Comandaí, ser essencialmente rural. Porém os índices analisados ao longo do rio mostraram degradação da qualidade hídrica em vários trechos.

A análise de espécies indicadoras identificou uma diferença significativa na distribuição espacial das espécies ao longo da sub-bacia do rio Comandaí. As espécies indicadoras das regiões apresentam algum grau de tolerância a poluição e degradação dos ambientes. Na região alto do rio Comandaí, Hydrobiidae (IBF – 7 e BMWP – 3) e Vellidae (IBF – 6 e BMWP – 4) apresentam um grau de tolerância a poluição e degradação dos ambientes maior que nas demais regiões. A maior ocorrência destas famílias nesta área pode indicar que a presença de culturas perenes ou anuais exerce pressão sobre o curso hídrico, através do carreamento de nutrientes e poluentes para os riachos. Na região média do rio Comandaí as famílias indicadoras são a Philopotamidae (IBF – 2 e BMWP – 8) e Corydalidae (IBF – 6 e BMWP – 4). Segundo Goulart e Callisto (2003) a família Trichoptera, apresenta a exigência de maior oxigenação da água para seu estabelecimento, mostrando assim que a região está mais preservada que a anterior. Na região baixo do rio Comandaí as famílias indicadoras: Mycetopodidae (IBF – 4 e BMWP – 6), Trichodactylidae (IBF – 4 e BMWP – 6), Leptophlebiidae (IBF – 1 e BMWP – 10), Baetidae (IBF – 6 e BMWP – 4), Caenidae (IBF – 6 e BMWP – 4), Leptphyphidae p = (IBF – 6 e BMWP – 4), Coenagrionidae (IBF – 4 e BMWP – 6), Noteridae (IBF – 6 e BMWP – 4), Chironomidae (IBF – 8 e BMWP – 2) mostram o predomínio de habitats mais diversificados devido ao amplo grau de tolerância dos táxons indicadores da região. Este resultado corrobora com Callisto et al. (2001) Barbosa et al. (2001), Teles et al. 2013 e Chagas et al. (2017a), que indicam as ações antrópicas no percurso longitudinal dos rios como determinantes para as variações das características físicas e químicas do habitat que por sua vez exercem influência na estrutura e distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Os resultados dos índices de Shannon indicam que o Arroio Giruá apresentou, no outono de 2017, maior poluição das águas em seu trecho médio e baixo, este resultado pode estar relacionado com a diminuição do oxigênio dissolvido neste período e trechos amostrais. Para Silveira et al. (2006) e Teles et al. (2013), o índice de diversidade de Shannon pode diminuir em resposta ao impacto no ambiente. Os

demais riachos, independente da variação temporal, encontram-se dentro de um nível moderado de poluição. O índice sugere uma homogeneidade da qualidade da água ao longo do rio Comandaí que pode estar relacionada distribuição homogênea de culturas perenes ou anuais ao longo da bacia, bem como a fonte de poluição urbana no trecho de amostragem baixo Lajeado Pessegueiro.

A correlação obtida entre o índice de diversidade de Shannon-Wiener e os índices bióticos BMWP e IBF está de acordo com Silveira et al. (2006), quando apontam a eficiência destes índices na avaliação da qualidade do ambiente e da água.

A formação de três grupos, na análise de similaridade dos 27 trechos de amostragem, sem a definição do agrupamento de trechos da mesma região, nos mostra que a ocupação humana tem influência direta na qualidade da água e na diversidade do hábitat disponível. Além disso, no terceiro grupo, com a pior qualidade da água, se encontram os trechos altos de seis riachos, dois trechos médios e sete trechos baixos, o que mostra, que a ação humana na sub-bacia, ocorre desde as nascentes. Goulart e Callisto (2003) e Callisto e Moreno (2004), já afirmavam que a qualidade da água possui relação direta com o assoreamento, com a homogeneização do leito de rios e riachos que impactam a diversidade de hábitats e microhábitats e aliado ao incremento de Fósforo e Nitrogênio oriundo das atividades agropecuárias.

