

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE – UNICENTRO  
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E AMBIENTAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM ENGENHARIA  
SANITÁRIA E AMBIENTAL, ASSOCIAÇÃO AMPLA ENTRE UNICENTRO E UEPG

CARLA MALVAZI DARIVA

INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA SOBRE OS  
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS E A QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA  
HIDROGRÁFICA DOS RIO DAS ANTAS, IRATI-PR

IRATI/PR

2021

CARLA MALAVAZI DARIVA

INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA SOBRE OS  
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS E A QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA  
HIDROGRÁFICA DOS RIO DAS ANTAS, IRATI-PR

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, associação ampla entre Universidade Estadual do Centro-Oeste e Universidade Estadual de Ponta Grossa, Área de concentração Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Costa de Oliveira Filho

Co-orientador: Prof. Dr. Elynton Alves do Nascimento

IRATI/PR

2021

Catálogo na Publicação  
Rede de Bibliotecas da Unicentro

- D218i Dariva, Carla Malavazi  
Influência do uso e ocupação da terra sobre os macroinvertebrados aquáticos e a qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio das Antas, Irati-PR / Carla Malavazi Dariva,. -- Irati, 2021.  
xiii, 76 f. : il. ; 28 cm
- Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual do Centro-Oeste e Universidade Estadual de Ponta Grossa. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Meio Ambiente e Recursos Hídricos., 2021.
- Orientador: Paulo Costa de Oliveira Filho  
Coorientador: Elynton Alves do Nascimento  
Banca examinadora: Paulo Costa de Oliveira Filho, Ivana de Freitas Barbola, Angelo Evaristo Sirtoli
- Bibliografia
1. Macroinvertebrados, 2. Rios urbanos. 3. Qualidade da água. 4. Uso e ocupação da terra. 5. Unidade de conservação. I. Título. II. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

CDD 628.4

## TERMO DE APROVAÇÃO

**Carla Malavazi Dariva**

### **Influência do uso e ocupação da terra sobre os macroinvertebrados aquáticos e a qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas, Irati-PR**

Dissertação aprovada em 18/11/2021, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre, no Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos, da Universidade Estadual do Centro-Oeste, pela seguinte Banca Examinadora:



**Dr. Paulo Costa de Oliveira Filho**  
Universidade Estadual do Centro-Oeste  
Orientador e Presidente da Banca



**Dra. Ivana de Freitas Barbola**  
Universidade Estadual de Ponta Grossa

ANGELO EVARISTO SIRTOLI:  
39056066072

Assinado digitalmente por ANGELO EVARISTO SIRTOLI:  
39056066072  
DN: C=BR, O=UNICENTRO, OU=Universidade do Centro-Oeste, CN=ANGELO EVARISTO SIRTOLI  
Serial: 11, 2021.11.22 09:04:05Z  
Formato: PKCS#7  
Versão: 1.0.1

**Dr. Angelo Evaristo Sirtoli**  
Universidade Federal do Paraná

Irati-PR, 18 de novembro de 2021.

## **AGRADECIMENTOS**

A minha família por me apoiar em minhas decisões e sempre me fazerem lembrar do quanto eu sou capaz, por me apoiarem em todos os momentos para que eu pudesse concluir da melhor maneira o meu trabalho, me incentivando e me dando forças para prosseguir. A todos da minha família e a todos amigos que torceram por mim, de alguma maneira.

Ao Enzo Luigi Crisigiovanni por me auxiliar com a estatística e no processo de construção de ideias. A Professora Izabel Bonete por me fazer aprender e a gostar da estatística. A Ana Maria Charnei, a Karoline de Souza Cardozo, por toda paciência e dedicação em me guiarem pelas análises no laboratório de qualidade da água e principalmente pelo companheirismo. A Cinthia Eloise Domingues e ao Carlos Raphael pelos conselhos e pela troca de experiência. Ao Gabriel Ribeiro, aluno da iniciação científica, pela companhia em algumas coletas e pelas horas compartilhadas em laboratórios.

A UNICENTRO e a todos os integrantes do DENAM, pela oportunidade e pelo auxílio. A Joelma Fedalto por me escutar e dividir comigo, sempre, um café quentinho. Aos meus colegas de classe, em especial a Fernanda Filipaki, a Maria Zarpelon, ao Ronaldo Nunes da Silva e ao Guilherme Gavlak, pela companhia e pelas risadas.

Por fim, e não menos importante, agradeço aos meus orientadores, pelo conhecimento, pelo incentivo, por acreditarem em mim quando eu mais precisei, pela paciência e principalmente pelas críticas, que me fizeram buscar novos conhecimentos. Sem vocês eu não chegaria até aqui.

We are one,  
We are a universe.  
Tuomas Holopainen

## RESUMO

Os macroinvertebrados aquáticos são as assembleias mais estudadas em comunidades de riachos para compreender os efeitos de diferentes tipos de uso e ocupação da terra e da qualidade da água. O objetivo foi avaliar a dinâmica da qualidade das águas do rio das Antas, baseando-se em parâmetros físico-químicos, microbiológicos e macroinvertebrados, considerando o uso e ocupação da terra ao longo de toda a bacia hidrográfica, incluindo a influência da porção urbana do município de Irati, do recebimento do efluente da estação de tratamento de esgoto (ETE) e da Floresta Nacional de Irati. Para determinar a existência dessas diferenças foram utilizados parâmetros de qualidade da água, técnicas geoprocessamento e os índices de diversidade da fauna aquática, utilizando os macroinvertebrados aquáticos, que são bioindicadores. Foram coletados macroinvertebrados e água em 19 pontos, dentre eles 8 no Rio das Antas e 11 em tributários, procurando abranger os diversos níveis de uso e ocupação da terra. Foi realizada a classificação do uso da terra, divisão e delimitação das áreas das bacias, cálculo das taxas de uso e ocupação da terra. Em complemento, foi avaliado o nível de preservação das condições ecológicas dos pontos de coleta utilizando o Protocolo de Avaliação Rápida. Para avaliar a qualidade da água foi realizado análises físico-químicas e microbiológicas da água, utilizando o IQA. Os resultados também foram comparados com a Resolução CONAMA nº 357/05, para um rio de Classe 2. Para caracterização dos macroinvertebrados foram utilizados os índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), Equitabilidade de Pielou ( $J$ ), Riqueza de Margalef,  $BMWP'$ ,  $\%EPT$  e  $\%Chironomidae$ . A análise de correspondência canônica (CCA) foi usada para avaliar as relações entre as comunidades de macroinvertebrados e as variáveis ambientais de qualidade da água e taxas de uso e ocupação da terra. A CCA revelou uma divisão de qualidade no primeiro eixo. Todos os índices de diversidade e de qualidade da água foram, no geral, maiores para as bacias em florestas protegidas, com maior taxa de ocupação por áreas de mata nativa e reflorestamento, sendo intermediários em bacias rurais, com áreas de uso e ocupação agrícola com vegetação ripária menos fragmentada, e os piores índices foram em bacias urbanas, com áreas com maiores influências urbanas e dentro do perímetro urbano. Resultados que reforçam as influências causadas em corpos d'água pelo uso e ocupação da terra, afetando diretamente a comunidade de macroinvertebrados aquáticos e a qualidade da água, principalmente em áreas urbanas. Resultados esses confirmados pelas relações das variáveis ambientais com a comunidade de macroinvertebrados obtidas na CCA. Pôde-se concluir que unidade de conservação contribui efetivamente para a conservação da diversidade da fauna de macroinvertebrados aquáticos, porém a unidade de conservação não foi suficiente para recuperar a qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio das Antas, para atender os limites impostos pela legislação.

**Palavras-chave:** macroinvertebrados, rios urbanos, qualidade da água, uso e ocupação da terra, unidade de conservação.

## ABSTRACT

Aquatic macroinvertebrates are the most studied assemblages in stream communities to understand the effects of different types of land use and occupation and water quality. The objective was to evaluate the dynamics of the water quality of the Rio das Antas, based on physical-chemical, microbiological and macroinvertebrate parameters, considering the use and occupation of land along the entire hydrographic basin, including the influence of the urban portion of the municipality of Irati, from the receipt of effluent from the sewage treatment plant (ETE) and from the Irati National Forest. To determine the existence of these differences, water quality parameters, geographic information system techniques and aquatic fauna diversity indices were used, using macroinvertebrates, which are bioindicators. Macroinvertebrates and water were collected at 19 points, including 8 in Rio das Antas and 11 in tributaries, seeking to cover the different levels of land use and occupation. The classification of land use, division, delimitation of basin areas, calculation of land use and occupation rates was carried out. In addition, the level of preservation of the ecological conditions of the collection points was evaluated using the Rapid Assessment Protocol. To assess water quality, physicochemical and microbiological analyzes of the water were performed using the IQA. The results were also compared with CONAMA Resolution No. 357/05, for a Class 2 river. To characterize the macroinvertebrates, Shannon-Wiener (H'), Pielou's Equitability (J), Margalef's Wealth indices were used, BMWP', % EPT and %Chironomidae. Canonical Correspondence Analysis (CCA) was used to assess the relationships between macroinvertebrate communities and the environmental variables of water quality and rates of land use and occupation. CCA revealed a quality division on the first axis. All diversity and water quality indices were, in general, higher for the basins in protected forests, with a higher rate of occupation by areas of native forest and reforestation, being intermediate in rural basins, with areas of agricultural use and occupation with less fragmented riparian vegetation, and the worst rates were in urban basins, with areas with greater urban influences and within the urban perimeter. Results that reinforce the influences caused on water bodies by land use and occupation, directly affecting the aquatic macroinvertebrate community and water quality, especially in urban areas. These results are confirmed by the relationships of the environmental variables with the macroinvertebrate community obtained in the CCA. It was concluded that the conservation unit effectively contributes to the conservation of the diversity of aquatic macroinvertebrate fauna, but the conservation unit was not sufficient to recover the water quality in the Rio das Antas hydrographic basin, to meet the limits imposed by legislation.

**Keywords:** macroinvertebrates, urban rivers, water quality, land use and occupation, conservation unit.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização das unidades de conservação.....	22
Figura 2 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio das Antas.....	24
Figura 3 – Localização dos pontos de coleta na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas.....	25
Figura 4 – Resultado do Segmentador de Crescimento por Regiões com os parâmetros de similaridade de 1 e área de 50 pixels para a Bacia Hidrográfica do Rio das Antas, sendo (a) área total e (b) detalhe ampliado.....	30
Figura 5 – Imagem da composição da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas, com os pontos de coleta, perímetro urbano e perímetro da FLONA de Irati.....	33
Figura 6 – Imagem da composição da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas, com a delimitação das áreas de drenagem das microbacias, de acordo com suas classes.....	35
Figura 7 – Resposta da variável pH da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas, em comparação com as concentrações permitidas pela Resolução do CONAMA nº 357/05.....	37
Figura 8 – Resposta da variável turbidez (NTU) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas, em comparação com as concentrações permitidas pela Resolução do CONAMA nº 357/05.....	37
Figura 9 – Resposta da variável sólido total (mg/L) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas, em comparação com as concentrações permitidas pela Resolução do CONAMA nº 357/05.....	38
Figura 10 – Resposta da variável oxigênio dissolvido (mg/L) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas, em comparação com as concentrações permitidas pela Resolução do CONAMA nº 357/05.....	38
Figura 11 – Resposta da variável Coliformes termotolerantes (NMP 100/mL) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas, em comparação com as concentrações permitidas pela Resolução do CONAMA nº 357/05.....	39
Figura 12 – Resposta da variável Demanda Bioquímica de Oxigênio da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas, em comparação com as concentrações permitidas pela Resolução do CONAMA nº 357/05.....	39
Figura 13 – Resposta da variável Fósforo total (mg/L) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas, em comparação com as concentrações permitidas pela Resolução do CONAMA nº 357/05.....	40
Figura 14 – Resposta da variável Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas, em comparação com as concentrações permitidas pela Resolução do CONAMA nº 357/05.....	41
Figura 15 – Resposta da variável temperatura (°C) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas.....	41
Figura 16 – Imagem dos pontos de coleta nas bacias em floresta protegida dos rios tributários T10 (a) e T 11 (b), dentro da Floresta Nacional de Irati, na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas.....	45
Figura 17 – Imagem dos pontos de coleta nas bacias urbanas dos rios tributários T2(a) e T4 (b), na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas, dentro do perímetro urbano do município de Irati.....	45
Figura 18 – Imagem dos pontos de coleta nas bacias urbanas A2 (a) e A4 (b), na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas, dentro do perímetro urbano do município de Irati.....	46

Figura 19 – Imagem dos pontos de coleta nas bacias rurais A7 (a) e A8 (b), que compõem o limite da Floresta Nacional de Irati, na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas	46
Figura 20 – Triplot do primeiro e segundo eixos da CCA de macroinvertebrados, variáveis ambientais e seus correspondentes pontos de amostragem. O nome completo para os códigos de abreviatura de táxons dos macroinvertebrados aquáticos são dados nas Tabelas 9 e 10	49

## LITA DE TABELAS

Tabela 1- Interpretação dos valores de K para a classificação do uso e ocupação da terra.....	27
Tabela 2- Interpretação dos valores Protocolo de Avaliação Rápida de Habitat, proposto por Callisto <i>et al.</i> (2002).....	28
Tabela 3- Interpretação dos valores do IQA para a classificação da qualidade das águas.....	29
Tabela 4- Interpretação dos valores do Índice BMWP', para a classificação da qualidade da água, utilizando macroinvertebrados aquáticos.....	32
Tabela 5- Interpretação dos valores de uso e ocupação da terra obtidos pela segmentação da área estudada por Crescimento de Regiões e sua classificação de uso e ocupação da terra pelo classificador Bhattacharya, com limiar de aceitação de 95%.....	33
Tabela 6- Valores obtidos do somatório dos parâmetros propostos pelo Protocolo de Avaliação Rápida de Habitat, proposto por Callisto <i>et al.</i> (2002).....	36
Tabela 7- Resultado dos valores do IQA para a classificação da qualidade das águas, segundo CETESB (2019).....	42
Tabela 8- Valores da abundância de táxons coletados em cada local de amostragem no Rio das Antas (rio principal), no período de setembro de 2019 a maio de 2021...	42
Tabela 9- Valores da abundância de táxons coletados em cada local de amostragem dos rios tributários da Bacias do Rio das Antas, no período de setembro de 2019 a maio de 2021.....	43
Tabela 10- Valores das medidas bioindicadores e os resultados dos índices de diversidade de macroinvertebrados aquáticos, coletados na Bacia do Rio das Antas, no período de setembro de 2019 a maio de 2021.....	44
Tabela 11- Interpretação dos valores do Índice BMWP', para a classificação da qualidade da água, utilizando macroinvertebrados aquáticos, na Bacia do Rio das Antas.....	47
Tabela 12- Resumo da análise de correspondência canônica (CCA), para a classificação da qualidade da água, utilizando macroinvertebrados aquáticos, na Bacia do Rio das Antas.....	48

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1: Índice Kappa.....	26
Equação 2: Índice de Qualidade da Água (IQA).....	28

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Análise de correspondência canônica (CCA)  
Análise de variância (ANOVA)  
*Biological Monitoring Working Party Score System* (BMWP')  
Coliformes totais (CT)  
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)  
Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT)  
Equitabilidade de Pielou (J')Estação de tratamento de esgoto (ETE)  
Floresta Nacional de Irati (FLONA de Irati)  
Fósforo total (P)  
Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H')Índice de Qualidade da Água (IQA)  
Nitrogênio total kjeldahl (NTK)  
Oxigênio dissolvido (OD)  
Potencial hidrogeniônico (pH)  
Protocolo de Avaliação Rápida de Habitat (PARDH)  
Sistemas de Informação Geográficas (SIG)  
Sólidos Totais (ST)  
Temperatura (Temp.)  
Turbidez (Turb.)  
Unidade de conservação (UC)  
Unidade nefelométrica de turbidez (NTU)

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICAS	15
1.2	RECURSOS HÍDRICOS E QUALIDADE DA ÁGUA	15
1.3	BIOINDICADORES EMACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS	18
1.4	UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	20
1.5	JUSTIFICATIVA E OBJETIVOS	22
1.5.1	Objetivos Específicos	23
2	MATERIAIS E MÉTODOS	23
2.1	DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	23
2.2	COLETA DE DADOS	24
2.3	PROCESSAMENTO DE IMAGEM E USO E OCUPAÇÃO DA TERRA	26
2.4	CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	28
2.5	CARACTERIZAÇÃO DOS MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS	29
2.6	ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA	30
3	RESULTADOS	31
3.1	PROCESSAMENTO DE IMAGEM E USO E OCUPAÇÃO DA TERRA	31
3.2	QUALIDADE DA ÁGUA	37
3.3	MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS	42
3.4	ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA	47
4	DISCUSSÕES	49
4.1	IMPACTOS DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA NA QUALIDADE DA AGUA	49
4.2	IMPACTOS DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA NA DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS	54
4.3	RELAÇÕES ENTRE AS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS E AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS ANALISADAS	56
5	CONCLUSÃO	59
	REFERÊNCIAS	62

## 1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, várias atividades antrópicas (por exemplo, mineração, construção de barragens, remoção de mata ciliar, despejos de esgoto sem tratamento, introdução de espécies exóticas, etc.) vêm causando desequilíbrio ecológico, levando a uma grande perda de diversidade biológica e diminuição da qualidade da água nos ecossistemas aquáticos, colocando esses ecossistemas entre os mais ameaçados do mundo (SHEPP; CUMMINS, 1997; CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001; GOULART; CALISTO, 2003, CHEN *et al.*, 2014, HARRISON *et al.*, 2016; MENDOZA *et al.*, 2017).

Os ecossistemas aquáticos são compostos por grande diversidade de organismos, dentre eles, se destacam as comunidades de macroinvertebrados aquáticos, cuja distribuição, hábitos alimentares e composição são influenciados pelas condições químicas e físicas da água, especialmente relacionadas a fatores como presença de área de preservação permanente, distribuição dos substratos no fundo do leito do rio e disponibilidade de matéria orgânica alóctone e as interações entre esses fatores (MACEDO *et al.*, 2014; MORAES *et al.*, 2014; MANFRIN *et al.*, 2019; ZEQUI *et al.*, 2019; HANNA *et al.*, 2020; RESTELLO *et al.*, 2020).

Habitats naturais são frequentemente transformados em paisagens antropogênicas para beneficiar a sociedade é um dos principais fatores por trás da degradação da qualidade da água (URIARTE *et al.*, 2011, SU *et al.*, 2016).

Essa degradação é caracterizada como um problema ambiental, social e sanitário (VAL *et al.*, 2019), sendo necessária a proteção e recuperação da bacia hidrográfica, para garantir água em quantidade e qualidade adequadas para saúde pública e segurança alimentar (MELLO *et al.*, 2020), sendo também imprescindível para garantir a integridade e manutenção da vida silvestre (GOULART; CALLISTO, 2003), bem como seus demais usos.

Tendo em vista as consequências dessas ações antrópicas, técnicas de Sistemas de Informação Geográficas (SIG) podem ser úteis para analisar e monitorar as relações entre mudanças do uso e ocupação da terra e a qualidade da água. Estudos que visam analisar essas relações mostram diminuição na qualidade de água com o aumento de atividades antrópicas no uso da terra (OMETO *et al.*, 2000; VALLE *et al.*, 2013; HUNT *et al.*, 2017; CASTRO *et al.* 2018; DALA-CORTE *et al.* 2020; MELO *et al.*, 2020).

## 1.1 SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICAS

O Sistema de Informações Geográficas (SIG), geotecnologia da área de Geoprocessamento, permite a realização de diversas análises complexas e integração de dados e com a criação de banco de dados georreferenciados torna possível a automatização da produção de mapas e outros produtos cartográficos (CÂMARA; DAVIS; MONTEIRO, 2001).

O SIG pode ser considerado como um importante meio de apoio e desenvolvimento de aplicações voltadas ao meio ambiente, facilitando a integração de dados espaciais e permitindo propor alternativas para diminuir impactos identificados no ambiente, inclusive no âmbito das bacias hidrográficas (SENA; NETO; LEITE, 2012).

Atualmente, muitos programas do tipo sistemas de informações geográficas são providos das funções de processamento de imagens, tais como realçamento e fusão de imagens, segmentação e classificação entre outras técnicas (OLIVEIRA; CANDEIAS; TAVARES JUNIOR, 2019).

No uso atual, o termo "sensoriamento remoto" geralmente se refere ao uso de tecnologias de sensores baseadas em satélites ou aeronaves para detectar e classificar objetos na Terra, inclusive em superfícies, com base em sinais propagados (ROCHA, 2000) e a sua utilização para obtenção de dados relacionados ao uso e ocupação da terra para análises e monitoramento dos recursos naturais tem sido bastante difundida (MWAJENGO *et al.*, 2020; FERRONATO *et al.*, 2018).

O uso e a ocupação da terra influenciam a qualidade da água de uma bacia hidrográfica, mesmo com suas condições naturais preservadas, pois a composição da água pode ser afetada pela declividade superficial e pela infiltração no solo de despejos domésticos e/ou defensivos agrícolas (AMINUL ISLAM *et al.* 2018; Mello *et al.* 2018). Em vista disso, a forma de utilização dos recursos hídricos e o despejo de substâncias tóxicas nos corpos d'água têm demandado constantes estudos de monitoramento e atenção especial dos gestores ambientais (MARQUES *et al.*, 2007).

## 1.2 RECURSOS HÍDRICOS E QUALIDADE DA ÁGUA

A qualidade das águas de um corpo hídrico é resultante de fenômenos naturais, que ocorrem mesmo com a bacia hidrográfica preservada, como o



escoamento superficial e a infiltração da precipitação atmosférica no solo; além da atuação do homem, de forma concentrada, como na geração de despejos domésticos no perímetro urbano, ou difusa, como na aplicação de defensivos agrícolas em áreas ao longo de uma bacia hidrográfica (AMINUL ISLAM *et al.* 2018; MAHVI *et al.* 2005).

