

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

FERNANDO GARRIDO DE OLIVEIRA

ANÁLISE INTEGRADA DA QUALIDADE E SAÚDE DOS ECOSISTEMAS
AQUÁTICOS DE TRÊS RIOS DO OESTE PARANAENSE

PALOTINA

2025

FERNANDO GARRIDO DE OLIVEIRA

ANÁLISE INTEGRADA DA QUALIDADE E SAÚDE DOS ECOSISTEMAS
AQUÁTICOS DE TRÊS RIOS DO OESTE PARANAENSE

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia e Tecnologia Ambiental, Setor Palotina, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Lilian Dena dos Santos

Coorientadora: Prof^ª. Dr^ª. Alessandra Svonka Palmeiro

PALOTINA

2025

Universidade Federal do Paraná. Sistemas de Bibliotecas.
Biblioteca UFPR Palotina.

- O48 Oliveira, Fernando Garrido de
Análise integrada da qualidade e saúde dos ecossistemas
aquáticos de três rios do Oeste Paranaense / Fernando Garrido
de Oliveira. – Palotina, PR, 2025.
- Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná,
Setor Palotina, PR, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e
Tecnologia Ambiental.
Orientadora: Profª. Drª. Lilian Dena dos Santos.
Coorientadora: Profª. Drª. Alessandra Svonka Palmeiro.
1. Estresse oxidativo. 2. Histopatologia. 3. Qualidade da água.
I. Santos, Lilian Dena dos. II. Palmeiro, Alessandra Svonka.
III. Universidade Federal do Paraná. IV. Título.

CDU 502

Bibliotecária: Aparecida Pereira dos Santos – CRB 9/1653



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR PALOTINA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA E
TECNOLOGIA AMBIENTAL - 40001016173P5

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **FERNANDO GARRIDO DE OLIVEIRA**, intitulada: **ANÁLISE INTEGRADA DA QUALIDADE E SAÚDE DOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS DE TRÊS RIOS DO OESTE PARANAENSE**, sob orientação da Profa. Dra. LILIAN DENA DOS SANTOS, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Palotina, 28 de Fevereiro de 2025.

Assinatura Eletrônica
10/03/2025 13:36:58.0
LILIAN DENA DOS SANTOS
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
10/03/2025 10:33:57.0
ALEXANDRE LEANDRO PEREIRA
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
05/03/2025 16:15:00.0
LUCÍOLA THAIS BALDAN
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
03/03/2025 15:34:35.0
IVONETE ROSSI BAUTITZ
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ -UFPR)

Assinatura Eletrônica
03/03/2025 09:33:44.0
MARITANA MELA PRODOCIMO
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
04/03/2025 14:58:36.0
ALESSANDRA SVONKA PALMEIRO
Coorientador(a) (UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO)

A Deus, fonte de toda sabedoria e força, dedico este trabalho com imensa gratidão.

AGRADECIMENTOS

A toda minha família cujo apoio tornou possível essa realização.

Às minhas orientadoras, Prof.^{as} Dr.^{as} Lilian Dena dos Santos e Alessandra Svonka Palmeiro
pela confiança, orientação e amizade.

Ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia e Tecnologia Ambiental, do Setor de
Palotina, da Universidade Federal do Paraná.

À Universidade Federal do Paraná.

Aos Professores Helena Cristina da Silva de Assis, Maritana Mela Prodocimo, Marta
Margarete Cestari, Dilcemara Cristina Zenatti, Lucíola Thais Baldan, José Marcelo Rocha
Aranha e Maurício Guy de Andrade pela colaboração na execução deste trabalho.

A todas as pessoas que direta ou indiretamente influenciaram no
desenvolvimento deste trabalho.

A Capes pelo apoio financeiro.

*“Sabemos que toda a natureza criada geme até agora, como
uma mulher em dores de parto.”*

(Romanos 8:22)

*"Os lobos e os carneirinhos pastarão juntos, os leões comerão palha como os bois, e as
cobras não atacarão mais ninguém. E no meu monte santo não acontecerá
nada que seja mau ou perigoso, diz o SENHOR."*

(Isaías 65:25)

RESUMO

As mudanças na cobertura e uso do solo ao longo do tempo e espaço tem sido o principal impulsionador na degradação da qualidade das águas superficiais, comprometendo a saúde dos diversos organismos que compõem os ecossistemas aquáticos. O objetivo do presente trabalho foi avaliar de modo integral a qualidade das águas e a saúde dos ecossistemas aquáticos dos Rios São Camilo (SC), Santa Fé (SF) e Pioneiro (PIO), localizados no oeste do estado do Paraná. Foram amostrados três pontos em cada um dos rios, sendo: a montante (SC1, SF1 e PIO1), intermediário (SC2, SF2 e PIO2) e jusante (SC3, SF3 e PIO3) da cidade de Palotina, nas estações inverno de 2022 e verão de 2023. A qualidade da água foi determinada por meio dos parâmetros físico e químicos, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, sólidos totais, dureza total, DQO, alcalinidade, nitrito, nitrato, amônia, ortofosfato e turbidez, a partir dos quais foi calculado o Índice de Qualidade da Água (IQA), enquanto os efeitos de toxicidade dessas águas foram determinados por meio dos biomarcadores de estresse oxidativo no fígado SOD, CAT, LPO, MET e AChE cerebral e muscular, a partir dos quais foi calculado o Índice de Resposta de Biomarcadores (IBR) na espécie *H. ancistroides*; as condições de saúde das populações dessas espécies foram determinadas por meio do Índice de Lesão Histopatológica (ILH) e Alterações Morfológicas Nucleares (AMN); foi calculado o índice integrado de saúde e qualidade hídrica por meio do método *Analytic Hierarchy Process* (AHP); mapas foram produzidos por meio da técnica de interpolação espacial (I), a partir dos quatro índices calculados. As águas dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro apresentaram baixa qualidade, em ambas as estações amostradas. Os biomarcadores de bioquímicos demonstraram que as populações *H. ancistroides* dos referidos rios encontram-se sob elevado estresse oxidativo hepático e de neurotoxicidade, decorrente da baixa qualidade das águas e da ação misturas complexas de contaminantes. Os biomarcadores histopatológicos e de genotoxicidade demonstraram que as populações de *H. ancistroides* encontram-se com a saúde debilitada, tendo apresentado uma miríade de alterações hepáticas e branquiais graves, que podem comprometer a sobrevivência desses animais e o equilíbrio desses ecossistemas. O emprego do método AHP possibilitou a agregação dos índices IQA, IBR e ILH de modo satisfatório, tendo como resultado mapas de fácil interpretação de saúde e qualidade hídrica, capazes de embasarem propostas de políticas e programas de recuperação e conservação desses rios e seus respectivos ecossistemas.

Palavras-chave: Qualidade da água. Estresse oxidativo. Histopatologia. Interpolação espacial. SIG.

ABSTRACT

Changes in land cover and use over time and space have been the main drivers of surface water quality degradation, compromising the health of various organisms that make up aquatic ecosystems. The objective of the present study was to comprehensively evaluate water quality and the health of aquatic ecosystems in the São Camilo (SC), Santa Fé (SF), and Pioneiro (PIO) Rivers, located in the western region of Paraná state. Three sampling points were taken in each river: upstream (SC1, SF1, and PIO1), intermediate (SC2, SF2, and PIO2), and downstream (SC3, SF3, and PIO3) of the city of Palotina, during the winter of 2022 and the summer of 2023. Water quality was determined by physical and chemical parameters, including temperature, pH, dissolved oxygen, total solids, total hardness, COD, alkalinity, nitrite, nitrate, ammonia, orthophosphate, and turbidity, from which the Water Quality Index (WQI) was calculated. The toxicity effects of these waters were determined through biomarkers of oxidative stress in the liver (SOD, CAT, LPO, MET) and brain and muscle AChE, from which the Biomarker Response Index (BRI) was calculated in the species *H. ancistroides*; the health conditions of the populations of these species were determined through the Histopathological Injury Index (HII) and Nuclear Morphological Alterations (NMA); the integrated health and water quality index was calculated using the Analytic Hierarchy Process (AHP) method; maps were produced using the spatial interpolation technique (I), based on the four calculated indices. The waters of the São Camilo, Santa Fé, and Pioneiro Rivers exhibited low quality in both sampling seasons. The biochemical biomarkers showed that *H. ancistroides* populations in these rivers are under high hepatic oxidative stress and neurotoxicity due to the poor water quality and the action of complex mixtures of contaminants. The histopathological and genotoxicity biomarkers demonstrated that *H. ancistroides* populations are in poor health, showing a myriad of severe hepatic and gill alterations that could compromise the survival of these animals and the balance of these ecosystems. The use of the AHP method allowed for the satisfactory aggregation of the WQI, BRI, and HII indices, resulting in easy-to-interpret health and water quality maps that can support the development of policies and programs for the recovery and conservation of these rivers and their respective ecosystems.

Keywords: Water quality. Oxidative stress. Histopathology. Spatial interpolation. GIS.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

FIGURA 1 – PRINCÍPIO DA INTERPOLAÇÃO ESPACIAL.....	34
FIGURA 2 – MAPA DA LOCALIZAÇÃO DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.....	35
FIGURA 3 – OCUPAÇÃO E DESENVOLVIMENTO AGRÍCOLA DO OESTE PARANAENSE.....	36
FIGURA 4 – MAPA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO OESTE PARANAENSE NO ANO DE 2024.....	36
FIGURA 5 – MAPA DA LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS E ESTAÇÕES AMOSTRAIS....	39
FIGURA 6 – PONTOS AMOSTRAIS DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO E VEGETAÇÃO MARGINAL.....	40
FIGURA 7 – PROCEDIMENTO DE COLETA E ACONDICIONAMENTO DAS AMOSTRAS DE ÁGUA.....	40
FIGURA 8 – DELIMITAÇÃO DAS MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS E REDES DE DRENAGENS DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.....	46
FIGURA 9 – MAPA E IDENTIFICAÇÃO DE USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO DAS MICROBACIAS DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.....	47
FIGURA 10 – MAPA DO PERFIL DE DISTRIBUIÇÃO DOS TANQUES DE AQUICULTURA DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.....	48
FIGURA 11 – ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS DO RIO SÃO CAMILO, DURANTE AS ESTAÇÕES DO INVERNO E VERÃO.....	60
FIGURA 12 – ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS DO RIO SANTA FÉ, DURANTE AS ESTAÇÕES DO INVERNO E VERÃO.....	61
FIGURA 13 – ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS DO RIO PIONEIRO, DURANTE AS ESTAÇÕES DO INVERNO E VERÃO.....	62
FIGURA 14 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IQA DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.....	65
FIGURA 15 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IQA DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.....	66
FIGURA 16 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IQA DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.....	67

FIGURA 17 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IQA DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.....	68
FIGURA 18 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IQA DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.....	69
FIGURA 19 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IQA DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.....	70
FIGURA 20 – QUADRO COMPARATIVO DOS MAPAS DE IQA PARA AS MICROBACIAS DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO, NAS ESTAÇÕES INVERNO DE 2022 E VERÃO DE 2023.....	71
CAPÍTULO 2	
FIGURA 1 – POSSÍVEL DISTRIBUIÇÃO DE UM CONTAMINANTE ATRAVÉS DO CICLO DA ÁGUA.....	85
FIGURA 2 – DINÂMICA DE ABSORÇÃO, BIOTRANSFORMAÇÃO E EXCREÇÃO DE UM CONTAMINANTE EM UM ORGANISMO AQUÁTICO.....	86
FIGURA 3 – REPRESENTAÇÃO SIMPLIFICADA DO PROCESSO DE BIOTRANSFORMAÇÃO EM UMA CÉLULA HEPÁTICA DE PEIXE.....	87
FIGURA 4 – BIOMAGNIFICAÇÃO DE UM CONTAMINANTE AO LONGO DA CADEIA TRÓFICA EM RELAÇÃO AO TEMPO.....	87
FIGURA 5 – NÍVEIS DE AVALIAÇÃO DE EFEITOS BIOLÓGICOS: DE MOLÉCULAS ATÉ O ECOSSISTEMA.....	89
FIGURA 6 – ESPÉCIME DE <i>H. ancistroides</i> COLETADO.....	90
FIGURA 7 – COLETA E TRANSPORTE DOS ESPÉCIMES DE <i>H. ancistroides</i>	94
FIGURA 8 – COLETA DE DADOS BIOMÉTRICOS DE <i>H. ancistroides</i>	95
FIGURA 9 – PROCEDIMENTO DE COLETA DE ÓRGÃOS EM <i>H. ancistroides</i>	95
FIGURA 10 – COLETA E ACONDICIONAMENTO DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO.....	96
FIGURA 11 – ÍNDICE INTEGRADO DE RESPOSTA DE BIOMARCADORES (IBR) EM <i>H. ancistroides</i> COLETADOS NO RIO SÃO CAMILO, BASEADO NOS SEGUINTE BIOMARCADORES: AChEc, AChEm, SOD, CAT, LPO E MET.....	107
FIGURA 12 – ÍNDICE INTEGRADO DE RESPOSTA DE BIOMARCADORES (IBR) EM <i>H. ancistroides</i> COLETADOS NO RIO SANTA FÉ, BASEADO NOS SEGUINTE BIOMARCADORES: AChEc, AChEm, SOD, CAT, LPO E MET.....	108
FIGURA 13 – ÍNDICE INTEGRADO DE RESPOSTA DE BIOMARCADORES (IBR) EM <i>H. ancistroides</i> COLETADOS NO RIO PIONEIRO, BASEADO NOS SEGUINTE BIOMARCADORES: AChEc, AChEm, SOD, CAT, LPO E MET.....	109

FIGURA 14 – SOBREPOSIÇÃO DO ÍNDICE INTEGRADO DE RESPOSTA DE BIOMARCADORES (IBR) EM <i>H. ancistroides</i> DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO COM BASE NOS SEGUINTE BIOMARCADORES: AChEc, AChEm, SOD, CAT, MET e LPO.....	110
FIGURA 15 – ESCORES DA PCoA PARA O RIO SÃO CAMILO, MOSTRANDO A POSIÇÃO DAS UNIDADES AMOSTRAIS EM RELAÇÃO AOS PONTOS E ESTAÇÕES.....	112
FIGURA 16 – ESCORES DA PCoA PARA O RIO SANTA FÉ, MOSTRANDO A POSIÇÃO DAS UNIDADES AMOSTRAIS EM RELAÇÃO AOS PONTOS E ESTAÇÕES.....	113
FIGURA 17 – ESCORES DA PCoA PARA O RIO PIONEIRO, MOSTRANDO A POSIÇÃO DAS UNIDADES AMOSTRAIS EM RELAÇÃO AOS PONTOS E ESTAÇÕES.....	113
FIGURA 18 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IBR DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.....	118
FIGURA 19 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IBR DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.....	119
FIGURA 20 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IBR DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.....	116
FIGURA 21 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IBR DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.....	117
FIGURA 22 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IBR DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.....	118
FIGURA 23 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IBR DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.....	119
FIGURA 24 – QUADRO COMPARATIVO DOS MAPAS DE IBR PARA AS MICROBACIAS DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO, NAS ESTAÇÕES INVERNO DE 2022 E VERÃO DE 2023.....	120
CAPÍTULO 3	
FIGURA 1 – MORFOLOGIA ESTRUTURAL DA BRÂNQUIA DOS PEIXES TELEÓSTEOS.....	137
FIGURA 2 – MORFOLOGIA CELULAR DA BRÂNQUIA DOS PEIXES TELEÓSTEOS.....	138
FIGURA 3 – MORFOLOGIA ESTRUTURAL E CELULAR DO PARÊNQUIMA HEPÁTICO DOS PEIXES TELEÓSTEOS.....	139

FIGURA 4 – MORFOLOGIA CELULAR DO DUCTO BILIAR DOS PEIXES TELEÓSTEOS.....	140
FIGURA 5 – VISÃO MACROSCÓPICA DA BRÂNQUIA E FÍGADO DOS PEIXES TELEÓSTEOS.....	141
FIGURA 6 – FOTOMIGRAFIAS DE ALTERAÇÕES MORFOLÓGICAS NUCLEARES EM ERITRÓCITOS DE PEIXES.....	142
FIGURA 7 – COLETA DE BRÂNQUIAS, FÍGADO E SANGUE em <i>H. ancistroides</i>	144
FIGURA 8 – ALTERAÇÕES BRÂNQUIAIS EM <i>H. ancistroides</i> DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.....	147
FIGURA 9 – ALTERAÇÕES HEPÁTICAS EM <i>H. ancistroides</i> DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.....	148
FIGURA 10 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ILH DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.....	155
FIGURA 11 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ILH DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.....	156
FIGURA 12 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ILH DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.....	157
FIGURA 13 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ILH DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.....	158
FIGURA 14 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ILH DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.....	159
FIGURA 15 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ILH DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.....	160
FIGURA 16 – QUADRO COMPARATIVO DOS MAPAS DE ILH PARA AS MICROBASIAS DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO, NAS ESTAÇÕES INVERNO DE 2022 E VERÃO DE 2023.....	161
CAPÍTULO 4	
FIGURA 1 – EXEMPLO DE COMBINAÇÃO LINEAR PONDERADA.....	173
FIGURA 2 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ISQH DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.....	180
FIGURA 3 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ISQH DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.....	181
FIGURA 4 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ISQH DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.....	182

FIGURA 5 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ISQH DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.....	183
FIGURA 6 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ISQH DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.....	184
FIGURA 7 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ISQH DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.....	185
FIGURA 8 – QUADRO COMPARATIVO DOS MAPAS ISQH PARA AS MICROBACIAS DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO, NAS ESTAÇÕES INVERNO DE 2022 E VERÃO DE 2023.....	186

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

TABELA 1 – LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS.....	38
TABELA 2 – PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA E MÉTODOS ANALÍTICOS.....	41
TABELA 3 – PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA UTILIZADOS NO CÁLCULO DO IQA E SEUS RESPECTIVOS PESOS RELATIVOS.....	42
TABELA 4 – VALORES k EM RELAÇÃO A FAIXA DE TURBIDEZ OBSERVADA.....	43
TABELA 5 – CLASSIFICAÇÃO EM RELAÇÃO A FAIXA DE IQA OBSERVADA.....	43
TABELA 6 – VALORES DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO NO INVERNO DE 2022.....	51
TABELA 7 – VALORES DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO NO VERÃO DE 2023.....	52
TABELA 8 – TEMPERATURA E PRECIPITAÇÃO ACUMULADA DOS CINCO DIAS ANTERIORES A CADA COLETA, NAS ESTAÇÕES INVERNO E VERÃO.....	53
TABELA 9 – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SÃO CAMILO (INVERNO DE 2022)	54
TABELA 10 – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SANTA FÉ (INVERNO DE 2022)	55
TABELA 11 – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PIONEIRO (INVERNO DE 2022)	56
TABELA 12 – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SÃO CAMILO (VERÃO DE 2023)	57
TABELA 13 – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SANTA FÉ (VERÃO DE 2023)	58
TABELA 14 – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PIONEIRO (VERÃO DE 2023)	59
TABELA 15 – ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA E CLASSIFICAÇÃO PARA OS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.....	64

CAPÍTULO 2

TABELA 1 – NÚMERO AMOSTRAL DE <i>H. ancistroides</i> POR PONTO E ESTAÇÃO.....	93
TABELA 2 – ÓRGÃOS E BIOMARCADORES DE ESTRESSE MENSURADOS EM <i>H. ancistroides</i>	97

TABELA 3 – CONCENTRAÇÃO DE METAIS NO SEDIMENTO DO RIO SÃO CAMILO NOS PONTOS AMOSTRAIS E ESTAÇÕES DE COLETA.....	100
TABELA 4 – CONCENTRAÇÃO DE METAIS NO SEDIMENTO DO RIO SANTA FÉ NOS PONTOS AMOSTRAIS E ESTAÇÕES DE COLETA.....	100
TABELA 5 – CONCENTRAÇÃO DE METAIS NO SEDIMENTO DO RIO PIONEIRO, NOS PONTOS AMOSTRAIS E ESTAÇÕES DE COLETA.....	101
TABELA 6 – DADOS CLIMÁTICOS DA ESTAÇÃO METEOROLÓGICA PALOTINA – TRMM 721, REFERENTES AS ESTAÇÕES INVERNO E VERÃO.....	101
TABELA 7 – RESPOSTAS DE BIOMARCADORES DE ESTRESSE OXIDATIVO NO CÉREBRO, MÚSCULO, FÍGADO E DO FATOR DE CONDIÇÃO EM <i>H. ancistroides</i> DO RIO SÃO CAMILO.....	103
TABELA 8 – RESPOSTAS DE BIOMARCADORES DE ESTRESSE OXIDATIVO NO CÉREBRO, MÚSCULO, FÍGADO E DO FATOR DE CONDIÇÃO EM <i>H. ancistroides</i> DO RIO SANTA FÉ.....	104
TABELA 9 – RESPOSTAS DE BIOMARCADORES DE ESTRESSE OXIDATIVO NO CÉREBRO, MÚSCULO, FÍGADO E DO FATOR DE CONDIÇÃO EM <i>H. ancistroides</i> DO RIO PIONEIRO.....	105
TABELA 10 – ÍNDICE INTEGRADO DE RESPOSTA DE BIOMARCADORES PARA OS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.....	111
CAPÍTULO 3	
TABELA 1 – LESÕES HISTOPATOLÓGICAS IDENTIFICADAS EM <i>H. ancistroides</i> NO RIO SÃO CAMILO.....	149
TABELA 2 – LESÕES HISTOPATOLÓGICAS IDENTIFICADAS EM <i>H. ancistroides</i> NO RIO SANTA FÉ.....	150
TABELA 3 – LESÕES HISTOPATOLÓGICAS IDENTIFICADAS EM <i>H. ancistroides</i> NO RIO PIONEIRO.....	151
TABELA 4 – ÍNDICE DE LESÃO HISTOLÓGICO DAS BRÂNQUIAS E DO FÍGADO DE <i>H. ancistroides</i>	153
TABELA 5 – FREQUÊNCIA DE MN E AMN EM ERITRÓCITOS MADUROS DE <i>H. ancistroides</i> , VERÃO DE 2023.....	154
CAPÍTULO 4	
TABELA 1 – ESTRUTURA DE UMA MATRIZ QUADRADA (N X N) DE CRITÉRIOS.....	172
TABELA 2 – ESCALA DE SAATY.....	173

TABELA 3 – ESTRUTURAÇÃO DA MATRIZ DE COMPARAÇÃO PAREADA.....	175
TABELA 4 – ESCALA FUNDAMENTAL DE SAATY PARA COMPARAÇÃO PAREADA (ADAPTADA).....	175
TABELA 5 – IRs EM FUNÇÃO DA ORDEM DA MATRIZ.....	176
TABELA 6 – MATRIZ DE COMPARAÇÃO PAREADA.....	178
TABELA 7 – PARÂMETROS PARA O MÉTODO AHP	178
TABELA 8 – CLASSIFICAÇÃO EM RELAÇÃO A FAIXA DE ISQH.....	179

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

% - Porcentagem

© - Copyright

Σ - Somatório de números

® - Registrado

°C - Graus Celsius

A - Adipócitos

AChE - Acetilcolinesterase

Agritempo - Sistema de Monitoramento Agrometeorológico

AHP - *Analytic Hierarchy Process*

AHP - *Analytic Hierarchy Process*

Alc. - Alcalinidade

ALFAC - Fixador histológico

AMN - Alterações Morfológicas Nucleares

Amn. - Amônia

ANOVA - Análise de Variância

APHA - *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*

AR - Arteriola

BL - *Blebbled*

BN - *Binucleate*

C - Critérios

Ca²⁺ - Cátion Cálcio

CaCO₃ - Carbonato de cálcio

CAT - Catalase

cc - Célula pavimentosa

Cd - Cádmio

CEs - *Contaminantes Emergentes*

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

Cfa - Clima Subtropical Úmido

Ci - Valor normalizado

ck - Célula de Kupffer

Cl⁻ - Ânion Cloro

cl - Célula clorídrica

cm - Célula mucosa

CMP - Concentração Máxima de Poluentes

Co - Cobalto

co - Colangiócito

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

cp - Célula pilar

Cr - Cromo

cs - Capilar sanguíneo

Cu - Cobre

D.T. - Dureza Total

DB - Ducto biliar

DDT - Dicloro-Difenil-Tricloroetano

DNA - Ácido desoxirribonucleico

DQO - Demanda Química de Oxigênio

EPA - *Environmental Protection Agency*

EROS - Espécies Reativas de Oxigênio

FAO - Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura

Fe - Ferro

g - Aceleração da gravidade

G - Granulomatose

GLM - *Generalized Linear Model*

GNSS - *Global Navigation Satellite System*

GRASS - *Geographic Resources Analysis Support System*

H - Hemorragia

H⁺ - Cátion Hidrogênio

H₂O₂ - Peróxido de hidrogênio

HCO₃⁻ - Ânion Bicarbonato

he - Hemácia

HE – hematoxilina e eosina

he - Hepatócito

i - Elemento da linha

IBR - Índice Integrado de Resposta de Biomarcadores

IC - Índice de Consistência

ICP/OES - Espectroscopia de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente

IDW - *Inverse Distance Weighting*
ILH - Índice de Lesão Histopatológica
IQA - Índice de Qualidade de Água
IR - Índice Randômico
ISQH - Índice de Saúde e Qualidade Hídrica
j - Elemento da coluna
k - Constante Subjetiva
K - Fator de Condição Alométrico
K - Potássio
Kg - Quilogramas
L - Litro
LaQal - Laboratório de Qualidade da Água e Limnologia
LB - *Lobed*
L-H - Ácido Graxo Insaturado
LPO - Lipoperoxidação
LQ - Limite de Quantificação
LSD - *Least Significant Difference*
LZf - Latossolo Vermelho Férrico
L• - Radical Lipídico
LOO• - Peróxido Lipídico
M - Molar
MDE - Modelo Digital de Elevação
MET - Metalotioneínas
mg - Miligrama
min - Minutos
mm - Milímetros
Mn - Manganês
MN - Micronúcleo
N - Necrose
N - Número Amostral
Na⁺ - Cátion Sódio
Ni - Níquel
nmol - Nanomolar
NT - *Notched*

NTU - Unidade Nefelométrica de Turbidez

NV - Nitissolo Vermelho

O.D. - Oxigênio Dissolvido

O₂ - Gás Oxigênio

O⁻² - Superóxido

ODS - Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

OH• - Radicais hidroxila

ONU - Organização das Nações Unidas

Ort. - Ortofosfato

p - Probabilidade de significância

p/v - Proporção peso e volume

Pb - Chumbo

PCA - *Principal Component Analysis*

PCoA - *Principal Coordinates Analysis*

PERMANOVA - Análise de Variância Bifatorial Multivariada Permutacional

PH - Parênquima hepático

pH - Potencial Hidrogeniônico

PHACs - Compostos Farmaceuticamente Ativos

Pi - Peso relativo

PIO - Rio Pioneiro

PIO1 - Ponto Amostral (Montante)