A similaridade apresentada pelos trechos 23, 17 e 20 representam a capacidade de restabelecimento da fauna aquática e da qualidade da água ao preservar a diversidade de hábitats com a presença da vegetação ciliar, e consequentemente diminuir o assoreamento e a entrada de nutrientes provenientes da ação antrópica na bacia hidrográfica.

A presença de qualidade da água com pouca ou alguma alteração, no primeiro grupo, indica que a ação humana e os efluentes despejados que chegam ao corpo hídrico apresentam volume condizente com a capacidade de assimilação das substâncias pelos organismos vivos e por consequência a integridade de um ecossistema aquático é mantida (Strieder et al. 2006).

A análise de similaridade, da média da qualidade da água dos riachos, apresentou dois grupos dissimilares onde o primeiro é formado por um riacho da região alta e outro da região baixa da sub-bacia do rio Comandaí, indicando que as ações antrópicas ocorrem ao longo da sub-bacia hidrográfica. Os demais riachos formam o segundo grupo com média qualidade da água indicam que a ação antrópica do uso e ocupação do solo é intensa ao longo da sub-bacia. Esta diminuição da

qualidade da água também foi verificada por Callisto e Moreno, 2004, quando afirmam que o manejo inadequado do solo e a falta do gerenciamento adequado dos recursos hídricos, gera elevadas quantidades de efluentes que são carreados para os corpos hídricos.

Considerando que, as mudanças nas regiões superiores dos riachos influenciam as regiões baixas dos riachos e o curso de água principal devido à forte troca de água e sedimentos desde as regiões superiores até as regiões inferiores (Callisto et al., 2001, Bieger et al., 2010), realizou-se a análise de similaridade dos trechos baixos dos nove riachos estudados. O resultado apresenta dois grupos onde o arroio das Pedras é o mais dissimilar do segundo grupo por reunir os melhores índices, fato que pode estar ligado a vegetação ciliar mais preservada no local. Os demais riachos apresentam qualidade da água similar.

As análises de similaridade não permitem a formação de grupos por região e a similaridade da qualidade da água entre as regiões, corrobora com o diagnóstico do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica realizada pelo Comitê Turvo, 2012, que indica as atividades agrícolas perenes e anuais, além da pecuária como as predominantes, bem como a sua distribuição homogênea ao longo da sub-bacia do rio Comandaí, fato que foi confirmado em campo. Identificou-se somente o trecho baixo do Pessegueiro com influência direta da ação de efluentes domésticos que, são lançados no riacho após a passagem na estação de tratamento de esgoto do município de Campina das Missões. Callisto e Moreno, 2004, Cordeiro et al., 2016 identificaram que os efluentes domésticos têm maior impacto em rios de pequeno porte, onde fontes pontuais de poluição podem alterar substancialmente a estrutura e o funcionamento destes ecossistemas.

Altas densidades de Chironomidae podem evidenciar altos teores de matéria orgânica presente no ambiente, devido à tolerância de certas espécies a situações com baixa oxigenação (Barbosa et al, 2001, Goulart e Callisto, 2003, Teles et al. 2013, Chagas et al., 2017a). No trecho baixo do Pessegueiro apesar da presença de maior número de indivíduos da família Chironomidae, em todas as amostras, os índices bióticos de qualidade da água, apontam ambiente com alguma perturbação, não mostrando águas altamente poluídas, o que sugere que a estação de tratamento de esgoto tem removido uma grande parcela dos compostos orgânicos antes do lançamento no riacho.

No presente estudo o índice biótico IBF e o de diversidade de Shannon não apresentaram diferença significativa da qualidade da água, entre as estações primavera e outono. O BMWP apresentou uma diferença significativa da qualidade da água, entre as estações primavera e outono, nos trechos baixos. Bieger et al (2010), demonstraram que a qualidade da água pode ser analisada ao longo do ano, independente da estação, usando os índices do IBF e do BMWP.

Segundo Strieder et al. (2006) a correlação entre os índices de diversidade e os índices bióticos mostram que os padrões de abundância e riqueza dos macroinvertebrados refletem as características ambientais e a qualidade da água nos diferentes trechos dos rios. O que corrobora com os resultados observados no presente estudo que apresenta correlação significativa entre o índice de diversidade de Shannon-Wiener e os índices bióticos IBF e BMWP.