O Brasil possui o maior volume de água doce do mundo, porém sua distribuição é irregular e algumas regiões carecem de água potável suficiente para o abastecimento público e demais usos (VAL *et al.*, 2019). Além disso, nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos têm sido alterados em diferentes escalas como consequência negativa de diversas atividades antrópicas (REID *et al.* 2019), além da própria urbanização, que independentemente de outras interferências já reduz a qualidade das águas dos rios (ALVAREDA *et al.*, 2020; CRISIGIOVANNI *et al.*, 2020). Os rios integram grande porcentagem dos eventos que ocorrem no seu entorno, considerando-se o uso e ocupação da terra (SOUZA PEREIRA *et al.* 2019), assim, suas características ambientais, especialmente as comunidades biológicas, fornecem informações sobre as consequências das ações do homem (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001; LIU *et al.*, 2021).

O desmatamento que fragmenta mosaicos de vegetação e matas ciliares remanescentes é uma das principais causas da degradação da água, pois a substituição da vegetação natural, principalmente de áreas de preservação permanente, por outros tipos de uso da terra, aumenta a contaminação por nutrientes e substâncias tóxicas em rios e reservatórios, prejudicando a qualidade da água e aumentando o custo do tratamento da água para uso potável (TUNDISI; TUNDISI, 2015; MELLO *et al.*, 2020).

O conhecimento sobre a qualidade da água é fundamental, pois a baixa qualidade limita seus usos para diferentes fins, razão pela qual o monitoramento de variáveis bióticas e abióticas vem sendo utilizado como eficiente ferramenta para se avaliar a extensão e a magnitude de cada atividade antrópica poluidora (RASMUSSEN; WIBERG-LARSEN; JACOBSEN, 2017; SHI *et al.*, 2019; ZEQUI *et al.*, 2019).

Diante de toda a problemática envolvendo a qualidade da água e seus usos, a Resolução do CONAMA nº 357/05 estabelece a classificação dos corpos de água, segundo a sua utilização, e define os parâmetros de qualidade a serem atendidos para cada classe, além de estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes nos corpos hídricos. Ainda, a Resolução define o enquadramento como um

estabelecimento de metas ou objetivos de qualidade da água (classe) a ser obrigatoriamente alcançado ou mantido ao longo do tempo (BRASIL, 2005).

A Região Hidrográfica do Paraná abrange importantes usos dos recursos hídricos, de relevância econômica e social, e concentra os principais reservatórios com infraestrutura para produção e transmissão de energia elétrica, com importância para a manutenção da segurança hídrica da região e energética do País (ANA, 2021).

A Resolução ANA Nº 77, de 1º de junho de 2021, alerta para um déficit de precipitação mensal na Região Hidrográfica do Paraná desde outubro de 2019, e que a bacia se encontra em situação de déficit de precipitação severa, impactando os usos da água, como os baixos níveis dos reservatórios e a produção de energia elétrica. Em geral, a qualidade da água se deteriora mais durante os períodos de baixo fluxo e está fortemente relacionada com a capacidade dos rios carregarem poluentes acumulados a montante para a jusante (AVILES; NIELL, 2007; KURIQI *et al.*, 2021).

Um dos problemas enfrentados no monitoramento da qualidade da água é a complexidade de analisar um grande número de variáveis (ISCEN *et al.*, 2008). Quando os recursos hídricos são monitorados para fins ambientais, os índices são comumente usados para resumir a quantidade de dados em uma forma numérica (OLIVEIRA *et al.*, 2019).

O Índice de Qualidade da Água (IQA) foi desenvolvido pela *National Sanitation Foundation*, dos Estados Unidos, em 1970, com o objetivo de comparar e monitorar as mudanças qualitativas nos recursos hídricos. Em 1975, este índice foi adaptado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, para melhor se adequar aos corpos d'água brasileiros, sendo atualmente o índice mais utilizado no Brasil (CETESB, 2019).

O cálculo desse índice consiste na utilização de variáveis que refletem as mudanças ocorridas na região da bacia do recurso hídrico, sejam elas antrópicas ou naturais. Ainda assim, o IQA tem a vantagem de resultar em um valor fácil de comunicar e entender, pois as interações e alterações nos parâmetros analisados, tendo unidades de medida diferentes, resultam em um único número (CENTENO; CECCONELLO, 2016).

No Paraná, o IAQ tem sido aplicado em diversos estudos (GODOY *et al.*, 2021; CRISIGIOVANNI *et al.*, 2020; GONÇALVES; ROCHA, 2016; CARVALHO *et al.*, 2015) para avaliações da qualidade da água de rios, sendo uma estratégia importante para a gestão de recursos hídricos. Na região centro-oeste do Estado, na Bacia

Hidrográfica do Rio Piriquire, as variações médias dos valores de IQA resultaram em uma classificação de qualidade de água boa (GODOY *et al.*; 2021). Em Ponta Grossa, na Bacia Hidrográfica da Represa de Alagados, o valor médio do IQA (70) também resultou em uma qualidade de água boa (GONÇALVES; ROCHA, 2016), e na bacia Hidrográfica Rio do Campo os resultados variaram entre qualidade de água boa e ótima, para todos os pontos amostrados (CARVALHO *et al.*, 2015).

### 1.3 BIOINDICADORES E MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS

Bioindicadores são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença e abundância são indicativos biológicos de uma determinada condição ambiental, sendo uma importante ferramenta na avaliação da integridade ecológica de corpos hídricos (CALLISTO *et al.*, 2002). Existem muitos indicadores biológicos de ecossistemas aquáticos (CHESSMAN *et al.*, 1999; HARRIS; SILVEIRA, 1999;), e os mais comumente utilizados têm sido os macroinvertebrados aquáticos (RESH; JACKSON, 1993; KAY *et al.*, 1999; HEEP; SANTOS, 2009; MELLO *et al.*, 2018; MWAIJENGO *et al.*, 2020).

Os macroinvertebrados aquáticos são importantes membros das teias tróficas e participantes do fluxo de energia e ciclagem de nutrientes, exercendo um papel fundamental no funcionamento natural dos ecossistemas aquáticos (ROSENBERG; RESH, 1993; FIDELIS *et al.*, 2008; TONELLO *et al.*, 2014). A variedade de características morfológicas e comportamentais encontradas dentro de uma comunidade está intimamente relacionada com as formas de obtenção de alimento e refúgio, sendo a disponibilidade de recursos e habitats determinantes na sua distribuição (STEWART *et al.*, 2000; SILVEIRA *et al.*, 2006), podendo desta forma ser utilizados como indicadores da qualidade ambiental (MANFRIN *et al.*, 2019; ARIMORO *et al.*, 2021).

Além disso, os macroinvertebrados aquáticos são fáceis de coletar, incapazes de escapar das fontes de poluição urbana, pois geralmente são organismos sésseis ou têm mobilidade reduzida e, por terem uma vida relativamente longa, integram um conjunto histórico de condições ecológicas (ARIMORO *et al.*, 2007; LIN; YO, 2008; DAIEF *et al.*, 2014).

Os macroinvertebrados aquáticos respondem de diferentes maneiras à poluição orgânica no ambiente, podendo ser sensíveis, como organismos típicos de

ambientes limpos ou de boa qualidade de águas, como alguns Plecoptera e Trichoptera), passando por organismos tolerantes (e.g. alguns Heteroptera, Odonata e Amphipoda) até organismos resistentes (e.g. alguns Chironomidae e Oligochaeta), sendo todos usados com sucesso para caracterizar as condições ecológicas em diferentes corpos d'água (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001; ZEQUI *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2019; ALVAREDA *et al.*, 2020, MELO *et al.*, 2020, MWAIJENGO *et al.*, 2020).

Segundo Strieder *et al.* (2006), a análise de comunidades aquáticas é necessária para a determinação da qualidade da água, pois as análises físico-químicas fornecem apenas dados momentâneos, enquanto ao se utilizar organismos indicadores pode-se obter resultados condizentes com a realidade a longo prazo do ecossistema.

É mais comum existir maior diversidade de macroinvertebrados em ambientes preservados e com boa qualidade de água, enquanto que em ambientes impactados costuma-se registrar menor diversidade de táxons (SILVA; EVERTON; MELO, 2016). Desta maneira, o monitoramento biológico é uma ferramenta para avaliação da qualidade ambiental (GOULART; CALLISTO, 2003).

Impactos de diferentes tipos de uso da terra sobre ecossistemas aquáticos e alterações na estrutura da comunidade de macroinvertebrados foram relatados em diversos lugares do mundo (STOLL *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2019; ALVAREDA *et al.*, 2020, MELO *et al.*, 2020, MWAIJENGO *et al.*, 2020; LIU *et al.*, 2021), mas as principais variáveis ambientais que influenciam a composição da comunidade aquáticas específica do uso da terra ainda são lacunas a serem preenchidas (OLIVEIRA *et al.*, 2020).

Hoje em dia, muitos países desenvolvidos têm usado índices bióticos juntamente com variáveis físico-químicas da qualidade da água para seu monitoramento de rotina da qualidade da água (DAMANIK-AMBARITA *et al.*, 2016).

O *Biological Monitoring Working Party Score System* (BMWP') foi desenvolvido pelo *National Water Council* (1981) na Inglaterra, como um sistema simplificado para avaliar a qualidade da água, usando macroinvertebrados aquáticos (HAWKES, 1997), e desde o seu desenvolvimento tem sido amplamente utilizado em muitos países europeus (LI *et al.*, 2010). A adaptação do BMWP para outros países inclui a adição de novas famílias e mudanças em alguns escores de sensibilidade (MUSTOW, 2002).

O BMWP' foi adaptado por Junqueira e Campos (1998) para a bacia do Rio das Velhas (MG) e por Loyola (2000) para estudos nos rios do Estado do Paraná, a partir de dados levantados em projeto de monitoramento da qualidade da água de afluentes da margem esquerda do reservatório da Itaipu, pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), atualmente IAT (Instituto Água e Terra).

O índice BMWP' baseia-se na soma de valores de tolerância (sensibilidade a poluentes orgânicos) atribuídos a cada grupo de macroinvertebrados de acordo com sua capacidade de sobreviver em diferentes situações de qualidade de água (ALBA-TERCEDOR, 1996).

#### 1.4 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

No Brasil, as áreas protegidas começaram a ser estabelecidas, por iniciativa do Governo Federal, a partir de 1934, com a aprovação do primeiro Código Florestal, pelo Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934, que propiciou a criação da primeira área protegida, o Parque Nacional de Itatiaia, em 1937 (BRASIL, 1937). Porém, somente em 18 de julho de 2000, que a Lei nº 9.985, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, estabeleceu critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação da natureza (BRASIL, 2000).

O SNUC inclui a água como integrante da unidade de conservação (UC) e como um recurso ambiental, tendo também como objetivo contribuir para a manutenção da diversidade biológica, tanto em território nacional quanto nas águas jurisdicionais. Além disso, sua primeira diretriz assegura que amostras significativas e ecologicamente viáveis das diferentes populações, habitats e ecossistemas estejam representadas tanto no território quanto nas águas jurisdicionais, com o objetivo de salvaguardar o patrimônio biológico existente (BRASIL, 2000).

A Floresta Nacional de Irati (FLONA de Irati) foi criada pelo Instituto Nacional do Pinho (INP) em 1946 e era denominada Parque Florestal Manoel Henrique da Silva. No ano de 1968 foi nominada Floresta Nacional de Irati pela Portaria nº 559 de 25 de outubro de 1968, do então Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal – IBDF, atual Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. A partir de 2008, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) passou a ser o órgão gestor da unidade.

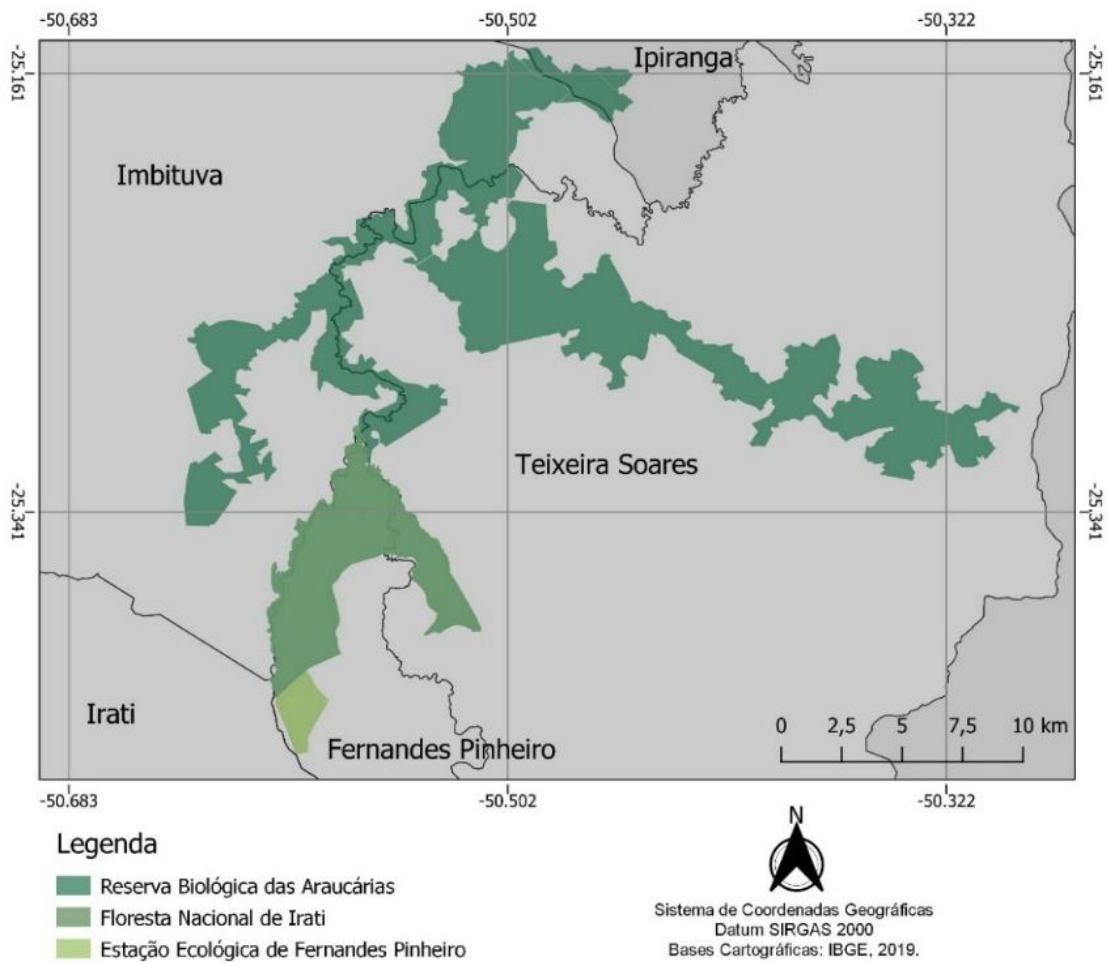
A FLONA de Irati está situada nos municípios de Fernandes Pinheiro (78% da área) e Teixeira Soares (32% da área), na região Sudeste do Paraná, no Segundo Planalto Paranaense. Possui uma área de 3.495 ha e sua vegetação é a Floresta Ombrófila Mista, caracterizada pela prevalência de *Araucaria angustifolia*. O clima predominante é o Cfb - mesotérmico, subtropical úmido com verões quentes sem estação seca, de inverno definido com geadas severas e frequentes.

Hoje a FLONA de Irati é uma unidade de conservação de âmbito federal do grupo de uso sustentável, ou seja, permite a exploração sustentável dos recursos naturais aliada a preservação ambiental, preservando a biodiversidade. As FLONAS do sul do Brasil são conhecidas por possuírem cultivos florestais de *A. angustifolia* desde o ano de 1946, sendo as pioneiras na introdução do gênero *Pinus*, no país, em 1958 (MAZZA, 2006). Inicialmente ela foi destinada à implementação de estudos e ensaios com *A. angustifolia* com o objetivo inicial de avaliar e testar os métodos de plantio, espaçamento, tratamentos culturais, gerando subsídios para os plantios em grande escala (HOSOKAWA; MACHADO; SILVA, 1990).

Em relação aos cursos d'água, o rio das Antas e o rio Imbituvão são os principais corpos hídricos formadores da rede de drenagem do local (GALVÃO *et al.*, 1989), que acabam por definir os limites da FLONA de Irati, mantidos por diversos outros pequenos tributários, alguns com nascente no interior da unidade de conservação.

A FLONA de Irati, juntamente com a Reserva Biológica (REBIO) das Araucárias (Teixeira Soares, Imbituva e Ipiranga-PR) e a Estação Ecológica (ESEC) de Fernandes Pinheiro (Fernandes Pinheiro-PR) (Figura 1) representam alguns dos principais remanescentes de floresta com araucária na região, estando em uma localização estratégica, formando um mosaico, que contribui para preservação de habitats terrestres e aquáticos facilitando a manutenção dos processos ecológicos (BRASIL, 2000; BENNETT; MULONGOY, 2006; GRISE *et al.*, 2009). Apesar disso, as UCs de Proteção integral ainda apresentam problemas quanto à sua implantação, pois o processo de desapropriação, necessário para garantir a efetividade da conservação, tem enfrentado problemas (*e.g.* MANARIM, 2008).

Figura 1 – Localização das unidades de conservação (UCs).



Fonte: A autora.

## 1.5 JUSTIFICATIVA E OBJETIVOS

Diante do atual cenário, foi realizada uma pesquisa na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas, localizada no sudeste paranaense, entre os municípios de Irati, Imbituva, Fernandes Pinheiro e Teixeira Soares, que tem como rio principal o Rio das Antas. A nascente está localizada no município de Irati-PR. Desde a nascente o seu traçado percorre todo o perímetro urbano e segue por áreas rurais. Recebe a contribuição de corpos hídricos que nascem e percorrem diferentes tipos de uso e ocupação da terra, incluindo a área da Floresta Nacional de Irati (FLONA de Irati), para então desaguar no Rio Imbituvão.

Apesar de vários estudos já terem sido realizados Bacia Hidrográfica do Rio das Antas (EWERLING; MAIA, 2009; VENANCIO *et al.*, 2010; HABERLAND *et al.*

2012; MARTINS, 2020; CRISIGIOVANNI *et al.* 2020) este é o primeiro a analisar a bacia hidrográfica inteira.

O objetivo foi avaliar a dinâmica da qualidade das águas do rio das Antas, baseando-se em parâmetros físico-químicos, microbiológicos e macroinvertebrados, considerando o uso e ocupação da terra ao longo de toda a bacia hidrográfica, incluindo a influência da porção urbana do município de Irati, do recebimento do efluente da estação de tratamento de esgoto (ETE) e da drenagem da Floresta Nacional de Irati.

### **1.5.1 Objetivos específicos**

Realizar o levantamento de uso e ocupação da terra em toda a área da Bacia do Rio das Antas.

Realizar a avaliação da qualidade da água na Bacia do Rio das Antas, utilizando os seguintes parâmetros: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total (NTK), fósforo total (P), Potencial hidrogeniônico (pH), temperatura (Temp.), turbidez (Turb.), sólidos totais (ST), oxigênio dissolvido (OD), *Escherichia coli* e coliformes totais (CT).

Realizar a avaliação da qualidade da água na Bacia do Rio das Antas utilizando macroinvertebrados aquáticos.

Testar se os parâmetros de qualidade de água avaliados e a comunidade de macroinvertebrados podem ser relacionados ao uso e ocupação da terra.

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

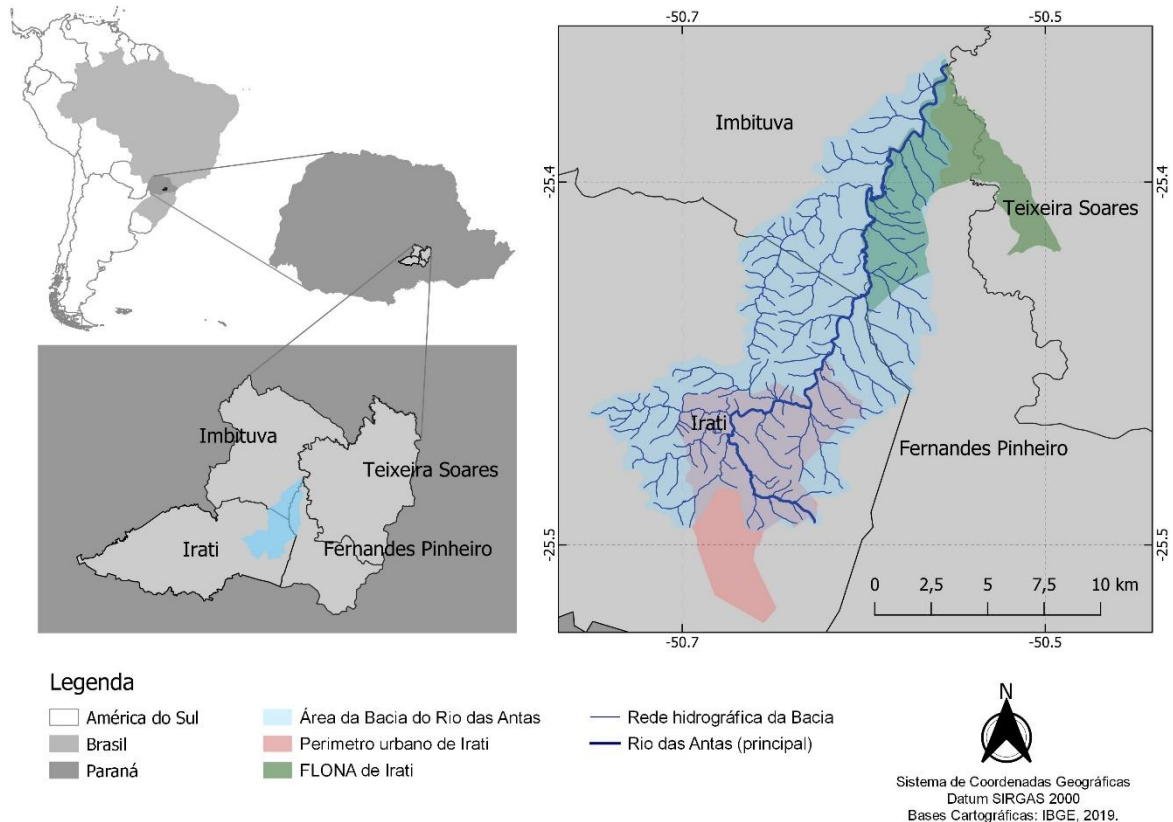
### **2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

A área de estudo é a Bacia Hidrográfica do Rio das Antas, entre as coordenadas Datum Sirgas 2000, UTM 22J, 538023,42m - 7178548,38m e 543948,66m - 7200836,07m, localizada no sudeste paranaense, entre os municípios de Irati, Imbituva, Fernandes Pinheiro e Teixeira Soares (Figura 1). O clima da região é classificado como Cfb, segundo a classificação de Köppen e Geiger (1928), com temperatura média variando de 11,0° C (junho) a 24,2° C (janeiro) e precipitação mensal de aproximadamente 150 mm.