PIO2 - Ponto Amostral (Intermediário)

PIO3 - Ponto Amostral (Jusante)

POPs - Poluentes Orgânicos Persistentes

PPCPs - Produtos de Cuidados Pessoais

PQ - Padrão de Qualidade

Pv - Produto vetorial

PVC - Policloreto de vinila

QGIS - Quantum GIS

R² - Coeficiente de determinação

r² - Coeficiente de determinação

RC - Razão de Consistência

S.T. - Sólidos Totais

SC - Rio São Camilo

SC1 - Ponto Amostral (Montante)

SC2 - Ponto Amostral (Intermediário)

SC3 - Ponto Amostral (Jusante)

SEDEST - Secretaria do Desenvolvimento Sustentável do Estado do Paraná

SF - Rio Santa Fé

SF1 - Ponto Amostral (Montante)

SF2 - Ponto Amostral (Intermediário)

SF3 - Ponto Amostral (Jusante)

si - sinusóide

SIG - Sistemas de Informação Geográfica

SisBio - Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade

SI - Linha da matriz

SOD - Superóxido Dismutase

t - Significância de um coeficiente específico no modelo

Temp. - Temperatura

TRMM - *Tropical Rainfall Measuring Mission*

Turb. - Turbidez

U - Porcentagem de inibição de SOD

UFPR - Universidade Federal do Paraná

VC - Veia Central

VD - *Vacuolated*

Vi - Valor normalizado do índice

V_{máx} - Valor máximo do índice SIGLA

V_{min} - Valor mínimo do índice

W - Autovetor

Zn - Zinco

ZEE - Zoneamento Ecológico – Econômico

λ - Lambda

λ - Lambda máximo

μg - Micrograma

μm - Micrometro

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL	26
1.1	JUSTIFICATIVA	28
1.2	OBJETIVO GERAL.....	28
	REFERÊNCIAS.....	29
2.	CAPÍTULO 1 – Monitoramento da qualidade da água dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio do índice de qualidade da água em um SIG.....	31
2.1	INTRODUÇÃO	31
2.2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	32
2.2.1	A Qualidade Das Águas Superficiais.....	32
2.2.2	Índice De Qualidade Da Água (IQA).....	33
2.2.3	Sensoriamento Remoto Aplicado ao Monitoramento da Qualidade da Água.....	34
2.2.4	As Microbacias dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro.....	34
2.2.5	Ocupação e Desenvolvimento Agrícola do Oeste Paranaense.....	35
2.3	OBJETIVOS.....	37
2.3.1	Objetivo Geral.....	37
2.3.2	Objetivos Específicos.....	37
2.4	MATERIAL E MÉTODOS.....	38
2.4.1	Procedimento de Coleta de Dados.....	38
2.4.2	Parâmetros de Qualidade da Água.....	41
2.4.3	Dados Climáticos.....	41
2.4.4	Índice de Qualidade da Água (IQA).....	41
2.4.5	Aquisição de Imagens Georreferenciadas.....	43
2.4.6	Delimitação das Microbacias Hidrográficas e Redes de Drenagens.....	43
2.4.7	Mapeamento e Identificação dos Usos e Ocupações do Solo.....	44
2.4.8	Interpolação Espacial	44
2.4.9	Análises Estatísticas.....	44
2.4.10	Correlação de Pearson.....	44
2.4.11	Análise de Componentes Principais (PCA).....	45
2.5	RESULTADOS.....	46
2.5.1	Delimitação das Microbacias Hidrográficas e Redes de Drenagens.....	46
2.5.2	Mapeamento e Identificação de Usos e Ocupação do Solo.....	47

2.5.3	Parâmetros de Qualidade da Água.....	49
2.5.4	Análises Estatísticas.....	49
2.5.5	Dados Climáticos.....	53
2.5.6	Correlação de Pearson.....	53
2.5.7	Análise de Componentes Principais (PCA).....	60
2.5.8	Índice de Qualidade da Água (IQA).....	63
2.5.9	Interpolação Espacial	65
2.6	DISCUSSÃO.....	72
2.6.1	Rio São Camilo	72
2.6.2	Rio Santa Fé	74
2.6.3	Rio Pioneiro	75
2.7	CONCLUSÃO.....	77
	REFERÊNCIAS.....	78
3.	CAPÍTULO 2 – Biomonitoramento dos efeitos de toxicidade nas populações de <i>Hypostomus ancistroides</i> dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio do índice integrado de resposta de biomarcadores, aplicado a um SIG.....	83
3.1	INTRODUÇÃO.....	83
3.2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	85
3.2.1	Ecotoxicidade.....	85
3.2.2	Biomonitoramento dos Ecossistemas Aquáticos.....	88
3.2.3	Biomonitor (<i>Hypostomus Ancistroides</i>)	89
3.2.4	Biomarcadores de Estresse Oxidativo e Neurotoxicidade.....	90
3.3	OBJETIVOS.....	92
3.3.1	Objetivo Geral.....	92
3.3.2	Objetivos Específicos.....	92
3.4	MATERIAL E MÉTODOS.....	93
3.4.1	Procedimento de Coleta de Dados.....	93
3.4.2	Quantificação de Metais.....	96
3.4.3	Dados Climáticos.....	96
3.4.4	Fator de Condição (<i>K</i>) e Biomarcadores de Estresse Oxidativo e Neurotoxicidade....	96
3.4.5	Índice Integrado de Resposta de Biomarcadores (IBR).....	98
3.4.6	Interpolação Espacial	98
3.4.7	Análises Estatísticas.....	98

3.4.8	Análise de Coordenadas Principais (PCoA).....	99
3.5	RESULTADOS.....	99
3.5.1	Quantificação de Metais	99
3.5.2	Dados Climáticos.....	101
3.5.3	Fator de Condição (K) e Biomarcadores de Estresse Oxidativo e Neurotoxicidade..	102
3.5.4	Índice Integrado de Resposta de Biomarcadores (IBR).....	106
3.5.5	Análise de Coordenadas Principais (PCoA).....	112
3.5.6	Interpolação Espacial	114
3.6	DISCUSSÃO.....	121
3.6.1	Rio São Camilo.....	121
3.6.2	Rio Santa Fé	122
3.6.3	Rio Pioneiro	124
3.7	CONCLUSÃO.....	127
	REFERÊNCIAS.....	128
4.	CAPÍTULO 3 – Biomonitoramento da saúde das populações de <i>Hypostomus ancistroides</i> dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio de biomarcadores de genotoxicidade e do índice de lesão histopatológica, aplicado a um SIG.....	136
4.1	INTRODUÇÃO.....	136
4.2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	137
4.2.1	Morfofisiologia das Brânquias e Fígado nos Peixes Teleósteos.....	137
4.2.2	Biomarcador Histopatológico.....	140
4.2.3	Biomarcadores de Genotoxicidade.....	141
4.3	OBJETIVOS.....	143
4.3.1	Objetivo Geral.....	143
4.3.2	Objetivos Específicos.....	143
4.4	MATERIAL E MÉTODOS.....	144
4.4.1	Procedimento de Coleta de Dados.....	144
4.4.2	Índice de Lesão Histopatológica (ILH).....	145
4.4.3	Biomarcadores de Genotoxicidade.....	145
4.4.4	Interpolação Espacial	146
4.4.5	Análises Estatísticas.....	146
4.5	RESULTADOS.....	147
4.5.1	Índice de Lesão Histopatológica (ILH).....	147

4.5.2	Biomarcadores de Genotoxicidade.....	152
4.5.3	Interpolação espacial	155
4.6	DISCUSSÃO.....	162
4.7	CONCLUSÃO.....	165
	REFERÊNCIAS.....	166
5.	CAPÍTULO 4 – Avaliação integrada da qualidade dos ecossistemas aquáticos dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio do método <i>Analytic Hierarchy Process</i> (AHP)	171
5.1	INTRODUÇÃO.....	171
5.2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	172
5.2.1	O Método <i>Analytic Hierarchy Process</i> (AHP)	172
5.3	OBJETIVOS.....	174
5.3.1	Objetivo Geral.....	174
5.3.2	Objetivos Específicos.....	174
5.4	MATERIAL E MÉTODOS.....	175
5.4.1	Cálculo da Matriz de Comparação Pareada.....	175
5.4.2	Cálculo dos Parâmetros para o Método <i>Analytic Hierarchy Process</i> (AHP)	175
5.4.3	Normalização dos índices IQA, IBR e ILH.....	176
5.4.4	Índice Integrado de Saúde e Qualidade Hídrica (ISQH).....	177
5.4.5	Interpolação Espacial	177
5.5	RESULTADOS.....	178
5.5.1	Cálculo da Matriz de Comparação Pareada.....	178
5.5.2	Cálculo dos Parâmetros Para o Método <i>Analytic Hierarchy Process</i> (AHP)	178
5.5.3	Normalização dos índices IQA, IBR e ILH.....	179
5.5.4	Índice Integrado de Saúde e Qualidade (ISQH)	179
5.5.5	Interpolação Espacial	179
5.6	DISCUSSÃO.....	187
5.7	CONCLUSÃO.....	189
	REFERÊNCIAS.....	190
6.	CONCLUSÕES GERAIS.....	192
7.	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	193

1. INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças na cobertura e uso do solo ao longo do tempo têm sido o principal impulsionador da degradação da qualidade das águas superficiais, destacando a necessidade imediata da proteção dos recursos hídricos por meio do planejamento, monitoramento e controle, garantindo dessa forma o acesso das populações humanas a esses recursos (MELLO *et al.*, 2020).

A qualidade das águas superficiais e a saúde dos diversos organismos que compõem as comunidades aquáticas dependem diretamente das diversas atividades humanas potencialmente poluidoras, tais como, atividades industriais (por exemplo, geração de resíduos sólidos e líquidos, vazamento de compostos químicos, emissões atmosféricas); urbanização (por exemplo, lançamento de esgoto doméstico não tratado, impermeabilização do solo); atividades agrícolas (por exemplo, desflorestamento, degradação do solo, uso inadequado de fertilizantes químicos, fármacos e agrotóxicos) (AKHTAR *et al.*, 2021).

Atualmente, a difusão de misturas químicas complexas em águas superficiais tem causado diversos efeitos tóxicos sobre os ecossistemas aquáticos, acarretando a perda de biodiversidade e redução das populações de peixes e outros organismos. Dentre os contaminantes de importância ecotoxicológica, podemos citar: metais pesados, fármacos, produtos de higiene pessoal, agrotóxicos, compostos orgânicos voláteis, nanomateriais e substâncias que atuam como desreguladores endócrinos (PALANSOORIYA *et al.*, 2020). Além destes o lixo eletrônico tem se tornado uma crescente preocupação global, principalmente em municípios pequenos, devido ao descarte inapropriado, falta de pontos de coleta e de descarte apropriados (SOUZA & MEDEIROS, 2024).

Os ecossistemas aquáticos encontram-se em risco iminente para a sobrevivência de peixes, invertebrados e plantas aquáticas, devido a sua contaminação por diversos tipos de compostos como agrotóxicos, compostos orgânicos e inorgânicos, solventes e outros, resultando na redução da qualidade das águas e perda de biodiversidade (WOLFRAM *et al.*, 2021). Com o intuito de mitigar e até mesmo reverter esses processos até padrões aceitáveis de sustentabilidade, faz-se necessário o estabelecimento de sistemas de monitoramento adequados, garantindo a qualidade da água, bem-estar, desenvolvimento e a saúde das populações (CHAPMAN & SULLIVAN, 2022).

Os sistemas de monitoramento devem abranger parâmetros físicos, químicos e biológicos relevantes à preservação da vida aquática, manutenção da qualidade da água destinada ao abastecimento público e desenvolvimento de setores importantes para a economia,

como a indústria e agricultura (SAALIDONG *et al.*, 2022). Nesse contexto, o Índice de Qualidade de Água (IQA) surge como uma ferramenta de avaliação e análise, possibilitando a integração dos parâmetros avaliados, atribuindo à cada parâmetro pesos específicos, de acordo com sua relevância ambiental, resultando em um único valor numérico, facilitando assim sua interpretação, comunicação e análise (GUPTA & GUPTA, 2021).

Atualmente a integração dos índices de qualidade de água aos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) têm possibilitado, por meio das técnicas de sensoriamento remoto, avaliações espaço-temporais de bacias hidrográficas inteiras, possibilitando a criação de bancos de dados de informações relevantes à pesquisadores e tomadores de decisões na elaboração de políticas públicas (ADJOVU *et al.*, 2023). Semelhantemente, o biomonitoramento apresenta-se como uma ferramenta que visa avaliar o efeito de diferentes agentes estressores sobre a saúde dos organismos que compõem os ecossistemas aquáticos. Para isso utiliza-se espécies selecionadas no ambiente a ser avaliado, considerando-se sua relevância ecológica e nível trófico. A essas espécies dá-se o nome de biomonitores (ABAS, 2021).

Para que os objetivos de sustentabilidade sejam alcançados torna-se imprescindível o estabelecimento de programas eficazes de monitoramento, que visem avaliar os riscos de exposição ambiental e possíveis efeitos tóxicos sobre a saúde dos organismos que constituem as populações e comunidades aquáticas, bem como riscos à saúde pública (ALTENBURGER *et al.*, 2019). Em 2015, a Organização das Nações Unidas (ONU) implementou a Agenda 2030, que tem como objetivo geral colocar o mundo em um caminho mais sustentável e resiliente até 2030, erradicando a pobreza e promovendo uma vida digna para todos (UN, 2015). Dentre os seus 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), um é integralmente destinado a assegurar disponibilidade e gestão sustentável de água e saneamento para todos (UN, 2024).

Neste contexto, o **Capítulo I** teve como objetivo determinar a qualidade das águas dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, localizados no oeste do estado do Paraná, por meio da avaliação de parâmetros de qualidade da água; o **Capítulo II** teve como objetivo determinar os efeitos de toxicidade das misturas de contaminantes presentes nessas águas, por meio de biomarcadores de estresse oxidativo em peixes da espécie *Hypostomus ancistroides*; o **Capítulo III** teve como objetivo determinar as condições de saúde das populações de *H. ancistroides*, por meio de biomarcadores histopatológicos e de genotoxicidade. Para uma avaliação integral de impacto ambiental desses corpos hídricos, no **Capítulo IV**, foram produzidos mapas por meio do método *Analytic Hierarchy Process* (AHP), a partir dos índices calculados nos três capítulos anteriores.

1.2 JUSTIFICATIVA

Os Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro percorrem toda a extensão do município de Palotina, até se encontrarem com as águas do Rio Piquiri, afluente do Rio Paraná. Ao longo desse percurso cada um desses rios encontra-se em maior ou menor grau sob a influência de diversas atividades antrópicas, dentre os quais podemos citar irrigação de lavouras, abastecimento rural e industrial, dessedentação animal, pesca, entre outras, que de maneira direta ou indireta influenciam a qualidade das águas e a saúde dos organismos.

Dentre os processos aos quais os rios estão submetidos, podemos citar: assoreamento devido a degradação do solo, poluição por resíduos sólidos, eutrofização por efluentes não tratados, contaminação por xenobióticos de múltiplas origens, perda de vegetação ciliar por desmatamento ilegal e produção agrícola, introdução de espécies exóticas selvagens e comerciais, entre outros.

Neste contexto, métodos de monitoramento, biomonitoramento e sensoriamento remoto tornam-se instrumentos fundamentais para o estudo e avaliação dos efeitos desses processos sobre a qualidade e integridade ambiental desses recursos hídricos, além de possíveis riscos à saúde humana. A realização deste trabalho justifica-se pela importância desses rios para o desenvolvimento da economia local, sua relevância ecológica na manutenção dos diversos serviços ambientais a eles associados, além da escassez de estudos sobre impactos ambientais, o que confere a este trabalho um caráter inédito.

1.3 OBJETIVO GERAL

O presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade das águas e as condições de integridade das comunidades aquáticas dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, localizados no oeste do Paraná, por meio do uso inovador de métodos de monitoramento e biomonitoramento com o auxílio de ferramentas geotecnológicas, fornecendo subsídios técnico-científicos aos tomadores de decisão, a fim de se garantir a conservação desses recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

- ABAS, A. A systematic review on biomonitoring using lichen as the biological indicator: A decade of practices, progress and challenges. **Ecological Indicators**, v.121, 2021.
- AKHTAR, N.; ISHAK, M. I. S.; BHAWANI, S. A.; UMAR, K. Various Natural and Anthropogenic Factors Responsible for Water Quality Degradation: A Review. **Water**, v.13, 2021.
- ALTENBURGER, R.; BRACK, W.; BURGESS, R. M.; BUSCH, W.; ESCHER, B. I.; FOCKS, A.; HEWITT, L. M.; JACOBSEN, B. N.; ALDA, M. L.; AIT-AISSA, S.; BACKHAUS, T.; GINEBRED, A.; HILSCHEROVÁ, K.; HOLLENDER, J.; HOLLERT, H.; NEALE, P. A.; SCHULZE, T.; SCHYMANSKI, E. L.; TEODOROVIC, I.; TINDALL, A. J.; UMBUZEIRO, G. A.; VRANA, B.; ZONJA, B.; KRAUSS, M. Future water quality monitoring: improving the balance between exposure and toxicity assessments of real-world pollutant mixtures. **Environ Sciences Europe**, v.31, n.12, 2019.
- ADJOVU, G. E.; STEPHEN, H.; JAMES, D.; AHMAD, S. Overview of the Application of Remote Sensing in Effective Monitoring of Water Quality Parameters. **Remote Sens**, v.15, n.1938, 2023.
- CHAPMAN, D. V.; SULLIVAN, T. The role of water quality monitoring in the sustainable use of ambient waters. **One Earth**, v.5, 2022.
- GUPTA, S.; GUPTA, S. K. A critical review on water quality index tool: Genesis, evolution and future directions. **Ecological Informatics** v.63, 2021.
- 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, 2020.
- PALANSOORIYA, K. N.; YANG, Y.; TSANG, Y. F.; SARKAR, B.; HOU, D.; CAO, X.; MEERS, E.; RINKLEBE, J.; KIM, K. H.; OK, Y. S. Occurrence of contaminants in drinking water sources and the potential of biochar for water quality improvement: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.50, n.6, p.549–611, 2020.
- SAALIDONG, B. M.; ARAM, S. A.; OTU, S. LARTEY, P. O. Examining the dynamics of the relationship between water pH and other water quality parameters in ground and surface water systems. **PLoS ONE**, v.17, n.1, 2022.
- SOUZA, I. S. F.; MEDEIROS, L. R. Lixo eletrônico e obsolescência programada em município do interior do Rio Grande do Norte: um estudo de percepção ambiental. **Revista Tecnologia e Sociedade**, v.20, n.59, 2024.
- UNITED NATIONS (UN). Nações Unidas Brasil: **Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. 2015. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/91863-agenda-2030-para-o-desenvolvimento-sustent%C3%A1vel>>. Acesso em: 18 de nov. de 2024.

UNITED NATIONS (UN). Department of Economic and Social Affairs, Sustainable Development: **The 17 Goals**. 2024. Disponível em: <<https://sdgs.un.org/goals>>. Acesso em: 18 de nov. de 2024.

WOLFRAM, J.; STEHLE, S.; BUB, S.; PETSCHICK, L. L.; SCHULZ, R. Water quality and ecological risks in European surface waters – Monitoring improves while water quality decreases. **Environment International**, v.152, 2021.

2. CAPÍTULO 1 – Monitoramento da qualidade da água dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio do índice de qualidade da água em um SIG.

2.1 INTRODUÇÃO

Os diferentes modos de ocupação e uso do solo podem afetar os parâmetros de qualidade da água, no campo, as atividades agrícolas podem liberar sedimentos, compostos orgânicos e inorgânicos, metais, pesticidas e produtos farmacêuticos através do escoamento superficial e da lixiviação; já em áreas urbanas, o descarte irregular de resíduos e as emissões de efluentes não tratados contribuem para a deterioração da qualidade das águas superficiais (ANH *et al.*, 2023).

Fatores climáticos como temperatura, precipitação, umidade, evapotranspiração, entre outros, também podem contribuir com a dinâmica e a qualidade das águas superficiais ao longo das bacias (AKHTAR *et al.*, 2021). O aumento na concentração de poluentes e nutrientes pode ser maximizado em períodos de seca à medida que o fluxo diminui. Inversamente, em estações chuvosas, quando há o aumento nas taxas de fluxo, possibilita seu transporte e diluição (KOUSHALI *et al.*, 2021).

Nesse contexto, torna-se imprescindível o estabelecimento de programas eficazes de monitoramento, que visem avaliar os riscos de exposição ambiental e possíveis efeitos tóxicos sobre a saúde dos organismos que constituem as populações e comunidades aquáticas, bem como riscos à saúde pública (ALTENBURGUER *et al.*, 2019).

Nas últimas décadas, abordagens de monitoramento baseadas em SIG têm sido amplamente utilizadas para visualizar a distribuição espaço-temporal do estado das águas superficiais, por meio de sua integração com diferentes tipos de índices de qualidade (GANI *et al.*, 2023; KONARE *et al.*, 2023). Essas tecnologias permitem a integração de inúmeros parâmetros geoespaciais referentes à usos e ocupações do solo, capazes de influenciar de modo direto ou indireto a qualidade das águas superficiais (MASHALA *et al.*, 2023).

Dessa forma, a gestão eficiente das águas superficiais exige uma abordagem integrada que considere o Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) da bacia hidrográfica correspondente, alinhada ao planejamento da ocupação do território (DUARTE & LOPES, 2021). Quando realizado de modo adequado, o zoneamento possibilita a gestão integrada da bacia hidrográfica, considerando os diversos usos de seu território geográfico e garantindo a preservação dos solos, além da qualidade das águas subterrâneas e superficiais (IKEDA & DELIJAICOV, 2024).

2.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.2.1 A Qualidade das Águas Superficiais

A qualidade das águas superficiais em áreas urbanas e rurais tem sido motivo de preocupação crescente para diversos agentes públicos ao redor do mundo, pois é um fator central no desenvolvimento de diversas atividades econômicas, no abastecimento das populações humanas e na manutenção dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade (VLIET *et al.*, 2021).

No Brasil, a qualidade da água é ameaçada por diversos fatores, como: lançamentos de efluentes não tratados das cidades; pelo desflorestamento, que acelera processos de assoreamento; por atividades agrícolas diversas, como pecuária e agricultura extensiva, fontes de grandes quantidades de nutrientes e xenobióticos, que invariavelmente atingem as águas superficiais; e atividades industriais e mineradoras, cujos efluentes e emissões contêm substâncias químicas diversas (DALLMANN *et al.*, 2023). Atualmente, a poluição das águas superficiais tem se agravado, uma vez que os processos físico-químicos convencionais de tratamento não têm a capacidade de remover grande parte dos contaminantes encontrados no meio ambiente, comprometendo o abastecimento das populações (ARMAN *et al.*, 2021).

Nesse contexto, a poluição da água tem causado sérios problemas de saúde pública, pois promove a proliferação de doenças infecciosas, causando aumento da mortalidade, especialmente entre crianças e recém-nascidos (FIDA *et al.*, 2023). No estado do Paraná, importante produtor agrícola do Sul do Brasil, estudos indicam contaminação generalizada da água potável por diversas classes de agrotóxicos, como o dicloro-difenil-tricloroetano (DDT), glifosato e atrazina, que foram correlacionados com casos de câncer (PANIS *et al.*, 2022).

2.2.2 Índice de Qualidade da Água (IQA)

O Índice de Qualidade da Água (IQA) é uma ferramenta comumente utilizada em programas de monitoramento para avaliação e análise, que permite a integração dos parâmetros físicos, químicos e biológicos avaliados, atribuindo pesos específicos a cada um, de acordo com sua relevância ambiental, resultando em um único valor numérico para fácil interpretação (GUPTA & GUPTA, 2021).

O monitoramento da qualidade da água é uma importante ferramenta para que os tomadores de decisão possam avaliar, entender e interpretar as condições dos recursos hídricos

e dessa forma estabelecer políticas, programas e normas a fim de fomentar a conservação desses recursos indispensáveis à vida e para a sociedade (BEHMEL *et al.*, 2016).

Para que o monitoramento seja eficaz é necessário primeiramente a identificação de todos os diferentes usos do recurso hídrico de interesse, em seguida, vê-se a necessidade da escolha de elementos essenciais, como: identificar os objetivos, selecionar os parâmetros de qualidade da água a serem mensurados, planejar a distribuição dos pontos amostrais, definir a frequência e recorrência de amostragem; e quais os melhores métodos analíticos a serem aplicados para que os objetivos definidos sejam alcançados (LEDARI *et al.*, 2021).

Para medir a intensidade da poluição da água os parâmetros físicos, químicos e biológicos são comumente medidos em conjunto, sendo exemplos de parâmetros físicos a turbidez, temperatura, cor, sabor e odor, sólidos, condutividade elétrica, sólidos suspensos totais e sólidos totais dissolvidos, enquanto os parâmetros químicos são pH, nutrientes (nitrogênio amoniacal, nitrato, sulfato, sulfeto e fósforo), oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, metais pesados (ferro, manganês, cobre, zinco), orgânicos tóxicos e substâncias inorgânicas e compostos radioativos, dentre os parâmetros biológicos estão coliformes termotolerantes e clorofila (MISMAN *et al.*, 2023).

Para mitigar os efeitos da poluição nos ecossistemas e nas populações humanas, em países de escala continental como o Brasil, é necessária a implementação de programas de monitoramento da qualidade da água que considerem fatores espaciais e temporais, integrando múltiplos parâmetros por meio de técnicas geoespaciais (MELLO *et al.*, 2021).