Os trechos amostrais alto, médio e baixo dos riachos, para os períodos amostrados, não apresentaram diferenças significativas de qualidade da água e de diversidade, portanto apontam para uma homogeneidade da qualidade da água, que pode estar relacionada ao uso e ocupação do solo ao longo dos riachos estudados na sub-bacia do rio Comandaí. Este resultado também foi encontrado por Bieger et al. (2010) para os trechos amostrais alto, médio e baixo dos riachos, da bacia do rio dos Sinos, Rio Grande do Sul.

Para as regiões (alta, média e baixa) do rio dos Sinos Bieger et al. (2010, encontraram melhor qualidade da água na região alta do que na região média e baixa. Neste estudo as regiões (alta, média e baixa) da sub-bacia do rio Comandaí, na primavera de 2016 não apresentaram diferença significativa na qualidade da água. No outono de 2017, Shannon e IBF não demonstraram diferença significativa na qualidade da água. Porém, o índice BMWP indicou uma diferença significativa da qualidade da água entre as regiões baixa e alta e baixa e média, sendo que a região baixa apresentou os melhores índices de qualidade da água seguida da região média e da alta. Este resultado sugere que o uso intensivo do solo e as ações humanas influenciam o ambiente e a qualidade da água, nas regiões de nascentes que apresentam maior sensibilidade as mudanças do ambiente. Além disso, a capacidade de autodepuração dos rios aliada a presença da vegetação ciliar podem influenciar a composição da fauna aquática, bem como, a melhoria da qualidade da água observada no presente estudo.

6 CONCLUSÕES

Com este estudo foi possível concluir que:

- a) A menor diversidade e riqueza de macroinvertebrados bem como a ocorrência de táxons tolerantes na região alta da sub-bacia do rio Comandaí, sugere que o uso e a ocupação do solo nessas microbacias por práticas inadequadas de agropecuária resultam em maior carreamento de nutrientes e assoreamento dos corpos hídricos.
- b) O índice BMWP se mostrou mais sensível as mudanças da qualidade da água entre as estações do ano.
- c) A qualidade da água medida pelos índices bióticos de Shannon e IBF se mostraram efetivos, independente da estação do ano.

Os resultados apresentados neste trabalho disponibilizam embasamento científico quanto a sensibilidade da estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, frente as ações antrópicas de uso e ocupação do solo e a qualidade da água. Demonstrando a importância do uso do biomonitoramento da qualidade da água em programas de gestão e recuperação ambiental.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

A gestão ambiental deve ser implantada por bacia hidrográfica, considerando a teoria de rios contínuos. O monitoramento biológico da água é indispensável em programas de manejo e recuperação de áreas degradadas e na preservação de locais com boa qualidade da água.

Sugere-se que sejam incorporados programas contínuos de biomonitoramento das bacias hidrográficas como ferramenta de avaliação da eficiência dos programas que visam atender os enquadramentos dos corpos hídricos. E subsidiar ações de Educação Ambiental.

REFERÊNCIAS

- ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In: **IV Simposio del agua em Andalucía (SIAGA)**, Almería, II, p. 203-213, 1996.
- ARMITAGE, P.B., MOSS, D. WRIGHT, J.F. e FURSE, M.T. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water. **Water Res.**, 17(3): 333-347, 1983.
- BAPTISTA DF, BUSS DF, EGLER M, GIOVANELLI A, SILVEIRA MP AND NESSIMIAN JL. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest stream at Rio de Janeiro Estate, Brazil. **Hydrobiologia**, 575: 83-94, 2007.
- BARBOSA, F.A.R., CALLISTO, M. e GALDEAN, N. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. **Aquatic Ecosystem Health and Management Society**, n. 4, p. 5159, 2001.
- BIEGER, G.; Carvalho, ABP.; Strieder, MN; Maltchik, L. ; Stenert, C. Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question. **Braz. J. Biol.**, vol. 70, no. 4 (suppl.), p. 1207-1215, 2010.
- BUSS, D. F., ROQUE, F. O., SONODA, K, C., JUNIOR, P. B. M., STEFANES, M., IMBIMBO, H. R. V., KUHLMANN, M. L., LAMPARELLI, M. C., OLIVEIRA, L. G., MOLLOZZI, J., CAMPOS, M. C. S., JUNQUEIRA, M. V., LIGEIRO, R., MOULTON, T. P., HAMADA, N., MUGNAI, R., E BAPTISTA, D. F.. Macroinvertebrados Aquáticos como Bioindicadores no Processo de Licenciamento Ambiental no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, 6(1): 100-113, 2016.
- CALLISTO, M. E MORENO, P. Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do Rio das Velhas. In: FERRACINI V.L., QUEIROZ S.C.N., SILVEIRA, M.P. **Bioindicadores de Qualidade da Água**. 1 ed. Jaguariuna: EMBRAPA, v. 1, cap. 5, 2004.
- 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.