A bacia do Rio das Antas é uma das integrantes da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi e está enquadrada na classe 2, de acordo com a Portaria da Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente (PARANÁ, 1991).

Figura 2 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio das Antas.



Fonte: A autora, 2021.

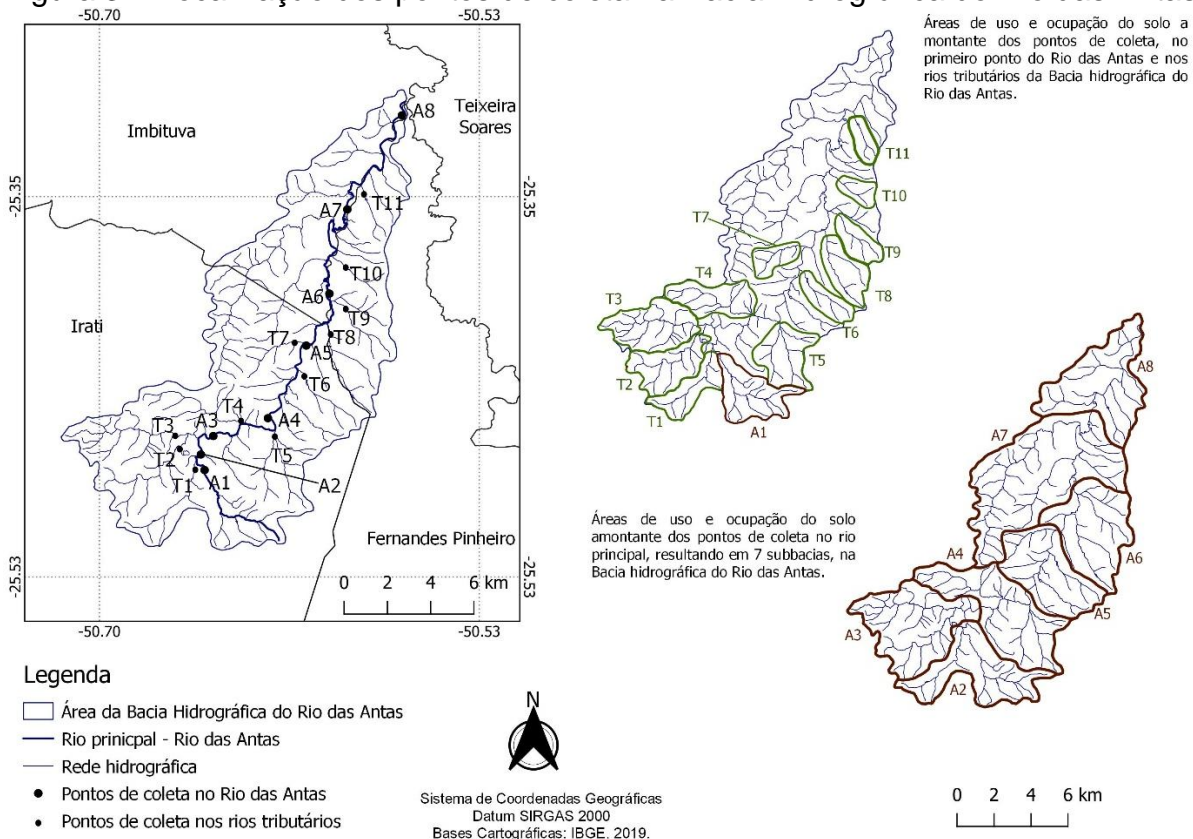
O Rio das Antas, que é o principal rio da bacia, nasce na serra do Nhapindazal, percorrendo em sua maior extensão pela área urbana, desaguando no Rio Imbituvão, sendo este o principal corpo hídrico do município de Irati (ANDRADE; FELCHAK, 2009).

## 2.2 COLETA DE DADOS

As coletas foram realizadas entre setembro de 2019 e maio de 2021. Foram selecionados 19 locais de amostragem e para cada deles foi coletada uma amostra de macroinvertebrados aquáticos e de água, para análises físico-químicas e microbiológicas.

Foram amostrados 8 pontos no Rio das Antas (A1, A2, A3, A4, A5, A6, A7 e A8), e 11 pontos em seus afluentes, sendo eles, no Arroio da Lagoa (T1), Arroio do Meio (T2), Rio Bonito (T3), Arroio da Cascata (T4), Arroio do Nhapindazal (T5), Arroio dos Laars (T6), Arroio do Gursk (T7), Arroio dos Cochinhos (T8) e mais três afluentes na área da FLONA de Irati (T9, T10 e T11) (Figura 3).

Figura 3 – Localização dos pontos de coleta na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas.



Fonte: A autora.

Os pontos de coleta foram escolhidos de acordo com o posicionamento dos principais tributários do Rio das Antas, para que sua distribuição abrangesse os diversos níveis de uso e ocupação da terra (MELLO *et al.*, 2020). A escolha por diversos locais de amostragem, dentro da bacia hidrográfica está de acordo com que foi proposto por Callisto *et al.* (2021), para melhor detectar os efeitos da atividade humana na bacia hidrográfica.

Outro critério para a escolha dos pontos no rio principal, foi a divisão em 7 áreas, sendo respeitada uma distância mínima de 5 km entre a nascente do maior tributário até o próximo ponto de coleta no rio principal, para tentar diminuir o efeito de recolonização de macroinvertebrados por meio de dispersão entre os pontos (SUNDERMANN *et al.*; 2011, STOOL *et al.*, 2016).

## 2.3 PROCESSAMENTO DE IMAGEM E USO E OCUPAÇÃO DA TERRA

Para o processamento das imagens foi utilizado o Sistema de Informação Geográfica (SIG) através do *software* Spring (Sistema para Processamento de Informações Georreferenciadas), versão 5.5.5. O sistema geodésico para todas as informações espacializadas foi o SIRGAS 2000. A projeção cartográfica utilizada foi, a *Universal Transversa Mercator* – UTM, fuso 22 S.

O uso e cobertura da terra na região foram obtidos a partir de imagens OLI (*Operational Land Imager*) do sensor Landsat 8 com uma resolução espacial de 30 m. Para melhorar a resolução espacial das imagens Landsat, as bandas multiespectrais foram fusionadas com a banda *Panchromatic* para obter a resolução final de 15 m.

As bases cartográficas foram obtidas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Com a utilização dessas cartas, foi realizada a vetorização de toda a área de estudo, incluindo o perímetro e a rede hidrográfica da Bacia do Rio das Antas, o perímetro urbano da cidade de Irati (PR) e o perímetro da FLONA de Irati.

Ainda pelo *software* Spring foi realizada a segmentação da área estudada por Crescimento de Regiões e sua classificação de uso e ocupação da terra pelo classificador Bhattacharya, com limiar de aceitação de 95%.

Para verificar a precisão da classificação realizada, foi calculado o Índice Kappa (K), pela equação (1):

$$K = \frac{n \cdot \sum_{i=1}^y x_{ii} - \sum_{i=1}^y (x_{i+} \cdot x_{i+})}{n^2 - \sum_{i=1}^y (x_{i+} \cdot x_{i+})} \quad \text{Equação (1)}$$

onde:

$\sum_{i=1}^y x_{ii}$  = a soma da diagonal da matriz de confusão;

$n$  = o número total de amostras que representam o uso e ocupação da terra e da cobertura observado no campo;

$x_{i+}$  = a soma das linhas da matriz de confusão;

$x_{+i}$  = a soma das colunas da matriz de confusão.

As amostras consideradas na montagem da matriz de confusão foram verificadas com o *software* *Google Earth Pro*.

A interpretação dos valores obtidos para K foi feita com base na classificação proposta por Landis e Koch (1977), conforme Tabela 1:

Tabela 1 – Interpretação dos valores de K para a classificação do uso e ocupação da terra.

<b>Valores de Kappa</b>	<b>Avaliação da Classificação</b>
<0	Péssima
0,00-0,19	Ruim
0,20-0,39	Razoável
0,40-0,59	Boa
0,60-0,79	Ótima
0,80-1,00	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977).

Para obtenção dos dados de uso e ocupação da terra (%Floresta Nativa, %Reflorestamento, %Agricultura/Solo exposto e %Área urbana) foram extraídos pela interpretação da função Medidas de Classes do *software* Spring, onde ele realiza o cálculo de área de cada classe de uso e ocupação.

Foi definida a área de uso e ocupação da terra como sendo toda a área da microbacia a montante de cada ponto de coleta para cada tributário e para cada ponto de coleta no rio principal. Mwaijengo, *et al.* (2020), Mello *et al.* (2018) e Ding *et al.* (2016) observaram que essa delimitação explicou melhor a variação na qualidade físico-química da água e melhor explicou a riqueza de táxons e os índices bióticos para macroinvertebrados aquáticos.

Em complemento a análise de uso e ocupação da terra, foi avaliado o nível de preservação das condições ecológicas dos pontos de coleta da Bacia do Rio das Antas utilizando o Protocolo de Avaliação Rápida de Diversidade de Habitat (PARDH), proposto por Callisto *et al.* (2002). Ele avalia um conjunto de parâmetros físicos, como tipo de substrato, presença de vegetação, entre outros, com pontuações de 0 a 4 e de 0 a 5. O valor final é obtido através do somatório dos valores atribuídos aos parâmetros, onde a pontuação final é interpretada de acordo com a Tabela 2:

Tabela 2 – Interpretação dos valores Protocolo de Avaliação Rápida de Habitat, proposto por Callisto *et al.* (2002):

<b>Categoria</b>	<b>Ponderação</b>
Trechos impactados	0 a 40
Trechos alterados	41 a 60
Trechos naturais	Acima de 61

Fonte: Callisto *et al.* (2002).

## 2.4 CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

As análises físico-químicas e microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Qualidade de Água, do Departamento de Engenharia Ambiental, da Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO), *campus* Irati-PR. As determinações analíticas foram realizadas de acordo com os procedimentos estabelecidos no *Standard Methods* (APHA, 2012).

Os parâmetros físico-químicos para avaliação da qualidade da água são os determinados pelo Índice de Qualidade da Água – IQA (CETESB, 2019). Este índice é baseado na construção de curvas de qualidade e agregação ponderada de parâmetros selecionados.

O IQA é calculado pela equação (2):

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i \cdot w_i \quad \text{Equação (2)}$$

onde:

IQA= índice de qualidade da água (varia de 0 e 100);

$q_i$ = qualidade do  $i$ -ésimo parâmetro, (entre 0 e 100); obtido da respectiva “curva de qualidade”, em função de sua concentração ou medida;

$w_i$  = peso correspondente ao  $i$ -ésimo parâmetro; atribuído por sua importância para a conformação global da qualidade, um número entre 0 e 1;

em que:

$n$ = número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a categoria das águas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, representado na tabela 3:

Tabela 3 – Interpretação dos valores do IQA para a classificação da qualidade das águas.

<b>Categoria</b>	<b>Ponderação</b>
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$
Regular	$36 < IQA \leq 51$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$
Péssima	$IQA \leq 19$

Fonte: CETESB (2019).

Nove variáveis indicadoras de qualidade de água compõem o IQA: Coliformes Termotolerantes, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio Total, Fósforo Total, Temperatura, Turbidez, Resíduo Total e Oxigênio Dissolvido. Em substituição à variável Coliformes Termotolerantes, foram utilizados ensaios de *Escherichia coli*, possibilitando utilizar a mesma curva de qualidade que foi desenvolvida para Coliformes Termotolerantes. Uma correlação existe entre os resultados de ambas as análises e aplicando um fator de correção de 1,25 sobre o resultado de *E. coli* pode-se utilizar o valor equivalente da curva de Coliformes Termotolerantes (CETESB, 2019).

## 2.5 CARACTERIZAÇÃO DOS MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS

Os macroinvertebrados aquáticos foram coletados utilizando rede em “D” (abertura de malha de 250 µm), colocada contra a corrente, sendo remexido o sedimento imediatamente à frente da rede, para que os organismos se desprendessem e fossem coletados. Foram coletadas 3 réplicas em cada trecho amostral, com tempo de coleta de três minutos, e uma distância de 100 metros para cada réplica, para incluir o máximo de micro habitats possíveis.

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e fixadas com álcool 80%, sendo identificadas com data e local de coleta. Foram transportados para o Laboratório de Ecologia e Conservação onde foram triados e identificados ao nível taxonômico de família, com auxílio de estereomicroscópio e literatura especializada (MUGNAI *et al.*, 2010, PES; HAMADA; NESSIMIAN, 2005).

A função de diversidade no software PAST (versão 4.03) foi usada para calcular o índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), Equitabilidade de Pielou ( $J$ ) e Riqueza de Margalef e foram calculadas medidas bioindicadoras como a proporção dos indivíduos das famílias Chironomidae (%Chironomidae) e Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (%EPT) dentro da comunidade, pois estes grupos apresentam, respectivamente, táxons mais tolerantes e sensíveis às perturbações ambientais. Estes índices e medidas bioindicadoras foram usados para determinar as mudanças na estrutura dos macroinvertebrados entre os pontos de amostragem, pois são considerados ferramentas eficientes para avaliar a qualidade da água (BARRILLI, *et al.*, 2020; MANFRIN *et al.*, 2019; ROVERI *et al.*, 2020).

Também foi calculado o índice BMWP' (*Biological Monitoring Working Party System*) (JUNQUEIRA; CAMPOS, 1998) que ordena as famílias de macroinvertebrados aquáticos em diferentes grupos, com escores específicos e para cada família é atribuída uma pontuação, variando de 1 a 10, sendo que as famílias mais sensíveis à poluição têm as maiores pontuações e as famílias mais tolerantes apresentam as menores pontuações.

Neste estudo, foi utilizada a tabela de classificação da água de acordo com a modificação feita por Loyola (2000) e IAP (2003) (Tabela 4). Para atribuir a classificação da qualidade das águas, é realizada a somatória dos pontos atribuídos a cada táxon por local amostrado.

Tabela 4 – Interpretação dos valores do Índice BMWP', para a classificação da qualidade da água, utilizando macroinvertebrados aquáticos.

<b>Classe</b>	<b>Qualidade</b>	<b>Valor</b>	<b>Significado</b>	<b>Cor</b>
I	ÓTIMA	> 150	• Águas muito limpas (águas pristinas)	Lilás
II	BOA	121 - 150	• Águas limpas, não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado	Azul Escuro
III	ACEITÁVEL	101 - 120	• Águas muito pouco poluídas, ou sistema já com um pouco de alteração	Azul Claro
IV	DUVIDOSA	61 - 100	• São evidentes efeitos moderados de poluição	Verde
V	POLUÍDA	36 - 60	• Águas contaminadas ou poluídas (sistema alterado)	Amarelo
VI	MUITO POLUÍDA	16 - 35	• Águas muito poluídas (sistema muito alterado)	Laranja
VII	FORTEMENTE POLUÍDA	< 16	• Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)	Vermelho

Fonte: IAP (2003).

## 2.6. ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA

Anteriormente às análises estatísticas, os dados obtidos foram testados para normalidade usando o teste de normalidade de Shapiro-Wilk, utilizando o software estatístico R (R CoreTeam, 2021). Como os dados não foram distribuídos normalmente, a transformação  $\log(x + 1)$  foi aplicada para equalizar as variâncias, tanto para variáveis ambientais quanto para macroinvertebrados aquáticos.

A análise de correspondência canônica (CCA) foi usada para avaliar as relações entre as comunidades de macroinvertebrados e as variáveis ambientais de qualidade da água e taxas de uso e ocupação da terra, usando o software estatístico

R (R CoreTeam, 2021). Foi estabelecido que CCA sendo uma análise direta de gradiente, permite a análise integrada de táxons e dados ambientais, portanto, é uma ferramenta para simplificar conjuntos de dados complexos (BRAAK; SMILAUER, 2002).

Além disso, as variáveis foram transformadas antes da análise CCA para evitar que *outliers* influenciem indevidamente a ordenação. Uma medida de quão bem a variação na composição da comunidade pode ser explicada pela variável ambiental individual é fornecida pelos coeficientes de correlação espécie-ambiente extraídos da análise CCA (ARIMORO *et al.*, 2021). Para avaliar a significância dos eixos canônicos extraídos, um teste de permutação (999 permutações) foi utilizado.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 PROCESSAMENTO DE IMAGEM E USO E OCUPAÇÃO DA TERRA

Após a importação das imagens de satélite para o Spring, foi realizado o registro das imagens e a fusão das bandas multiespectrais com a banda *Panchromatic* ou pancromática, sendo obtida a resolução espacial final de 15 m, o que permitiu obter informações mais detalhadas sobre a área de estudo. Em seguida foi redimensionada a área de trabalho por meio de recortes das imagens.

A partir dessa imagem foram identificadas as quatro classes de uso e ocupação da terra de maior relevância para este estudo, sendo elas, Área Urbana, Agricultura e/ou Solo exposto, Floresta Nativa e Reflorestamento. Após essa definição foram realizados vários testes de valores para os parâmetros de similaridade e área de pixels para a obtenção de uma segmentação que fosse adequada.

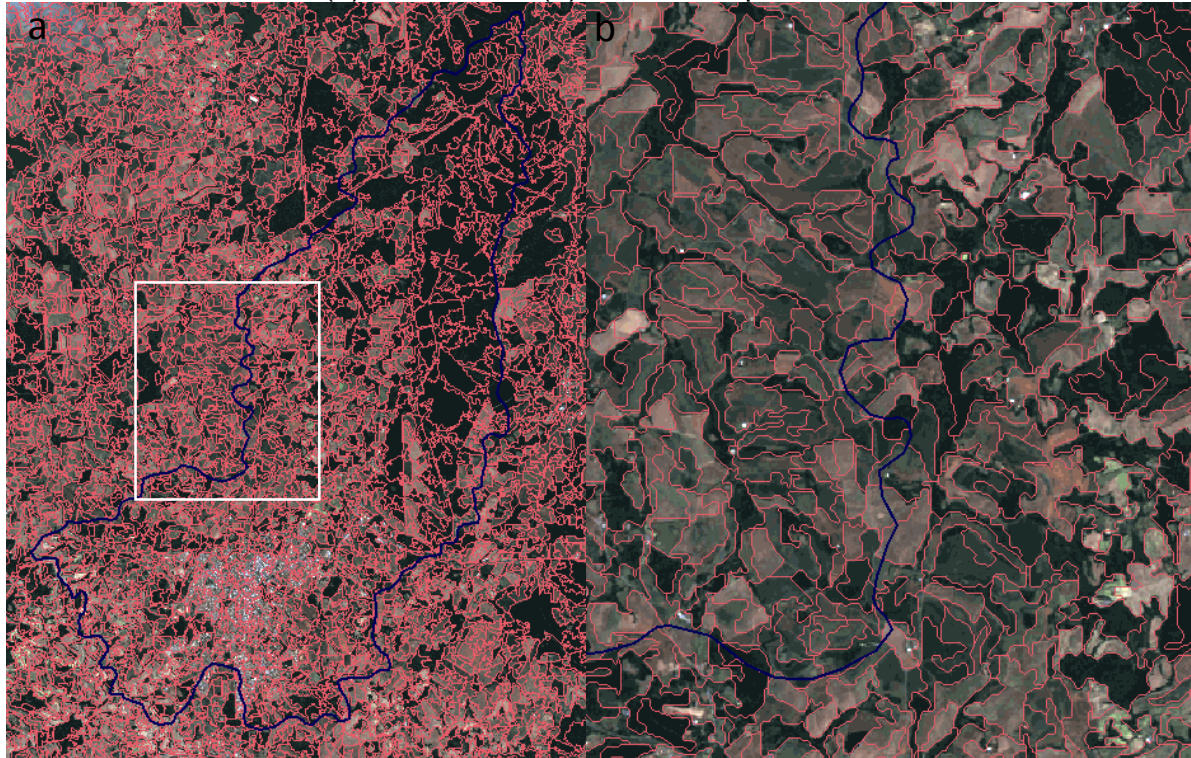
Segundo Nascimento (1997), essa experimentação é necessária para a escolha do melhor resultado do segmentador, visto que não há um valor ideal de limiar e ocorre muita variação de acordo com o material utilizado e o objetivo da segmentação.