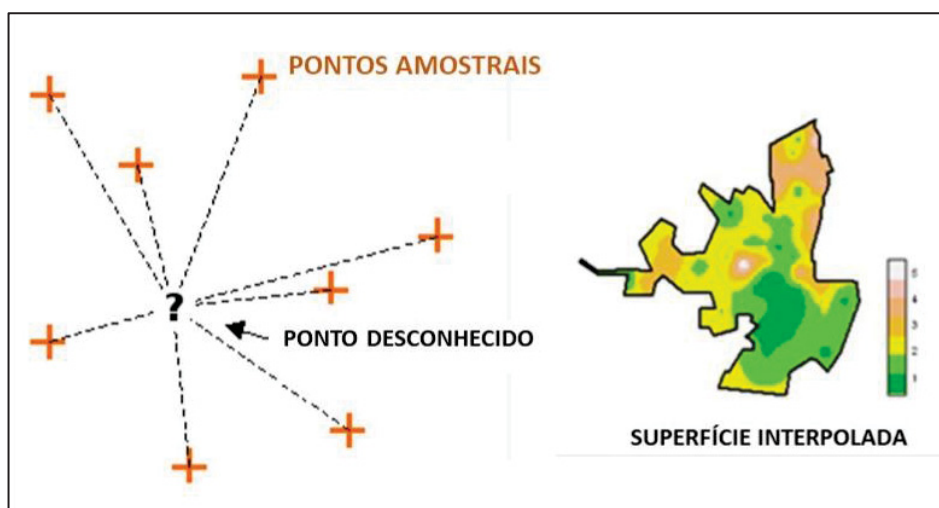
2.2.3 Sensoriamento Remoto Aplicado ao Monitoramento da Qualidade da Água

Sistemas de Informações Geográficas (SIG) tem sido utilizado em conjunto com parâmetros de qualidade de água para monitoramentos espaço-temporais de bacias hidrográficas, possibilitando a identificação de padrões de dispersão de diferentes contaminantes e sua correlação com fatores bióticos e abióticos (JHA *et al.*, 2020). Nesse sentido, o uso do sensoriamento remoto tornou-se uma ferramenta essencial nas avaliações da qualidade da água, pois permite análises espaciais e temporais em associação com diversas metodologias como índices de qualidade da água, modelagem estatística, aprendizado de máquina, entre outros (SAGAN *et al.*, 2020).

As geotecnologias possibilitam a visualização dos impactos ambientais a partir de conjuntos de dados pontuais, distribuídos pelo tempo e espaço, possibilitando por meio da interpolação estimar os valores pontuais desconhecidos de toda a área de interesse (VIEIRA, *et*

al., 2018). Os mapas de calor obtidos por meio do método de interpolação espacial têm sido amplamente utilizados em programas de monitoramento de qualidade de água, possibilitando aos tomadores de decisão avaliarem, de maneira integrada os diversos fatores antrópicos envolvidos na degradação desses recursos, garantindo sua conservação e uso sustentável (SHIL *et al.*, 2019). O método de interpolação de ponderação de distância inversa, do inglês, *Inverse Distance Weighting* (IDW) é um método determinístico que cria uma superfície contínua a partir de pontos conhecidos. É usado para prever valores em pontos não medidos, com base em valores medidos de pontos próximos (FIGURA 1).

FIGURA 1 – PRINCÍPIO DA INTERPOLAÇÃO ESPACIAL.



FONTE: Adaptado de QGIS *Documentation* v:2.38 (2023).

2.2.4 As Microbacias dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro

Os Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro estão localizados no oeste do estado do Paraná, pertencentes à região Sul do Brasil, fazem parte da bacia do Rio Piquiri, terceiro principal afluente do Rio Paraná (FIGURA 2). Entre as ocupações e usos da terra majoritários estão a agricultura de soja e milho, seguida pela aquicultura, avicultura, urbanização, atividade agroindustrial e mineração.

FIGURA 2 – MAPA DA LOCALIZAÇÃO DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.



FONTE: Autor (2024).

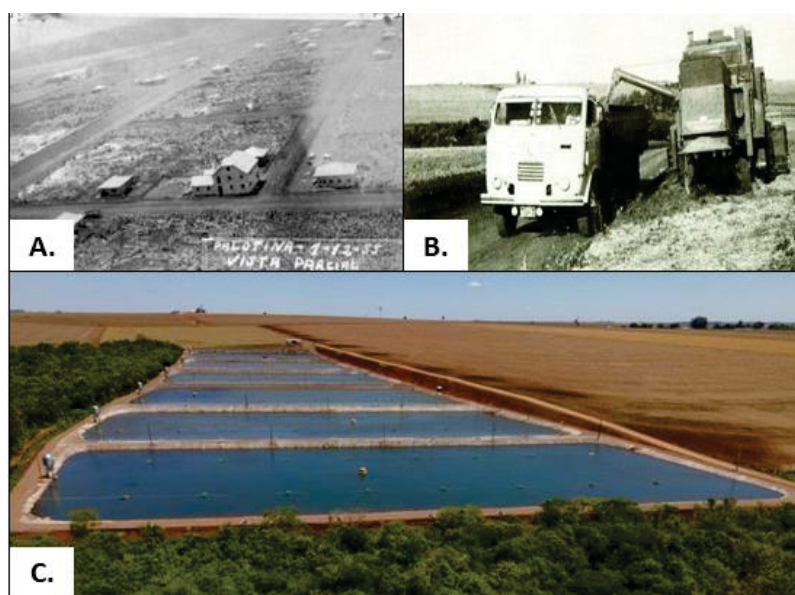
Os rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro possuem 33,38 km, 26,36 km e 28,01 km de extensão, respectivamente, com 124,38 km², 85,49 km² e 95,32 km² de áreas de drenagem, respectivamente, sendo classificados como de classe 3 de acordo com a Resolução CONAMA 357 (ZACARKIM *et al.*, 2015).

Os solos predominantes dessas três bacias são o Latossolo Vermelho Férrico (LZf) e o Nitissolo Vermelho (NV), segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2018). Segundo a classificação proposta por Köppen (1936), o clima da região é do tipo Cfa, caracterizado como subtropical úmido e inserido no contexto da Floresta Estacional Semidecidual, pertencente ao bioma Mata Atlântica.

2.2.5 Ocupação e Desenvolvimento Agrícola do Oeste Paranaense

A partir do ano de 1970, a mecanização teve uma grande expansão no oeste do Paraná, logo as terras destocadas abriram espaço para os tratores e seus implementos, para as colheitadeiras e outros maquinários. O trabalho humano foi substituído pelas máquinas e pelos defensivos, e a paisagem rural transformou-se, dessa forma consolidou-se o binômio soja-milho, prevalente até os dias atuais (BERNO *et al.*, 2007). Nas últimas duas décadas a piscicultura tem se consolidado como uma nova e crescente atividade agrícola, tornando a região oeste do Paraná a maior produtora do país (BRENZAN & FEIDEN, 2022) (FIGURA 3).

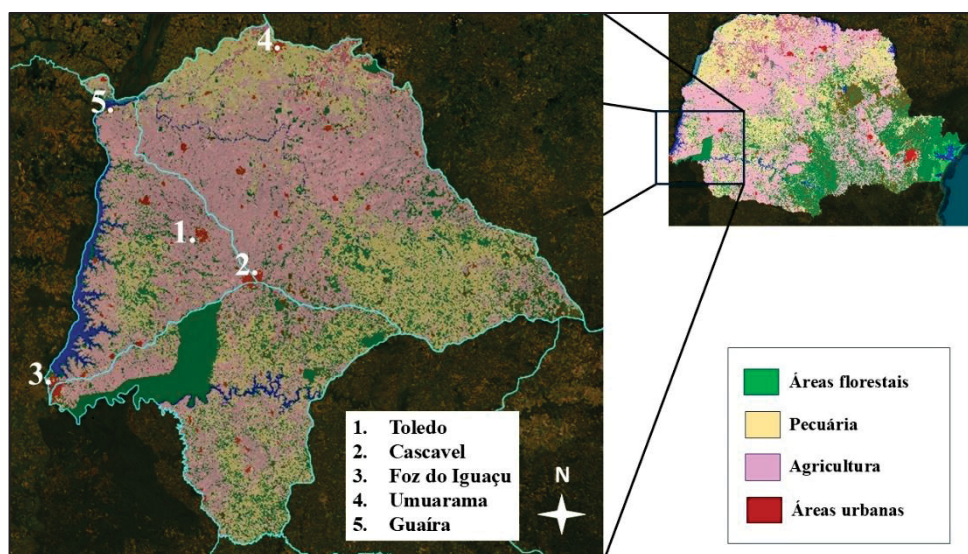
FIGURA 3 – OCUPAÇÃO E DESENVOLVIMENTO AGRÍCOLA DO OESTE PARANAENSE.



LEGENDA: (A) Ocupação e desenvolvimento do oeste paranaense: ocupação do território Palotinese em 1955; (B) Primórdio da mecanização agrícola em Palotina (1973); (C) Tanques de aquicultura em Palotina (2022).
FONTE: Acervo Municipal de Palotina (2023).

Da floresta original só permaneceu protegido o Parque Nacional de Foz do Iguaçu, e em muitos poucos e dispersos remanescentes florestais, que se tornaram pequenas manchas na paisagem agrícola, em terrenos íngremes ou áreas pedregosas e ao longo das margens dos rios (FIGURA 4) (MELLO *et al.*, 2023).

FIGURA 4 – MAPA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO OESTE PARANAENSE NO ANO DE 2024.



FONTE: MapBiomias (2024).

2.3 OBJETIVOS

2.3.1 Objetivo Geral

O objetivo do presente estudo foi monitorar a qualidade das águas dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro para auxiliar na gestão e conservação desses recursos hídricos.

2.3.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos são:

- Delimitar as microbacias dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro por meio de ferramentas de sensoriamento remoto e de um Modelo Digital de Elevação (MDE);
- Mapear e identificar as principais fontes de contaminação e poluição das águas superficiais nas microbacias dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio de imagens de satélite de alta resolução;
- Verificar a qualidade das águas dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro para fins de gestão e conservação, por meio dos parâmetros físico-químicos: Temperatura, pH, Turbidez, Sólidos Totais, Dureza Total, Nitrito, Nitrato, Amônia, Ortofosfato, Demanda Química de Oxigênio, Oxigênio Dissolvido, e do Índice de Qualidade de Água (IQA); e
- Elaborar mapas espaço-temporais da qualidade das águas dos três rios por meio do IQA, para identificação de padrões de poluição e áreas críticas.

2.4 MATERIAL E MÉTODOS

2.4.1 Procedimento de Coleta de Dados

Para cada um dos rios São Camilo (SC), Santa Fé (SF) e Pioneiro (PIO) foram selecionados três pontos amostrais, por meio do aplicativo Google Maps, distribuídos de modo equidistante, com uma distância aproximada de 9 km entre eles, em linha reta, ao longo de cada microbacia, sendo três pontos localizados a montante (SC1, SF1, PIO1), três intermediários (SC2, SF2, PIO2) e três localizados a jusante (SC3, SF3, PIO3). As coletas foram realizadas na última semana do inverno 2022, período de vazio sanitário para o cultivo da soja, e verão 2023, período de safra (FIGURA 5). Todos os pontos amostrais apresentavam vegetação marginal íntegra, em diferentes estágios de sucessão (FIGURA 6).

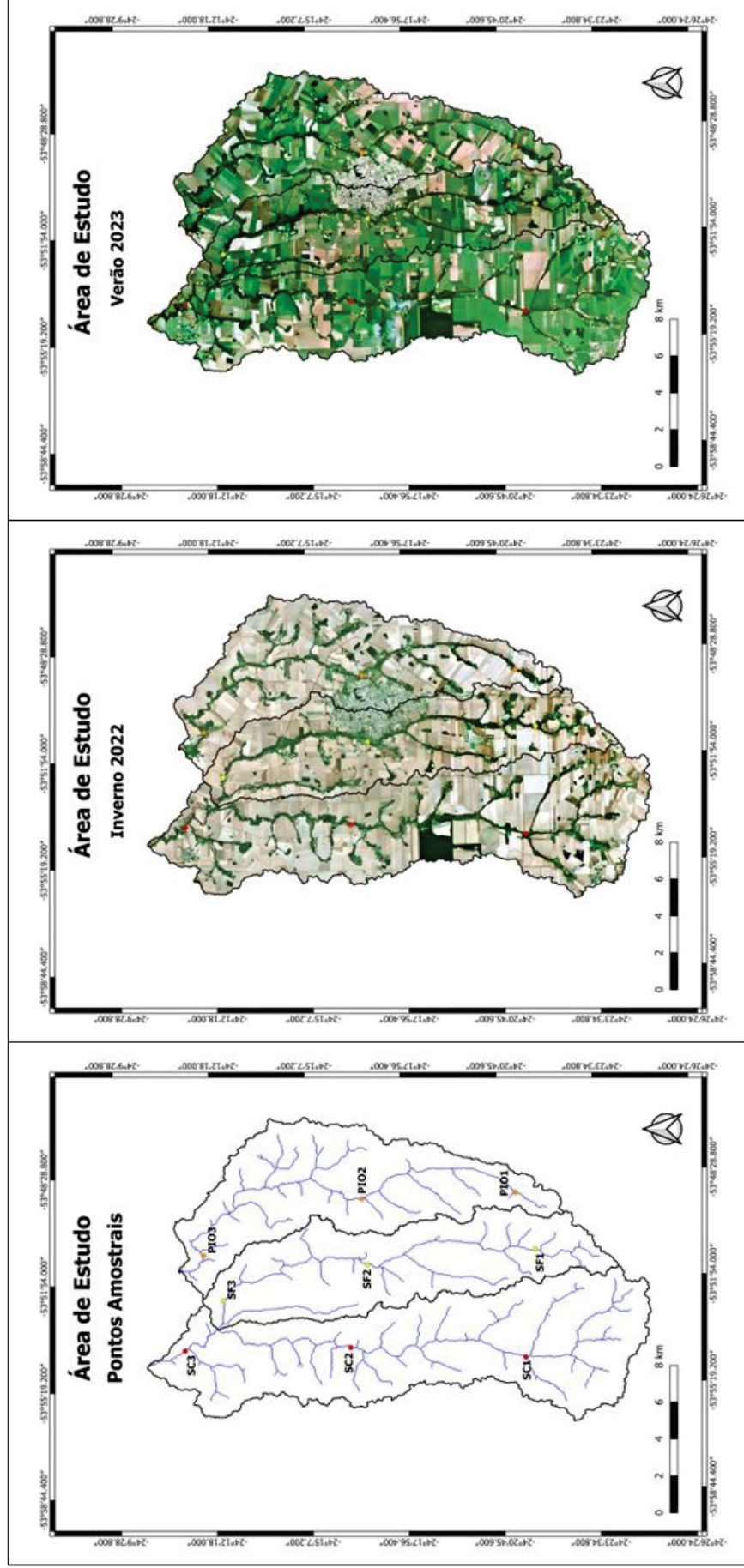
A localização geográfica de cada ponto de amostragem foi determinada *in situ* por meio do software *Exa mobile* v.2.4.05.254 do sistema global de navegação por satélite, do inglês, *Global Navigation Satellite System* (GNSS) para smartphone, com precisão aproximada de 3 metros, enquanto o uso e ocupação do entorno de cada ponto foi determinada por imagem de satélite Planet[®], considerando um perímetro circular de 5 km² entorno de cada ponto (TABELA 1).

TABELA 1 – LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS.

Rios	Ponto	Ocupação/Solo (Entorno)	Latitude	Longitude
São Camilo (SC)	SC1	Agrícola	24°21'28.4"S	53°54'27.5"W
	SC2	Agrícola	24°16'19.8"S	53°54'02.6"W
	SC3	Agrícola	24°11'27.7"S	53°54'02.8"W
Santa Fé (SF)	SF1	Agrícola	24°21'49.2"S	53°51'00.6"W
	SF2	Urbana/Agrícola	24°16'52.3"S	53°51'24.1"W
	SF3	Agrícola	24°12'36.6"S	53°52'27.4"W
Pioneiro (PIO)	PIO1	Agrícola	24°21'15.8"S	53°49'10.1"W
	PIO2	Urbana/Agrícola	24°16'44.8"S	53°49'16.7"W
	PIO3	Agrícola	24°12'03.6"S	53°51'00.2"W

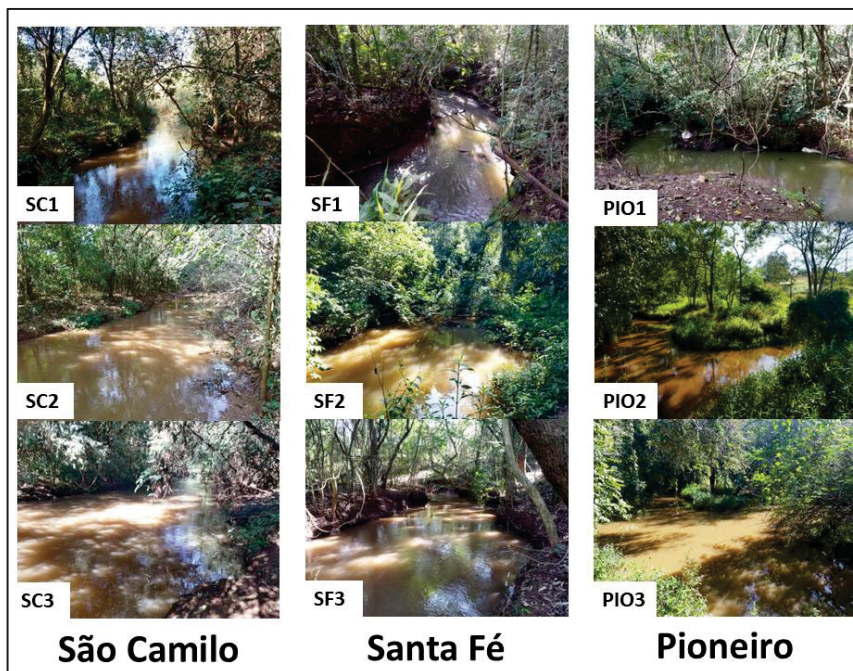
FONTE: Autor (2022).

FIGURA 5 – MAPA DA LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS E ESTAÇÕES AMOSTRAIS.



LEGENDA: Distribuição dos pontos amostrais (esquerda), Área de estudo inverno de 2022 (centro); Área de estudo verão 2023 (direita). Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

FIGURA 6 – PONTOS AMOSTRAIS DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO E VEGETAÇÃO MARGINAL.



LEGENDA: Pontos a montante (SC1, SF1, PIO1); pontos intermediários (SC2, SF2, PIO2); pontos a jusante (SC3, SF3, PIO3). FONTE: Autor (2022).

A coleta foi realizada na última semana de cada uma das estações, inverno de 2022 e verão de 2023. Foram coletadas aproximadamente 5L de água em cada um dos pontos de amostragem, com o emprego de uma garrafa de Van Dorn, armazenadas em galões de polietileno higienizados (FIGURA 7A, B, C), e conservadas sob refrigeração ($<4^{\circ}\text{C}$) (FIGURA 7D), conforme metodologia recomendada pela CETESB (2011). Posteriormente as amostras foram transportadas para o Laboratório de Qualidade da Água e Limnologia (LaQal), localizado no Setor Palotina da Universidade Federal do Paraná (UFPR) para análise.

FIGURA 7 – PROCEDIMENTO DE COLETA E ACONDICIONAMENTO DAS AMOSTRAS DE ÁGUA.



LEGENDA: (A) Preparação da garrafa; (B) Coleta da água; (C) Transferência para o galão polietileno; (D) Acondicionamento refrigerado. FONTE: Autor (2023).

2.4.2 Parâmetros de Qualidade da Água

Para se avaliar a qualidade das águas dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro foram utilizados doze parâmetros físicos e químicos (TABELA 2).

TABELA 2 – PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA E MÉTODOS ANALÍTICOS.

Parâmetros	Sigla	Unidade	Método Analítico
Potencial hidrogeniônico	pH	-	pHmetro MS Tecnopon LUCA-210
Temperatura	Temp.	°C	Sonda Hanna, modelo HI9146
Turbidez	Turb.	NTU	Turbidímetro Policontrol, mod. AP 2000 W
Nitrito	Nitrito	µg. L ⁻¹	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Nitrato	Nitrato	mg. L ⁻¹	
Amônia	Amn.	mg. L ⁻¹	Koroleff (1976)
Dureza Total	D.T.	mg. L ⁻¹	APHA (2005)
Alcalinidade	Alc.	mg. L ⁻¹	
Sólidos Totais	S.T.	mg. L ⁻¹	
Ortofosfato	Ort.	mg. L ⁻¹	
Demanda Química de Oxigênio	DQO	mg. L ⁻¹	
Oxigênio Dissolvido	O.D.	mg. L ⁻¹	Sonda Hanna, modelo HI9146

LEGENDA: (-) sem unidade de medida. FONTE: Autor (2023).

2.4.3 Dados Climáticos

Os dados climáticos de temperatura média e precipitação acumulada, dos cinco dias anteriores à amostragem nas duas estações, inverno (2022) e verão (2023), foram obtidos no Sistema de Monitoramento Agrometeorológico (Agritempo), estação Palotina – TRMM.721.

2.4.4 Índice de Qualidade da Água (IQA)

Os índices de qualidade da água permitem avaliar impactos na qualidade das águas superficiais agregando extensos conjuntos de parâmetros em um único número ou índice, facilitando a análise do conjunto de dados e sua interpretação (UDDIN *et al.*, 2021). O índice de qualidade da água utilizado foi descrito por Pesce & Wunderlin (2000) da seguinte forma:

$$IQA = k \frac{\sum_{i=1}^n Ci \cdot Pi}{\sum_{i=1}^n Pi} \quad (1)$$

onde Ci é o valor normalizado atribuído a cada parâmetro e Pi é o peso relativo de cada parâmetro. Pi possui valores que variam de 1 a 4, onde o valor 4 representa o parâmetro mais importante para a vida aquática e 1 é atribuído ao menos importante, (TABELA 3).

O parâmetro K é uma constante subjetiva que varia entre 1,0 e 0,25, representante do aspecto visual de contaminação, sendo o valor 1 para água sem contaminação aparente, e 0,25 o valor para água com muita contaminação aparente. Para diminuir a subjetividade na escolha do valor K , esse foi determinado de acordo com os valores de turbidez observados (TABELA 4). A classificação da qualidade da água foi feita de acordo com os valores de IQA obtidos (TABELA 5).

TABELA 3 – PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA UTILIZADOS NO CÁLCULO DO IQA E SEUS RESPECTIVOS PESOS RELATIVOS.

Parâmetros	Peso relativo P
Potencial hidrogeniônico	1
Temperatura	1
Turbidez	2
Nitrito	2
Nitrato	2
Amônia	3
Dureza Total	1
Alcalinidade	1
Sólidos Totais	4
Ortofosfato	1
Demanda Química de Oxigênio	3
Oxigênio Dissolvido	4

FONTE: Autor (2025).

TABELA 4 – VALORES k EM RELAÇÃO A FAIXA DE TURBIDEZ OBSERVADA.

Turbidez (NTU)	k
0 - 125	1
126 - 250	0,75
251 - 375	0,5
376 - 500	0,25

LEGENDA: (k) Constante. FONTE: Autor (2023).

TABELA 5 – CLASSIFICAÇÃO EM RELAÇÃO A FAIXA DE IQA OBSERVADA.

IQA	Classificação
0 - 25	Péssimo
26 - 50	Ruim
51 - 70	Regular
71 - 90	Bom
91 - 100	Excelente

FONTE: Autor (2023).

2.4.5 Aquisição de Imagens Georreferenciadas

Foram adquiridas gratuitamente imagens de satélite Planet[®], referentes as estações correspondentes, inverno de 2022 e verão de 2023, cada imagem com resolução espacial de 3 metros, e 4 bandas espectrais: azul (455 - 515 nm), verde (500 - 590 nm), vermelho (590 - 670 nm) e infravermelho próximo (780 - 860 nm). As imagens foram selecionadas no site Planet Labs, Basemaps Viewer.

2.4.6 Delimitação das Microbacias Hidrográficas e Redes de Drenagens

A delimitação das respectivas microbacias hidrográficas e sua rede hídrica foi realizada por meio de um Modelo Digital de Elevação (MDE) da bacia do Rio Piquiri. A partir dos *shapesfiles* produzidos foram extraídas de cada uma das imagens Planet[®] as áreas referentes a cada microbacia, para cada uma das estações. Para a delimitação foi utilizado o programa QGIS 3.16.16-Hannover com GRASS 7.8.5.

2.4.7 Mapeamento e Identificação dos Usos e Ocupações do Solo

O mapeamento e identificação dos usos e ocupações do solo foi realizado visualmente por meio de imagens de satélite Planet[®] das estações correspondentes, sendo classificadas como: áreas urbanas (municípios, vilas e distritos), tanques de aquicultura, aterro sanitário, áreas industriais, áreas de mineração e estação de tratamento de esgoto. Para o mapeamento foi utilizado o programa QGIS 3.16.16-Hannover com GRASS 7.8.5.

2.4.8 Interpolação Espacial

O método de interpolação espacial IDW para cada microbacia foi realizado a partir do IQA calculado, por meio do programa QGIS 3.16.16-Hannover com GRASS 7.8.5.

2.4.9 Análises Estatísticas

A normalidade dos dados foi testada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade pelo teste de Levene. Para dados que apresentaram distribuição normal e homocedasticidade foi utilizada a Análise de Variância duas-vias (ANOVA duas-vias) sem repetições; quando os dados não apresentavam distribuição normal e/ou homocedasticidade, utilizou-se um Modelo Linear Generalizado, do inglês, *Generalized Linear Model* (GLM) com distribuição de mínimos quadrados. As análises foram realizadas no programa GraphPad Prism[®] 8.4.3. Para verificar diferenças entre os valores de IQAs, entre rios, para cada estação, foi utilizada o teste ANOVA uma via, seguido por teste de Tukey, para dados com distribuição normais e variâncias iguais, e teste Kruskal-Wallis, seguido por teste de Dunn, para dados não normais e/ou variâncias desiguais. O nível de significância foi de $p < 0,05$ para todas as análises.

2.4.10 Correlação de Pearson

Para determinar o grau de dependência entre uma ou mais variáveis avaliadas, utilizou-se a matriz de correlação de Pearson. O coeficiente de correlação de Pearson varia entre +1, para correlação proporcionalmente perfeita entre variáveis, e -1, para correlação inversamente proporcional. Valores iguais a zero indicam ausência de correlação entre variáveis para níveis de significância de $p < 0,05$ (EDELMANN *et al.*, 2021). A correlação de Pearson foi realizada no programa Past 4.03 (HAMMER *et al.*, 2001).