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

CHAGAS, F.B., RUTKOSKI, C.F., BIENIEK, G.B., VARGAS, G.D.L.P, HARTMANN, P.A. E HARTMANN M.T. Integrated analysis of water quality from two rivers used for public supply in southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 29, e 14. 2017b.

CORDEIRO, G. G., GUEDES, N. M., KISAKA, T. B., NARDOTO, G. B. Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil, **Ambiente E Água**, Taubaté, v. 11 n. 3, p. 702-710, 2016.

DOCILE, T.N. E FIGUEIRÓ, R. Histórico e perspectivas da utilização de macroinvertebrados no monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos no Brasil. **Acta Scientiae et Technicae**, 1: 31 – 44, 2013.

FEPAM. Levantamento e análise de dados secundários relativos aos meios físico, biótico e antrópicos da Bacia Hidrográfica dos Rios Turvo-Santa Rosa-Santo Cristo – (MQA/PNMA II) – **Relatório 1. Relatório de consultoria elaborado pela PROFILL Engenharia e Meio Ambiente S.A.** (disponibilizado pelo Comitê da Bacia Hidrográfica dos Rios Turvo-Santa Rosa-Santo Cristo), 2004.

HILSENHOFF, W.L. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. **Journal of the North American Benthological Society**, 7:65-68, 1988.

KOLKWITZ R. AND MARSSON M. Oekologie der tierischen Saprobien. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, 2: 126-152, 1909.

LECCI, L.S. E FROEHLICH, C.G. **Plecoptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.** Froehlich, C.G. (org.). 2007. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Acessado em novembro de 2016.

LOYOLA, R.G.N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In **Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros de Conservação.** ACIESP, São Paulo, p. 46-52. 2000.

MAGURRAN, A.E. Ecological diversity and its measurement. London, **Chapman and Hall**, 179p, 1998.

MARIANO, R.. E FROEHLICH, C.G. **Ephemeroptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.** Froehlich, C.G. (org.). 2007. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Acessado em novembro de 2016.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America.** 3. ed. Dubuque: Kendall/Hunt, 1996.

MORENO, P. E CALLISTO, M.. Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do Rio das Velhas (MG). In FERRACINI, VL., QUEIROZ, SCN. and SILVEIRA, MP. (Eds.). **Bioindicadores de qualidade da água.** Jaguariuna: Embrapa. p. 95-116, 2004.

MUGNAI, R., NESSIMIAN, J.L., BAPTISTA, D.F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro: Technical books Editora, 2010.

PARANÁ. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Paraná. **Avaliação da Qualidade da Água através dos Macroinvertebrados Bentônicos - Índice BMWP.** Disponível em: <http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>. Acesso em: 10 de agosto de 2017.

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

PINHO, L.C. **Diptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.** Froehlich, C.G. (org.). 2008. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Acessado em novembro de 2016.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 12, n. 2, p. 220-222, 1993.

SEGURA, M.O., VALENTE-NETO, F. E FONSECA-GESSNER. A.A. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropical**. 11(1): 393-412, 2011.

SILVEIRA, M.P., BUSS, D. F., NESSIMIAN, J. L., E BAPTISTA, D. F.. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in southeastern Brazilian river. **Brazilian Journal of Biology**. v.66, p.623-632, 2006.