Como resultado da segmentação, que foi realizada com o segmentador de Crescimento de Regiões, os melhores parâmetros obtidos após o estudo empírico foram selecionadas as bandas B2, B3 e B7, com similaridade de 1 e área de 50 pixels. A escolha dessa composição ocorreu devido à maior facilidade que esta composição



proporcionava para o reconhecimento e diferenciação das classes escolhidas para este estudo (Figura 4).

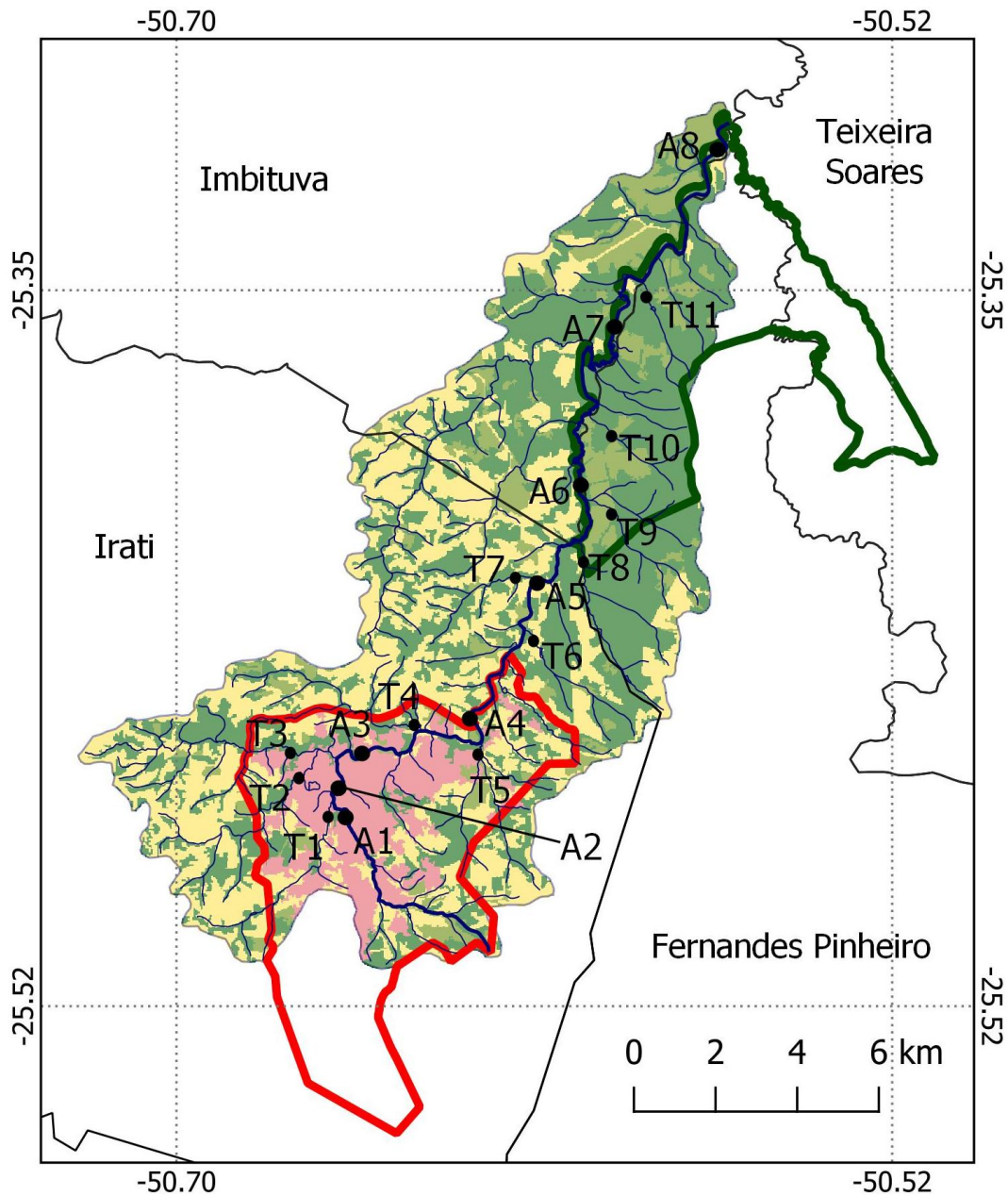
Figura 4: Resultado do Segmentador de Crescimento por Regiões com os parâmetros de similaridade de 1 e área de 50 pixels para a Bacia Hidrográfica do Rio das Antas, sendo (a) área total e (b) detalhe ampliado.



Fonte: A autora.

Após processo de segmentação, na ferramenta classificação foi utilizado amostras de treinamentos por regiões para selecionar os conjuntos pixels (segmentos) que melhor representavam cada classe de uso e ocupação da terra, até que o resultado fosse satisfatório. Em sequência foi utilizado o classificador Bhattacharya, que é um algoritmo de classificação supervisionada e que requer a seleção de áreas de treinamento (regiões separadas durante o processo de segmentação) e que são representativos das regiões a serem classificadas. O classificador foi utilizado com limiar de aceitação de 95%, para obtenção da imagem final da classificação de uso e ocupação da terra para a bacia do Rio das Antas (Figura 5).

Figura 5 – Imagem da composição da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas, com os pontos de coleta, perímetro urbano e perímetro da FLONA de Irati.



Legenda

- |   |                                 |
|---|---------------------------------|
| — Rede Hidrográfica                     | Uso e ocupação do solo          |
| — Floresta Nacional de Irati            | ■ Mata Nativa                   |
| — Perímetro urbano de Irati             | ■ Reflorestamento               |
| ● Pontos de coleta no Rio das Antas     | ■ Agricultura e/ou solo exposto |
| ● Pontos de coleta nos rios tributários | ■ Área urbana                   |



Sistema de Coordenadas Geográficas  
Datum SIRGAS 2000  
Bases Cartográficas: IBGE, 2019.

Fonte: A autora.

A classificação foi validada e correspondeu adequadamente à área de estudo, com Índice Kappa de 0,893 que é avaliada como uma classificação de uso e ocupação da terra de nível excelente (LANDS; KOCH, 1997).

Após a classificação das imagens da área da bacia, foram calculadas as taxas de ocupação de cada classe de uso da terra, a montante de cada ponto de coleta, conforme a Tabela 5.

Tabela 5 – Interpretação dos valores de uso e ocupação da terra obtidos pela segmentação da área estudada por Crescimento de Regiões e sua classificação de uso e ocupação da terra pelo classificador Bhattacharya, com limiar de aceitação de 95%.

Pontos de Coleta	Floresta Nativa (%)	Reflorestamento (%)	Agricultura/ Solo Exposto (%)	Área Urbana (%)
A1	24,28	10,13	31,86	33,73
A2	19,39	8,06	33,99	38,51
A3	36,88	4,64	44,68	13,80
A4	30,04	7,69	43,04	19,24
A5	45,96	8,59	43,52	1,92
A6	69,30	11,60	19,10	0,00
A7	52,86	11,78	35,36	0,00
A8	78,79	18,18	3,04	0,00
T1	18,05	6,84	45,70	29,41
T2	34,04	5,02	47,29	13,65
T3	41,00	5,00	49,46	4,54
T4	29,09	8,41	59,79	2,72
T5	39,12	7,92	44,65	8,31
T6	62,94	6,64	30,42	0,00
T7	50,52	2,67	46,82	0,00
T8	74,57	2,77	22,66	0,00
T9	72,55	13,85	13,60	0,00
T10	78,90	21,09	0,00	0,00
T11	87,50	12,50	0,00	0,00

Fonte: A autora.

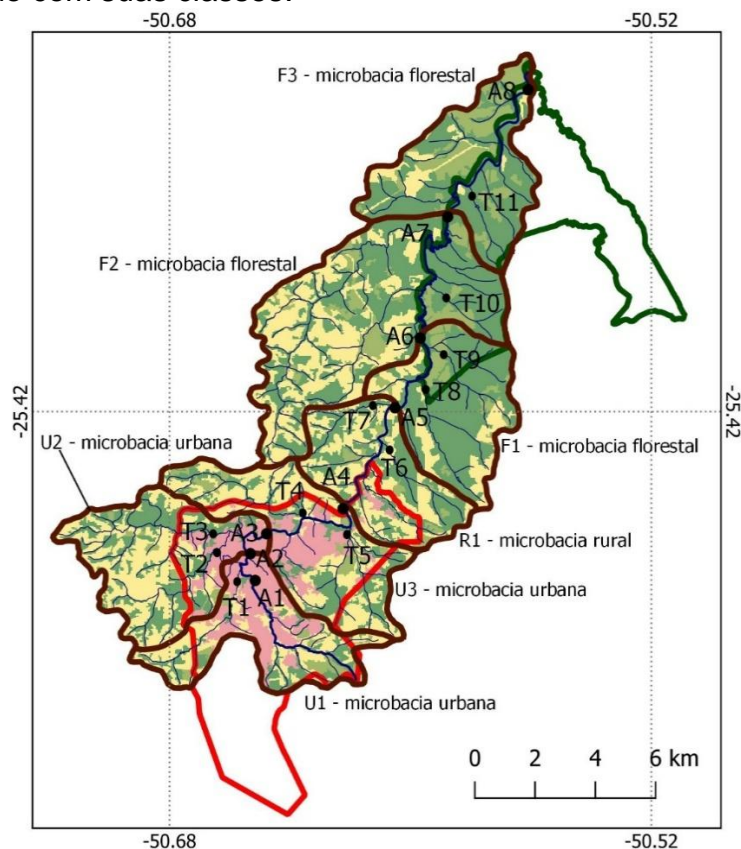
Após a confecção do mapa, cada local de amostragem foi relacionado a uma classe diferente de microbacias hidrográficas, cada um associado a um status de proteção específico e uso e cobertura do solo (adaptados de HANNA *et al.* 2020).

As classes de microbacias hidrográficas foram escolhidas de acordo com sua principal localização espacial, sendo divididas em três classes de microbacias: urbanas, rurais e florestais (Figura 6).

As microbacias que fazem parte da classe urbana são aquelas que os pontos de coleta estão localizados no perímetro urbano de Irati. Para essa classe são 3 microbacias: U1 contendo os pontos A1, A2 e T1; U2 contendo A3, T2 e T3; U3 contendo A4, T4 e T5.

Para a classe rural temos a bacia com predominância de uso e ocupação da terra por áreas agrícolas, sendo composta por apenas uma microbacia a R1 que contém os pontos A5, T6 e T7. Já para a classe de microbacias florestais, serão três microbacias F1, com os pontos A6, T8 e T9; F2 com os pontos A7 e T10; e a F3 com A8 e T11. É importante ressaltar que todos os pontos da microbacia da classe florestal têm, pelo menos 45% de floresta nativa em sua área de abrangência (Tabela 5).

Figura 6 – Imagem da composição da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas, com a delimitação das áreas de drenagem das microbacias, de acordo com suas classes.



#### Legenda

- Rede hidrográfica
- ▭ Floresta Nacional de Irati
- ▭ Perímetro Urbano de Irati
- Pontos de coleta no Rio das Antas
- Pontos de coleta nos rios tributários
- Limite das microbacias

  
 Sistema de Coordenadas Geográficas  
 Datum SIRGAS 2000  
 Bases Cartográficas: IBGE, 2019.

Fonte: A autora.

A bacia hidrográfica do Rio das Antas cobre uma área de aproximadamente 168 km<sup>2</sup> (área de drenagem), com um perímetro de aproximadamente 80 km, sendo que 46% do uso e ocupação da terra é de mata nativa, 33% constitui agricultura e/ou solo exposto, 11% corresponde a áreas de reflorestamento (de espécies exóticas ou nativas) e 9% refere-se à área urbana.

O resultado do PARDH (CALLISTO *et al.* 2002), mostrou que as condições ecológicas e a diversidade de habitats em todos os pontos de coleta dentro do perímetro urbano foram classificadas como trecho impactado ou alterados (Tabela 6). Isso confirma que as atividades antrópicas que resultaram em mudanças nas condições naturais se tornaram um fator importante para os baixos níveis de manutenção das condições ecológicas encontradas ao longo do rio principal e de seus tributários.

Tabela 6 – Valores obtidos do somatório dos parâmetros propostos pelo Protocolo de Avaliação Rápida de Habitat (PARDH), proposto por Callisto *et al.* (2002):

Pontos de Coleta	Pontuação	Categoria
A1	38	Trecho impactado
A2	35	Trecho impactado
A3	36	Trecho impactado
A4	39	Trecho impactado
A5	51	Trecho alterado
A6	66	Trecho natural
A7	63	Trecho natural
A8	65	Trecho natural
T1	37	Trecho impactado
T2	44	Trecho alterado
T3	47	Trecho alterado
T4	50	Trecho alterado
T5	46	Trecho alterado
T6	64	Trecho natural
T7	65	Trecho natural
T8	74	Trecho natural
T9	62	Trecho natural
T10	89	Trecho natural
T11	88	Trecho natural

Fonte: A autora.

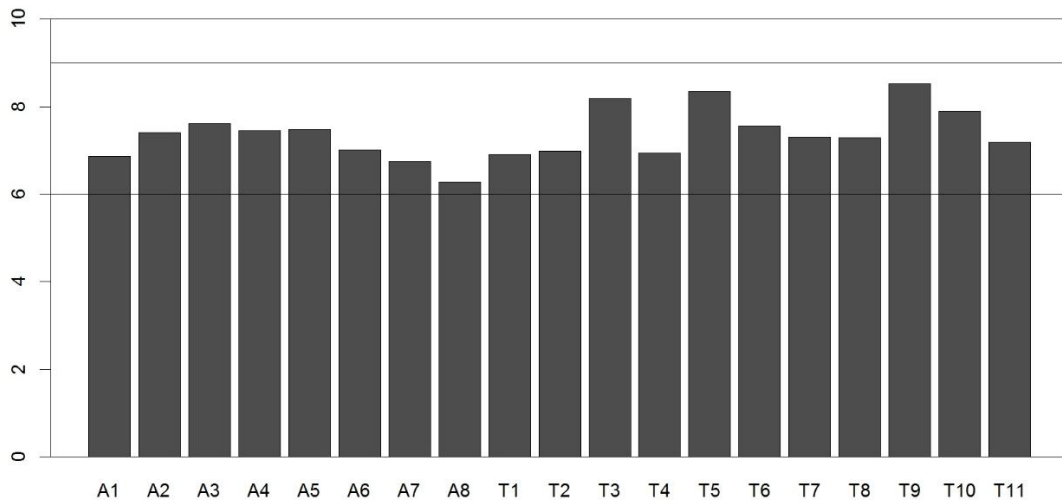
A pontuação do PARDH foi mais alta nos pontos de coleta das bacias em florestas protegidas (T8, T9, T10 e T11), com predominância de uso e ocupação da terra composto por florestas nativas com mata ciliar bem preservada, seguido pelas

bacias rurais (A6, A7, A8, T6 e T7), fora do perímetro urbano com maior taxa de ocupação composta por florestas, mesmo não sendo dentro da área de preservação.

### 3.2 QUALIDADE DA ÁGUA

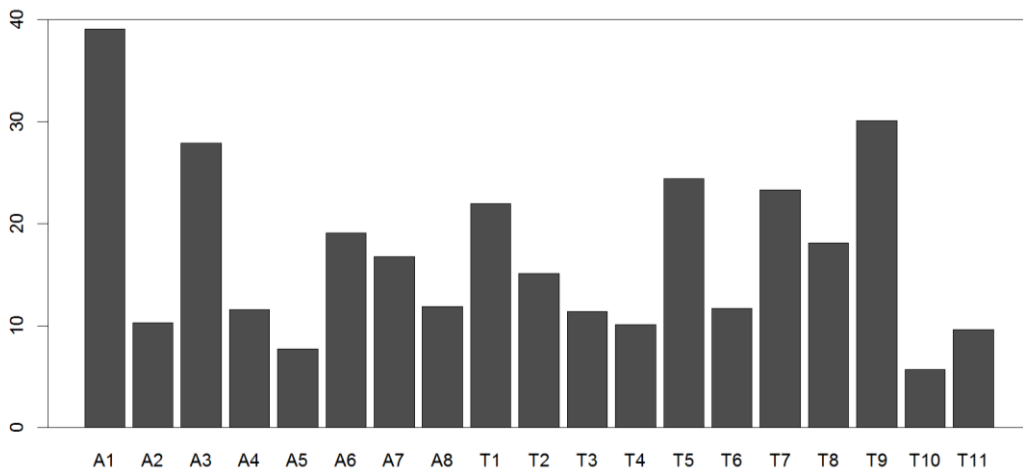
Todos os valores obtidos para pH (Figura 7), Turbidez (Figura 8), ST (Figura 9) e OD (Figura 10) ficaram dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 em todos os pontos.

Figura 7 – Resposta da variável pH da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas, em comparação com as concentrações permitidas pela Resolução do CONAMA nº 357/05 (linha superior: limite máximo, linha inferior: limite mínimo).



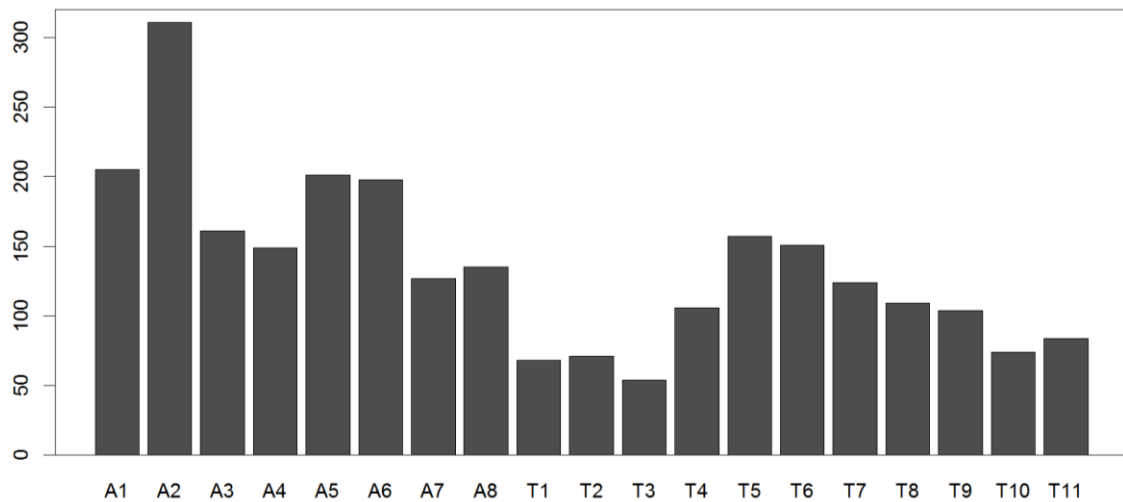
Fonte: A autora.

Figura 8 – Resposta da variável turbidez (NTU) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas. A concentração máxima permitida pela Resolução do CONAMA nº 357/05 é de 100 NTU.



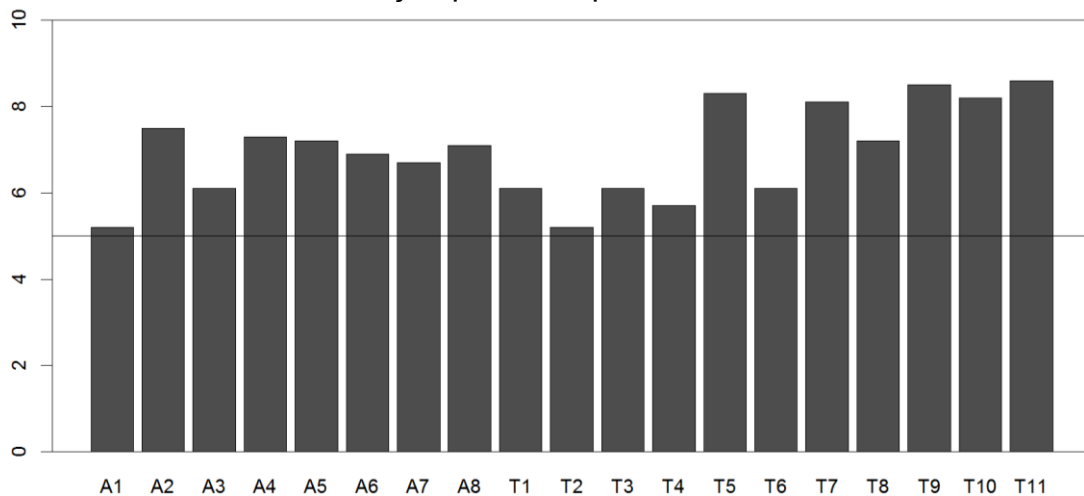
Fonte: A autora.

Figura 9 – Resposta da variável sólidos totais (mg/L) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas. A concentração máxima permitida pela Resolução do CONAMA nº 357/05 é de 500 mg/L.



Fonte: A autora.