2.4.11 Análise de Componentes Principais (PCA)

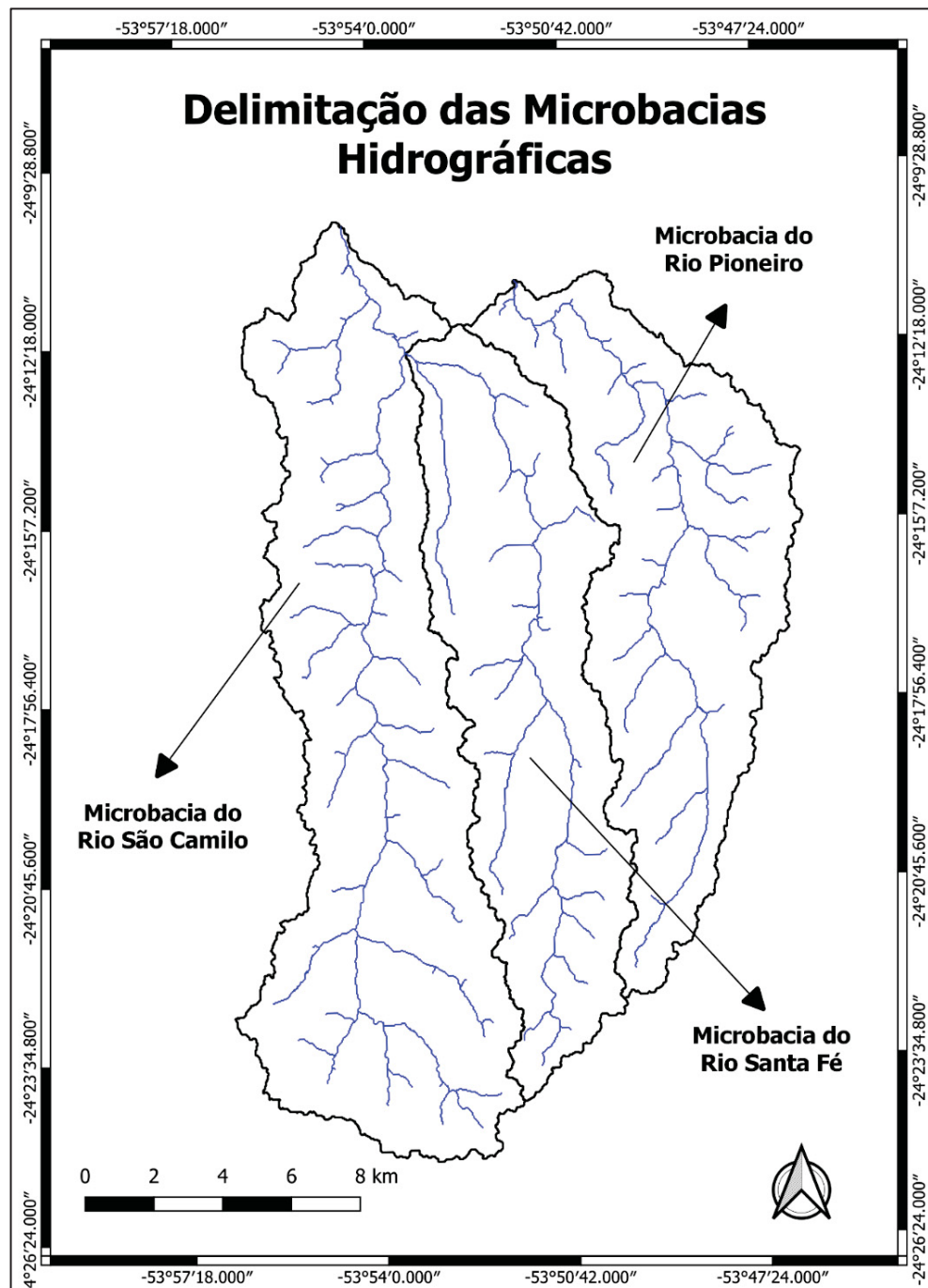
Para visualizar o padrão de distribuição das variáveis em todo o conjunto de dados foram utilizados os escores de uma Análise de Componentes Principais, do inglês, *Principal Component Analysis* (PCA), considerando os dois primeiros eixos, visando reduzir e eliminar sobreposições com base em combinações lineares das variáveis originais. A PCA foi realizada no programa Past 4.03 (HAMMER *et al.*, 2001).

2.5 RESULTADOS

2.5.1 Delimitação das Microbacias Hidrográficas e Redes de Drenagens

O mapa com a delimitação das microbacias hidrográficas dos rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro e suas respectivas redes de drenagens pode ser observado na Figura 8.

FIGURA 8 – DELIMITAÇÃO DAS MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS E REDES DE DRENAGENS DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.

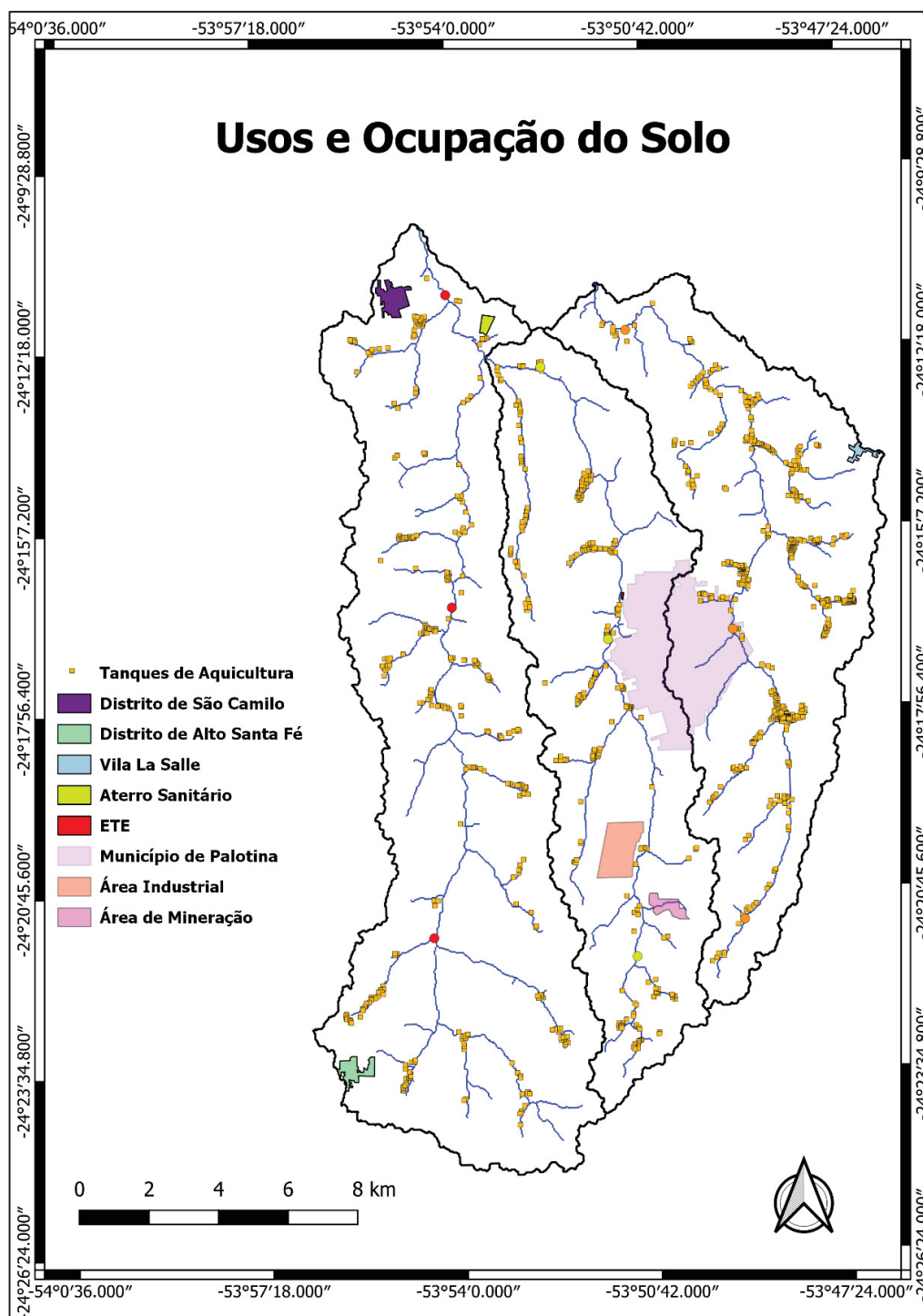


LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

2.5.2 Mapeamento e Identificação de Usos e Ocupação do Solo

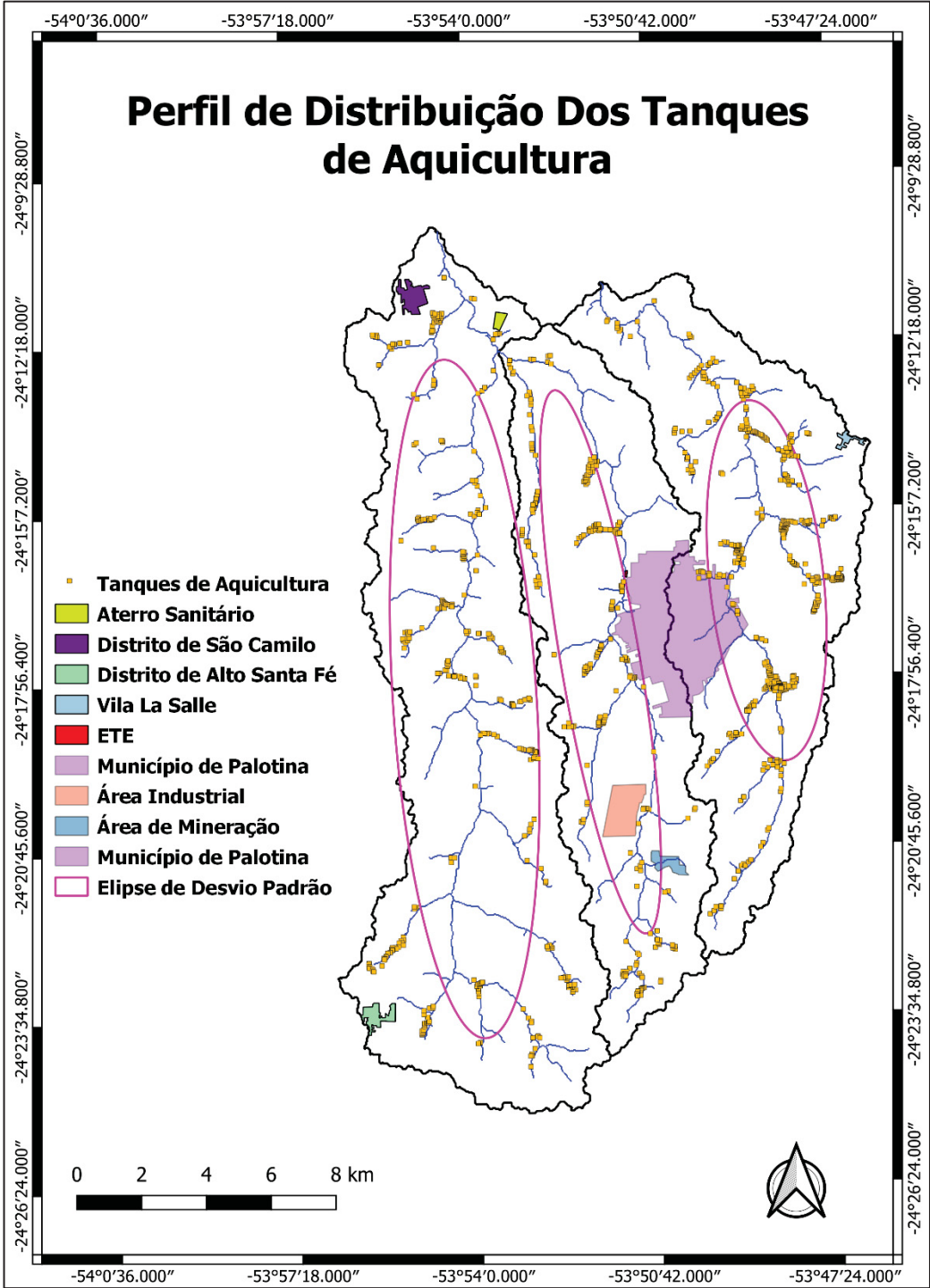
O mapa de uso e ocupação do solo dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro pode ser observado na Figura 9.

FIGURA 9 – MAPA E IDENTIFICAÇÃO DE USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO DAS MICROBACIAS DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.



Com o objetivo de se avaliar o padrão de distribuição espacial dos tanques de aquicultura ao longo das três microbacias foi calculada a elipse de desvio padrão (FIGURA 10).

FIGURA 10 – MAPA DO PERFIL DE DISTRIBUIÇÃO DOS TANQUES DE AQUICULTURA DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

2.5.3 Parâmetros de Qualidade da Água

Os valores obtidos para os parâmetros de qualidade avaliados dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro para ambas as épocas de amostragem, inverno 2022 e verão 2023, e os respectivos padrões brasileiros de qualidade de água para águas classe 3 da resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) estão descritos na Tabela 5.

Para o Rio São Camilo o oxigênio dissolvido apresentou valores abaixo dos padrões de qualidade estabelecidos nos pontos SC1 e SC3 no inverno, e no ponto SC2 no verão. O nitrato apresentou valores acima dos padrões no ponto SC3 nas duas amostras.

Para o Rio Santa Fé o oxigênio dissolvido apresentou valores abaixo dos padrões de qualidade estabelecidos no ponto SF3 em ambas as épocas. O nitrato apresentou valores acima dos padrões nos pontos SF2 e SF3 em ambas as épocas.

Para o Rio Pioneiro o parâmetro oxigênio dissolvido apresentou valores abaixo dos padrões de qualidade estabelecidos nos pontos PIO3 no inverno, e no ponto PIO2 no verão. O nitrato apresentou valores acima dos padrões no ponto PIO1 em ambas as épocas.

Os valores de turbidez ficaram acima do padrão em todos os pontos, em ambas as estações, nos três rios avaliados. Os valores dos parâmetros pH, sólidos totais, nitrito e amônia estiveram dentro dos padrões estabelecidos em todos os pontos, em ambas as estações, nos três rios avaliados. Os parâmetros temperatura, alcalinidade, dureza total, ortofosfato e DQO não possuem padrões na resolução CONAMA 357.

2.5.4 Análises Estatísticas

Para o Rio São Camilo o GLM mostrou que sólidos totais e nitratos foram significativamente diferentes entre os pontos SC1, SC2 e SC3 ($t=4,867$, $p=0,0166$, $r^2=0,9666$) e ($t=3,429$, $p=0,0416$, $r^2=0,7992$), respectivamente, independente da estação, enquanto a alcalinidade apresentou diferença significativa entre as estações inverno e verão ($t=27,43$, $p=0,0001$, $r^2=0,9960$), com valores médios maiores no inverno ($772 \pm 23,43$) e menores no verão ($220 \pm 26,46$). A DQO também apresentou diferença significativa entre as estações inverno e verão ($t=4,576$, $p=0,0196$, $r^2=0,8814$), com valores médios maiores no inverno ($81,23 \pm 14,89$) e menores no verão ($29,20 \pm 14,16$).

Para o Rio Santa Fé o GLM mostrou que temperatura, oxigênio dissolvido, nitrato e nitrito foram significativamente diferentes entre os pontos SF1, SF2 e SF3 ($t=4,146$, $p=0,0255$, $r^2=0,9897$), ($t=4,921$, $p=0,0161$, $r^2=0,8973$), ($t=13,44$, $p=0,0009$, $r^2=0,9843$) e ($t=22,00$,

$p=0,0002$, $r^2=0,9940$), respectivamente, independente da estação, enquanto a turbidez apresentou diferença significativa entre as estações inverno e verão ($t=3,343$, $p=0,0443$, $r^2=0,7920$), com valores médios maiores no inverno ($309 \pm 66,20$) e menores no verão ($162 \pm 18,25$). A dureza total e a alcalinidade também apresentaram diferença significativa entre as estações inverno e verão ($t=3,974$, $p=0,0285$; $r^2=0,8611$) e ($t=12,80$, $p=0,0010$; $r^2=0,9820$), respectivamente, com valores médios mais elevados no verão ($220,0 \pm 46,59$) e menor no inverno ($113,33 \pm 35,12$) para dureza total, e valores médios maiores no inverno ($778,33 \pm 49,22$) e menores no verão ($220,0 \pm 43,59$) para alcalinidade. A temperatura foi significativamente diferente entre as estações inverno e verão ($t=16,48$, $p=0,0005$), com temperatura média mais elevada no verão ($23,97 \pm 0,81$) e mais baixa no inverno ($20,23 \pm 0,35$).

Para o Rio Pioneiro o GLM mostrou que a temperatura foi significativamente diferente entre os pontos PIO1, PIO2 e PIO3 ($t=3,299$, $p=0,0458$, $r^2=0,9936$), independente da estação, e entre as estações inverno e verão ($t=21,40$, $p=0,0002$), com temperatura média mais elevada no verão ($24,83 \pm 0,32$) e mais baixa no inverno ($20,06 \pm 0,64$). A alcalinidade também apresentou diferença significativa entre as estações inverno e verão ($t=20,97$, $p=0,0002$; $r^2=0,9932$), com maior alcalinidade média no inverno ($835,33 \pm 26,50$) e menor no verão ($230,0 \pm 36,06$). Amônia, pH e ortofosfato não apresentaram diferenças significativas em nenhum dos três rios avaliados (TABELAS 6 e 7).

TABELA 6 – VALORES DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO NO INVERNO DE 2022.

INVERNO 2022											
Rios		São Camilo				Santa Fé				Pioneiro	
Pontos		SC1	SC2	SC3	SF1	SF2	SF3	PIO1	PIO2	PIO3	PQ
Temperatura (°C)		23,10	19,80	19,70	19,90 ^{a*}	20,20 ^{b*}	20,60 ^{c*}	19,60 ^{a*}	19,80 ^{b*}	20,80 ^{c*}	..
Oxigênio Dissolvido [O ₂] (mg. L ⁻¹)		3,91 ⁻	4,08	3,35 ⁻	7,12 ^a	6,16 ^b	3,47 ^{c-}	7,74	5,25	3,85 ⁻	>4
pH		7,87	7,84	7,45	8,3	7,73	7,32	8,65	8,14	8,27	6<pH<9
Turbidez (NTU)		174 ⁺	230 ⁺	258 ⁺	246 ⁺⁺	378 ⁺⁺	303 ⁺⁺	132 ⁺	439 ⁺	192 ⁺	100
Sólidos Totais (mg. L ⁻¹)		0,02 ^a	0,04 ^b	0,06 ^c	0,03	0,15	0,06	0,01	0,11	0,03	500
Alcalinidade [CaCO ₃] (mg. L ⁻¹)		787 [*]	784 [*]	745 [*]	830 [*]	773 [*]	732 [*]	865 [*]	814 [*]	827 [*]	..
Dureza Total [CaCO ₃] (mg. L ⁻¹)		100	120	130	110 [*]	80 [*]	150 [*]	140	310	190	..
Nitrato (mg. L ⁻¹)		0,13 ^a	1,06 ^b	24,64 ^{c+}	2,16 ^a	27,01 ^{b+}	43,21 ^{c+}	14,04 ⁺	3,52	7,25	10
Nitrito (µg. L ⁻¹)		0,003	0,003	0,004	0,003 ^a	0,004 ^b	0,006 ^c	0,004	0,003	0,003	1.0
Amônia (mg. L ⁻¹)		0,21	0,34	0,36	0,20	0,33	0,43	0,20	0,24	0,19	.
Ortofosfato (mg. L ⁻¹)		0,01	0,02	0,20	0,03	0,45	0,35	0,04	0,02	0,02	..
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg. L ⁻¹)		84,48 [*]	64,98 [*]	94,23 [*]	29,24	276,2	19,49	94,23	48,73	32,49	..

LEGENDA: Sem Padrão de Qualidade (-); numericamente abaixo do Padrão de Qualidade (+); numericamente acima do Padrão de Qualidade (-); padrão de Qualidade para Amônia (·): 13,3 mg. L⁻¹, para pH > 7,5; 5,6 mg. L⁻¹, para 7,5 < pH < 8,0; 2,2 mg. L⁻¹, para 8,0 < pH < 8,5; 1,0 mg. L⁻¹, para pH > 8,5; diferença entre pontos (^{a b c}); Diferença entre estações (*); Padrão de Qualidade Resolução CONAMA 357 para águas classe 3 (PQ). FONTE: Autor (2024).

TABELA 7 – VALORES DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO NO VERÃO DE 2023.

VERÃO 2023										
Pontos	São Camilo			Santa Fé			Pioneiro			
	SC1	SC2	SC3	SF1	SF2	SF3	PIO1	PIO2	PIO3	PQ
Temperatura (°C)	23,6	23,9	24,3	23,1 ^{a*}	24,1 ^{b*}	24,7 ^{c*}	24,6 [*]	24,7 [*]	25,2 [*]	..
Oxigênio Dissolvido [O ₂] (mg. L ⁻¹)	4,11	3,86 ⁻	4,28	4,15 ^a	3,14 ^{b-}	2,98 ^{c-}	4,24	3,2 ⁻	4,28	>4
pH	7,06	7,27	7,87	7,85	7,81	7,07	8,06	7,31	7,7	6<pH<9
Turbidez (NTU)	198 ⁺	246 ⁺	160 ⁺	153 ⁺⁺	183 ⁺⁺	150 ^{++*}	107 ⁺	205 ⁺	188 ⁺	100
Sólidos Totais (mg. L ⁻¹)	0,072 ^a	0,104 ^b	0,106 ^c	0,192	0,394	0,075	0,064	0,021	0,114	500
Alcalinidade [CaCO ₃] (mg. L ⁻¹)	240 [*]	190 [*]	230 [*]	170 [*]	240 [*]	250 [*]	200 [*]	220 [*]	270 [*]	..
Dureza Total [CaCO ₃] (mg. L ⁻¹)	150	250	190	200 [*]	190 [*]	270 [*]	120	140	200	..
Nitrato (mg. L ⁻¹)	1,14 ^a	0,21 ^b	11,66 ^{c+}	0,04 ^a	18,96 ^{b+}	34,82 ^{c+}	13,95 ⁺	4,45	3,43	10
Nitrito (µg. L ⁻¹)	0,0031	0,0032	0,0043	0,0029 ^a	0,0051 ^b	0,0068 ^c	0,0044	0,0033	0,0032	1,0
Amônia (mg. L ⁻¹)	0,63	0,30	0,28	0,31	0,59	0,48	0,43	0,45	0,25	.
Ortofosfato (mg. L ⁻¹)	0,055	0,02	0,20	0,042	0,43	0,48	0,001	0,013	0,017	..
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg. L ⁻¹)	12,99 [*]	38,99 [*]	35,74 [*]	16,24	120,22	19,49	42,24	74,73	90,98	..

LEGENDA: Sem Padrão de Qualidade (-); numericamente abaixo do Padrão de Qualidade (-); numericamente acima do Padrão de Qualidade (+); padrão de Qualidade para Amônia (-): 13,3 mg. L⁻¹, para pH > 7,5; 5,6 mg. L⁻¹, para 7,5 < pH < 8,0; 2,2 mg. L⁻¹, para 8,0 < pH < 8,5; 1,0 mg. L⁻¹, para pH > 8,5; diferença entre pontos (^{a b c}); Diferença entre estações (*); Padrão de Qualidade Resolução CONAMA 357 para águas classe 3 (PQ). FONTE: Autor (2024).

2.5.5 Dados Climáticos

Os dados climáticos registrados pela estação Palotina – TRMM 721, referentes aos cinco dias anteriores a cada coleta, apresentaram menor índice de precipitação acumulada e temperatura média, no inverno e maiores no verão (TABELA 8).

TABELA 8 – TEMPERATURA E PRECIPITAÇÃO ACUMULADA DOS CINCO DIAS ANTERIORES A CADA COLETA, NAS ESTAÇÕES INVERNO E VERÃO.

Estação	Temperatura média (°C)	Precipitação acumulada (mm)
Inverno 2022	18,5	29,8
Verão 2023	23,5	55,8

FONTE: Autor (2024).

2.5.6 Correlação de Pearson

A análise da matriz de correlação de Pearson dos parâmetros de qualidade da água dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro para a estação do inverno de 2022 estão descritas nas Tabelas 9, 10 e 11, para a estação do verão de 2023, estão descritas nas Tabelas 12, 13 e 14.

TABELA 9 – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SÃO CAMILO (INVERNO DE 2022).

Rios	Temp.	O.D.	pH	Turb.	S.T.	Alc.	D.T.	Nitrato	Nitrito	Amônia	Orto.	DQO
Temp.												
O.D.	0,319	1										
pH	0,575	0,958	1									
Turb.	-0,953	-0,591	-0,796	1								
S.T.	-0,931	-0,642	-0,834	0,997*	1							
Alc.	0,575	0,958	1*	-0,796	-0,834	1						
D.T.	-0,953	-0,591	-0,796	1*	0,997*	-0,796	1					
Nitrato	-0,550	-0,966	-0,999*	0,777	0,816	-0,999*	0,777	1				
Nitrito	-0,646	-0,929	-0,996	0,847	0,879	-0,996	0,847	0,992*	1			
Amônia	-0,995	-0,409	-0,652	0,977	0,962	-0,652	0,977	0,628	0,717	1		
Orto.	-0,574	-0,959	-1*	0,795	0,832	-1*	0,795	0,999*	0,995	0,650	1	
DQO	0,163	-0,882	-0,712	0,142	0,207	-0,712	0,142	0,733	0,647	-0,066	0,713	1

LEGENDA: Temperatura (Temp.), Oxigênio Dissolvido (O.D.), Potencial Hidrogeniônico (pH), Turbidez (Turb.), Sólidos Totais (S.T.), Alcalinidade (Alc.), Dureza Total (D.T.), Ortofosfato (Orto.), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Diferença estatística significativa (*). FONTE: Autor (2024).

TABELA 10 – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SANTA FÉ (INVERNO DE 2022).

Temp.	1											
O.D.	-0,982	1										
pH	-0,984	0,935	1									
Turb.	0,354	-0,176	-0,513	1								
S.T.	0,152	0,031	-0,323	0,978	1							
Alc.	-0,984	0,935	1*	-0,513	-0,323	1						
D.T.	0,635	-0,766	-0,489	-0,496	-0,666	-0,489	1					
Nitrato	0,979	-0,925	-0,999*	0,536	0,349	-0,999	0,466	1				
Nitrito	0,999*	-0,974	-0,990	0,392	0,193	-0,990*	0,602	0,986	1			
Amônia	0,987	-0,941	-0,999*	0,497	0,305	-0,999*	0,506	0,998*	0,993	1		
Orto.	0,668	-0,520	-0,788	0,932	0,837	-0,788	-0,150	0,804	0,698	0,776	1	
DQO	-0,115	0,296	-0,060	0,887	0,964	-0,060	-0,840	0,087	-0,074	0,041	0,661	1

LEGENDA: Temperatura (Temp.), Oxigênio Dissolvido (O.D.), Potencial Hidrogeniônico (pH), Turbidez (Turb.), Sólidos Totais (S.T.), Alca linidade (Alc.), Dureza Total (D.T.), Ortofosfato (Orto.), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Diferença estatística significativa (*). FONTE: Autor (2024).

TABELA 11 – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PIONEIRO (INVERNO DE 2022).