SOUZA, L.O.I.; COSTA, J. M. E OLDRINI, B. B. **Odonata**. In: **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. Froehlich, C.G. (org.). 2007. Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online. Acessado em novembro de 2016.

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

STRIEDER, M.N., SCHERER, R.T.; VEIGAS, 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, 2006.

TELES, H.F., LINARES, M.S., ROCHA, P.A. E RIBEIRO, A.S. Macroinvertebrados Bentônicos como Bioindicadores no Parque Nacional da Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. **Revista Brasileira de Zociências**, v. 15, n. 3, p. 123-137, 2013.

TUCCI, C. E. M. 1997. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2.ed. Porto Alegre: ABRH/Editora da UFRGS, 1997.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Tabela - 6. Intervalos de determinação da qualidade da água baseada nos índices bióticos IBF e BMWP.

CLASSE	QUALIDADE	IBF	QUALIDADE	BMWP	SIGNIFICADO
I	EXCELENTE	0-3,75	ÓTIMA	> 150	Águas muito limpas (águas pristinas)
II	MUITO BOA	3,76-4,25	BOA	121 - 150	Águas limpas, não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado
III	BOA	4,26-5	ACEITÁVEL	101 - 120	Águas muito pouco poluídas, ou sistema já com um pouco de alteração
IV	ACEITÁVEL	5,01-5,76	DUVIDOSA	61 - 100	São evidentes os efeitos moderados de poluição
V	REGULAR	5,76-6,50	POLUÍDA	36 - 60	Águas contaminadas ou poluídas (sistema alterado)
VI	RUIM	6,51-7,25	MUITO POLUÍDA	16 - 35	Águas muito poluídas (sistema muito alterado)
VII	MUITO RUIM	7,26-10	FORTEMENTE POLUÍDA	< 16	Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)

Fonte: Adaptado pelo autor, 2018

APÊNDICE B

Tabela 7 - Localização geográfica dos 27 trechos de amostragens, em nove principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, Rio Grande do Sul, Brasil, no período da primavera de 2016 e outono de 2017 (Região: A = Alta; M = Média; B = Baixa).

TRECHO DE AMOSTRAGEM	REGIÃO	ALTITUDE	LATITUDE	LONGITUDE	LARGURA ARROIO (m)
Arroio Comandaízinho					
Alto	A	354	28°6'30.40"S	54°14'54.27"O	2.3
Médio	A	311	28°7'53.35"S	54°18'37.28"O	10
Baixo	A	296	28°9'11.23"S	54°19'35.03"O	12
Arroio das Pedras					
Alto	A	355	28°3'40.13"S	54°19'45.54"O	3.3
Médio	A	308	28°6'7.39"S	54°21'24.61"O	10
Baixo	A	285	28°7'40.88"S	54°23'19.82"O	8
Arroio Giruá					
Alto	A	326	28°3'9.78"S	54°26'25.99"O	5
Médio	A	274	28°4'12.94"S	54°31'2.10"O	8
Baixo	A	248	28°7'26.65"S	54°32'29.25"O	11
Arroio Lambedor					
Alto	M	279	28°2'10.23"S	54°33'51.74"O	5
Médio	M	247	28°3'38.65"S	54°35'51.74"O	7
Baixo	M	202	28°5'23.96"S	54°37'18.68"O	8
Arroio Fundão					
Alto	M	268	28°1'5.92°S	54°35'56.0"O	5
Médio	M	217	28°2'22.57"S	54°37'32.32"O	7
Baixo	M	190	28°3'43.31"S	54°39'22.20"O	9
Lajeado Laranjeira					
Alto	M	256	27°59'37.36"S	54°39'59.39"O	4
Médio	M	209	28°1'37.86"S	54°40'30.23"O	9
Baixo	M	187	28°2'55.88"S	54°41'0.31"O	7
Lajeado Pessegueiro					
Alto	B	234	27°59'6.20"S	54°43'28.09"O	5
Médio	B	176	27°58'58.20"S	54°47'44.75"O	8
Baixo	B	144	27°59'32.82"S	54°51'0.19"O	13
Arroio Luiza					
Alto	B	274	28°4'23.72"S	54°53'19.00"O	5
Médio	B	146	28°2'38.82"S	54°53'36.99"O	7
Baixo	B	131	28°0'26.34"S	54°54'2.84"O	9

cont.