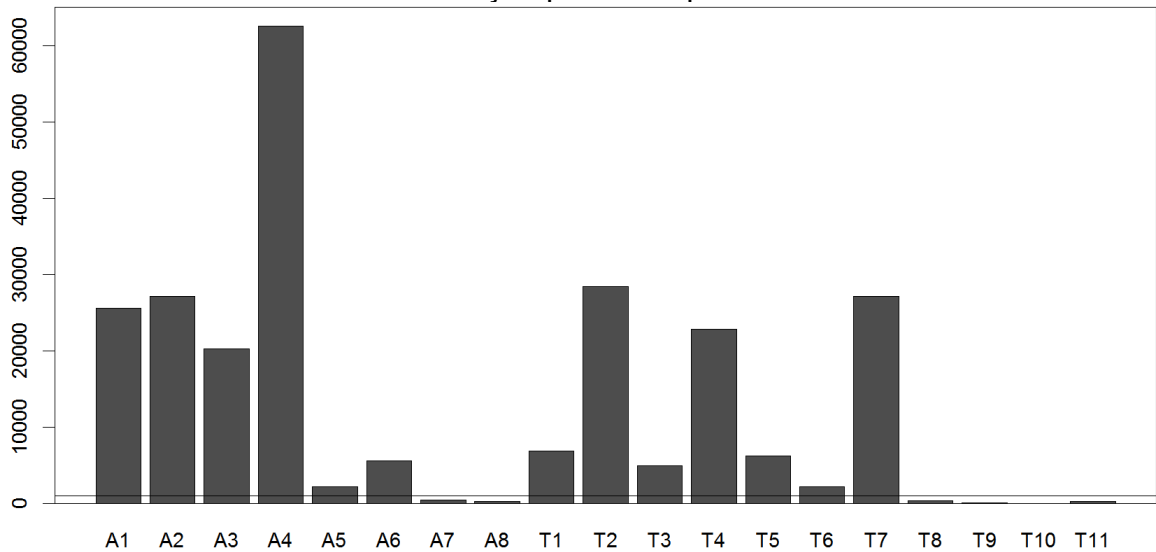
Figura 10 – Resposta da variável oxigênio dissolvido (mg/L) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas, em comparação com as concentrações permitidas pela Resolução do CONAMA nº 357/05. Linha: Máxima concentração permitida pelo CONAMA nº 357/05.



Fonte: A autora.

Os resultados de CT (Figura 11) só ficaram dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 nas microbacias florestais F2 e F3, ressaltando que o maior valor para coliformes termotolerantes foi obtido no ponto A4, 1 km a jusante da ETE do município de Irati, com um valor quase 63 vezes maior que o permitido pela legislação, que é de 1000 NMP/100.

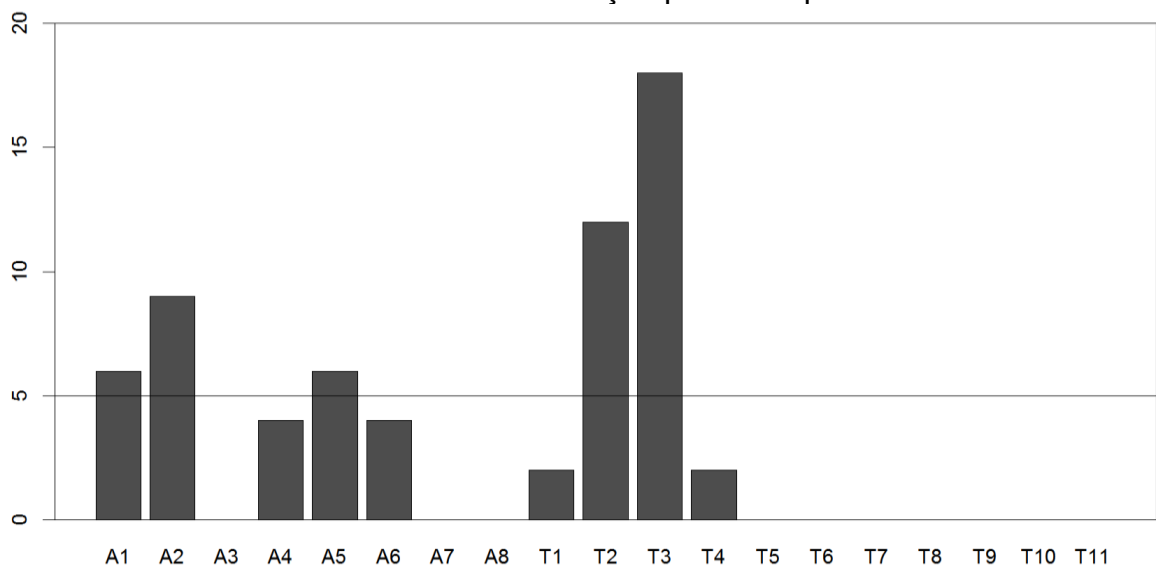
Figura 11 – Resposta da variável Coliformes termotolerantes (NMP 100/mL) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas, em comparação com as concentrações permitidas pela Resolução do CONAMA nº 357/05. Linha: Máxima concentração permitida pelo CONAMA nº 357/05.



Fonte: A autora.

As concentrações de DBO (Figura 12) que ficaram fora dos padrões permitidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 foram encontrados nos pontos T2, T3, A1, A2, e na microbacia rural A5.

Figura 12 – Resposta da variável Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas, em comparação com as concentrações permitidas pela Resolução do CONAMA nº 357/05. Linha: Máxima concentração permitida pelo CONAMA nº 357/05.

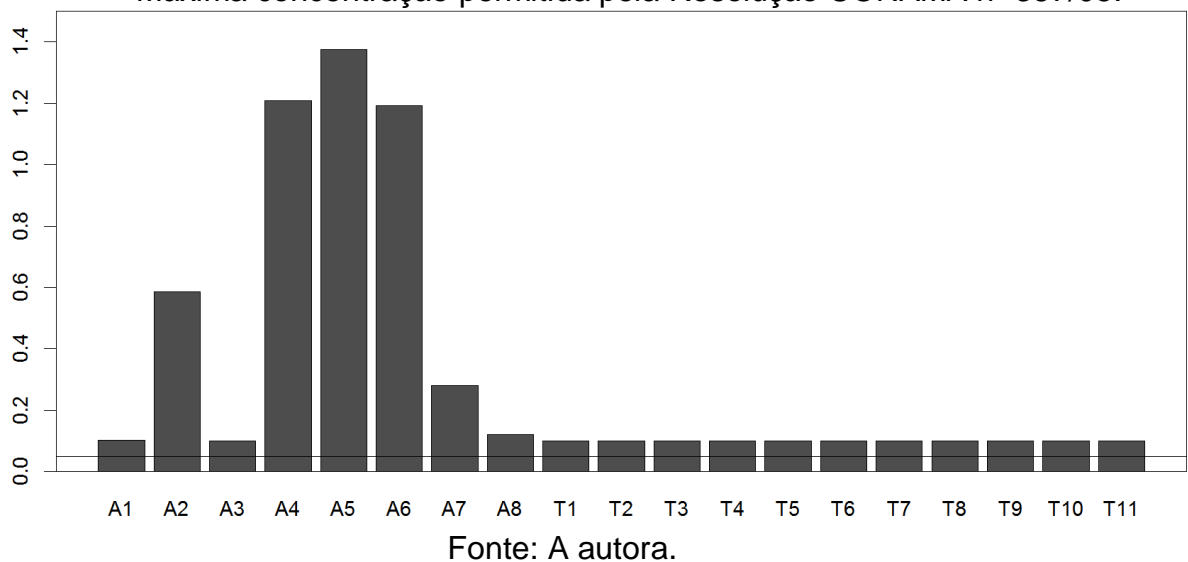


Fonte: A autora.



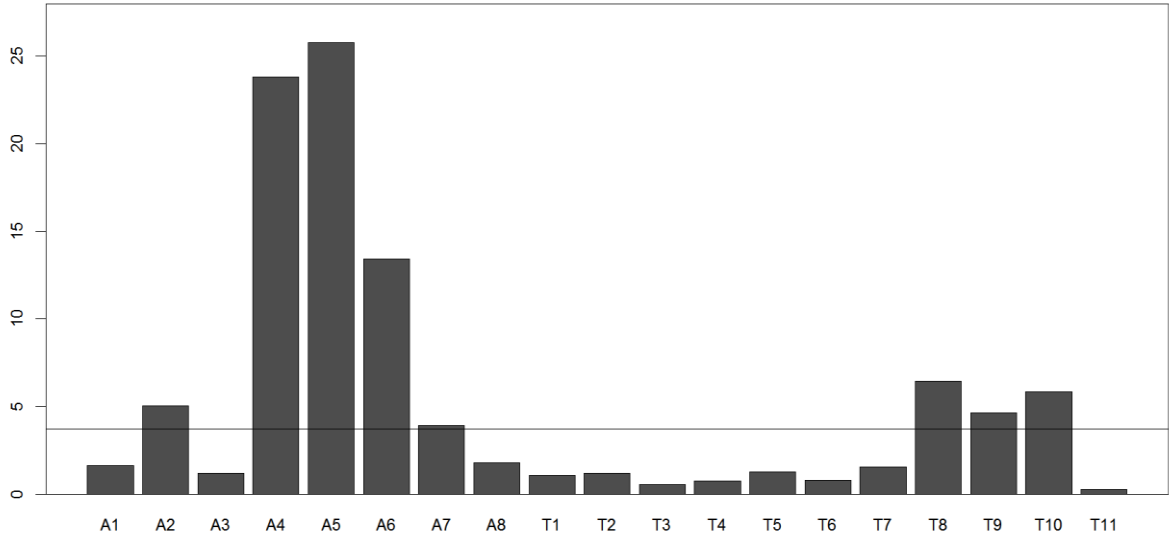
Para a variável fósforo total (Figura 13) a Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece 0,05 mg/L, como limite de concentração de fósforo para rios da classe 2. Na análise desse parâmetro, aproximadamente 64% dos resultados estiveram abaixo do limite de detecção do método empregado (0,1 mg/L). O valor mais elevado de concentração de fósforo foi de 1,375 mg/L, ocorreu no ponto A5, seguido do ponto A4 (1,208 mg/L). Os pontos que também apresentaram valores acima do limite de detecção do método foram A1, A3, A6, A7 e A8, e conseqüentemente estão com os valores de concentração acima dos limites estabelecidos na resolução.

Figura 13 – Resposta da variável Fósforo total (mg/L) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas, em comparação com as concentrações permitidas pela Resolução do CONAMA nº 357/05. Linha: Máxima concentração permitida pela Resolução CONAMA nº 357/05.



Os valores das concentrações de o nitrogênio total para a Bacia do Rio das Antas (Figura 14) foram os que mais variaram, ficando acima dos valores permitidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 nos pontos A2, A4, A5, A6, A7, T8, T9 e T10.

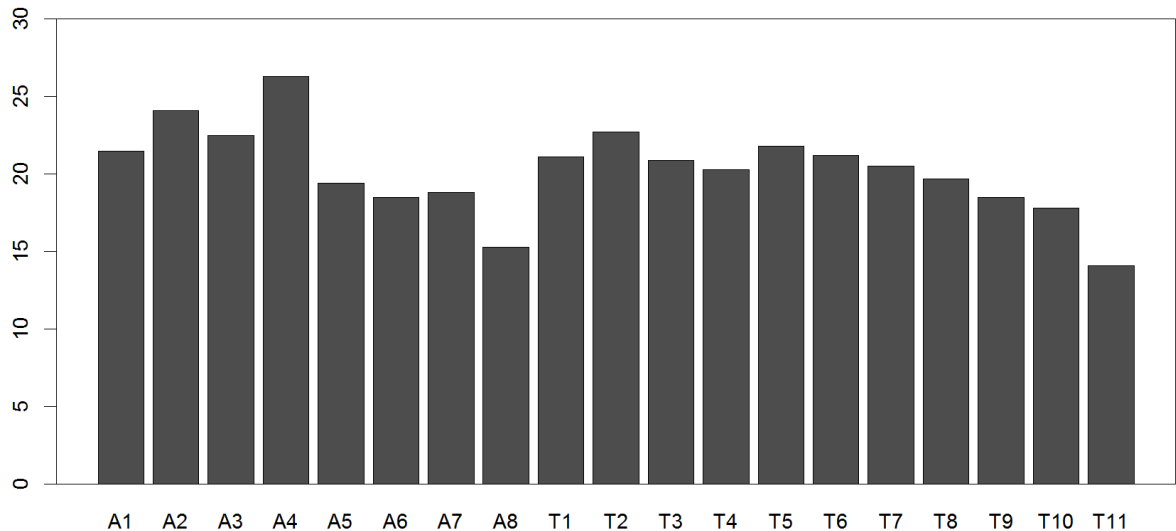
Figura 14 – Resposta da variável Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas, em comparação com as concentrações permitidas pela Resolução do CONAMA nº 357/05. Linha: Máxima concentração permitida pelo CONAMA nº 357/05, variando de acordo com o pH.



Fonte: A autora.

Os valores para a temperatura da água variaram de 14,1 a 26,3°C. Esse parâmetro não está contemplado na Resolução CONAMA nº 357/05 (Figura 15).

Figura 15 – Resposta da variável temperatura (°C) da água em todos os pontos coletados na Bacia do Rio das Antas.



Fonte: A autora.

O resultado do IQA (Tabela 7) indicou apenas duas categorias de qualidade da água para os pontos de coleta: Regular (36 a 51) e Boa (51 a 79). Os menores valores foram registrados nos pontos A1, A2, A3, A4, T2, T3 e T4. Os maiores valores foram registrados nos pontos T9, T10 e T11.

Tabela 7 – Resultado dos valores do IQA para a classificação da qualidade das águas, segundo CETESB (2019).

Pontos de Coleta	Ponderação	Categoria	Pontos de Coleta	Ponderação	Categoria
A1	42,57	Regular	T1	55,23	Boa
A2	45,80	Regular	T2	44,31	Regular
A3	47,60	Regular	T3	48,84	Regular
A4	43,15	Regular	T4	46,51	Regular
A5	56,25	Boa	T5	62,12	Boa
A6	51,67	Boa	T6	62,57	Boa
A7	65,69	Boa	T7	52,23	Boa
A8	69,09	Boa	T8	68,83	Boa
			T9	74,14	Boa
			T10	77,80	Boa
			T11	76,65	Boa

Fonte: A autora.

### 3.3 MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS

Na análise da comunidade dos macroinvertebrados aquáticos um total de 8716 indivíduos foram coletados, distribuídos em 43 táxons. A família mais abundante foi Chironomidae (Diptera) com 6511 indivíduos, seguida das classes Hirudinida e Oligochaeta, que apresentaram 681 e 550 indivíduos, respectivamente.

Para todo o conjunto de microbacias urbanas (Chironomidae, Hirudinida e Oligochaeta) foram os mais abundantes dentre os macroinvertebrados aquáticos. Para as microbacias florestais T10 e T11, Ephemeroptera, Trichoptera e Coleoptera foram as ordens mais numerosas (Tabelas 8 e 9).

Tabela 8 – Valores da abundância de táxons coletados em cada local de amostragem no Rio das Antas (rio principal), no período de setembro de 2019 a maio de 2021.

Microbacias do Rio das Antas										
Ordem	Família	Código	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8
Hemiptera	Corixidae	COR	0	0	0	0	11	0	0	0
Coleoptera	Dryopidae	DRY	0	0	0	0	0	1	0	0
	Elmidae	ELM	0	0	0	0	0	0	0	1
	Heteroceridae	HET	1	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Chironomidae	CHI	998	2114	69	878	79	393	12	13
	Thaumaleidae	THA	0	0	0	0	2	0	0	0
	Sciomyzidae	SCI	0	1	0	0	0	0	0	0
Odonata	Libellulidae	LIB	0	0	0	0	2	0	0	0
Decapoda	Aeglidae	AEG	0	0	0	0	1	0	0	0

Gastropoda	Ancylidae	ANC	15	6	3	0	0	0	0	0
	Physidae	PHY	31	0	0	0	0	0	0	0
Bivalvia	-	BIV	0	0	0	0	0	0	7	2
Hirudidae	-	HIR	25	55	13	27	319	72	3	8
Oligochaeta	-	OLI	173	32	64	9	1	3	33	72
<b>TOTAL</b>			<b>1243</b>	<b>2208</b>	<b>149</b>	<b>914</b>	<b>415</b>	<b>469</b>	<b>55</b>	<b>96</b>

Fonte: A autora.

Os valores de abundância variaram entre os pontos de 39 indivíduos na microbacia florestal T9 a 2208 indivíduos na microbacia urbana A2. A riqueza de táxons, calculada pelo Índice de Margalef, variou de 0,2933 a 3,789, sendo que a microbacia rural T7 e as microbacias florestais T10 e T11 apresentaram os maiores valores (Tabela 11).

Tabela 9 – Valores da abundância de táxons coletados em cada local de amostragem dos rios tributários da Bacias do Rio das Antas, no período de setembro de 2019 a maio de 2021.

Microbacias do Rio das Antas														
Ordem	Família	Código	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	
Plecoptera	Gripopterygidae	GRI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
Ephemeroptera	Baetidae	BAE	0	1	0	3	0	4	0	4	0	0	6	
	Caenidae	CAE	0	3	41	8	0	2	3	0	0	9	0	
	Leptophlebiidae	LEP	0	0	0	0	0	0	0	2	0	68	6	
Trichoptera	Hydropsychidae	HDP	0	1	0	1	0	2	1	0	0	0	17	
	Calomoceratidae	CAL	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	
	Hydroptilidae	HYD	0	0	0	0	0	4	3	3	1	0	0	
	Leptoceridae	LPC	0	0	0	0	0	1	0	2	0	14	0	
	Helichopsychidae	HEL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
	Xyphocentronidae	XYP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
	Hemiptera	Corixidae	COR	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Vellidae		VEL	0	0	0	0	0	0	20	1	9	3	2	
Mesoveliidae		MVL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Coleoptera	Dryopidae	DRY	0	0	0	0	0	1	8	0	0	0	0	
	Psephenidae	PSE	0	0	0	1	0	3	0	0	1	0	2	
	Gyrinidae	GYR	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
	Lutrochidae	LUT	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
	Elmidae	ELM	0	0	0	0	0	9	14	0	13	19	27	
	Hydrophilidae	HDP	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	
	Dytiscidae	DYT	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	
	Staphylinidae	STA	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
	Heteroceridae	HET	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Diptera	Chironomidae	CHI	42	38	785	347	222	237	92	161	2	17	12
		Thaumaleidae	THA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae		SIM	0	1	0	4	0	0	0	0	0	1	29	
Ceratopogonidae		CRT	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	

	Empididae	EMP	0	0	0	7	2	0	0	0	0	1	0
	Psychodidae	PSY	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Tipulidae	TIP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Sciomyzidae	SCI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Libellulidae	LIB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gomphidae	GOM	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1
	Calopterygidae	CLP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Decapoda	Aeglididae	AEG	0	0	1	4	0	25	20	14	13	18	8
Gastropoda	Ancylidae	ANC	0	5	0	163	2	0	0	0	0	0	0
	Ampularidae	AMP	0	0	0	0	0	119	4	7	0	0	9
	Physidae	PHY	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bivalvia	--	BIV	0	0	0	0	0	0	0	7	0	33	0
Hirudidae	--	HIR	5	3	0	12	139	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	--	OLI	10	5	21	92	24	0	2	4	0	1	4
Acari	--	ACA	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0
<b>TOTAL</b>			<b>76</b>	<b>57</b>	<b>850</b>	<b>644</b>	<b>389</b>	<b>410</b>	<b>174</b>	<b>207</b>	<b>39</b>	<b>193</b>	<b>126</b>

Fonte: A autora.

Tabela 10 – Valores das medidas bioindicadores e os resultados dos índices de diversidade de macroinvertebrados aquáticos, coletados na Bacia do Rio das Antas, no período de setembro de 2019 a maio de 2021.

Pontos de Coleta	% Chironomidae	% EPT	H'	Riqueza de Margalef	J
A1	80,29%	0,00%	0,6804	0,7017	0,3797
A2	95,74%	0,00%	0,2145	0,5195	0,1333
A3	46,31%	0,00%	1,0110	0,5995	0,7292
A4	96,06%	0,00%	0,1881	0,2933	0,1713
A5	19,04%	0,00%	0,6947	0,9953	0,3570
A6	83,80%	0,00%	0,4813	0,4878	0,3472
A7	21,82%	0,00%	1,0600	0,7486	0,7644
A8	13,54%	0,00%	0,8218	0,8764	0,5106
T1	55,26%	0,00%	1,1200	0,6927	0,8081
T2	66,67%	8,77%	1,2200	1,7310	0,5867
T3	92,35%	4,82%	0,3349	0,7413	0,1869
T4	53,97%	1,87%	1,2550	1,7010	0,5052
T5	57,07%	0,00%	0,9139	0,6707	0,5678
T6	57,80%	3,17%	1,1820	2,1610	0,4478
T7	52,87%	5,17%	1,6780	2,7140	0,6196
T8	77,78%	5,31%	0,9808	1,8750	0,4090
T9	5,13%	2,56%	1,4110	1,3650	0,7875
T10	8,67%	48,98%	2,1730	3,7890	0,7137
T11	9,52%	25,40%	2,1840	2,4810	0,8516

Fonte: A autora.

A microbacia urbana A2 (Figura 17 a) se destaca com a maior abundância, porém, com baixa diversidade H', riqueza de Margalef e o menor J. Já a microbacia

urbana A4 (Figura 17 b), tem a menor riqueza e diversidade  $H'$  de todas as microbacias estudadas, sendo localizada 1 km após a ETE do município de Irati/PR, no rio principal.

Figura 16 – Imagem dos pontos de coleta nas microbacias florestais dos rios tributários T10 (a) e T11 (b), dentro da Floresta Nacional de Irati, na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas.



Fonte: A autora.

Figura 17 – Imagem dos pontos de coleta nas microbacias urbanas A2 (a) e A4 (b), na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas, dentro do perímetro urbano do município de Irati.



Fonte: A autora.

Figura 18 – Imagem dos pontos de coleta nas microbacias urbanas dos rios tributários T2(a) e T4 (b), na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas, dentro do perímetro urbano do município de Irati.



Fonte: A autora.

Figura 19 – Imagem dos pontos de coleta nas microbacias florestais A7 (a) e A8 (b), que compõem o limite da Floresta Nacional de Irati, na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas.



Fonte: A autora.

Tabela 11 – Valores do Índice BMWP' para a classificação da qualidade da água, utilizando macroinvertebrados aquáticos, na Bacia do Rio das Antas.