Temp.		1										
O.D.	-0,863	1										
pH	-0,418	0,819	1									
Turb.	-0,180	-0,338	-0,817	1								
S.T.	-0,157	-0,361	-0,830	0,999	1							
Alc.	-0,418	0,819	1*	-0,817	-0,830	1						
D.T.	-0,077	-0,435	-0,873	0,994	0,996	-0,873	1					
Nitrato	-0,317	0,751	0,994	-0,875	-0,886	0,994	-0,921	1				
Nitrito	-0,540	0,890	0,990	-0,729	-0,745	0,990	-0,797	0,969	1			
Amônia	-0,529	0,0297	-0,549	0,930	0,921	-0,549	0,886	-0,637	-0,428	1		
Orto.	-0,339	0,766	0,996	-0,863	-0,875	0,996	-0,911	0,999*	0,974	-0,618	1	
DQO	-0,805	0,994	0,875	-0,437	-0,458	0,875	-0,528	0,817	0,933	-0,076	0,830	1

LEGENDA: Temperatura (Temp.), Oxigênio Dissolvido (O.D.), Potencial Hidrogeniônico (pH), Turbidez (Turb.), Sólidos Totais (S.T.), Alcalinidade (Alc.), Dureza Total (D.T.), Ortofosfato (Orto.), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Diferença estatística significativa (*). FONTE: Autor (2024).

TABELA 12 – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SÃO CAMILO (VERÃO DE 2023).

Rios	Temp.	O.D.	pH	Turb.	S.T.	Alc.	D.T.	Nitrato	Nitrito	Amônia	Orto.	DQO
Temp.												
1												
O.D.	0,476	1										
pH	0,982	0,632	1									
Turb.	-0,513	-0,999*	-0,665	1								
S.T.	0,850	-0,057	0,736	0,014	1							
Alc.	-0,107	0,822	0,080	-0,798	-0,614	1						
D.T.	0,320	-0,680	0,137	0,648	0,770	-0,976	1					
Nitrato	0,870	0,847	0,947	-0,869	0,481	0,395	-0,187	1				
Nitrito	0,907	0,800	0,970	-0,825	0,552	0,319	-0,105	0,996	1			
Amônia	-0,849	0,058	-0,735	-0,016	-1*	0,615	-0,771	-0,480	-0,550	1		
Orto.	0,810	0,901	0,906	-0,918	0,381	0,495	-0,294	0,993	0,981	-0,380	1	
DQO	0,751	-0,222	0,613	0,180	0,986	-0,737	0,866	0,329	0,405	-0,986	0,222	1

LEGENDA: Temperatura (Temp.), Oxigênio Dissolvido (O.D.), Potencial Hidrogeniônico (pH), Turbidez (Turb.), Sólidos Totais (S.T.), Alcalinidade (Alc.), Dureza Total (D.T.), Ortofosfato (Orto.), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Diferença estatística significativa (*). FONTE: Autor (2024).

TABELA 13 – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SANTA FÉ (VERÃO DE 2023).

Temp.	1											
O.D.	-0,967	1										
pH	-0,813	0,640	1									
Turb.	0,061	-0,309	0,531	1								
S.T.	-0,225	-0,026	0,750	0,958	1							
Alc.	0,965	-0,999*	-0,631	0,320	0,037	1						
D.T.	0,709	-0,509	-0,987	-0,660	-0,846	0,5	1					
Nitrato	0,995	-0,940	-0,863	-0,031	-0,314	0,936	0,771	1				
Nitrito	0,997*	-0,950	-0,848	-0,002	-0,287	0,946	0,752	0,999*	1			
Amônia	0,710	-0,864	-0,167	0,745	0,525	0,870	0,008	0,642	0,664	1		
Orto.	0,962	-0,999*	-0,623	0,330	0,048	0,999*	0,490	0,932	0,942	0,875	1	
DQO	0,170	-0,412	0,435	0,993	0,921	0,422	-0,573	0,078	0,106	0,814	0,431	1

LEGENDA: Temperatura (Temp.), Oxigênio Dissolvido (O.D.), Potencial Hidrogeniônico (pH), Turbidez (Turb.), Sólidos Totais (S.T.), Alcalinidade (Alc.), Dureza Total (D.T.), Ortofosfato (Orto.), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Diferença estatística significativa (*). FONTE: Autor (2024).

TABELA 14 – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PIONEIRO (VERÃO DE 2023).

Temp.	1										
O.D.	0,389	1									
pH	-0,132	0,861	1								
Turb.	0,494	-0,608	-0,927	1							
S.T.	0,804	0,860	0,482	-0,119	1						
Alc.	0,992	0,271	-0,255	0,598	0,724	1					
PIO	D.T.	0,996	0,308	-0,217	0,567	0,75	0,999*	1			
	Nitrato	-0,694	0,392	0,805	-0,968	-0,131	-0,778	-0,754	1		
Nitrito	-0,682	0,407	0,815	-0,972	-0,114	-0,768	-0,742	0,999*	1		
Amônia	-0,969	-0,602	-0,113	-0,266	-0,925	-0,931	-0,944	0,497	0,482	1	
Orto.	0,797	-0,245	-0,704	0,918	0,282	0,866	0,846	-0,988	-0,985	-0,625	1
DQO	0,848	-0,156	-0,636	0,879	0,368	0,907	0,891	-0,970	-0,965	-0,693	0,995
											1

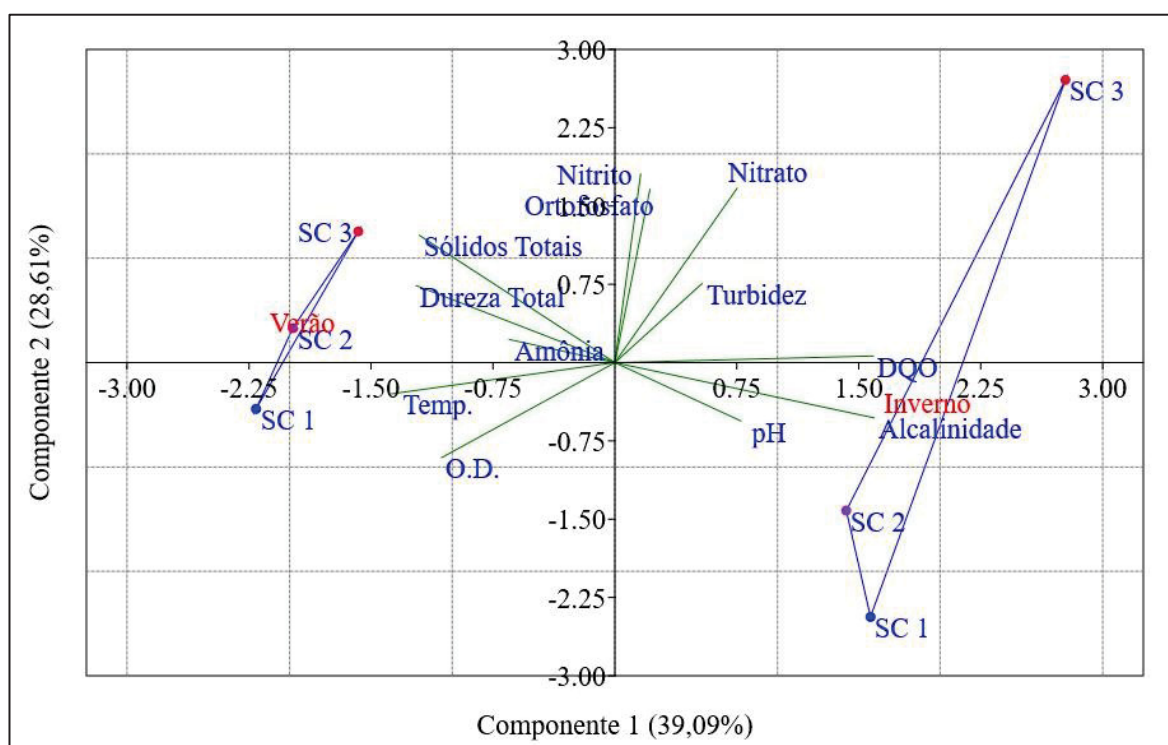
LEGENDA: Temperatura (Temp.), Oxigênio Dissolvido (O.D.), Potencial Hidrogeniônico (pH), Turbidez (Turb.), Sólidos Totais (S.T.), Alcalinidade (Alc.), Dureza Total (D.T.), Ortofosfato (Orto.), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Diferença estatística significativa (*). FONTE: Autor (2024).

2.5.7 Análise de Componentes Principais (PCA)

Na análise PCA, as cargas de PC para os dois primeiros componentes contabilizados são responsáveis por 67,70%, 82,70% e 75,20% das variações dos dados para os Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, respectivamente, em ambas as épocas de amostragem.

No Rio São Camilo fica evidente que PC1 é representado pelas variáveis nitrato, nitrato e ortofosfato, enquanto PC2 é representado por DQO, pH, alcalinidade, temperatura, amônia e dureza total, sólidos totais, oxigênio dissolvido e turbidez estão igualmente representados em ambos os componentes. No inverno, o ponto SC3 apresentou maiores valores de nitrato, nitrato, ortofosfato e turbidez, enquanto SC1 e SC2 apresentaram maiores valores de pH, DQO e alcalinidade. No verão os pontos SC1, SC2 e SC3 ficaram mais próximos, apresentando maiores valores de sólidos totais, dureza total, amônia, temperatura e oxigênio dissolvido (FIGURA 11).

FIGURA 11 – ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS DO RIO SÃO CAMILO, DURANTE AS ESTAÇÕES DO INVERNO E VERÃO.

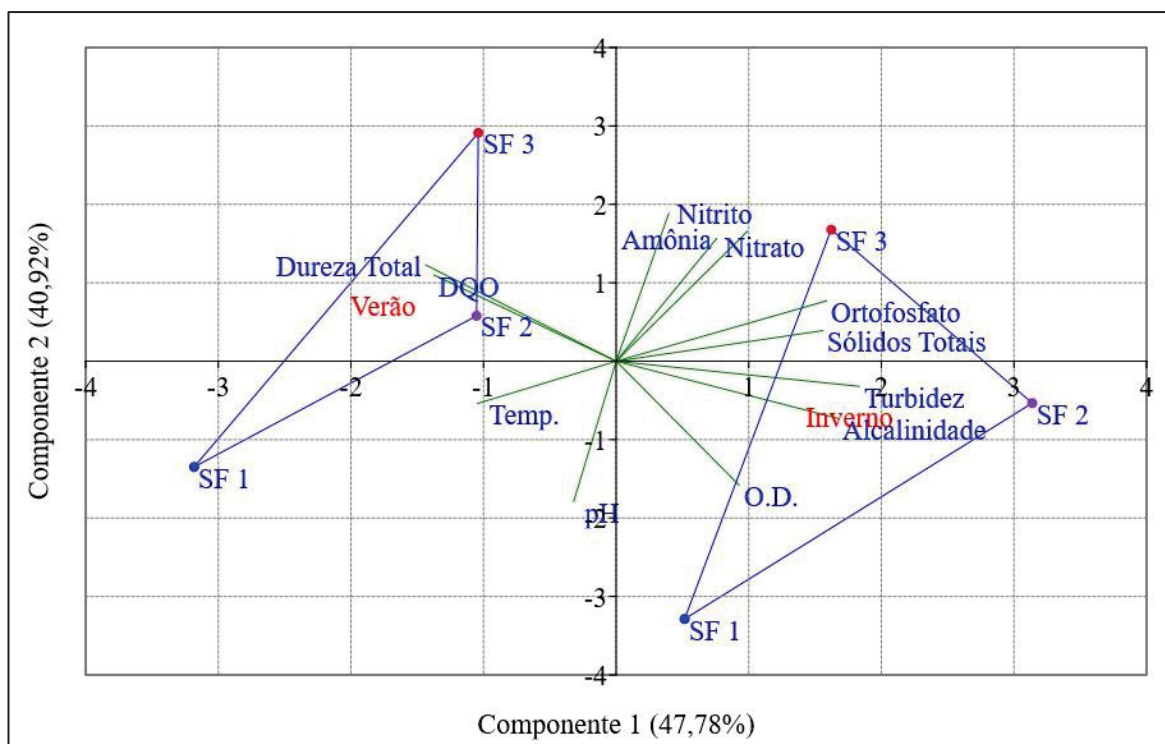


LEGENDA: Oxigênio Dissolvido (O.D.), Temperatura (Temp.), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Potencial Hidrogeniônico (pH), Ponto a montante (SC1), Ponto intermediário (SC2), Ponto a jusante (SC3). FONTE: Autor (2024).

No Rio Santa Fé a PC1 é representado pelas variáveis nitrito, nitrato, amônia, pH e oxigênio dissolvido, enquanto PC2 é representado por ortofosfato, sólidos totais, turbidez, alcalinidade e temperatura. DQO e dureza total estão igualmente representados em ambos os componentes.

No inverno o ponto SF3 apresentou maiores valores de nitrato, nitrito, ortofosfato e amônia, o ponto SF2 apresentou maiores valores de sólidos totais, alcalinidade e turbidez, enquanto SF1 apresentou maiores valores de oxigênio dissolvido e pH. No verão, o ponto SF3 apresentou maiores valores de nitrato, o ponto SF2 apresentou maiores valores de DQO e dureza total, enquanto a temperatura apresentou maiores valores em SF1 (FIGURA 12).

FIGURA 12 – ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS DO RIO SANTA FÉ, DURANTE AS ESTAÇÕES DO INVERNO E VERÃO.

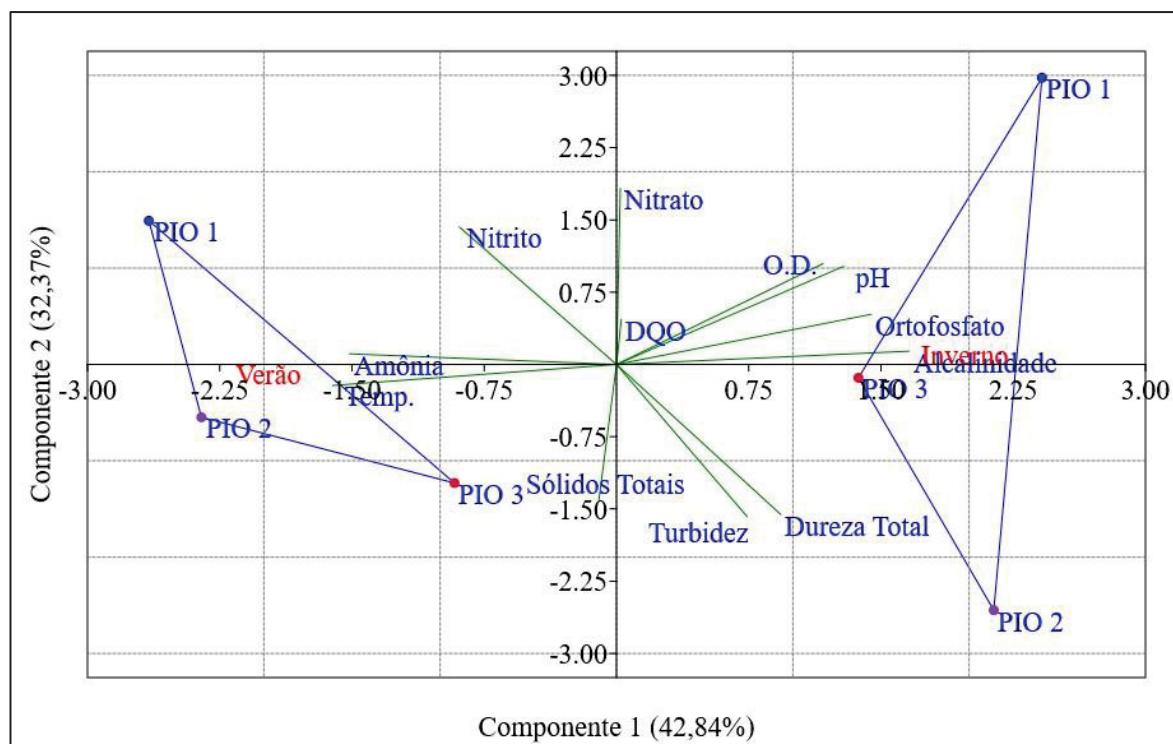


LEGENDA: Oxigênio Dissolvido (O.D.), Temperatura (Temp.), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Potencial Hidrogeniônico (pH), Ponto a montante (SF1), Ponto intermediário (SF2), Ponto a jusante (SF3). FONTE: Autor (2024).

No Rio Pioneiro, fica evidente que PC1 é representado pelas variáveis sólidos totais, turbidez, dureza total, nitrito e nitrato, enquanto PC2 é representado por alcalinidade, pH, ortofosfato, DQO, amônia e temperatura. o oxigênio dissolvido é igualmente representado em ambos os componentes.

No inverno o ponto PIO3 apresentou maiores valores de ortofosfato, alcalinidade e pH, o ponto PIO2 apresentou maiores valores de turbidez e dureza total, enquanto DQO e oxigênio dissolvido foram maiores os valores no PIO1. No verão, o ponto PIO3 apresentou maiores valores de sólidos totais, o ponto PIO2 apresentou maiores valores de amônia e temperatura, enquanto nitrito e nitrato foram superiores em PIO1 (FIGURA 13).

FIGURA 13 – ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS DO RIO PIONEIRO, DURANTE AS ESTAÇÕES DO INVERNO E VERÃO.



LEGENDA: Oxigênio Dissolvido (O.D.), Temperatura (Temp.), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Potencial Hidrogeniônico (pH), Ponto a montante (PIO1), Ponto intermediário (PIO2), Ponto a jusante (PIO3). FONTE: Autor (2024).

2.5.8 Índice de Qualidade da Água (IQA)

No Rio São Camilo os pontos SC1, SC2 e SC3 apresentaram valores de IQA de 64,6, 65,4 e 55,4, no inverno, respectivamente, enquanto no verão o IQA apresentou valores de 69,6, 68,3 e 66,3, respectivamente, sendo a qualidade da água classificada como Regular para os três pontos amostrais, em ambas as estações.

No Rio Santa Fé os pontos SF1, SF2 e SF3 apresentaram valores de IQA de 80,4, 45,6 e 62,1, no inverno, enquanto no verão o IQA apresentou valores de 54,2, 26,0 e 59,6, respectivamente, sendo a qualidade da água classificada como Regular para os pontos SF1 e SF3, enquanto SF2 foi classificado como Ruim, em ambas as temporadas.

No Rio Pioneiro os pontos PIO1, PIO2 e PIO3 apresentaram valores de IQA de 73,3, 70,0 e 68,3, no inverno, enquanto no verão o IQA apresentou valores de 62,5, 59,6 e 64,0, respectivamente, sendo a qualidade da água classificada como Regular para pontos PIO2 e PIO3, em ambas as estações, e também para o ponto PIO1 no verão. No inverno o PIO1 foi classificado como Bom.

A ANOVA demonstrou que o Rio Santa Fé apresentou diferença significativa no IQA, em relação aos outros rios avaliados, na estação do verão. Não houve diferença significativa na estação do inverno (TABELA 15).

TABELA 15 – ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA E CLASSIFICAÇÃO PARA OS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.

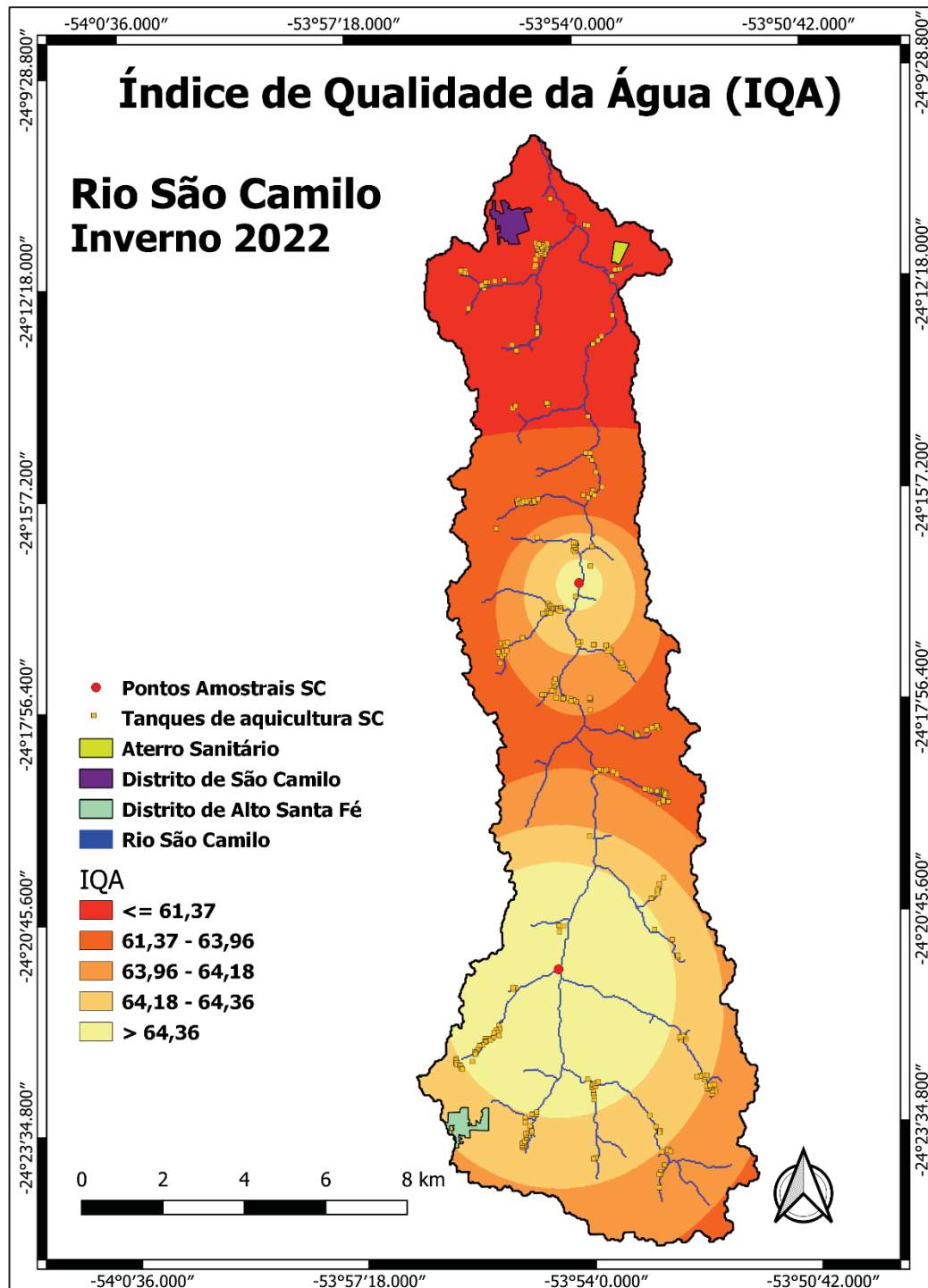
Estações	Rios	São Camilo			Santa Fé			Pioneiro		
		SC 1	SC 2	SC 3	SF 1	SF 2	SF 3	PIO 1	PIO 2	PIO 3
Inverno 2022	Pontos									
	IQA	64,6	65,4	55,4	80,4	45,6	62,1	73,3	70,0	68,3
	Classificação	Regular	Regular	Regular	Bom	Ruim	Regular	Bom	Regular	Regular
	IQA médio		61,8 ± 5,6 ^A			62,7 ± 17,4 ^A			70,5 ± 2,5 ^A	
Verão 2023	IQA	69,6	68,3	66,3	54,2	26,0	59,6	62,5	59,6	64,0
	Classificação	Regular	Regular	Regular	Regular	Ruim	Regular	Regular	Regular	Regular
	IQA médio		68,1 ± 1,7 ^A			46,6 ± 18,0 ^B			62,0 ± 2,2 ^A	

LEGENDA: Dados IQA médios (Rios) expressos em média ± desvio padrão da média. (^{A B C}) Indica diferenças estatísticas entre os rios (p < 0,05). FONTE: Autor (2024).

2.5.9 Interpolação Espacial

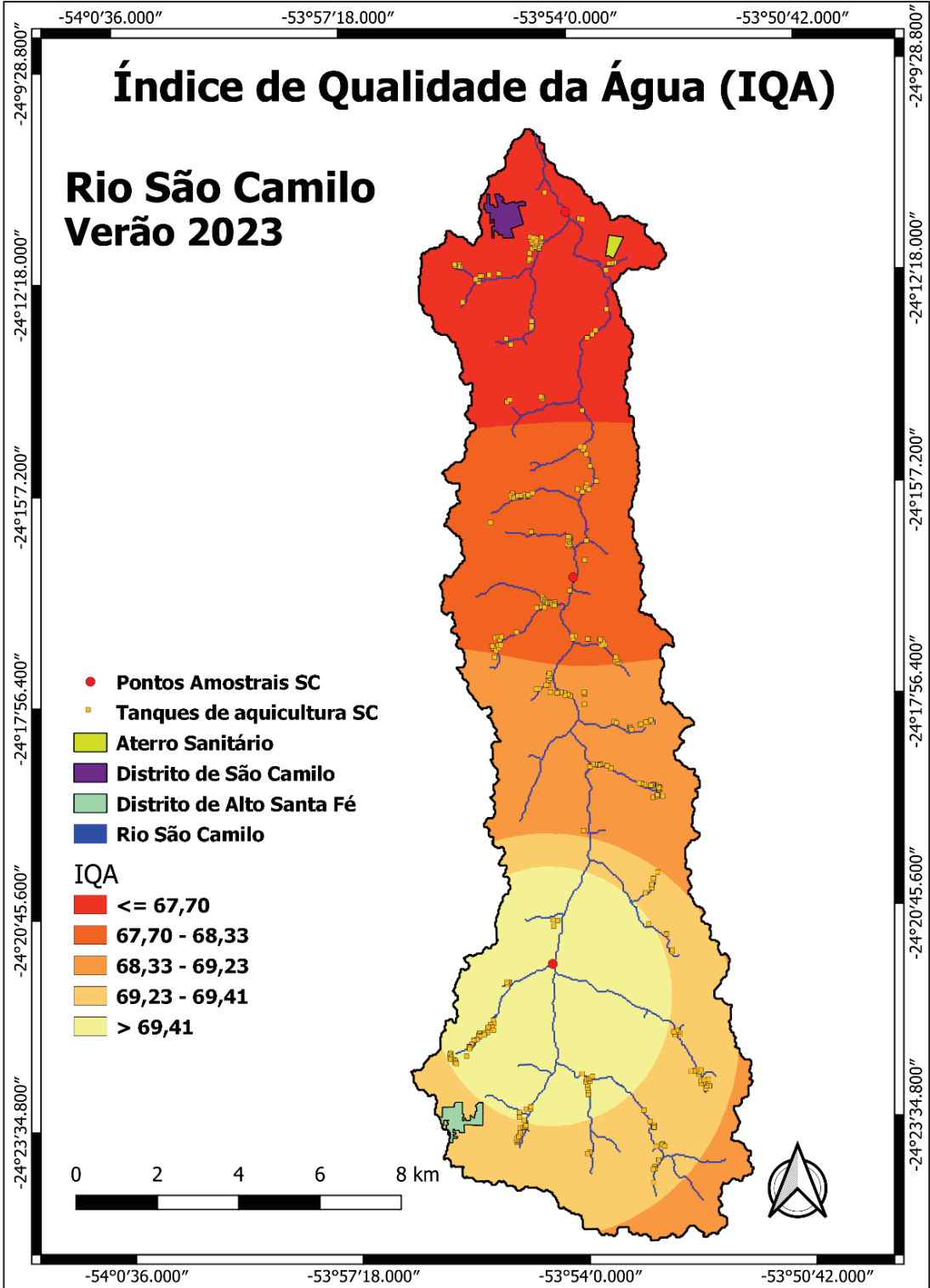
Para a interpolação da microbacia do Rio São Camilo o IQA variou entre 61,37 e 64,36 (Regular), no inverno (FIGURA 14), e entre 67,70 e 69,41 (Regular), no verão (FIGURA 15).