TRECHO DE AMOSTRAGEM	REGIÃO	ALTITUDE	LATITUDE	LONGITUDE	LARGURA ARROIO (m)
Arroio Lavinia					
Alto	B	138	27°59'42.1"S	54°59'12.20"O	5
Médio	B	132	27°59'3.00"S	54°59'16.17"O	6
Baixo	B	105	27°55'34.10"S	54°58'56.69"O	11

FONTE: elaborado pela autora, 2018.

APÊNDICE C

Tabela 8. Valores dos parâmetros físico-químicos mensurados nos 27 trechos de amostragens, em nove principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, Rio Grande do Sul, Brasil, no período da primavera de 2016 e outono de 2017.

TRECHO DE AMOSTRAGEM	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS											
	Temperatura_1	Temperatura_2	Pressão_1	Pressão_2	OD%_1	OD%_2	OD(mg/l)_1	OD(mg/l)_2	Condutividade_etríca_1	Condutividade_etríca_2	PH_1	PH_2
Arroio Comandaízinho												
Alto	14.6	17.3	735.8	737.8	113.4	87	11.18	8.12	79.1	31.9	8,8	3.73
Médio	14.9	16.7	739.2	741.4	74.1	89.7	7.31	8.43	55.0	37.1	7.85	4.74
Baixo	14.9	16.3	739.7	742.8	48.8	97	4.79	9.4	52.1	39.3	7.71	6.15
Arroio das Pedras												
Alto	19.5	19	731.9	736.8	44.8	86.7	3.9	7.78	59.5	43.9	7.53	4.93
Médio		18.5		740.0		92.9		8.43		44.7		5.12
Baixo	17.7	16.2	736.8	743.5	40.4	97	3.71	9.6	63.3	48.8	7.68	6.4
Arroio Giruá												
Alto	20.1	19.6	735.9	733.4	59.8	22.2	5.22	2,04	71.1	52.9	7.52	7.20
Médio	15.7	19.6	740.4	734.5	75.4	27.2	7.13	2.50	67.3	54	7.81	7.08
Baixo	15.2	19.6	742.8	736.6	98.7	32.2	9.74	2.94	103.8	55.3	7.37	7.45
Arroio Lamedor												
Alto	19.2	17.7	736.6	743.5	43.4	98	3.88	9.3	95.6	142.7	7.25	6.93
Médio	19.5	17.6	739.9	744.7	29.3	98	2,71	9.3	87.3	139.6	6.72	6.77
Baixo	19.6	17.5	742.3	747.9	33.2	99	3.02	9.4	91.3	142.9	7.01	6.72
Arroio Fundão												
Alto	19.4	18.4	738.3	742.2	37.8	97	3.48	9	109.2	93.6	7.01	7
Médio	19.8	16.7	742.9	747	48.9	97	4.17	9.3	106.4	77.1	8.05	6.69
Baixo	18.6	17.3	745.5	749	93.1	99	8.32	9.9	139.6	81.7	8.42	6.92

cont.

TRECHO DE AMOSTRAGEM	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS											
	Temperatura_1	Temperatura_2	Pressão_1	Pressão_2	OD%_1	OD%_2	OD(mg/l)_1	OD(mg/l)_2	Condutividade_elétrica_1	Condutividade_elétrica_2	PH_1	PH_2
Lajeado Laranjeira												
Alto	20.8	18.7	732.5	745.4	23.1	95	2.04	8.7	76.4	155.6	6.94	7.66
Médio	21.5	18.6	737.3	749.5	21.4	97	1.88	9.1	88.4	157.8	7,28	7.4
Baixo	28.8	16.3	735.9	751.6	21.2	99	1.85	9.7	93.6	133.9	6.98	7.19
Lajeado Pessegueiro												
Alto	22.0	18.5	733.5	747.1	29.6	99	2.56	9.2	97.0	162.4	7.13	7.32
Médio	23.1	18.6	737.7	750.5	32.3	98	2.76	9.2	138.6	185.6	7.27	6.96
Baixo	23.7	18.4	739.0	752.5	29.2	95	2.47	8.9	138.4	198.4	7.13	7.06
Arroio Luiza												
Alto	19.9	16.4	744.8	750.5	34.4	97	3.11	9.4	105.8	174.6	6.86	7.6
Médio	20.1	17	747.0	753.3	32.3	91	2.91	8.8	106.7	180	6.79	7.14
Baixo	21,1	18	748.0	753.2	31.1	92	2.77	8.6	125.6	200.3	6.64	7.01
Arroio Lavinia												
Alto	21.1	16.7	746.5	750.1	43.7	88	3.93	8.6	191.7	254	7.28	7.38
Médio	22.8	16	746.2	751.4	33.4	89	2.85	8.8	188.9	245.4	7.40	7.27
Baixo	22.9	16.5	748.9	754.9	26.6	78	2.28	7.6	168.1	296.2	7.03	7.17