Pontos de Coleta	BMWP'	Qualidade	Classe
A1	25	Muito poluída	VI
A2	16	Muito poluída	VI
A3	15	Fortemente poluída	VII
A4	6	Fortemente poluída	VII
A5	23	Muito poluída	VI
A6	11	Fortemente poluída	VII
A7	12	Fortemente poluída	VII
A8	17	Muito poluída	VI
T1	15	Fortemente poluída	VII
T2	32	Muito poluída	VI
T3	20	Muito poluída	VI
T4	49	Poluída	V
T5	16	Muito poluída	VI
T6	58	Poluída	V
T7	54	Poluída	V
T8	48	Poluída	V
T9	27	Muito poluída	VI
T10	100	Duvidosa	IV
T11	61	Duvidosa	IV

Fonte: A autora.

No resultado do Índice BMWP' (Tabela 11), os pontos de coleta com os melhores resultados foram os localizados em microbacias florestais (T10 e T11 – Figura 16), dentro da FLONA de Irati, obtendo a classificação Duvidosa (a melhor classificação para este índice no presente estudo). As famílias consideradas sensíveis a poluição que contribuíram para esta pontuação foram Leptophlebiidae e Leptoceridae no ponto T10, e Gripopterygidae e Psephenidae, em T11. Os demais pontos foram classificados com qualidade da água poluída, muito poluída ou fortemente poluída, apresentando macroinvertebrados aquáticos de baixa pontuação no índice BMWP', ou seja, grupos mais tolerantes à poluição.

### 3.4 ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA

Os resultados da análise de correspondência canônica (CCA) explicaram 82,07% (Tabela 12 e Figura 10) da distribuição dos macroinvertebrados nas microbacias amostradas relacionadas às variáveis ambientais (variáveis físico-



químicas da água e as taxas de uso e ocupação da terra), que foi significativa pelo teste ANOVA (999 permutações) ( $p = 0,005$ ).

Tabela 12 – Resumo da análise de correspondência canônica (CCA), para a classificação da qualidade da água, utilizando macroinvertebrados aquáticos, na Bacia do Rio das Antas. \*Valores significativos em nível de 1% de probabilidade ( $p < 0,01$ ).

CCA	Eixo 1	Eixo 2
Autovalor	0,5836*	0,3204
Proporção explicada	0,2438*	0,1338
Inércia total	2,3939	
Proporção explicada	82,07%*	

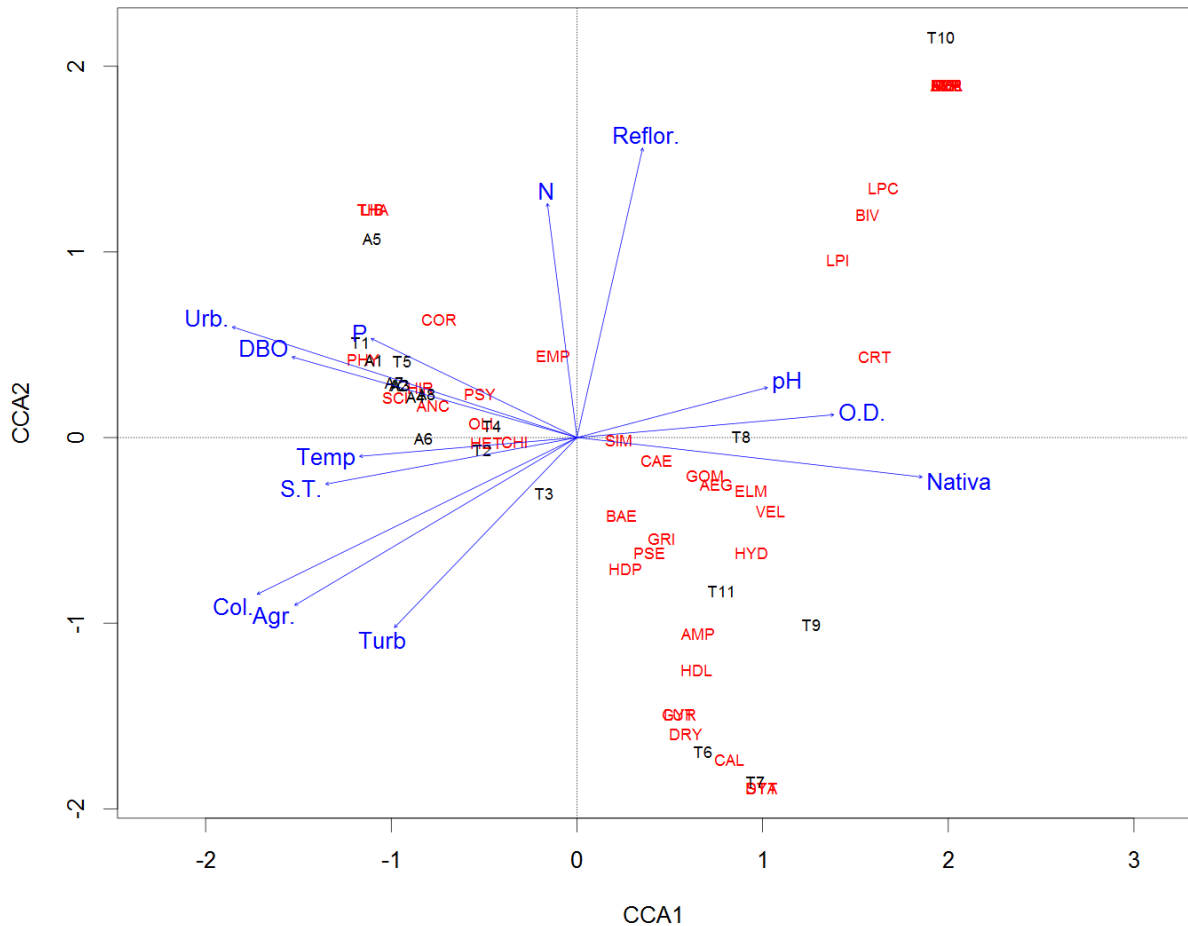
Fonte: A autora.

Também foi verificado que a relação dos táxons de macroinvertebrados com as variáveis ambientais no primeiro eixo foi significativa, pelo teste ANOVA (999 permutações) ( $p = 0,001$ ), explicando 24,38% da variação, com cargas positivas para mata nativa, reflorestamento, pH e oxigênio dissolvido. O segundo eixo explica 13,38% da variação ( $p=0,160$ ).

O gráfico da CCA (Figura 20) revelou uma divisão de qualidade no primeiro eixo. Os pontos de coleta das T6 e T7 (microbacias rurais) e das T8, T9, T10 e T11 (microbacias florestais) foram separados dos demais pontos de coleta, tendo a influência positiva das variáveis mata nativa, reflorestamento, pH e oxigênio dissolvido. Todos os pontos coletados em microbacias urbanas ficaram agrupados com os demais pontos coletados A5 (microbacias rurais) e A6, A7 e A8 (microbacias florestais), tendo como principal influência as variáveis ambientais com cargas negativas para o primeiro eixo (agricultura/solo exposto, área urbana, coliformes termotolerantes, DBO, NTK, P, Temp., Turb. e ST).

No eixo 1 (Figura 20) a variável ambiental mata nativa ( $p=0,001$ ) influenciou significativamente a distribuição dos macroinvertebrados nos pontos amostrados, mostrando uma maior diversidade e a presença de táxons sensíveis a poluição, nas microbacias sob a influência dessa variável.

Figura 20 – Triplot do primeiro e segundo eixos da CCA de macroinvertebrados, variáveis ambientais e seus correspondentes pontos de amostragem. O nome completo para os códigos de abreviatura de taxa de macroinvertebrados são dados na Tabela 9 e 10.



Fonte: A autora.

## 4 DISCUSSÃO

### 4.1 IMPACTOS DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA NA QUALIDADE DA ÁGUA

De acordo com o processamento de imagem e a classificação de uso e ocupação da terra, a bacia hidrográfica do Rio das Antas, possui uma composição de 46% de mata nativa, 33% constituem agricultura e/ou solo exposto, 11% correspondem a áreas de reflorestamento (de espécies exóticas ou nativas) e 9% referem-se à área urbana. A microbacia U1 é a que possui maior porcentagem de uso e ocupação de área urbana e a microbacia F3 é a que tem a maior composição de mata nativa (Figura 6), mostrando o contraste de condições ambientais na área da bacia hidrográfica.

Determinar a relação existente entre o uso da terra e a qualidade da água é uma tarefa difícil, porém alguns estudos revelam que ocorre piora da qualidade da água em relação ao aumento da intensidade de ocupação e uso da terra (WANG *et al.* 2012; LIU *et al.*, 2021; MA *et al.*; 2021). Compreender essas relações é essencial para a gestão eficiente de bacias hidrográficas e o planejamento do uso do solo para proteger a qualidade da água (MELLO *et al.* 2020).

Segundo o PARDH, todos os trechos das microbacias urbanas foram classificados como impactados ou alterados. O IQA resultou em qualidade de água regular em quase todas as microbacias urbanas, sendo que apenas os pontos T1 (próximo à nascente do Rio das Antas) e T5 (último tributário dentro do perímetro urbano) foram considerados com qualidade de água boa. Esses resultados reforçam os encontrados para rios urbanos por Crisigiovanni *et al.* (2020) também na Bacia do Rio das Antas, por Carvalho *et al.* (2015) na bacia Rio do Campo (Campo Mourão-PR) e por Barrilli *et al.* (2021) para bacia do Rio Monjolinho, no estado de São Paulo.

O uso e ocupação da terra influencia diretamente a qualidade das águas dos corpos hídricos (e.g. DALA-CORTE *et al.*, 2020). Em rios urbanos, geralmente os valores de pH, turbidez e sólidos totais ficam dentro dos valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 (e.g. Crisigiovanni *et al.*, 2020; Haberland *et al.*, 2012), corroborando com os resultados deste estudo. Vários autores indicam que, quando comparados a áreas naturais, as concentrações de nutrientes (N e P), carga orgânica (DBO) e microrganismos (coliformes termotolerantes) aumentam em corpos hídricos de áreas urbanas e rurais (HEPP; SANTOS, 2009; CUNHA *et al.*, 2016; FIGUEIREDO *et al.*, 2019). No presente estudo, também foi possível observar esse padrão nas microbacias urbanas e rurais, corroborando os dados de Ewerling e Maia (2009) e Crisigiovanni *et al.* (2020) para o rio das Antas. Em rios urbanos a presença de coliformes termotolerantes indica contaminação da água por dejetos humanos e a presença de esgoto bruto, sendo um fator de risco para saúde de populações expostas a esta água. É importante enfatizar a alta contagem de CT em todas as microbacias urbanas, que pode estar relacionada com a crescente urbanização e falta de infraestrutura na rede de coleta de esgoto no município de Irati, conforme indicam Andrade & Felchak (2009), Venâncio *et al.* (2010), Haberland *et al.* (2012) e Crisigiovanni *et al.* (2020), assim como em outras microbacias hidrográficas brasileiras com influência de área urbana (CRUZ *et al.*, 2019; CARVALHO *et al.* 2015; PASSIG *et al.*, 2015).

O ponto A4, dentro da microbacia urbana U3, localiza-se 1 km após o descarte da ETE do município de Irati, onde foi obtido um valor de CT 63 vezes acima do permitido pela Resolução do CONAMA nº 357/05 (Figura 11). Nessa Estação o esgoto é tratado em nível secundário, por processos biológicos, sem inclusão de desinfecção (EWERLING; MAIA, 2009, KENGERSKI, *et al.* 2020).

Os valores mais altos de DBO foram encontrados nas microbacias urbanas, ficando acima do limite permitido pela Resolução do CONAMA nº 357/05 em A1, A2, T2 e T3 e no ponto A5, da microbacia rural R1, confirmando os resultados de Haberland *et al.* (2012). A avaliação da DBO em rios avalia a concentração de matéria orgânica biodegradável, o que pode significar lançamento de esgoto não tratado. Essa fração da matéria orgânica pode estar relacionada ao esgotamento do oxigênio dissolvido e à perturbação no ecossistema aquático (MALAJ *et al.* 2014; FIGUEIREDO *et al.* 2019; MELLO *et al.* 2020).

Apesar da microbacia rural R1 apresentar aproximadamente 98% de redução do uso e ocupação da terra por área urbana, tendo uma alta taxa de mata nativa e reflorestamento em todos os pontos (acima de 45%), compartilham das mesmas condições de qualidade da água das microbacias urbanas, reforçando o que diversos autores relatam sobre as áreas urbanas e agrícolas serem os tipos de uso da terra mais responsáveis pela degradação da qualidade da água em todo o mundo (e.g. OLIVEIRA *et al.*, 2017; MELLO *et al.*, 2018; FERREIRA *et al.*, 2019; MELLO *et al.* 2020).

No caso do ponto A4 (microbacia urbana U3), as altas concentrações de Nitrogênio Kjeldahl (que inclui os componentes orgânicos e amoniacais do nitrogênio total) e fósforo total (Figuras 13 e 14), podem indicar poluição recente, uma forte evidência de descarte de esgoto não tratado ou sem tratamento adequado (HABERLAND *et al.*, 2012; CARVALHO *et al.*, 2015; FIGUEIREDO *et al.*, 2019; CRUZ *et al.*, 2019). Para os pontos A5 e A6, as altas concentrações desses nutrientes possivelmente devem-se à utilização de fertilizantes, que são carregados por escoamento aos rios (BICALHO *et al.*, 2010; ALVAREDA *et al.*, 2020; VALENTINI *et al.* 2021). A alta concentração desses compostos é um grave problema para os ecossistemas aquáticos, pois favorecem a eutrofização dos rios, sendo que em A4 e A5 foi detectada a presença de vegetação aquática e aspecto esverdeado da cor da água, sugerindo que pode haver sinais de algum grau de eutrofização.

Nas microbacias R1 e F2, que drenam grandes áreas de agricultura, pode ser observado um alto índice de fragmentação florestal (Figura 4). Essa fragmentação em paisagens agrícolas contribui para altas concentrações de nitrogênio e fósforo mesmo em riachos com mata ciliar, sendo comum encontrar valores elevados desses compostos em microbacias hidrográficas rurais (MADRUGA *et al.*, 2008; CARVALHO *et al.*, 2015; MORI *et al.*, 2015; CRUZ *et al.*, 2019),

A maioria dos rios urbanos e rurais do país são altamente enriquecidos por resíduos orgânicos, coliformes fecais, fósforo e nitrogênio devido à falta de coleta e tratamento de esgoto (e.g. MELLO *et al.*, 2020), fator que se soma ao rápido crescimento urbano, a ocupação inadequada e remoção das áreas de mata ciliar (FRANÇA *et al.*, 2019).

A substituição da área de preservação permanente por outros usos da terra na escala da bacia hidrográfica, regional ou local leva à degradação da qualidade da água porque esta cobertura vegetal é essencial para mitigar os efeitos da poluição (MAILLARD; SANTOS, 2008; SHEN *et al.*, 2015), principalmente em áreas urbanas e agrícolas, pois estão diretamente expostas a atividades antrópicas.

Isso reforça o resultado encontrado nas microbacias urbanas e rurais do Rio das Antas, pois não possuem mata ciliar contínua e bem desenvolvida desde a sua nascente até o local de coleta e, conseqüentemente, são fortemente influenciados pelas atividades antrópicas e alteração nas zonas ribeirinhas ao longo de seu percurso.

Por outro lado, a partir do ponto A6 as concentrações de CT, DBO, NTK, P e temperatura diminuem em direção a jusante, mostrando a melhora desses parâmetros com a diminuição da influência da área urbana e com o aumento da influência da ocupação da terra com mata nativa e reflorestamento. Godoy *et al.*, (2021) avaliando a qualidade da água na Bacia do Rio Piriqui, encontraram resultados que sugeriram a melhoria da qualidade da água próximo à jusante. Kuhlmann *et al.* (2014) estudando os efeitos das atividades humanas nos rios em áreas protegidas da Mata Atlântica, chegaram ao resultado que o gradiente observado no rio Paraibuna mostra a recuperação da qualidade da água, embora parcial, no trecho do rio entre a Unidade de Conservação Cunha, que recebe impactos diretos da ocupação humana, e a Unidade de Santa Virgínia. Os autores explicam que neste local o rio pode estar sob a influência de uma pequena bacia de drenagem localizado em sua margem direita, em uma porção não inserida na área protegida.

O gradiente de melhora a jusante a partir deste ponto é confirmado pelos resultados do PARDH, sendo o ponto A5 da microbacia rural R1 considerado como ambiente alterado e não mais impactado, como as microbacias anteriores, e as demais microbacias rurais consideradas como trechos naturais. Para o IQA, os pontos A6 e T7 resultaram em qualidade de água regular e para A5, A7, A8 e T6 o resultado foi qualidade de água boa.

A porção final da microbacia hidrográfica do Rio das Antas, representada pelas microbacias florestais F1, F2 e F3, possui uso e ocupação da terra com mata nativa e reflorestamento, em uma margem segue influenciada pela FLONA de Irati e na outra o uso da terra é composto por reflorestamento de pinus. São considerados como trechos naturais pelo PARDH e tem uma qualidade de água boa pelo IQA, porém apresentando concentrações de fósforo e nitrogênio acima dos limites exigidos pelo CONAMA, mas com valores menores do que observados em pontos anteriores (até 15 vezes menor do valor do ponto A5).

Estudos realizados em área de Mata Atlântica (PINTO *et al.*, 2006; TERRA *et al.*, 2015; GERHARD; VERDADE, 2016; DALA-CORTE *et al.*, 2020) reforçam que a cobertura florestal em toda a bacia hidrográfica, não apenas a vegetação ribeirinha, é importante para a proteção da qualidade da água, destacando a importância das áreas de preservação permanente e reservas legais exigidas por lei (METZGER *et al.*, 2019).

Segundo o PARDH, os tributários de todas as microbacias florestais protegidas foram considerados como trechos naturais. Em relação do IQA, foram classificadas com qualidade de água boa. Os tributários T8 e T9 têm suas nascentes na área rural do município Fernandes Pinheiro-PR (Figura 4), sendo que ambos têm influência do uso e ocupação da terra de áreas agrícolas, o que pode ter elevado os valores de nitrogênio acima do permitido na Resolução do CONAMA nº 357/05.

As áreas protegidas são conhecidas principalmente por seu papel na conservação da biodiversidade e preservação de características naturais (WATSON *et al.*, 2014), e contribuem para a melhoria da qualidade da água (DUDLEY; STOLTON 2003), ratificando os resultados encontrados nesses pontos.

## 4.2 IMPACTOS DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA NA DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS

Os macroinvertebrados aquáticos são as assembleias mais estudadas em comunidades de corpos d'água para compreender os efeitos de diferentes tipos de uso e ocupação da terra (GÁL *et al.* 2019; ZEQUI *et al.*, 2019; MWAIJENGO *et al.*, 2019). Os baixos valores de índices bióticos obtidos para todos os pontos amostrados na Bacia do Rio das Antas (Tabela 10) indicam baixa qualidade da água geral para toda a sub-bacia hidrográfica.

Dentre os táxons, a família Chironomidae é importante do ponto de vista qualitativo e quantitativo, uma vez que os indivíduos colonizam todos os tipos de ambientes aquáticos e são considerados a família mais amplamente distribuída, diversa e frequentemente mais abundante de todos os táxons de macroinvertebrados em ecossistemas aquáticos, porém com alguns poucos táxons sensíveis a alterações ambientais (KRANZFELDER; FERRINGTON, 2018; MOLINERI *et al.*, 2020). Na bacia do Rio das Antas, Chironomidae foi a família mais abundante, estando presente em todos os pontos de coleta, em todos os tipos de uso e ocupação da terra avaliados nesse estudo.

Nas microbacias urbanas e rurais, a somatória da abundância de Chironomidae, Hirudinida e Oligochaeta ficaram acima de 70% de todos os táxons amostrados em todos os pontos, sendo que nos pontos A3, A4 e A7 apenas estes três táxons foram encontrados (Tabelas 8 e 9). A abundância desses táxons está de acordo com diversos estudos que os destacaram como organismos tolerantes às perturbações ambientais sendo comumente representativos em ambientes alterados (GOULART; CALLISTO, 2003; FERONATO *et al.*, 2017; BARRILLI *et al.*, 2021).

Dentre todos os locais amostrados, o ponto A4, apesar de ter apresentado alta abundância (914 indivíduos), apresentou os menores índices bióticos (Tabela 11), BMWP' igual a 6 (qualidade da água muito poluída), a maior proporção de Chironomidae (96,06%) e nenhum representante de EPT. A baixa diversidade de macroinvertebrados, onde grupos resistentes, como os Chironomidae prevaleceram no ambiente, são considerados indicadores de baixa qualidade da água, sendo frequentemente abundantes em locais degradados pois não precisam de boa qualidade ambiental para sobreviver (GOULART; CALLISTO, 2003; SERRA *et al.*, 2017; BARRILLI *et al.*, 2021). Esse ponto A4 está localizado a 1 km após o descarte

do efluente da ETE de Irati, sendo que trabalhos realizados em condições similares também mostram alta contagem de Chironomidae (CORDEIRO *et al.*, 2016. POSSETTI *et al.*, 2017).

Para as microbacias urbanas e rurais, os baixos valores de diversidade ( $H' = 0,1881$  a  $1,255$ ) indicam águas fortemente poluídas a moderadamente poluídas, resultados reforçados pelos baixos valores do BMWP' (6 a 49) e pela ausência ou baixa abundância de táxons sensíveis em quase todos os pontos de amostragem. Rios urbanos são ambientes altamente impactados, com menor disponibilidade de habitat, mudanças na morfologia do canal do rio, ausência de vegetação ribeirinha, além da degradação da qualidade da água, que é um fator limitante para a diversidade de macroinvertebrados aquáticos (MELLO *et al.*, 2018; MELLO *et al.*, 2020).

Os resultados referentes a %EPT e BMWP' nas microbacias urbanas são inferiores aos obtidos por Crisigiovanni *et al.* (2020) e as proporções de Chironomidae foram maiores. Os resultados de BMWP' e %EPT para microbacias urbanas e rurais também foram menores aos resultados de Copatti *et al.* (2013) entre as regiões rurais e urbanas.