FIGURA 14 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IQA DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

FIGURA 15 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IQA DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

Para a interpolação da microbacia do Rio Santa Fé o IQA variou entre 49,60 e 77,05 (Ruim e Bom), no inverno (FIGURA 16), e entre 31,17 e 53,52 (Ruim e Regular), no verão (FIGURA 17).

FIGURA 16 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IQA DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.

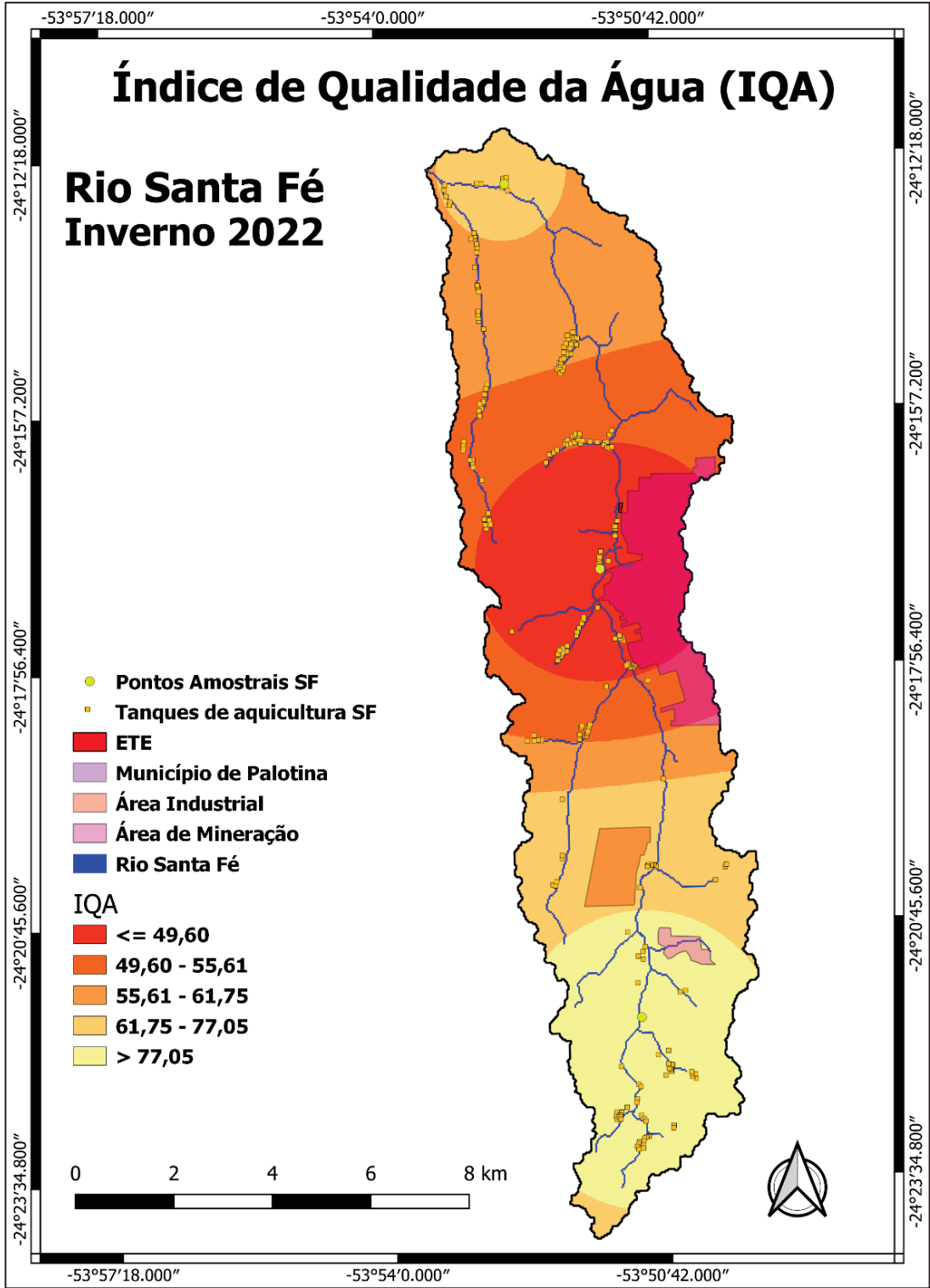
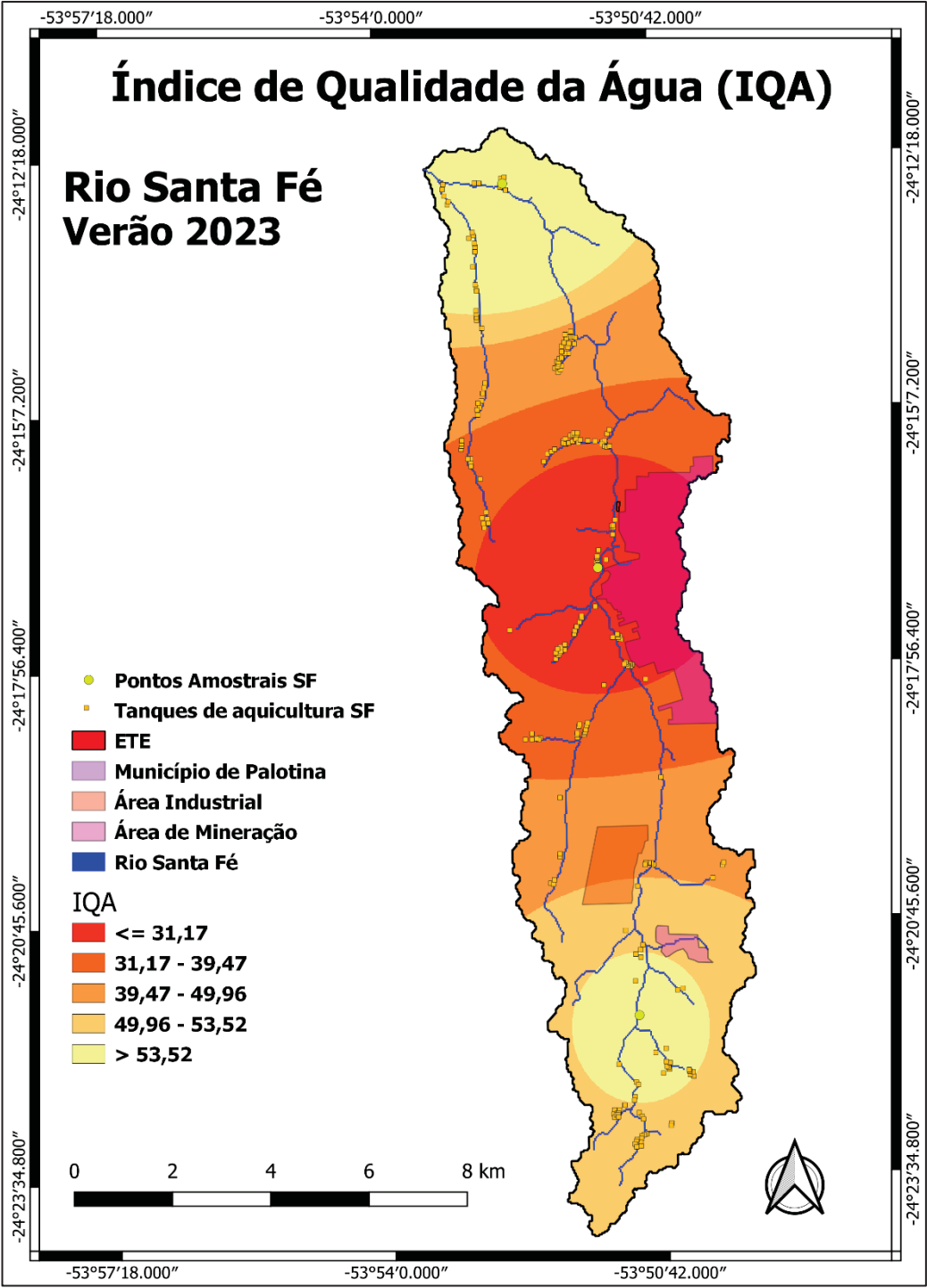
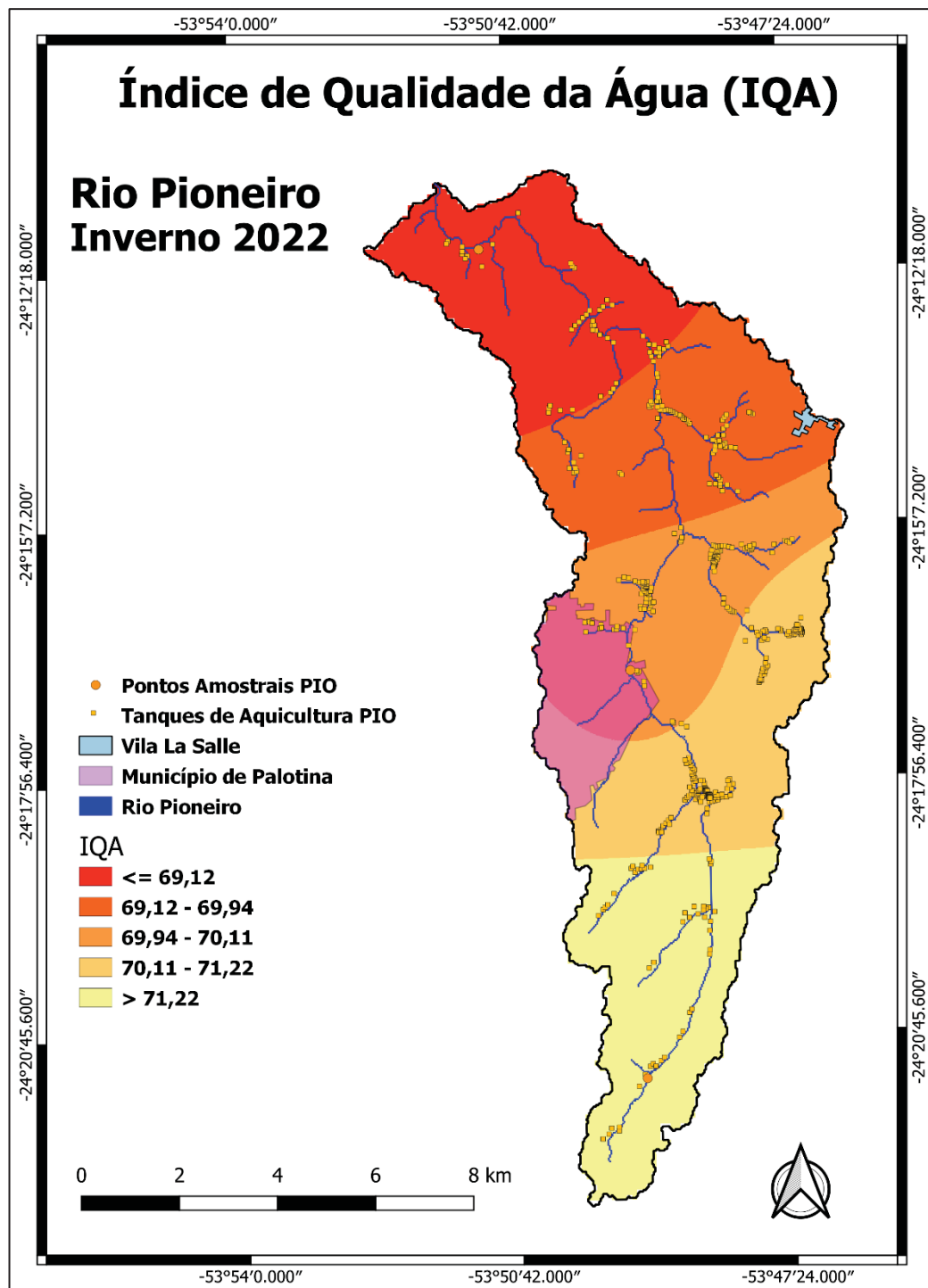


FIGURA 17 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IQA DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.



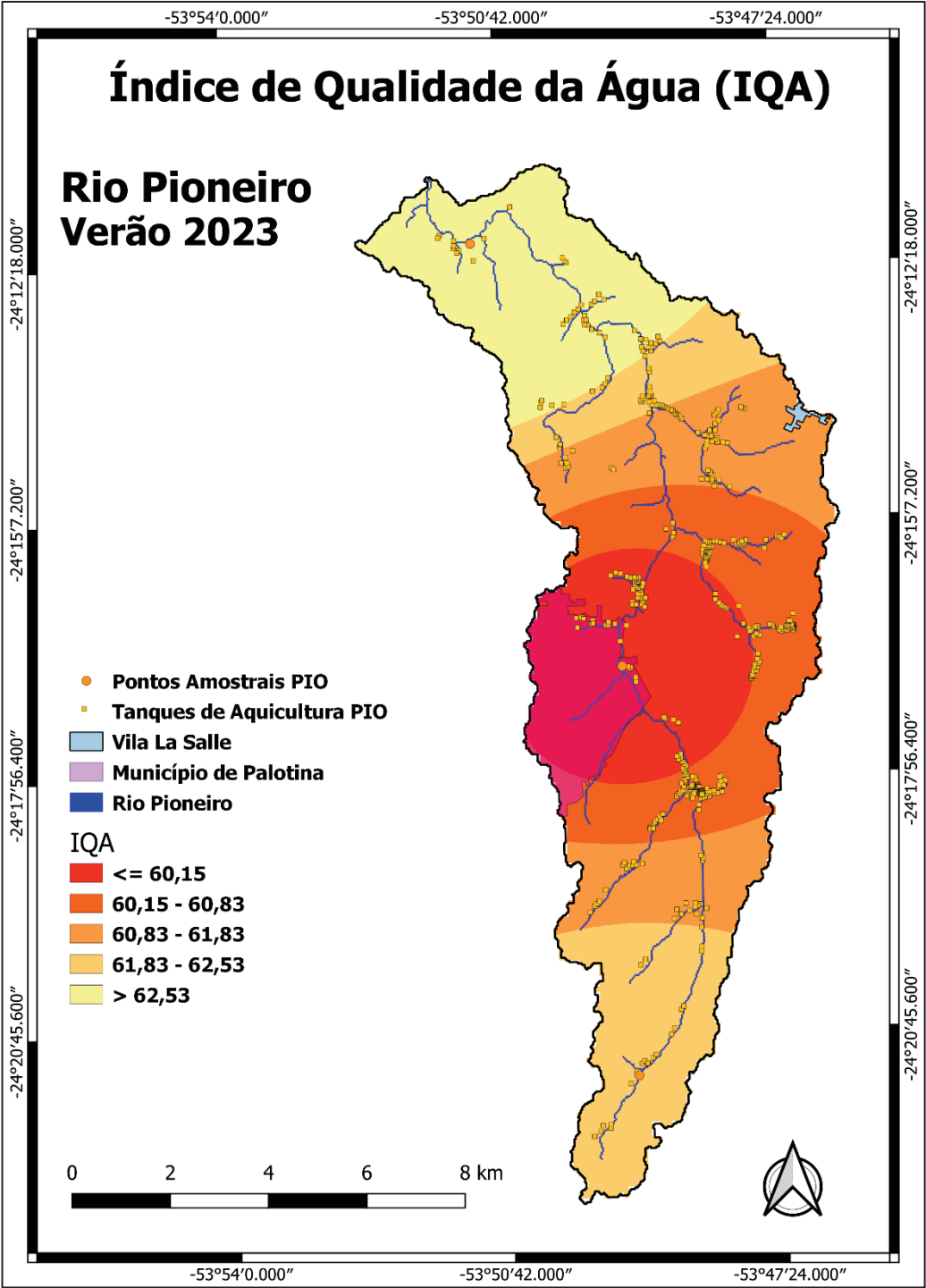
Para a interpolação da microbacia do Rio Pioneiro o IQA variou entre 69,12 e 71,22 (Regular e Bom), no inverno (FIGURA 18), e entre 60,15 e 62,53 (Regular), no verão (FIGURA19).

FIGURA 18 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IQA DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

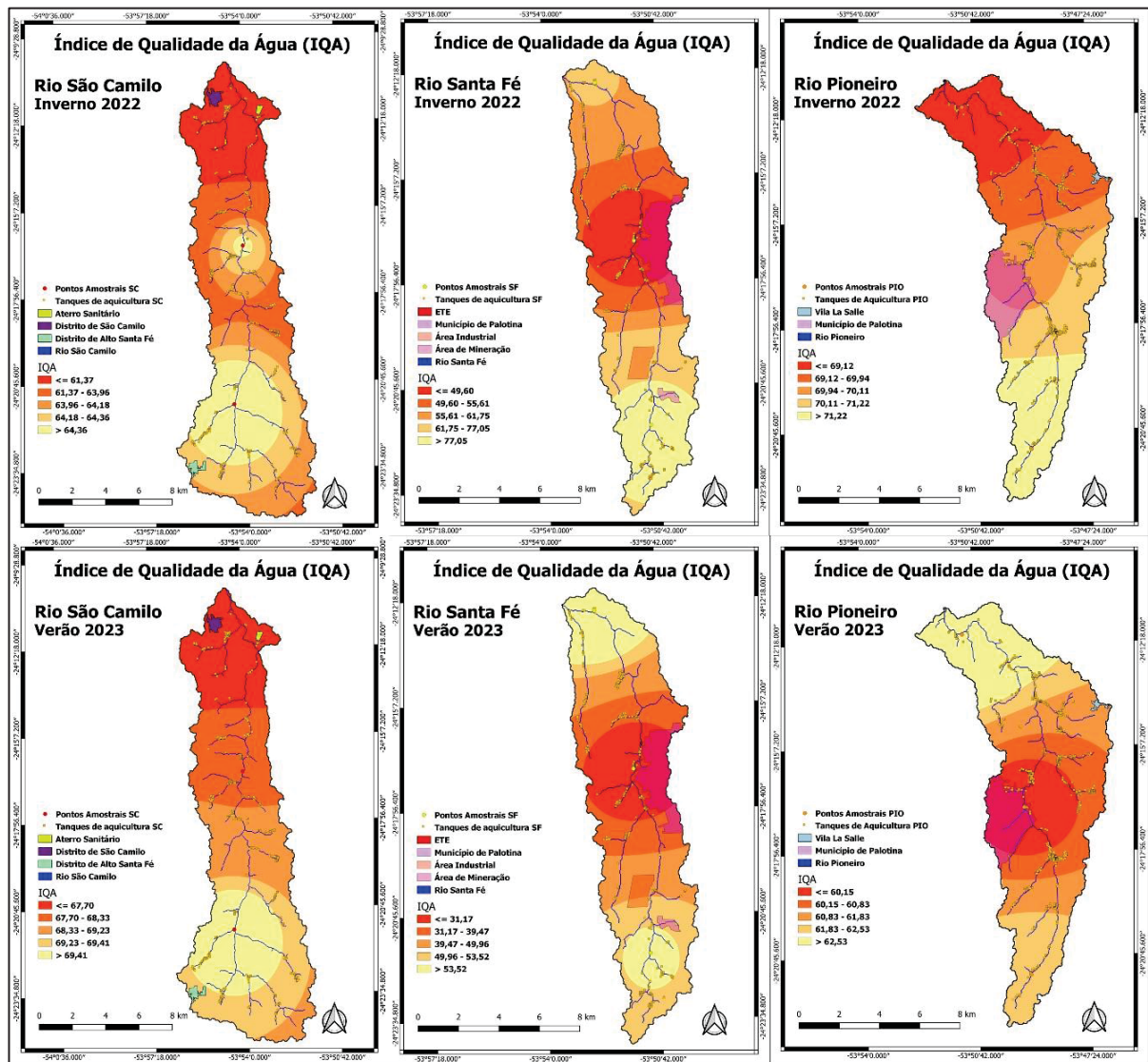
FIGURA 19 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IQA DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

Para fins de comparação os mapas de IQA produzidos para as três microbacias avaliadas, em ambas as estações, inverno de 2022 e verão de 2023, foram agrupados na Figura 20.

FIGURA 20 – QUADRO COMPARATIVO DOS MAPAS DE IQA PARA AS MICROBACIAS DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO, NAS ESTAÇÕES INVERNO DE 2022 E VERÃO DE 2023.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

2.6 DISCUSSÃO

2.6.1 Rio São Camilo

Os parâmetros avaliados relativos ao Rio São Camilo apresentam variação sazonal moderada na qualidade da água, que pode estar diretamente relacionada aos elevados índices de precipitação na estação do verão, e baixas do inverno, atreladas aos diferentes momentos da atividade agrícola local. Valores de nitrato acima dos padrões permitidos foram observados no ponto a montante (SC3), no inverno ($24,64 \text{ mg. L}^{-1}$) e verão ($11,66 \text{ mg. L}^{-1}$), demonstrando um padrão de acúmulo desse nutriente na região exutória da microbacia, em ambas as estações avaliadas.

O aporte de partículas de solo nas águas do Rio São Camilo pode ser evidenciado pelos valores elevados de turbidez observados nos três pontos amostrais, no inverno ($220,67 \pm 42,77 \text{ NTU}$), e verão ($201,33 \pm 43,10 \text{ NTU}$), todos acima do padrão máximo permitido (100 NTU), segundo a Resolução CONAMA 357 para águas de classe 3. Esse aporte elevado é favorecido pela extensa área agrícola, que expõe o solo a ações de intemperismo, como escoamento superficial e lixiviação, especialmente durante o inverno. Nesse período, o solo esteve completamente exposto devido ao vazio sanitário, como mostrado pelas imagens de satélite.

Os baixos índices de precipitação do inverno favorecem o aumento na concentração de nitratos e outros nutrientes que foram continuamente carregados durante a estação do verão, devido aos elevados índices de precipitação da estação. Concomitantemente, esses níveis elevados também podem ser um indicativo do uso continuado de fertilizantes nitrogenados durante o período, dos quais a ureia e o nitrato de amônio são os mais utilizados (PADOVAN *et al.*, 2020).

O aumento na concentração de partículas, nutrientes e outras substâncias ao longo do rio na estação do inverno exige, para a ocorrência dos processos de depuração, um maior consumo de oxigênio médio ($81,23 \pm 14,89 \text{ mg. L}^{-1}$), como observado, possibilitando a degradação química e biológica dos diversos compostos presentes na água.

Os baixos valores de oxigênio dissolvido observados nos pontos SC1 ($3,91 \text{ mg. L}^{-1}$) e SC3 ($3,35 \text{ mg. L}^{-1}$), ambos abaixo o padrão mínimo permitido (4 mg. L^{-1}), demonstram a elevada demanda de oxigênio para os processos de decomposição de nutrientes. Essa diminuição nas concentrações de oxigênio na estação seca é comumente observada nos rios que percorrem as regiões agrícolas brasileiras do sul do Brasil (SOUZA *et al.*, 2021).

Os elevados valores de alcalinidade média observados na estação seca ($772 \pm 23,43$ mg.L⁻¹) podem estar associados a insumos utilizados no preparo e correção do solo, como calcário agrícola e gesso, amplamente utilizados em latossolos vermelhos férricos para correção do pH ácidos e redução da toxicidade causada pela presença do elemento alumínio (BORGES *et al.*, 2022).

Essa dinâmica pode ser evidenciada pela correlação positiva observada entre pH e alcalinidade, e entre sólidos totais e turbidez, pois o aumento da alcalinidade eleva os valores de pH, enquanto a presença de grandes quantidades de partículas em suspensão dificulta a penetração da luz através da coluna d'água, aumentando os níveis de turbidez. A correlação positiva entre nitrato e ortofosfatos é uma indicação da entrada concomitante de nitrogênio e fosfatos pelo uso de fertilizantes, nas culturas de milho e soja, respectivamente (OLIVEIRA *et al.*, 2023).

Valores elevados de alcalinidade e pH entre 6,5 e 7,5 como observado, tendem a afetar positivamente a biodisponibilidade de ortofosfatos, por meio da solubilização de fosfatos insolúveis, afetando diretamente os processos ecológicos e químicos em ecossistemas aquáticos, promovendo o crescimento excessivo de algas, e comprometendo a vida animal. (PAVINATO *et al.*, 2021). Nesses ambientes com maior alcalinidade, a capacidade tampão é geralmente maior, o que pode ajudar a manter o pH estável, na faixa do neutro, como o valor médio observado ($7,72 \pm 0,23$). Essas condições são geralmente adequadas para uma variedade de processos biogeoquímicas, como a nitrificação que é favorecida em condições de pH neutro, faixa em que as enzimas nitrificantes operam de forma mais eficiente (LI *et al.*, 2024).

Por meio dos valores de IQA obtidos evidencia-se que a qualidade da água na estação seca foi pior, nos três pontos amostrados. Localmente, os valores do IQA demonstram que o ponto SC3 apresenta a pior qualidade da água, em relação aos demais pontos amostrais, em ambas as estações, inverno (55,4) e verão (66,3), demonstrando que o trecho a jusante, na região exutória da microbacia está sob influência de altas concentrações de nutrientes e outras substâncias de origem agrícola, como agrotóxicos e corretivos, sabidamente relacionados à contaminação de águas superficiais (SINGH & CRASWELL, 2021; ZAHOR & MUSHTAQ, 2023).

Segundo Melo *et al.*, (2021), em seu estudo realizado na bacia do Paraná 3, adjacente ao local deste estudo, a adoção de práticas agrícolas sustentáveis como terraceamento, rotação de culturas, plantio direto e a adoção de métodos alternativos ao controle de pragas são imprescindíveis para reduzir a erosão e o transporte de partículas e outros compostos do solo em direção aos corpos d'água, contribuindo dessa forma, para a manutenção de sua qualidade.

2.6.2 Rio Santa Fé

O Rio Santa Fé apresentou pior qualidade da água nos pontos SF2 e SF3, com valores de oxigênio dissolvido e nitrato fora dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357, para águas de classe 3, sugerindo elevados aportes de cargas orgânicas e compostos nitrogenados, em ambas as estações. Nota-se que diferentemente do ponto a jusante (SF3), o ponto intermediário (SF2) encontra-se sob influência direta do perímetro urbano oeste do município de Palotina, o qual também apresentou valores elevados de DQO e uma correlação negativa forte (-0,999) entre oxigênio dissolvido e ortofosfato no verão, sugerindo intenso processo de eutrofização, possivelmente decorrente do lançamento de efluentes domésticos não tratados, além de efluentes industriais e aquícolas, cuja produção aumenta de modo significativo devido as altas temperaturas do verão. O ponto apresentou o pior valor de IQA (26,0), o que demonstra que esse trecho é o que possui a pior condição de qualidade, dentre as estações avaliadas.