FONTE: elaborado pela autora, 2018.

_1: resultados dos parâmetros físico químicos na coleta da estação primavera de 2016
e _2: resultados dos parâmetros físico químicos na coleta da estação outono de 2017

APÊNDICE D

Tabela - 9. Teste Individual teste de espécie indicadora e o valor de significância observado.

TÁXON	REGIÃO	VALOR DE INDICAÇÃO OBSERVADO	P
Dugesiidae	Baixa	16.9	0.379
Hirudinea	Baixa	24.6	0.225
Oligochaeta	Baixa	31.0	0.181
Hydrobiidae	Alta	68.8	<0.01
Lymnaeidae	Alta	5.1	1.00
Corcubiculidae	Baixa	23.8	0.072
Sphaeriidae	Alta	13.9	0.162
Mycetopodidae	Baixa	22.2	0.026
Hyaellidae	Média	12.1	0.442
Aeglidae	Baixa	42.6	0.010
Trichodactylidae	Baixa	43.5	0.005
Entomobryoidea	Baixa	9.6	0.994
Leptophlebiidae	Baixa	54.3	0.004
Baetidae	Baixa	54.2	0.010
Caenidae	Baixa	38.8	0.014
Leptohyphidae	Baixa	42.9	0.003
Libellulidae	Média	34.3	0.358
Aeshnidae	Média	6.7	0.764
Gomphidae	Baixa	27.8	0.212
Calopterygidae	Baixa	46.0	0.166
Coenagrionidae	Baixa	48.2	0.009
Megapodagrionidae	Alta	21.6	0.055
Perlidae	Baixa	35.1	0.417
Gripopterygidae	Alta	16.7	0.128
Belostomatidae	Baixa	7.4	0.765
Nepidae	Baixa	21.7	0.115
Naucoridae	Média	15.9	0.407
Gelastocoridae	Baixa	8.3	0.513
Gerridae	Baixa	20.5	0.480
Vellidae	Alta	62.1	0.002
Notonectidae	Alta	11.1	0.307
Elmidae	Média	41.9	0.185
Dryopidae	Baixa	22.4	0.794
Dystiscidae	Baixa	13.9	0.354
Gyrinidae	Baixa	24.1	0.302

Continua

TÁXON	REGIÃO	VALOR DE INDICAÇÃO OBSERVADO	P
Hydraenidae	Média	12.6	0.443
Hydrophilidae	Baixa	16.4	0.793
Noteridae	Baixa	29.2	0.011
Staphylinidae	Média	29.6	0.210
Scirtidae	Baixa	9.3	0.536
Hydropsychidae	Média	46.0	0.033
Glossosomatidae	Média	13.0	0.378
Hydrobiosidae	Alta	16.7	0.381
Calamoceratidae	Alta	8.9	0.697
Leptoceridae	Baixa	22.0	0.239
Philopotamidae	Média	49.5	0.019
Pyralidae	Alta	12.1	0.834
Ceratopogonidae	Alta	6.9	0.821
Culicidae	Baixa	18.5	0.097
Simuliidae	Média	46.3	0.083
Tabanidae	Baixa	22.4	0.115
Chironomidae	Baixa	58.8	0.007
Tipulidae	Baixa	9.5	0.794
Corydalidae	Média	42.5	0.016

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018