Nas microbacias rurais T6 e T7 e florestais T8, T10 e T11, o índice BMWP', os índices de diversidade e de riqueza de Margalef apresentam os maiores valores dentre todas as microbacias analisadas neste estudo. Estes pontos estão localizados espacialmente em áreas com influência de uso da terra de florestas nativas e reflorestamento, e também com uma proporção de uso agrícola, porém com menores fragmentações florestais e maior composição de mata ciliar desde a nascente até o ponto de coleta da microbacia, o que de acordo com Hepp *et al.* (2016) é um fator determinante para este resultado.

Os maiores valores para o índice BMWP' atingiram apenas a categoria duvidosa de qualidade da água nas microbacias florestais T10 e T11, que nascem e percorrem apenas pelo perímetro da FLONA de Irati. Kuhlmann *et al.* (2014) encontraram qualidade de água ótima para a pontuação do BMWP' em unidade de conservação no estado de São Paulo. Os mesmos autores ainda encontraram variação desse índice para qualidade de água regular ou boa, apenas em riachos que tinham suas nascentes fora da área de proteção, o que é o caso dos pontos T8 e T9, que tem suas nascentes em áreas agrícolas no município de Fernandes Pinheiro-PR. De acordo com o índice BMWP', os pontos T8 e T9 apresentaram qualidade da água como poluída e muito poluída, respectivamente.



Estudos relatam que a riqueza e o índice de Shannon-Wiener diminuem com o aumento da intensidade de uso da terra para afins urbanos e agrícolas (HEEP; SANTOS, 2009; WANG *et al.* 2012; IÑIGUEZ-ARMIJOS *et al.* 2018, LIU *et al.*, 2021), o que também aconteceu com os resultados que foram obtidos neste estudo na Bacia do Rio das Antas.

Barrilli *et al.* (2021) em estudo no estado de São Paulo, encontrou indivíduos de Gripopterygidae, Helicopsychidae e Leptoceridae apenas em áreas de proteção e Ferroni *et al.* (2018), no estado do Paraná, encontrou exemplares de Leptohyphidae em locais com um alto nível de preservação, uma vez que essa família é intolerante mesmo a baixos níveis de poluição (GOULART; CALLISTO, 2003; SHIMANO *et al.* 2012; ZEQUI *et al.*, 2019). Exemplares desses táxons foram encontrados nesse estudo apenas nas microbacias em florestas protegidas (pontos T8, T10 e T11), corroborando com o status de bioindicador de qualidade ambiental para esses táxons.

Nas microbacias estudadas, foi observado que as riquezas taxonômicas de EPT foram maiores nos rios em microbacias florestais, diferindo dos pontos em microbacias rurais e áreas urbanas. As ordens EPT são consideradas sensíveis às alterações ambientais (NESSIMIAN *et al.*, 2008; FERREIRA *et al.*, 2014) e respondem às variáveis físicas e químicas da água, podendo indicar distúrbios nos ecossistemas aquáticos (HEPP e SANTOS, 2009; FERREIRA, PAIVA e CALLISTO, 2011; FERREIRA *et al.*, 2014), pois requerem altas concentrações de oxigênio dissolvido na água e uma maior diversidade de habitats.

Os resultados demonstraram que microbacias estudadas dentro da FLONA de Irati são importantes na manutenção da biodiversidade de macroinvertebrados aquáticos. As diferenças observadas na riqueza de Margalef, no índice de diversidade de Shannon-Wiener e no índice BMWP' apoiaram essa afirmação. Isso significa que riachos em unidades de conservação sustentam as comunidades de macroinvertebrados aquáticos, incluindo espécies intolerantes à poluição (HANNA *et al.* 2020).

#### 4.3 RELAÇÕES ENTRE AS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS E AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS ANALISADAS

Vários trabalhos utilizaram a CCA para avaliar as interações das variáveis ambientais na comunidade de macroinvertebrados e também obtiveram resultados

que ratificam os resultados dessa pesquisa, demonstrando que é uma boa estratégia para avaliar essa relação.

O eixo 1 (Figura 20) está positivamente correlacionado com as variáveis ambientais OD, pH, reflorestamento e mata nativa. Essas variáveis ambientais estão correlacionadas positivamente com os tributários das microbacias rurais (pontos T6 e T7) e das microbacias florestais (pontos T8, T9, T10 e T11), onde foi observado aumento dos índices de diversidade  $H'$  e riqueza de Margalef, e maior presença de táxons sensíveis.

Além disso, o eixo 1 está negativamente relacionado as variáveis nitrogênio, fósforo, DBO, temperatura, sólidos totais e coliformes termotolerantes, sendo essas as maiores influências para as todas as microbacias urbanas, para a microbacia rural A5 e para as microbacias florestais A6, A7 e A8, justificando a sua colonização por maior abundância de macroinvertebrados tolerantes a poluição e resultando em uma menor diversidade e riqueza.

A influência das variáveis ambientais em relação às comunidades de macroinvertebrados aquáticos avaliados pela CCA demonstrou que Baetidae, Caenidae, Leptophlebiidae, Leptohyphidae (Ephemeroptera), Gripopterygidae (Plecoptera), Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Helichopsychidae, Xiphocentronidae (Trichoptera), Gyrinidae, Elmidae, Psephenidae (Coleoptera), Vellidae, Mesoveliidae (Hemiptera) e Gomphidae e Caloptera gidae (Odonata), foram positivamente relacionados com um menor fornecimento de nutrientes e águas mais oxigenadas, com uso e ocupação da terra por florestas nativas e reflorestamento, reforçando os resultados encontrados por Barrilli *et al.* (2021).

Por outro lado, os táxons Hirudinida, Oligochaeta, Ancyllidae, Physidae e algumas famílias de Diptera, (principalmente Chironomidae), foram positivamente correlacionados com águas de menor oxigenação, maior concentração de nutrientes (fósforo e nitrogênio), maiores concentrações de coliformes termotolerantes e DBO, com o uso e ocupação da terra por agricultura e área urbana. Esta relação pode estar atribuída à capacidade desses organismos sobreviverem em ambientes com baixos níveis de oxigênio dissolvido, aumentando sua abundância em comparação a outros organismos, em locais com maior influência da atividade antrópica, considerados bioindicadores de riachos poluídos (HEPP; RESTELLO, 2007; KLEINE; TRIVINHO-STRIXINO, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 2020).

As microbacias urbanas apresentaram altas %Chironomidae e altas concentrações de nitrogênio, fósforo, matéria orgânica e coliformes termotolerantes, o que pode ser um indício de contaminação dos rios urbanos por lançamentos de esgoto doméstico não tratado. A abundância de Chironomidae e a ausência de táxons sensíveis à poluição, reforça as características que os tornam eficientes indicadores de degradação ambiental (HEPP *et al.*, 2010; OLIVEIRA *et al.*, 2020), estabelecendo alta abundância em ambientes com influências de origem antrópica (COSTA, 2015; PERALTA; MARTÍN, 2015; SERRA *et al.* 2017).

Segundo Baumart, Dalosto e Santos (2011) e Friberg *et al.* (2003) Hirudinida são resistentes à baixa concentração de oxigênio dissolvido, suportam alta contaminação por fertilizantes, o que pode indicar que são resistentes a esses compostos, proporcionam condições favoráveis à sua alta abundância. Isso corrobora com o cenário encontrado no ponto A5, onde Hirudinida foi o táxon de maior abundância (319) e as elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo, possivelmente resultado de contaminação por fertilizantes (carreados aos rios nos agregados de solo pela erosão), uma vez que o uso e ocupação do solo tem alta porcentagem de uso agrícola.

Para toda a bacia do Rio das Antas, as variáveis de qualidade de água que não atenderam a Resolução do CONAMA nº 357/05, para classe 2, foram coliformes termotolerantes, DBO, nitrogênio e fósforo, ficando pelo menos uma dessas variáveis fora dos padrões em todos os pontos de coleta.

O uso e ocupação da terra por bacias urbanas e rurais foram os fatores que mais afetaram a qualidade da água e a comunidade de macroinvertebrados aquáticos neste estudo, corroborando com Mello *et al.* (2020) em seu estudo sobre a qualidade da água no Brasil.

Em microbacias urbanas a diminuição da qualidade da água que pode estar relacionado ao lançamento de esgoto não tratado em alguns pontos ao longo do rio, indicando a falta de saneamento básico na área do município de Irati, o que levou o aumento de táxons tolerantes e a ausência de táxons sensíveis nesses pontos. O uso e ocupação da terra mostrou grande fragmentação de mata ciliar ou até mesmo a inexistência dela em diversos pontos na área urbana, o que aumenta o impacto das atividades antrópicas no Rio das Antas.

A fragmentação da vegetação ribeirinha também se estende para as microbacias rurais, reforçando a ideia de que o planejamento do uso da terra e as

melhores práticas agrícolas são essenciais para proteger e melhorar a qualidade da água em bacias hidrográficas agrícolas (MELLO *et al.* 2020).

Assim como Restello *et al.* (2020), pôde-se concluir que unidade de conservação contribui efetivamente para a conservação da diversidade da fauna de macroinvertebrados aquáticos e para a melhor qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio das Antas, já que as bacias com maiores índices de biodiversidade e de qualidade da água foram as localizadas dentro da FLONA de Irati.

## 5 CONCLUSÃO

O presente trabalho é o primeiro que procurou contemplar toda a bacia hidrográfica do Rio das Antas. Estudos anteriores abordando macroinvertebrados, qualidade da água e uso e ocupação da terra, foram realizados apenas no perímetro urbano do município de Irati e, conseqüentemente, não representaram a qualidade da água de toda a bacia.

As técnicas de sensoriamento utilizadas foram eficientes para detectar as diferenças dos principais tipos de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio das Antas, e associadas com os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água e com a comunidade de macroinvertebrados aquáticos se tornaram um método eficiente para elucidar suas interações.

Os resultados apresentados neste estudo corroboram com trabalhos anteriores e reforçam que as comunidades de macroinvertebrados aquáticos responde às mudanças do uso e ocupação da terra e da qualidade da água, em diferentes níveis de degradação. Os locais de amostragem com menor influência antrópica têm uma melhor qualidade de água em comparação com os locais onde a influência é alta, apresentando, por exemplo, alta impermeabilização, alteração de leito de rio e descargas de águas residuais.

Todos os índices de diversidade e de qualidade da água foram, no geral, maiores para as microbacias florestais, com maior taxa de ocupação por áreas de mata nativa e reflorestamento, sendo intermediários em microbacias rurais, com áreas de uso e ocupação agrícola com vegetação ripária menos fragmentada, e os piores índices foram em microbacias urbanas, com áreas com maiores influências urbanas e dentro do perímetro urbano. Resultados que reforçam as influências causadas em corpos d'água pelo uso e ocupação da terra, afetando diretamente a comunidade de

macroinvertebrados aquáticos e a qualidade da água, principalmente em áreas urbanas.

A avaliação das comunidades de macroinvertebrados aquáticos e dos parâmetros físico-químicos da água podem indicar contaminação por esgoto doméstico sem tratamento em áreas urbanas; e contaminação do rio por defensivos agrícolas em bacias rurais. Além disso, ocorreu a piora da qualidade da água no Rio das Antas, comparando-se com resultados dos estudos realizados em anos anteriores nesta bacia, para áreas urbanas, diminuindo, conseqüentemente, a abundância e a presença de táxons sensíveis em áreas urbanas; e para o ponto após a ETE, aumentando as concentrações de matéria orgânica, nutrientes e coliformes termotolerantes.

Também é preocupante o fato de que os resultados de qualidade da água e da comunidade de macroinvertebrados aquáticos encontrados neste estudo para a FLONA de Irati está abaixo de resultados encontrados em outras Unidades de Conservação do país. Conseqüentemente, a UC não foi suficiente para recuperar a qualidade do Rio das Antas, que é submetido a diversos fatores de estresse, na direção montante a jusante. Embora as maiores interferências antrópicas sejam no perímetro urbano e logo após a ETE, os impactos se estendem a jusante, à medida que os poluentes são transportados pelas áreas rurais e na até chegar FLONA de Irati.

Apesar de ser observado um gradiente de melhora a partir da microbacia rural R1 em direção a microbacia F3, melhorando a qualidade da água e o uso da terra conter maiores taxas de ocupação por floresta nativa e reflorestamentos, devido a influência da FLONA de Irati, a recuperação da comunidade de macroinvertebrados não acompanhou essa melhora. Os macroinvertebrados aquáticos associam um conjunto histórico de condições ecológicas e os seus resultados condizem com a realidade a longo prazo do ecossistema, por mais que a qualidade da água tenha apresentado uma melhora, esse resultado pode conferir apenas uma resposta momentânea.

Por fim, é sugerido que outras variáveis ambientais, como por exemplo, sazonalidade, estrutura de habitat, presença de contaminantes (e.g. metais pesados, agrotóxicos), além da realização de um monitoramento, devam ser exploradas para se obter um melhor e mais completo resultado de como a comunidade de macroinvertebrados aquáticos respondem aos diferentes tipos de usos da terra. Além

disso, é necessário que sejam implementadas ações de recuperação ambiental ao longo de toda a bacia hidrográfica, proporcionando melhores condições para a saúde do curso d'água e permitindo que a unidade de conservação possa ser uma aliada para a melhoria da qualidade das águas do rio das Antas, oferecendo condições que permitam o estabelecimento de uma comunidade de macroinvertebrados aquáticos condizente com uma unidade de conservação.

## REFERÊNCIAS

ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. **IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA)**, Almería, v. 2, p. 203-13, 1996.

ALVAREDA, E.; LUCAS, C.; PARADISO, M.; PARADISO, M.; PIPERNO, A.; GAMAZO, P.; ERASUN, V.; RUSSO, P.; SARACHO, A.; BANEGA, R.; SAPRIZA, G.; MELLO, F. T. Water quality evaluation of two urban streams in Northwest Uruguay: are national regulations for urban stream quality sufficient? **Environmental Monitoring and Assessment**, v 192, n. 661, 2020.

AMINUL ISLAM, M.; Morton, D. w.; Johnson, B. B.; MAINALI, B.; Angove, M. J. Manganese oxides and their application to metal ion and contaminant removal from wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 26, p. 264–280, 2018.

ANDRADE, A. P.; FELCHAK, I. M. A poluição urbana e o impacto na qualidade da água do rio das Antas – Irati-PR. **Geoambiente**. v. 12, p. 108-132, 2009.

APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater, 22nd Ed.: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), Washington, D.C., USA, 2012.

ARIMORO, F. O.; IKOMI, R. B.; IWEGBUE, C. M. A. Water quality changes in relation to Diptera community patterns and diversity measured at an organic effluent impacted stream in the Niger Delta, Nigeria. **Ecological Indicators**, v. 7, n. 3, p. 541-552, 2007.

ARIMORO; F. O.; ABUBAKAR, M, D.; OBI-IYEKE, G. E.; KEKE, U. N. Achieving sustainable river water quality for rural dwellers by prioritizing the conservation of macroinvertebrates biodiversity in two Afrotropical streams. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 10, 2021.

AVILES, A.; NIELL, F. X. The Control of a Small Dam in Nutrient Inputs to a Hypertrophic Estuary in a Mediterranean Climate. **Water Air Soil Pollut**, v. 180, p. 97 - 108, 2007.

BARRILLI, G. H. C.; NEGREIROS, N. F.; ROCHA, O.; VERANI, J. R. Macroinvertebrate's responses in urban streams. **Papéis Avulsos de Zoologia**; v.61, p. 1-9, 2021.

BAUMART, J.; DALOSTO, M.; SANTOS, S. Effects of carbofuran and metsulfuron-methyl on the benthic macroinvertebrate community in flooded ricefields. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 23, n. 2, p. 138-144, 2011.

BENNETT, G.; MULONGOY, K. J. Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, **Thechnical Series**, n. 23, 2006.

BICALHO, S. T. T.; LANGENBACH, T.; RODRIGUES, R. R.; CORREIA, F. V.; HAGLER, A.; MATALLO, M. B.; LUCHINI, L. C. Herbicide distribution in soils of a riparian forest and neighboring sugar cane field. **Geoderma**, v. 158, p. 392–397, 2010.

BRAAK, C. J. K.; SMILAUER, P. **CANOCO. Reference Manual e Canoco Draw for Windows User Guide: Software for Canonical Community Ordination** Microcomputer Power, Ithaca, New York, Versão 4.5, 2002.

BRASIL. Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o artigo 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 19 jul. 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, n. 53, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Ministério do Desenvolvimento Regional/ Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Resolução ANA nº 77, de 1º de junho de 2021. Declara situação crítica de escassez quantitativa dos recursos hídricos na Região Hidrográfica do Paraná. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, n. 102-A, 2021.

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

CALLISTO, M.; GONÇALVES, J. F. Jr. A vida nas águas das montanhas. **Ciência Hoje**. Rio de Janeiro, v. 31, n. 182, p. 68-71, 2002.

CALLISTO M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, F; GOULART, M.; PETRUCIO, M. E. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. **Geoprocessamento - Teoria e Aplicações**. São José Dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) 2001. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/index.html>>. Acesso em 15 ago.19.

CARVALHO, K. Q.; LIMA, S. B.; PASSIG, F. H.; GUSMÃO, L. K.; SOUZA, D. C.; KREUTZ, C.; BELINI, A. D.; ARANTES, E. J. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, p. 1020–1030, 2015.

CASTRO, D. M. P.; DOLÉDEC, S.; CALLISTO, M. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams, **Ecological Indicators**, v. 84, p. 573-582, 2018.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Apêndice D – Índice de Qualidade de Água. In: MARTINS, M. H. R. B. (coord. geral). **Qualidade das Águas**



**Interiores no Estado de São Paulo 2018 (Série Relatório).** São Paulo: CETESB. 32 p., 2019. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/>>. Acesso em: 20 set. 2019.

CHESSMAN, B.; GROWNS, I.; CURREY, J; PLUNKETT-COLLE, N. Predicting diatom communities at the genus level for the rapid biological assessment of rivers. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 221-234, 1999.

COSTA, 2015; Costa, E.B. (2015). **Distribuição de larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera: Chironomidae) em cursos d'água de baixa ordem sob influência de diferentes usos do solo no município de Cabo Verde, MG.** Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental), Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, Minas Gerais.

CRISIGIOVANNI, E. L.; NASCIMENTO, E. A.; GODOY, R. R. B; OLIVEIRA-FILHO, P. C.; VIDAL, C. M. S.; MARTINS, K. G. Inadequate riparian zone use directly decreases water quality of a low-order urban stream in southern Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 2, 2020.

CUNHA, D.G.F.; SABOGAL-PAZ, L.P.; DODDS, W.K. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). **Ecological Engineering**, v. 94, p. 516-524, 2016.

CRUZ, M. A. S.; GONÇALVES, A. A.; ARAGÃO, R.; AMORIM, J. R. A.; MOTA, P. V. M.; SRINIVASAN, V. S., GARCIA, C. A. B.; FIGUEIREDO, E. E. Spatial and seasonal variability of the water quality characteristics of a river in Northeast Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 68, 2019.

DALA-CORTE, R. B.; MELO, A. S.; SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; MARTINS, R. T.; CUNICO, A. M.; PES, A. M.; MAGALHÃES, A. L. B.; GODOY, B. S.; LEAL, C. G.; MONTEIRO-JÚNIOR, C. S.; STENERT, C.; CASTRO, D. M. P.; MACEDO, D. R.; LIMA, D.; GUBIANI, É. A.; MASSARIOL, F.C.; TERESA, F. B.; BECKER, F. G.; SOUZA, F. N.; VALENTE-NETO, F.; DE SOUZA, F. L.; SALLES, F. F.; BREJÃO, G. L.; BRITO, J. G.; VITULE, J. R. S.; SIMIÃO-FERREIRA, J.; DIAS-SILVA, K.; ALBUQUERQUE, L.; JÜEN, L.; MALTCHIK, L.; CASATTI, L.; MONTAG, L.; RODRIGUES, M. E.; CALLISTO, M.; NOGUEIRA, M. A. M.; DOS SANTOS, M. R.; HAMADA, N.; PAMPLIN, P. A. Z.; POMPEU, P. S.; LEITÃO, R. P.; RUARO, R.; MARIANO, R.; COUCEIRO, S. R. M.; ABILHOA, V.; OLIVEIRA, V. C.; SHIMANO, Y.; MORETTO, Y.; SUAREZ, Y. R.; DE O. ROQUE, F., Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, p. 1391-1402, 2020.

DAIEF, Z.; BORJA, A.; JOULAMI, L.; AZZI, M.; FAHDE, A.; BAZAIRI, H. Assessing benthic ecological status of urban sandy beaches (Northeast Atlantic, Morocco) using M-AMBI, **Ecological Indicators**, v. 46, p. 586-595, 2014.

DAMANIK-AMBARITA, M. N.; LOCK, K.; BOETS, P.; EVERAERT, G.; NGUYEN, T. H. T.; FORIO, M. A. E.; MUSONGE, P. L. S.; SUHAREVA, N.; BENNETSEN, E.; LANDUYT, D.; DOMINGUEZ-GRANDA, L.; GOETHALS, P. L. M. Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices, **Limnologica**, v. 57, p. 27-59, 2016.

DING, J.; JIANG, Y.; LIUA, Q.; HOU, Z.; LIAO, J.; FUD, J.; PENG, Q. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. **Science of the Total Environment**, v. 551-552, p. 205-216, 2016.

DUDLEY, N.; STOLTON, S. **Running Pure**: The Importance of Forest Protected Areas to Drinking Water. World Bank/WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use. 2003.