De modo oposto, a melhor qualidade da água foi encontrada no ponto a montante (SF1), no inverno (80,4), tendo apresentado valor elevado de oxigênio dissolvido (7,12 mg.L⁻¹), possivelmente devido a uma combinação de fatores como ausência de efluentes domésticos não tratados e distanciamento de tanques de aquicultura, além da baixa temperatura em relação ao verão, o que favorece uma maior solubilidade do oxigênio.

Os mapas do IQA mostram que em geral a estação do verão teve a pior qualidade da água, sendo o ponto SF2 o mais impactado, estando sob influência direta de efluentes domésticos, industriais e aquícolas. Essas condições assemelham-se com as observadas por Mendes *et al.*, (2020), em um estudo de monitoramento realizado nos arredores de Campo Mourão – PR, no qual foi constatada a perda significativa da qualidade da água em um trecho sob influência de atividades agrícolas, industriais e urbanas.

Embora o ponto a jusante (SF3) tenha apresentado condições semelhantes ao ponto SC3, com altas e baixas concentrações de nitrato e oxigênio dissolvido, respectivamente, em ambas as estações, ficou evidente que parte da elevada carga orgânica evidenciada no SF2 é progressivamente depurada ao longo do rio, consumindo o oxigênio disponível, mas ainda incapaz de reduzir as altas concentrações de nitratos dissolvidos. Godoy *et al.* (2021) em estudo monitoramento da qualidade das águas do Rio Piquiri, mostrou que as concentrações de nitrogênio e fósforo aumentam progressivamente de montante à jusante do rio, sendo maiores no inverno, em relação ao verão, demonstrando um padrão comum à região.

Os elevados valores de turbidez encontrados nos três pontos amostrais, em ambas as estações evidenciam um elevado escoamento superficial de partículas por toda a microbacia do Rio Santa Fé. Tal processo deve-se à perda da cobertura vegetal nativa para o desenvolvimento de culturas agrícolas, e demonstra que as áreas de proteção permanentes atuais, estabelecidas pelo código florestal brasileiro são insuficientes para minimizá-lo (ZARNOTT *et al.*, 2020).

2.6.3 Rio Pioneiro

No Rio Pioneiro observou-se maior heterogeneidade nas condições da qualidade da água por toda a microbacia, com concentrações de oxigênio dissolvido abaixo dos padrões estabelecidos pela resolução CONAMA 357, para águas de classe 3, na estação do inverno, no ponto a jusante (PIO3), a semelhança do que fora observado nos pontos SC3 e SF3.

Em relação à alcalinidade das águas do Rio Pioneiro, a análise GLM demonstrou diferença sazonal significativa nas concentrações, com valores elevados no inverno ($835,33 \pm 26,50 \text{ mg.L}^{-1}$), em relação ao verão ($230,0 \pm 36,06 \text{ mg.L}^{-1}$), variação possivelmente relacionada aos baixos índices de precipitação do período, o que eleva as concentrações de carbonatos, nitratos e fósforos presentes no rio, oriundos das atividades agrícolas. O uso contínuo de fertilizantes nitrogenados, prática comum na cultura do milho, quando realizada de modo inadequado, pode provocar alterações no ciclo do carbono do solo, interferindo na capacidade tampão, o que leva a uma perda progressiva de carbono inorgânico por volatilização (CO_2), lixiviação e transporte superficial (HCO_3), levando à um aumento na alcalinidade da água (ZAMANIAN *et al.*, 2021).

No ponto a montante (PIO1) foram observados elevadas concentrações de nitrato, também no inverno, indicando elevado aporte local de compostos nitrogenados e matéria orgânica próximo à nascente do rio, trecho no qual estão localizados inúmeros tanques de aquicultura, uma possível fonte de nutrientes e outras substâncias (WERNECK *et al.*, 2024). Assim como fora observado no ponto SF2 na estação do verão, o ponto intermediário (PIO2), adjacente ao perímetro urbano leste do município de Palotina, apresentou as menores concentrações de oxigênio dissolvido dentre os pontos avaliados, indicando a presença de elevadas cargas de matéria orgânica, possivelmente de origem doméstico e pluvial.

O aumento da qualidade da água observada entre os pontos PIO2 e PIO3 no verão, evidenciado através dos IQA calculados, (59,6) e (64,0), respectivamente, demonstram uma significativa capacidade de depuração, assim como observado no Rio Santa Fé, influenciada pelos elevados índices de precipitação, que favorecem a oxigenação dessas águas. Por meio dos

mapas de qualidade é possível constatar semelhanças no padrão da qualidade das águas das microbacias dos Rios Santa Fé e Pioneiro, especialmente nos pontos sob influência da zona urbana, em ambas as estações.

É importante salientar que as atividades aquícolas não devem ser descartadas como uma possível fonte de nutrientes e contaminantes, devido ao seu padrão de distribuição espacial ao longo das três microbacias avaliadas, sendo uma reconhecida fonte de diversas substâncias como anti-incrustantes, antibióticos, desinfetantes, fertilizantes e anestésicos, que podem estar contribuindo de modo sinérgico com a diminuição da qualidade das águas superficiais e consequente comprometimento da saúde da biota aquática local (AHMAD *et al.*, 2022).

Nesse contexto, torna-se clara a necessidade de se aumentar a fiscalização das unidades produtoras, a fim de se garantir o crescimento sustentável da aquicultura (AHMAD *et al.*, 2022). Segundo Rocha (2022), embora a atividade aquícola gere ganhos consideráveis à economia no oeste paranaense (BRENZAN & FEIDEN, 2022), a aquicultura pode gerar diversos danos ambientais quando não conduzida de forma adequada, dentre os quais podem ser citados: introdução de espécies exóticas, perda de biodiversidade, eutrofização, contaminação e poluição dos recursos hídricos (MANJABOSCO *et al.*, 2021).

Apesar da recente criação da resolução estadual SEDEST nº 42 (PARANÁ, 2021) que determina a implementação de mecanismos de tratamento e controle de efluentes provenientes das atividades aquícolas, a contribuição dos efluentes da aquicultura para a qualidade da água em todas as microbacias avaliadas não pode ser desconsiderada.

2.7 CONCLUSÃO

As análises realizadas demonstraram que as águas do Rio São Camilo apresentaram pior qualidade no inverno, enquanto as águas dos Rios Santa Fé e Pioneiro apresentaram pior qualidade no verão. Em relação aos pontos amostrais, SC1, SF2 e PIO3 apresentaram pior qualidade no inverno, enquanto SC3, SF2 e PIO2 apresentaram pior qualidade no verão. Comparativamente, o Rio Santa Fé apresentou a pior qualidade da água no período do verão, sendo o ponto SF2 o de pior qualidade.

A baixa qualidade da água nos pontos SF2 e PIO2 localizados no perímetro urbano do município de Palotina indica a contribuição de elevadas cargas orgânicas provenientes de efluentes domésticos possivelmente não tratados, evidenciando a necessidade de maiores investimentos em saneamento básico, fiscalização e controle por parte do poder público.

Os elevados valores de turbidez observados em todos os pontos amostrais, em ambas as estações avaliadas, demonstram que as microbacias dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro sofrem as consequências da perda da cobertura vegetal nativa, o que favorece o transporte de partículas por meio do escoamento superficial, comprometendo a qualidade das águas superficiais.

Esse cenário pode ser considerado um problema comum a toda região oeste da bacia do Piquiri, destacando a urgente necessidade dos agricultores e do poder público atuarem de modo conjunto na recuperação e restauração das áreas de proteção permanente, a fim de garantir a qualidade das águas em todas as microbacias que foram foco deste estudo.

REFERÊNCIAS

- AHMAD, A.; KURNIAWAN, S. B.; ABDULLAH, S. R. S.; OTHMAN, A. R.; HASAN, H. A. Contaminants of emerging concern (CECs) in aquaculture effluent: Insight into breeding and rearing activities, alarming impacts, regulations, performance of wastewater treatment unit and future approaches. **Chemosphere**, v.290, 2022.
- AHMAD, A. L.; CHIN, J. Y.; HARUN, M. H. Z. M.; Low, S. C. Environmental impacts and imperative technologies towards sustainable treatment of aquaculture wastewater: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v.46, 2022.
- APHA - **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, 2005.
- AKHTAR, N.; ISHAK, M. I. S.; BHAWANI, S. A.; Umar, K. Various Natural and Anthropogenic Factors Responsible for Water Quality Degradation: A Review. **Water**, v.13, 2021.
- ALTENBURGER, R.; BRACK, W.; BURGESS, R. M.; BUSCH, W.; ESCHER, B. I.; FOCKS, A.; HEWITT, L. M.; JACOBSEN, B. N.; ALDA, M. L.; AIT-AISSA, S.; BACKHAUS, T.; GINEBRED, A.; HILSCHEROVÁ, K.; HOLLENDER, J.; HOLLERT, H.; NEALE, P. A.; SCHULZE, T.; SCHYMANSKI, E. L.; TEODOROVIC, I.; TINDALL, A. J.; UMBUZEIRO, G. A.; VRANA, B.; ZONJA, B.; KRAUSS, M. Future water quality monitoring: improving the balance between exposure and toxicity assessments of real-world pollutant mixtures. **Environ Sciences Europe**, v.31, n.12, 2019.
- ANH, N. T.; CAN, L. D.; NHAN, N. T.; SCHMALZ, B.; LUU, T. L. Influences of key factors on river water quality in urban and rural areas: A review. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v.8, 2023.
- ARMAN, N. Z.; SALMIATI, S.; ARIS, A.; SALIM, M. R.; NAZIFA, T. H.; MUHAMAD, M. S.; MARPONGAHTUN, M. A Review on Emerging Pollutants in the Water Environment: Existences, Health Effects and Treatment Processes, **Water**, v.13, 2021.
- BEHMEL, S.; DAMOUR, M.; LUDWIG, R.; RODRIGUEZ, M. J. Water quality monitoring strategies — A review and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v.571, p.1312–1329, 2016.
- BERNO, M. L. SCHNEIDER, C. I. Modernização e Mecanização Agrícola em Palotina – Pr: A Idéia de Desenvolvimento Econômico e Social no Período de 1970 – 1983. **Akrópolis**, Umuarama, v. 15, n. 4, p. 217-227, 2007.
- BORGES, W. L. B.; JULIANO, P. H. G.; SOUZA, I. M. D.; RODRIGUES, L. N. F.; HIPÓLITO, J. L.; ANDREOTTI, M. New Methodologies for the Surface Application of Limestone and Gypsum in Different Crop Systems Crop Systems. **Sustainability**, v.14, 2022.
- BRASIL, RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357

_2005_classificacao_corpos_agua_rtfda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em: 10 de mai. de 2022.

BRENZAN, C. K. M.; FEIDEN, A. Fish farming as a driving force for the development of the western mesoregion of Parana State. **Research, Society and Development**, v.11, n.14, 2022.

CETESB – **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos** / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão ... [et al.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

DALLMANN, D. K.; BELTRAME, R.; VALENTINI, M. H. K.; MELLO, N. P.; MORSELLI, L. B. G. A.; ROMANI, R. F. Water quality parameters in source water: multivariate analysis of surface water and groundwater supply on data from 4 supply systems in Brazil, **Research Square**, 2023.

DUARTE, S. D.; LOPES, J. L. S. Territorial management and environmental zoning in the Coruripe-AL River Basin: territorial clashes and geographical perspectives. **DIVERSITAS JOURNAL**, v.6, n.1, p.957-975, 2021.

EDELMANN, D.; MÓRI, T. F.; SZÉKELY, G. J. On relationships between the Pearson and the distance correlation coefficients. **Statistics and Probability Letters**, v.169, 2021.

EMBRAPA - **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** / Humberto Gonçalves dos Santos ... [et al.]. – 5. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2018.

FIDA, M.; LI, P.; WANG, Y.; ALAM, S. M. K.; NSABIMANA, A. Water Contamination and Human Health Risks in Pakistan: A Review. **Exposure and Health**, v.15, p.619–639, 2023.

GANI, A.; SAJIB, A. M.; SIDDIK, A.; MONIRUZZAMAN. Assessing the impact of land use and land cover on river water quality using water quality index and remote sensing techniques. **Environ Monit Assess**, v.195, n.449, 2023.

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, p.1718–1734, 2021.

GUPTA, S.; GUPTA, S. K. A critical review on water quality index tool: Genesis, evolution and future directions. **Ecological Informatics**, v.63, 2021.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Paleontologia electronica**, v.4, art.9: pp., 2021.

IKEDA, E. B.; DELIJAICOV, A. Urban fluvial infrastructure, from streets to rivers: watershed as a planning, design, and management unit. **Cadernos de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo**, v.24, n.1, p.11-27, 2024.

JHA, M. K.; SHEKHAR, A.; JENIFER, M. A. Assessing groundwater quality for drinking water supply using hybrid fuzzy-GIS-based water quality index. **Water Research**, v.179, 2020.

KÖPPEN, W. Das geographische System der Klimate. In: KÖPPEN, W.; GEIGER, R. (Eds): Handbuch der Klimatologie. Berlin: Gebrüder Bornträger. Banda 1, Parte C, p. 1-44, 1936.

KONARE, M.; GÜLTEKIN, F.; TEMIZEL, E. H. Using Canadian Water Quality Index method to evaluate the spatio-variation of water quality and the impacts of quality parameters: a case study of Amasya's surface water (Northern Turkey). **Environ Monit Assess** v.195, n.188, 2023.

KOUSHALI, H. P.; MASTOURI, R.; KHALEDIAN, M. R. Impact of Precipitation and Flow Rate Changes on the Water Quality of a Coastal River. **Hindawi Shock and Vibration**, 13 pp., 2021.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (Ed.). **Methods of seawater analysis**. Verlag Chemie, Weinheim, p.117-181, 1976.

LEDARI, M. B.; SABOOHI, Y.; AZAMIAN, S. The tolerance level of the ecosystem as a limited constrain in the development planning. **Ecological Indicators**, v.132, 2021.

LI, S.; HE, Z.; LI, C.; LICHTFOUSE, E.; SUN, C.; ZHANG, Y.; YU, J. Nitrogen removal by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria: A review. **Desalination and Water Treatment**, v.317, 2024.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Far Sawrey, Ambleside: Freshwater Biological Association Scientific Publication, n.36, 1978.

MANJABOSCO, G. J.; SCHAFER, D. L.; HENKE, D. A.; COGO, F.; SZYMANOWSKI, M., GALIOTTO, R. Environmental Impact Caused by Pisciculture Activity. **XXVIII Seminário de Iniciação Científica**, UNUVÍ, 2021.

MASHALA, M. J.; DUBE, T.; MUDERERI, B. T.; AYISI, K. K.; RAMUDZULI, M. R. A Systematic Review on Advancements in Remote Sensing for Assessing and Monitoring Land Use and Land Cover Changes Impacts on Surface Water Resources in Semi-Arid Tropical Environments. **Remote Sens.**, v.15, 2023.

MELLO, I.; LAURENT, F.; KASSAM, A.; MARQUES, G.; OKAWA, C.M.P.; MONTE, K. Benefits of Conservation Agriculture in Watershed Management: Participatory Governance to Improve the Quality of No-Till Systems in the Paraná 3 Watershed, Brazil. **Agronomy**, v.11, 2021.

MELLO, I.; ROLOFF, G.; LAURENT, F.; GONZALEZ, E.; KASSAM, A. Sustainable Land Management with Conservation Agriculture for Rainfed Production: The Case of Paraná III Watershed (Itaipu dam) in Brazil. Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences. **Rainfed systems intensification and scaling of water and soil management: Four case studies of development in family farming**, pp.99-126, 2023.

MENDES, S. A.; GONÇALVES, E. V.; FRÂNCICA, L. S.; CORREIA, L. B. C.; NICOLA, J. V. N.; PESTANA, A. C. Z.; MEDEIROS, F. V. S.; SOUZA, W. E.; INEU, R. P.; PERON, A. P. Quality of Natural Waters Surrounding Campo Mourão, State of Paraná, Southern Brazil:

Water Resources Under the Influences from Urban and Agricultural Activities. **Water, Air, & Soil Pollut**, v.231, n.415, 2020.

MISMAN, N. A.; SHARIF, M. F.; CHOWDHURY, A. J. K.; AZIZAN, N. H. Water pollution and the assessment of water quality parameters: a review. **Desalination and Water Treatment**, v.294, p.79-88, 2023.

OLIVEIRA, T. J. A.; DONER, S. H.; ALMEIDA, R. E. M. The dependence of Brazilian agribusiness on imported fertilizers. *Informe GEPEC*, v.27, n.1, p.363-383, 2023.

PADOVAN, J. V. R.; LISBOA, L. A. M.; RODRIGUES, G. B.; BELLOTTE, J. L. M.; CAMARGO, E. L. O.; CARDOSO, A. S.; AUGUSTO, H.; SACCO, A. Application of agricultural gypsum associated with nitrogen fertilization: an approach to the nutritional status in pasture and soil. **Revista Agri-Environmental Sciences**, v.6, 2020.

PANIS, C.; CANDIOTTO, L. Z. P.; GABOARDI, S. C.; GURZENDA, S.; CRUZ, J., CASTRO, M.; LEMOS, B. Widespread pesticide contamination of drinking water and impact on cancer risk in Brazil. **Environment International**, v.165, 2022.

PARANÁ, Resolução SEDEST N° 42 DE 30/08/2021. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=419772>. Acesso em: 20 de abr. de 2024.

PAVINATO, P. S.; SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, A. R.; TIECHER, T. Editorial: Sustainable Phosphorus Use in Agriculture. **Front. Agron.**, Sec. Plant-Soil Interactions, v.4, 2022.

PESCE, S.F.; WUNDERLIN, D.A. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquía River. **Water Research**, v.34, p.2915–2926, 2000.

SAGAN, V.; PETERSON, K. T.; MAIMAITIJIANG, M.; SIDIKE, P.; SLOAN, J.; GREELING, B. A.; MAALOUF, S.; ADAMS, C. Monitoring inland water quality using remote sensing: potential and limitations of spectral indices, bio-optical simulations, machine learning, and cloud computing. **Earth-Science Reviews**, v.205, 2020.

SHIL, S.; SINGH, U. K.; MEHTA, P. Water quality assessment of a tropical river using water quality index (WQI), multivariate statistical techniques and GIS. **Applied Water Science**, v.9, n.168, 2019.

SOUZA, A. T.; CARNEIRO, L. A. T. X.; JUNIOR, O. P. S.; CARVALHO, S. L.; PINHEIRO, J. H. P. A. Assessment of water quality using principal component analysis: a case study of the Marrecas stream basin in Brazil. **Environmental Technology**, v.42, n.27, p.4286–4295, 2021.

SINGH, B.; ERIC CRASWELL, E. Fertilizers and nitrate pollution of surface and ground water: an increasingly pervasive global problem SN. **Applied Sciences**, v.3, n.518, 2021.

UDDIN, MD. G.; NASH, S.; OLBERT, A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. **Ecological Indicators**, v.122, 2021.

WERNECK, P. R.; MACEDO, H. R.; MORSOLETO, F. M. S.; SIGNOR, A.; LIRA, K. C. S. Estimativa de aporte de Nitrogênio e Fósforo da piscicultura na sub-bacia hidrográfica do Arroio Guaçu. **Revista Caderno Pedagógico**, v.21, n.10, p. 01-20. 2024.

VLIET, M. T. H. V.; JONES, E. R.; FLÖRKE, M.; FRANSSEN, W. H. P.; HANASAKI, N., WADA, Y.; YEARSLEY, J. R. Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. **Environmental Research Letters**, v.16, 2021.

VIEIRA, M. H. P.; PEREIRA, E. F.; VIEIRA, J.; LOUZADA, R. O.; SILVA, M. C. A.; FERREIRA, L. M. Mapas de Kernel como Alternativa ao Monitoramento Ambiental: Análise das indústrias que realizam emissões nos municípios do estado de Mato Grosso do Sul, nos anos 2008 a 2018. **Anais 7º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal**, Jardim, MS, 20 a 24 de outubro, Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p.627-636, 2018.

ZACARKIM, C. E.; OLIVEIRA, L. C. (Org.). **Sistema de Informações Geográficas na Aquicultura: Município de Palotina**. UFPR, 1 ed., 139p., p.19, 2015.

ZAHOOR, I.; MUSHTAQ, A. Water Pollution from Agricultural Activities: A Critical Global Review. **International Journal of Chemical and Biochemical Sciences**, v.23, n.1, p.164-176, 2023.

ZAMANIAN, K.; ZHOU, J.; KUZYAKOV, Y. Soil carbonates: The unaccounted, irrecoverable carbon source. **Geoderma**, v.384, 2021.

ZARNOTT, D. H.; TAVARES, V. E. Q.; GIARDINA, C.; ALBA, J. M. F. The Influence of Riparian Areas on Direct Surface Runoff of Precipitation Events. **Floresta e Ambiente**, v.27, n.4, 2020.

3. CAPÍTULO 2 – Biomonitoramento dos efeitos de toxicidade nas populações de *Hypostomus ancistroides* dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio do índice integrado de resposta de biomarcadores em um SIG.

3.1 INTRODUÇÃO

A contaminação e eutrofização dos ecossistemas aquáticos estão ligadas a diversas atividades humanas como industrialização, atividades agrícolas, urbanização, geração de resíduos, entre outras, que atuam sinergicamente resultando na perda e redução de espécies e populações aquáticas (MALIK *et al.*, 2020) .

Os metais pesados podem frequentemente ser encontrados em descargas de efluentes industriais e urbanos e em insumos agrícolas que poluem águas superficiais, sedimentos e recursos hídricos subterrâneos (MOKARRAM *et al.*, 2020). A dinâmica do movimento do metal entre a água e os sedimentos é influenciada por fatores físicos, químicos, biológicos, hidrológicos e ambientais (DEBNATH *et al.*, 2021).

Além dos metais pesados, os Contaminantes Emergentes (CE) são um grande grupo de produtos químicos, como pesticidas, fertilizantes, nanopartículas, microplásticos, compostos farmacologicamente ativos, produtos de cuidados pessoais, hormônios naturais e sintéticos que podem afetar negativamente o ser humano e a saúde da biota aquática (PURI *et al.*, 2023). Muitos CEs contêm metais traço em suas composições, contribuindo para a disseminação desses elementos pelos ecossistemas aquáticos, impactando negativamente a saúde desses organismos.

A mudança no uso da terra nos países em desenvolvimento como o Brasil, principalmente decorrente da expansão da fronteira agrícola, impulsionada pelo crescimento populacional e mudanças no estilo de vida, tem afetado negativamente os vários serviços ecossistêmicos, comprometendo o ciclo hidrológico e a disponibilidade de água (HASAN *et al.*, 2020).

O desenvolvimento da agricultura intensiva moderna resultou no aumento da produtividade e na simplificação do processo de produção, embora tenha tornado a maioria das culturas vulneráveis a pragas e doenças, bem como dependentes de grandes quantidades de pesticidas (HOUGH, 2021). Segundo dados recentes da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), o Brasil é atualmente o maior consumidor de agrotóxicos do mundo, tendo aplicado aproximadamente 791 mil toneladas de agrotóxicos em 2021, quantidade superior à quantidade combinada utilizada pelos Estados Unidos e China (FAO, 2024).

O aumento da pressão das atividades agrícolas resultou em cargas excessivas de nutrientes em córregos, rios e lagos através do escoamento superficial e lixiviação, causando deterioração na qualidade do solo e da água, tendo impactos significativos e ocasionando sérios problemas aos ecossistemas aquáticos (BAYABIL *et al.*, 2022). Fontes típicas de metais residuais derivados da agricultura incluem fertilizantes fosfatados, fungicidas e pesticidas, biossólidos e outros compostos, que geralmente podem conter uma ampla gama de metais em suas formulações, como Cobre (Cu), Zinco (Zn), Chumbo (Pb), Magnésio (Mg), Níquel (Ni), Mercúrio (Hg), Cobalto (Co), Cromo (Cr) e Cádmio Cd (MAO *et al.*, 2020).

Os riscos que os metais pesados representam para os ambientes aquáticos estão intrinsecamente relacionados às suas interações com a água e os sedimentos, sendo que alterações nas condições ambientais (por exemplo, pH, concentração de matéria orgânica) podem aumentar sua biodisponibilidade e a exposição dos organismos vivos a esses elementos (MIRANDA *et al.*, 2021). Os CEs e os metais pesados podem interferir nos processos bioquímicos que ocorrem no meio ambiente e afetar a saúde das espécies vivas, exercendo efeitos adversos como mutagênese, carcinogênese, doenças congênitas, desregulação endócrina, etc. (MALULE *et al.*, 2020).

Estudos ecotoxicológicos são frequentemente utilizados no biomonitoramento de rios nos cinco biomas brasileiros, nos quais espécies de peixes nativos são frequentemente utilizadas como bioindicadores na avaliação de diferentes tipos de fontes de contaminação aquática (SILVA *et al.*, 2021; MORAIS *et al.*, 2023; FRANCISCO *et al.*, 2023; IGLESIAS *et al.*, 2023). Nesse contexto, a espécie de cascudo *Hypostomus ancistroides* tem se destacado como um importante e eficiente bioindicador de qualidade, presente nas bacias hidrográficas do estado do Paraná (GHISI *et al.*, 2016).