EWERLING, A. C.; MAIA, A. G. Avaliação do Atendimento do Rio das Antas à Legislação Ambiental. **Revista Acadêmica Ciência Animal**, v. 7, n. 2, p. 189-197, 2009.

FERREIRA, W. R.; PAIVA, L. T.; CALLISTO, M. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1, p. 15-25, 2011.

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

FERRONATO, M. C.; SANCHES P. V.; PIANA, P. A.; FRANKE, M. C.; MENDONÇA, M. M.; SCHWANTES, D.; SCHILLER, A. P. Influence of two neotropical ecoregions in the community of benthic macroinvertebrates. **International Journal of River Basin Management**, v. 19, n. 2, 201-207, 2019.

FIGUEIREDO, H. P.; FIGUEIREDO, C. R. P.; BARROS, J. H. S.; CONSTANTINO, M.; MAGALHÕES FILHO, F. J. C.; MORSES, P. M.; COSTA, R. B. Water quality in an urban environmental protection area in the Cerrado Biome, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 117, 2019.

FRANÇA, J. S.; SOLAR, R. S.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. Student monitoring of the ecological quality of neotropical urban streams. **Ambio**, v. 48, n. 8, p. 867-878, 2019.

FRIBERG, N.; LINDSTRØM, M.; KRONVANG, B.; LARSEN, LS. Macroinvertebrate sediment relationships along a pesticide gradient in Danish streams. **Hydrobiologia**, vol. 494, p. 103-110, 2003.

GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; RODERJAN, C. V.; Levantamento Fitossociológico das Principais Associações Arbóreas da Floresta Nacional de Irati/PR. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 19, n. 1, p. 30-49, 1989.

GERHARD, P.; VERDADE, L. M.; Stream fish diversity in an agricultural landscape of southeastern Brazil. In: GHELIER-COSTA, C.; LYRA-JORGE, M. C.; VERDADE, L. M. (Eds.), **Biodiversity in Agricultural Landscapes of Southeastern Brazil**. De Gruyter, Berlin, p. 206 - 224, 2016.

GRISE, M. M.; BIONDI, D.; LINGNAU, C.; ARAKI, H. A Estrutura da Paisagem do Mosaico Formado Pelas Unidades de Conservação Presentes no Litoral Norte do Paraná. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 4, p. 723-742, 2009.

GODOY, R. F. B.; CRISIOGIOVANNI, E. L.; TREVISAN, E.; RADOMSKI, F. A. D. Spatial and temporal variation of water quality in a watershed in center-west Paraná, Brazil. **Water Supply**, v. 21, n. 4, p. 1718–1734, 2021.

GONÇALVES, D. R. P.; ROCHA, C. H. Indicadores de qualidade da água e padrões de uso da terra em bacias hidrográficas no Estado do Paraná. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p.1172-1183, 2016.

GOULART, M.D.C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v.2, n. 1, p. 153-164, 2003.

HANNA, D. E.L.; RAUDSEPP-HEARNE, C.; BENNETT, E. M. Effects of land use, cover, and protection on stream and riparian ecosystem services and biodiversity. **Conservation Biology**, v. 34, n. 1, p. 244–255, 2020.

HARRIS, J. H.; SILVEIRA, R. Large-scale assessments of river health using a Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. **Freshwater Biology**, v. 41., p. 235-252, 1999.

HAWKES, S. What Is a "Heavy Metal"? **Journal of Chemical Education**, v. 74, n. 11, 1997.

HABERLAND, N. T.; SILVA, F. C. B.; OLIVEIRA FILHO, P. C; VIDAL, C. M. S.; CAVALLIN, G. S. Análise da influência antrópica na qualidade da água do trecho urbano do Rio das Antas na cidade de Irati, Paraná. **Revista Tecnológica (UEM)**, v. 21, p. 53-67, 2012.

HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. In: ZAKRZEVISKI, S. B. (org.), **Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares**. Edifapes, Erechim, p. 75-86, 2007.

HEPP, L. U.; URBIM, F. M.; TONELLO, G.; LOUREIRO, R. C. Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate composition communities associated on detritus in subtropical Atlantic Forest streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, n. 3, p. 1–10, 2016.

HEPP, L. U.; SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 157, p. 305–318, 2009.

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

HOSOKAWA, R.T.; MACHADO, S. A.; SILVA, J. C. G. E. Inventário Florestal da Floresta Nacional de Itati – Florestas Nativas. Volume 1 e 2. **Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná**, Curitiba, PR. 595 p. 1990.

HUNT, L.; MARROCHI, N.; BONETTO, C.; LIESS, M.; BUSS, D. F.; VIEIRA DA SILVA, C., CHIU, M-C.; RESH, V. H. Do Riparian Buffers Protect Stream Invertebrate Communities in South American Atlantic Forest Agricultural Areas? **Environmental Management**, v. 60, p. 1155–1170, 2017.

IÑIGUEZ-ARMIJOS, C.; HAMPEL, H.; BREUER, L. Land-use effects on structural and functional composition of benthic and leaf-associated macroinvertebrates in four Andean streams. **Aquatic Ecology**, n. 52, p. 77–92, 2018.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). **Avaliação da Qualidade da Água Através dos Macroinvertebrados Bentônicos - Índice BMWP. 2003**. Disponível em: < <http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>>. Acesso em: 10 ago. 2019.

ISCEN, C. F.; EMIROGLU, Ö.; ILHAN, S.; ARSLAN, N.; YILMAZ, V.; AHISKA, S. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of surface water quality in Uluabat Lake, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, n. 144, p. 269–276, 2008.

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

KAY, W. R.; SMITH, M. J.; PINDER, A. M.; MCRAE, J. M.; DAVIS, J. A. & HALSE, S. A. Patterns of distribution of macroinvertebrate families in rivers of north - western Australia. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 299-316, 1999.

KLEINE, P.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. **Acta Limnol. Bras.**, v. 17, n. 1, p. 81-90, 2005.

KRANZFELDER, P.; FERRINGTON JR, L. C. Chironomidae (Diptera) species diversity of estuaries across a land use gradient on the Caribbean coast of Costa Rica. **Rev. biol. Tropical**, v. 66, n. 3, 2018.

KURIQI, A.; PINHEIRO, A. N.; SORDO-WARD, A.; BEJARANO, M. D.; GARROTE, L. Ecological impacts of run-of-river hydropower plants -Current status and future prospects on the brink of energy transition. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 142, 2021.

LANDS, J. R., KOCH, G. G. The measurement of observe agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 31, p. 159–174, 1977.

LIN, K. J.; YO, S. P. The effect of organic pollution on the abundance and distribution of aquatic oligochaetes in an urban water basin, Taiwan. **Hydrobiologia**, v. 596, n. 1, p. 213-223, 2008.

LIU, Z.; LI, Z.; CASTRO, D. M. P.; TAN, X.; JIANG, X.; MENG, X.; GE, Y.; XIE, Z. Effects of different types of land-use on taxonomic and functional diversity of benthic macroinvertebrates in a subtropical river network. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 44339–44353, 2021.

LOYOLA, R. G. N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. **V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação – Anais, Volume I**. UFES, Vitória, Espírito Santo, p. 46-52, 10 a 15 de outubro de 2000.

MACEDO, D. R., HUGHES, R. M., LIGEIRO, R., FERREIRA, W. R., CASTRO, M. A., JUNQUEIRA, N. T., OLIVEIRA, D. R.; FIRMIANO, K. R.; POMPEU, P. S; CALLISTO, M. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 1001–1016, 2014.

MADRUGA, F. V.; REIS, F. A. G. V.; MEDEIROS, G. A; GIORDANO, L. C. Avaliação da Influência do Córrego dos Macacos na Qualidade da Água do Rio Mogi Guaçu, no Município de Mogi Guaçu-Sp. **Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal**, v. 5, n. 2, p. 152-168, 2008.

MAHVI, A. H.; NOURI, J.; BABAEI, A. A.; NABIZADEH, R. Agricultural activities impact on groundwater nitrate pollution. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 2, n. 1, p. 41–47, 2005.

MAILLARD, P.; SANTOS, N. A. P. A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed–Brazil. **Journal of Environmental Management**, n. 6, p. 158–170, 2008.

MANARIM, S. K. **Desapropriação para a criação de Unidade de Conservação: um estudo de caso da implantação do Parque Nacional dos Campos Gerais**. Dissertação (Mestrado em Ciências Sociais Aplicadas) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 147p., 2008.

MANFRIN, J.; SCHWANTES, D.; GONÇALVES JUNIOR., A. C.; SCHILLER, A. P; ZIMMERMANN, J; OLIVEIRA, V. H. D. Evaluation of benthic macroinvertebrates as indicators of metal pollution in Brazilian rivers. **International Journal of River Basin Management**, v. 19, n. 2, p. 209-219, 2021.

MARQUES, M.N.; CONTRIM, M.E.; BELTRAME FILHO, O.; PIRES, M.A.F. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, São Paulo. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1171-1178, 2007.

MARTINS. C. S. **Influência do uso e ocupação da terra sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos e sua associação com qualidade da água**. Dissertação (Mestrado Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati/PR, 67 p., 2020.

MAZZA, C. A. S. **Caracterização ambiental da paisagem da microrregião colonial de Irati e zoneamento ambiental da Florestal Nacional de Irati, PR.** Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos/SP, 167 p., 2006.

MELLO, K. D.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; SANTOS, A. C. A.; VETTORAZZI, C. A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v. 167, p. 130–138, 2018.

MELLO, K.; TANIWAKI, R.H.; PAULA, F. R.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; LEAL, C. G.; RODRIGUES, C. B.; HUGHES, R. M. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil, **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 1-16, 2020.

MENDOZA, G.; TRAUNSPURGER, W.; PALOMO, A.; CATALAN, J. Nematode distributions as spatial null models for macroinvertebrate species richness across environmental gradients: a case from mountain lakes. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 9, p. 3016-3028, 2017.

METZGER, J. P.; BUSTAMANTE, M. M.; FERREIRA, J.; FERNANDES, G. W.; LIBRÁN- EMBID, F.; PILLAR, V.D.; PRIST, P. R.; RODRIGUES, R. R.; VIEIRA, I. C. G.; OVERBECK, G. E. Why Brazil needs its legal reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91-103, 2019.

MOLINERI, C.; TEJERINA, E. G.; TORREJÓN, S. E.; PERO, E. J. I.; HANKEL, G. E. Indicative value of different taxonomic levels of Chironomidae for assessing the water quality. **Ecological Indicators**, v.108, 2020.

MORAES, A. B.; WILHELM, A. E.; BOELTER, T.; STENERT, C.; SCHULZ, U. H.; MALTCHIK, L. Reduced riparian zone width compromises aquatic macroinvertebrate communities in streams of Southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, p. 7063–7074, 2014.

MORI, G. B.; PAULA, F. R.; FERRAZ, S. F. B.; CAMARGO, A. F. M.; MARTINELLI, L. F. Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. **International Journal of Limnology**, v. 51, n. 1, p. 11–21, 2015.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Rio de Janeiro.** 1 Ed. Rio de Janeiro: Technical Books, p.176, 2010.

MUSTOW, S.E. Biological monitoring of rivers in Thailand: use and adaptation of the BMWP Score. **Hydrobiologia**, v. 479, p. 199-229, 2002.

MWAIJENGO, G. N.; MSIGWA, A.; NJAU, K. N.; BRENDONCK, L.; VANSCHOENWINKEL, B. Where does land use matter most? Contrasting land use effects on river quality at different spatial scales. **Science of The Total Environment**, v. 715, 2020.

NASCIMENTO, P. S. R. **Avaliação de técnicas de segmentação e classificação por regiões em imagens Landsat-TM visando o mapeamento de unidades de paisagem na Amazônia.** Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 120 p. 1997.

NESSIMIAN, J. L.; VENTICINQUE, E. M.; ZUANON, J.; DE MARCO Jr, P.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J. D.; JUEN, L. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, v. 614, n. 1, p. 117-131, 2008.

OLIVEIRA, A.; CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Atlantic forest fragment. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 100, n. 4, p. 291-300, 2010.

OLIVEIRA, C. B. S.; CANDEIAS, A. L. B.; TAVARES JÚNIOR, J. R. Utilização de índices físicos a partir de imagens OLI – TIRS para o mapeamento de uso e cobertura da terra no entorno do aeroporto internacional do Recife/Guararapes. **Gilberto Freire Revista Brasileira de Geografia Física**, v.12, n.03, 2019.

OLIVEIRA, M. D. D.; REZENDE, O. L. T. D.; FONSECA, J. F. R. D.; LIBÂNIO, M. Evaluating the surface Water quality index fuzzy and its influence on water treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 32, 2019.

OLIVEIRA, P. C. R.; KRAAK, M. H. S.; PENA-ORTIZ, M.; GEEST, H. G. V. D.; VERDONSCHOT, P. F. M. Responses of macroinvertebrate communities to land use specific sediment food and habitat characteristics in lowland streams. **Science of The Total Environment**, v. 703, 2020.

OMETO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A. V.; VICTORIA, R. L.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba River basin, south-east Brazil: Freshwater Biology. **Freshwater Biology**, v. 44, n. 2, p. 327-337, 2000.

PASSIG, F. H.; LIMA, S. B.; CARVALHO, K. Q.; HALMEMAN, M. C. R.; SOUZA, P. C.; GUSMÃO, L. K. Monitoring of urban and rural basins: water quality of Mourão basin. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, p. 158-164, 2015.

PERALTA, R. H. L.; MARTÍN, G. M. T. Densidad larval de Chironomidae (Insecta:Diptera) en un meandro del río Bogotá (Cajica, Colombia) durante La Niña 2011. **Revista Facultad de Ciencias Básicas**, v. 11, n. 1, p. 48–67, 2015.

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

PINTO, B.C.T.; ARAUJO, F.G.; HUGHES, R.M. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. **Hydrobiologia**, v. 556, p. 69-83, 2006.

POSSETTI, R. B.; GORNI, G. R.; COLOMBO-CORBI, V.; CORBI, J. J. Avaliação do impacto do efluente da estação de tratamento de esgoto (ETE) do município de Araraquara - SP: macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores. **Revista Brasileira Multidisciplinar - ReBraM** (Uniará), v. 20, p. 06, 2017.

RASMUSSEN, M. L.; WIBERG-LARSEN, P.; JACOBSEN, D. A long-term improvement in Danish stream fauna: Analyses of temporal dynamics and community alignment of a biotic index. **Ecological Indicators**, v. 81, p. 47-53, 2017.

R CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. version 4.1.0, de 18 de maio de 2021. R Foundation for statistical computing. Viena, Austria. <https://www.R-project.org>.

RESH, V. H.; JACKSON, J. K. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. In: Rosenberg, D. M., Resh, V. H. (Eds), p. 195-233. Chapman and Hall, New York, 1993.

REID, A. J.; CARLSON, A. K.; CREED, I. F.; ELIASON, E. J.; GELL, P. A.; JOHNSON, P. T. J.; KIDD, K. A.; MACCORMACK, T. J.; OLDEN, J. D.; ORMEROD, S. J.; SMOL, J. P.; TAYLOR, W. W.; TOCKNER, K.; VERMAIRE, J. C.; DUDGEON, D.; COOKE, S. J. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. **Biological Reviews Cambridge Philosophical Society**, v 94, n. 3, p. 849-873, 2019.

RESTELLO, R. M.; BATTISTONI, D.; SOBCZAK, J. R.; VALDUGA, A. T.; ZACKRZEWSKI, S. B. B.; ZANIN, E. M.; DECIAN, V. S.; HEPP, L. U. Effectiveness of protected areas for the conservation of aquatic invertebrates: a study-case in southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 32, n. 5, 2020.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. Routledge, Chapman and Hall, Inc., New York, p. 488, 1993.

ROVERI, V.; GUIMARÃES, L. L.; CORREIA, A. T. Temporal and spatial variation of benthic macroinvertebrates on the shoreline of Guarujá, São Paulo, Brazil, under the influence of urban surface runoff. **Regional Studies in Marine Science**, v. 36, 2020.

SENA, F.T.S.; NETO, B.J.S.; LEITE, A.C.S. Uso do geoprocessamento como subsídio à análise Ambiental: imagem SRMT na geração dos mapas Hipsométrico e de declividade das bacias difusas da Barragem boa esperança no estado do Piauí. **IV Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação Recife - PE**, p. 1-5, Maio, 2012.

SERRA, S. R. Q.; GRAÇA, M. A. S.; DOLÉDEC, S.; FEIO, M. J. Chironomidae traits and life history strategies as indicator of anthropogenic disturbance. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 326, 2017.

SHEN, Z.; HOU, X.; LI, W.; AINI, G.; CHEN, L.; GONG, Y. Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: a case study in a typical urbanized watershed in China. **Ecological Indicators**, n. 48, p. 417–427, 2015



SHEPP, D. L.; CUMMINS, J. D. Restoration in an urban watershed: Anacostia River of Maryland and the district of Columbia. In: WILLIAMS, J. E.; WOOD, C. A.; DOMBECK, M. P. (Ed.). **Watershed restoration: principles and practices**. Bethesda: American Fisheries Society, 1997.

SHI, P.; ZHANG, Y.; LI, Z.; LI, P.; XU, G. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. **Catena**, v. 151, p. 182-190, 2017.

SHIMANO, Y.; SALLES, F. F.; FARIA, L. R. R.; CABETTE, H. S. R.; NOGUEIRA, D. S. Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. **Iheringia, Série Zoológica**, v. 102, n. 2, p. 187–196, 2012.

SILVA, K. W. S.; EVERTON, N. S.; MELO, M. A. D. Aplicação dos índices biológicos Biological Monitoring Working Party e Average Score per Taxon para avaliar a qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará, Brasil. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, vol. 7, n. 3, p.13-22, 2016.

SILVEIRA, M. P.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a southeastern Brazilian river. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2B, p. 623-632, 2006.

SOUZA PEREIRA, M. A.; CAVALHERI, P. S.; DE OLIVEIRA, M. A. C.; MAGALHÃES FILHO, F.J. C. A multivariate statistical approach to the integration of different land-uses, seasons, and water quality as water resources management tool. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 539, 2019.

STEWART, P. M.; BUTCHER, J. T.; SWINFORD, T. O. Land use, habitat and water quality effects on macroinvertebrate communities in three watersheds of a Lake Michigan associated marsh system. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 3, p. 179–189, 2000.

STOLL, S.; BREYER, P.; TONKIN, J. D.; FRÜHA, D.; HAASE, P. Scale-dependent effects of river habitat quality on benthic invertebrate communities - Implications for stream restoration practice. **Science of the Total Environment**, v. 553, p. 495–503, 2016.

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

SU, W.; AHERN, J. F.; CHANG, C. Why should we pay attention to “inconsistent” land uses? A viewpoint on water quality. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 12, n. 2, p. 247–254, 2016.

SUNDERMANN, A.; STOLL, S.; HAASE, P. River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. **Ecological Applications**, v. 21, n. 6, p. 1962-1971, 2011.

TERRA, B. D. F.; HUGHES, R. M.; ARAUJO, F. G. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. **Ecology Freshwater Fish**, v. 25, p. 527-544, 2015.

TONELLO, G.; LOUREIRO<sup>1</sup>, R. C.; KRAUSE, P.; SILVA, C.; ONGARATTO, R. M.; SEPP, S.; RESTELLO, R. M. HEPP, L. U. Colonização de invertebrados durante a decomposição de diferentes detritos vegetais em um riacho subtropical. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 12, n. 2, 2014.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. As múltiplas dimensões da crise hídrica. **Revista USP**, n. 106, p. 21-30. 2015.

URIARTE, M.; YACKULIC, C.B.; LIM, Y.L.; ARCE-NAZARIO, A.J. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 8, p. 1151–1164, 2011.

VAL, A. L.; BICUDO, E. M.; BICUDO, D. C.; PUJONI, D. G. F.; SPILKI, F. R.; NOGUEIRA, I. S.; HESPANHOL, I.; CIRILO, J. A.; TUNDISI, J. G.; VAL, P.; HIRATA, R.; FELICIANO, S. M.; AZEVEDO, S. M. F. O.; CRESTANA, S.; CIMINELLI, V. S. T.; Water quality in Brazil. In: **Water Quality in the Americas: Risks and Opportunities**. IANAS-IAP, México City. 2019.

VALENTINI, M. H. K.; SANTOS, G. B.; DUARTE, V.H.; FRANZ, H. S.; GUEDES, H. A. S.; ROMANI, R. F.; VIEIRA, B. M. Analysis of the Influence of Water Quality Parameters in the Final WQI Result Through Statistical Correlation Methods: Mirim Lagoon, RS, Brazil, Case Study. **Water, Air, & Soil Pollut**, v. 232, n. 363, 2021.

VENANCIO, D. L.; OLIVEIRA-FILHO, P. C.; DISPERATI, A. A. Uso do geoprocessamento em estudo ambiental na Bacia do Rio das Antas, Irati (Paraná). **Ambiência**, v. 10, n. 6, p. 135-146, 2010.

WANG, B.; LIU, D.; LIU, S.; ZHANG, Y.; LU, D.; WANG, L. Impacts of urbanization on stream habitats and macroinvertebrate communities in the tributaries of Qiangtang River, China. **Hydrobiologia**, v. 680, p. 39– 51, 2012.

WANG, L.; GAO, Y.; HAN, B-P.; FAN, H.; YANG, H. The impacts of agriculture on macroinvertebrate communities: From structural changes to functional changes in Asia's cold region streams. **Science Total Environment**, v. 676, p. 155–164, 2019.

WATSON, J.; DUDLEY, N.; SEGAN, D.; HOCKINGS, M. The performance and potential of protected areas. **Nature**, n. 515, p. 67–73, 2014.

ZEQUI, J.A.C.; ESPINOZA, A.A.; DE ALMEIDA PACCOLA, J.; LOPES, J. Aquatic insect communities in small stream in the south of Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 408, 2019.