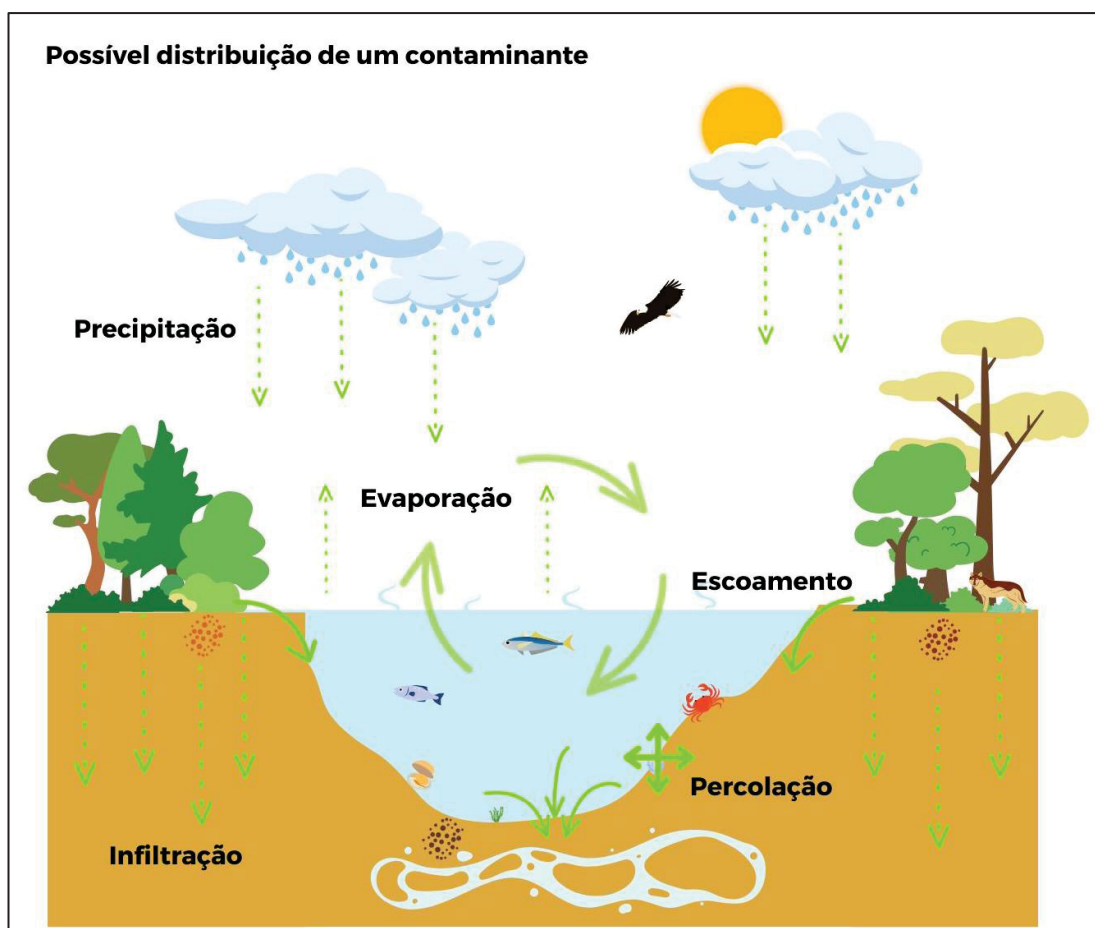
Atualmente, vários estudos ecotoxicológicos tem integrado biomarcadores em Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para avaliação de ecossistemas aquáticos, não apenas no Brasil, mas em todo o mundo (ROJAS *et al.*, 2023; IMAGAWA *et al.*, 2023; HAMED *et al.*, 2024).

3.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.2.1 Ecotoxicidade

De modo geral, a substância estranha (xenobiótico), uma vez lançada no ambiente será disseminada por diferentes compartimentos (por exemplo, terra, água, ar) através do ciclo da água (FIGURA 1), a facilidade e o alcance da disseminação dependerão diretamente das características de cada molécula (por exemplo, estrutura, estabilidade etc.) e de fatores ambientais (por exemplo, temperatura, umidade, pH, etc.).

FIGURA 1 – POSSÍVEL DISTRIBUIÇÃO DE UM CONTAMINANTE VIA CICLO DA ÁGUA.

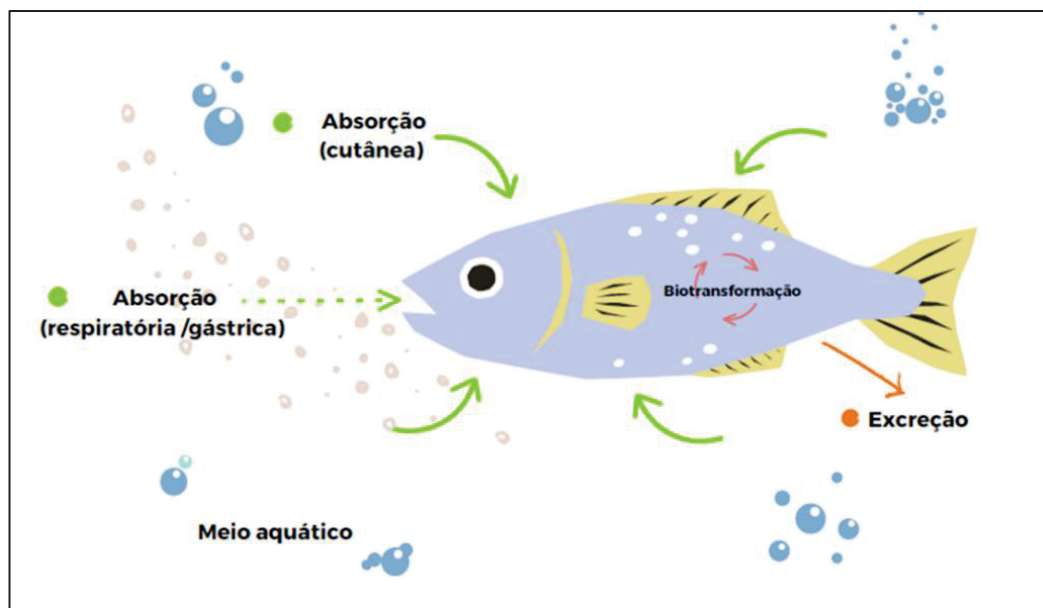


FONTE: Adaptado de Oliveira e Baldan (2022).

Dentre os xenobióticos de maior interesse na atualidade encontram-se os chamados contaminantes emergentes, dos quais fazem parte os fármacos (por exemplo, antibióticos, psicotrópicos, hormônios etc.), agrotóxicos (por exemplo, herbicidas, fungicidas, pesticidas etc.), desreguladores endócrinos (por exemplo, compostos fenólicos, bisfenol etc.), produtos de

higiene pessoal (por exemplo, desodorantes, cremes, shampoos, etc) e outros (por exemplo, nanopartículas, microplástico etc.) (PATEL *et al.*, 2020). Uma vez introduzido no ambiente aquático o xenobiótico entrará em contato com o organismo, podendo ser assimilado por diferentes vias de acesso, como a cutânea, gástrica e respiratória (FIGURA 2).

FIGURA 2 – DINÂMICA DE ABSORÇÃO, BIOTRANSFORMAÇÃO E EXCREÇÃO DE UM CONTAMINANTE EM UM ORGANISMO AQUÁTICO.

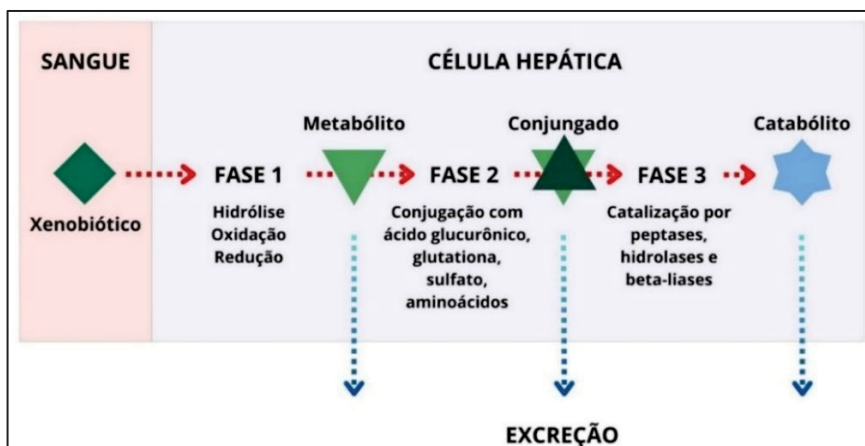


FONTE: Adaptado de Oliveira e Baldan (2022).

Uma vez dentro do organismo o xenobiótico será bioacumulado, em um ou mais órgãos, a depender de suas características químicas, ou biotransformado, pela ação das enzimas da família do citocromo P450, sendo convertido em uma molécula hidrossolúvel, passível de ser excretada (LI *et al.* 2021).

O processo de biotransformação ocorre em múltiplos órgãos, dentre os quais o fígado é o principal, sendo didaticamente subdividido em: **fase I**, no qual o xenobiótico sofre uma alteração não sintética (oxidação, redução ou hidrólise), que pode então ser conjugado na **fase II** e catabolizado na **fase III**, para formar produtos facilmente excretáveis (FIGURA 3) (VAN DER OOST *et al.*, 2003).

FIGURA 3 – REPRESENTAÇÃO SIMPLIFICADA DO PROCESSO DE BIOTRANSFORMAÇÃO EM UMA CÉLULA HEPÁTICA DE PEIXE.

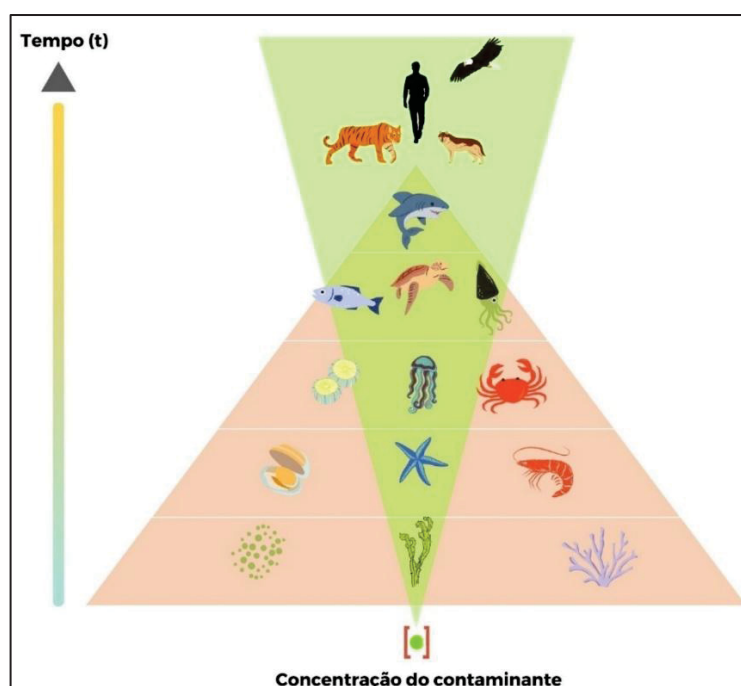


FONTE: Adaptado de VAN DER OOST *et al.*, (2003).

Caso um xenobiótico seja bioacumulado por um organismo exposto, ao longo do tempo essa substância terá sua concentração aumentada (biomagnificação) nos organismos dos níveis tróficos superiores (BERNARDO *et al.*, 2022).

Tal processo dá-se à medida que os níveis tróficos superiores se alimentam dos inferiores, fazendo com que a concentração seja a máxima possível nos predadores de topo (FIGURA 4).

FIGURA 4 – BIOMAGNIFICAÇÃO DE UM CONTAMINANTE AO LONGO DA CADEIA TRÓFICA EM RELAÇÃO AO TEMPO.



FONTE: Adaptado de Oliveira e Baldan (2022).

Tratando-se dos ecossistemas aquáticos o processo de biomagnificação pode acarretar em graves problemas de saúde pública, uma vez que peixes e outros organismos aquáticos são essenciais à subsistência de inúmeras populações humanas por todo o mundo (CÓRDOBA-TOVAR *et al.*, 2022).

3.2.2 Biomonitoramento dos Ecossistemas Aquáticos

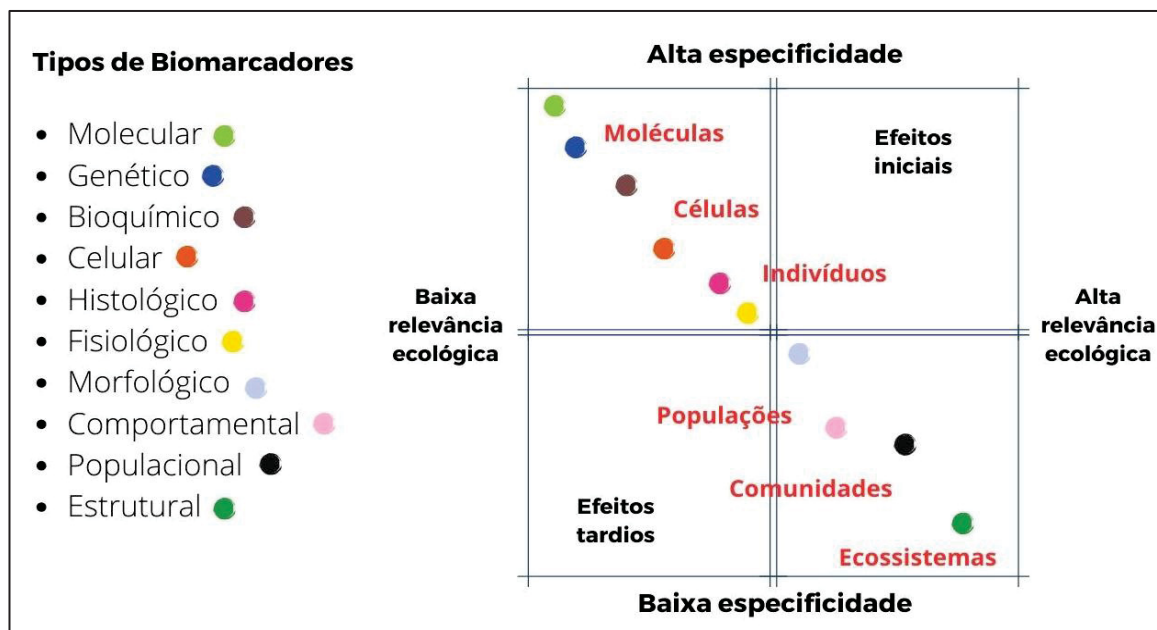
O biomonitoramento define-se como uma ferramenta que visa avaliar o efeito de diferentes agentes estressores sobre a saúde dos organismos que compõem um determinado ecossistema. Para tanto, são escolhidos organismos de significativa relevância ecológica, e que sejam capazes de servirem como sentinelas da qualidade e saúde ambiental (MADHESHIYA, *et al.*, 2022).

Nesse contexto, os peixes se consolidaram como um importante grupo de indicadores/monitores dos ecossistemas aquáticos, devido a inúmeras características, tais como: distribuição cosmopolita, abundância, diversidade morfológica, de nicho, serem consumidores primários e secundários, ocuparem diferentes níveis tróficos e terem a fisiologia conhecida, sendo muito semelhante à dos mamíferos, além de serem uma importante fonte de proteínas (BANCEL *et al.*, 2024).

Uma vez escolhidos quais organismos monitores serão utilizados (biomonitor/indicador), deve-se decidir quais alterações biológicas mensuráveis (biomarcadores) serão avaliadas para que o biomonitoramento seja eficaz e alcance o objetivo desejado (ABAS, 2021).

A escolha do biomarcador dependerá do nível de organização biológica que se deseja avaliar, seu grau de especificidade e relevância ecológica, podendo ser biomarcadores de efeitos iniciais (eg. moleculares, genéticos, bioquímicos, histológicos e fisiológicos), ou de efeitos tardios (eg. morfológicos, comportamentais, populacional e estruturais), podendo ser utilizados de modo integrado (FIGURA 5) (FERIZI *et al.*, 2020).

FIGURA 5 – NÍVEIS DE AVALIAÇÃO DE EFEITOS BIOLÓGICOS: DE MOLÉCULAS ATÉ O ECOSISTEMA.



FONTE: Adaptado de Oliveira e Baldan (2022).

3.2.3 Biomonitor (*Hypostomus ancistroides*)

A espécie de cascudo *Hypostomus ancistroides* (IHERING, 1911) (FIGURA 6), está amplamente distribuída na bacia do alto Rio Paraná, apresentando variações ecomorfológicas definidas por fatores abióticos e bióticos intrínsecos específicos de cada micro bacia hidrográfica (SOUZA *et al.*, 2023). A dieta de *H. ancistroides* é baseada quase exclusivamente em detritos, que são explorados por especulação e raspagem do substrato, comportamento facilitado pelas características morfológicas da espécie que possui boca em formato de ventosa e dentes raspadores (BONATO *et al.*, 2008). Sua abundância, ampla distribuição geográfica, tamanho, resistência e nicho ecológico fazem da espécie um excelente bioindicador utilizado em avaliações ecotoxicológicas (GHISI *et al.*, 2016; VIANA *et al.*, 2018; RODRIGUES & SMITH, 2022).

FIGURA 6 – ESPÉCIME DE *H. ancistroides* COLETADO.

FONTE: Autor (2021).

3.2.4 Biomarcadores de Estresse Oxidativo e Neurotoxicidade

Os biomarcadores podem representar diferentes níveis de organização biológica, podendo ser: molecular, genético, bioquímico, celular, tecidual, fisiológico, morfológico, comportamental, populacional e comunidade. Os biomarcadores usualmente utilizados em biomonitoramentos de ecossistemas aquáticos compreendem enzimas de estresse oxidativo e neurotoxicidade, alterações genéticas e histológicas, glutatonas do sistema de biotransformação, entre outras (LIONETTO *et al.*, 2019).

A atividade da Acetilcolinesterase (AChE) está entre os biomarcadores comumente utilizados na avaliação de neurotoxicidade em organismos aquáticos, sendo a enzima responsável pela degradação do neurotransmissor acetilcolina nas sinapses muscular e cerebral (ULLAH *et al.*, 2019). Fisiologicamente, a AChE tem papel crucial para o funcionamento dos sistemas neuromuscular e sensorial, evitando a contração rápida dos músculos voluntários e consequente paralisia, que pode resultar na morte do animal (OLIVARES-RUBIO & ESPINOSA-AGUIRRE, 2021).

Além disso, a AChE contribui para diversas outras funções como, capacidade locomotora, evasão de predadores, localização de presas, forrageio, padrão de distribuição espacial e interações sociais. Dentre os inibidores conhecidos da AChE encontram-se organofosforados, carbamatos, metais pesados e herbicidas a base de glifosato (BERNAL-REY *et al.*, 2020).

Assim como outros animais, os peixes produzem grandes quantidades de Espécies Reativas de Oxigênio (EROS) quando expostos à contaminantes e outros fatores estressantes, como variações de temperatura, oxigênio, pH, salinidade, entre outros. O excesso de EROS pode levar ao estresse oxidativo, acarretando danos em lipídios de membrana, proteínas, ácidos nucleicos, membranas e organelas celulares, podendo, em casos mais graves, resultar em morte celular (CHOWDHURY & SAIKIA, 2020).

Agrotóxicos como inseticidas (YANG *et al.*, 2020), herbicidas (GUPTA & VERMA, 2020) e fungicidas (SOMAN & ARUN, 2021); íons metálicos como o cobre, cromo, mercúrio e arsênico (SHAHJAHAN *et al.*, 2022); produtos derivados do petróleo (SAYED *et al.*, 2023); nanomateriais e microplásticos (SUBARAMANIYAM *et al.*, 2023) podem induzir estresse oxidativo em peixes.

Entre os biomarcadores de estresse oxidativo de relevância ambiental estão as enzimas Catalase (CAT) e Superóxido Dismutase (SOD), ambas responsáveis pela degradação de EROS, como o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e superóxido ($O^{\cdot -}$), respectivamente (HOSEINIFAR *et al.*, 2020). Além dessas enzimas, a Lipoperoxidação de membranas (LPO) destaca-se como outro importante biomarcador de estresse.

A lipoperoxidação dos ácidos graxos poliinsaturados pode levar à uma alteração da estrutura e permeabilidade da membrana, compromete o transporte de substâncias, ou até mesmo à uma ruptura do arranjo da bicamada lipídica da membrana, resultando em morte celular (HEMATYAR *et al.*, 2019). A reação começa quando uma ERO ataca uma ligação dupla em uma molécula de ácido graxo insaturado (L-H) na membrana celular, resultando na formação de um radical lipídico ($L^{\cdot}$). Em seguida o radical lipídico reage com o oxigênio (O_2) para formar um peróxido lipídico ($LOO^{\cdot}$), que pode então atacar outras moléculas de lipídios insaturados, gerando uma reação em cadeia, comprometendo a integridade celular.

A bioacumulação de metais em peixes, muitas vezes em órgãos específicos, pode resultar em capacidade reprodutiva prejudicada, taxas de sobrevivência reduzidas e riscos aumentados de câncer, defeitos congênitos e mutações genéticas (SINGH & SHARMA, *et al.*, 2024). Como mecanismo de proteção, as Metalotioneínas (MET), uma família de proteínas de baixo peso molecular, atuam no processo de desintoxicação, sendo capazes de se unirem e capturarem uma ampla variedade de metais, contribuindo para a homeostase de metais essenciais e não essenciais (BAKIU *et al.*, 2022).

Com o intuito de se avaliar o grau de exposição do animal à metais, a concentração de metalotioneínas é usualmente utilizada como um biomarcador específico de estresse causado por metais (SAMUEL *et al.*, 2021).

3.3 OBJETIVOS

3.3.1 Objetivo Geral

O objetivo do presente estudo foi biomonitorar a contaminação dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio de biomarcadores de estresse oxidativo e neurotoxicidade na espécie de cascudo *H. ancistroides* para avaliação de efeitos de toxicidade agudos.

3.3.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos são:

- Verificar e quantificar a presença de metais nos sedimentos dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro;
- Verificar o grau de toxicidade ao longo dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio dos biomarcadores de estresse oxidativo e neurotoxicidade: AChE cerebral, AChE muscular, SOD, Catalase, LPO, Metalotioneínas e do Índice Integrado de Resposta de Biomarcadores (IBR) em *H. ancistroides*; e
- Elaborar mapas espaço-temporais de toxicidade nas populações de *H. ancistroides* dos três rios por meio do IBR, para identificação de padrões e áreas críticas de toxicidade aguda.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Procedimento de Coleta de Dados

Os pontos amostrais localizados nos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, e as respectivas estações de coletas, foram os mesmos das análises de qualidade da água, tendo sido detalhadamente descritos no **Capítulo 1**, diferindo apenas que esses animais foram coletados ao longo dos três meses de ambas as estações amostradas.

O número de espécimes de *H. ancistroides* coletados em cada ponto amostral, em ambas as estações estão descritos na Tabela 1.

TABELA 1 – NÚMERO AMOSTRAL DE *H. ancistroides* POR PONTO E ESTAÇÃO.

Estações	Pontos	N
Inverno	SC1	13
	SC2	13
	SC3	10
	SF1	13
	SF2	13
	SF3	13
	PIO1	13
	PIO2	13
	PIO3	13
Verão	SC1	13
	SC2	9
	SC3	2
	SF1	8
	SF2	13
	SF3	10
	PIO1	13
	PIO2	13
	PIO3	4

LEGENDA: (N) número amostral. FONTE: Autor (2023).

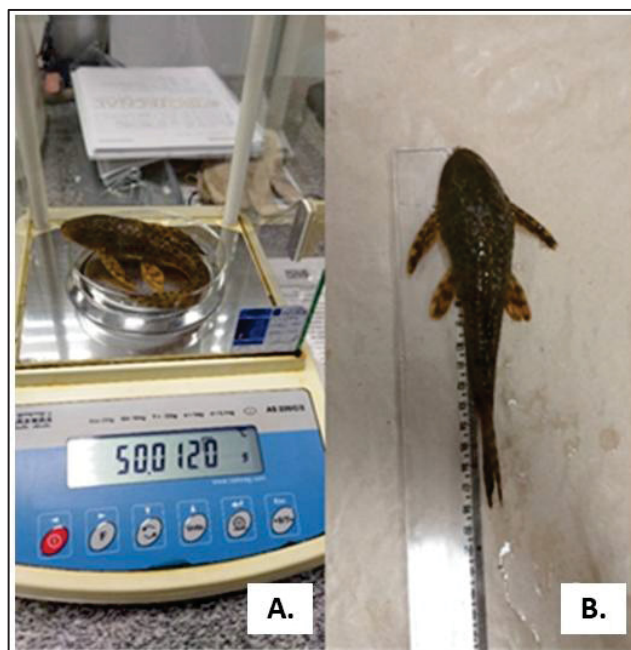
Os animais foram coletados com o emprego de redes e outros apetrechos de captura, acondicionados em sacos plásticos aerados por meio de compressores a pilha (FIGURA 7), posteriormente transportados para o Laboratório de Qualidade de Água e Limnologia (LaQal) para a remoção e coleta do material biológico. Os animais foram identificados *in situ*, por meio da chave proposta por Thereza (2018). Para a coleta e transporte dos animais foi obtida uma permissão (nº 78202), por meio do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SisBio).

FIGURA 7 – COLETA E TRANSPORTE DOS ESPÉCIMES DE *H. ancistroides*.



LEGENDA: (A) Instalação da rede; (B) covo; (C) rede de espera; (D) recipiente de transporte aerado. FONTE: Autor (2022).

Cada espécime foi pesado e o comprimento medido (FIGURA 8). Em seguida, foram individualmente anestesiados com benzocaína 1% e realizada a secção medular como forma de eutanásia. Foram coletados fígado, cérebro, e tecido muscular, sendo acondicionados em criotubos, imediatamente armazenados sob refrigeração (-80°C) (FIGURA 9). As amostras foram posteriormente encaminhadas para o Laboratório de Toxicologia Ambiental, localizado no Departamento de Farmacologia da UFPR, para análises.

FIGURA 8 – COLETA DE DADOS BIOMÉTRICOS DE *H. ancistroides*

LEGENDA: (A) Pesagem; (B) Medição. FONTE: Autor (2022).

FIGURA 9 – PROCEDIMENTO DE COLETA DE ÓRGÃOS EM *H. ancistroides*.

LEGENDA: (A) Anestesia por imersão; (B) Secção medular; (C) Remoção de músculo; (E) Armazenagem do músculo em criotubo. FONTE: Autor (2022).

Em cada um dos pontos amostrais foram coletadas 500mg de sedimento com o emprego de uma draga de Petersen, nos pontos de maior profundidade, e um cano de PVC, nos de menor profundidade, então armazenadas em sacolas plásticas (FIGURA 10), conforme metodologia recomendada pela CETESB (2011). Todas as amostras foram igualmente transportadas sob refrigeração, enviadas para análise em um laboratório particular.

FIGURA 10 – COLETA E ACONDICIONAMENTO DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO.



LEGENDA: (A) Coleta da amostra de sedimento com tubo de PVC; (B) Acondicionamento em saco plástico; (C) Conservação sob refrigeração. FONTE: O autor (2023).

3.4.2 Quantificação de Metais

A quantificação de metais em amostras de sedimentos foi realizada pelo método de determinação multielementar (EPA - 6010D, 2018), através de Espectroscopia de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP 7000 - OES), baseado no método de digestão ácida de amostras (EPA-3050B, 1996). Foram quantificados os respectivos metais: Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Potássio (K), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Cádmio (Cd). O limite de quantificação foi de $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$.

3.4.3 Dados Climáticos

Os dados climáticos, temperatura média e precipitação acumulada, referentes as duas estações, inverno (2022) e verão (2023), foram obtidos no Sistema de Monitoramento Agrometeorológico (Agritempo), estação Palotina – TRMM.721.

3.4.4 Fator de condição (K) e Biomarcadores de Estresse Oxidativo

O fator de condição alométrica K (Vazzoler, 1996), foi utilizado para avaliar a condição corporal de organismos (saúde e a nutrição do animal), por meio da relação peso-comprimento expressa pela Eq. (1):

$$K = \text{comprimento total do peixe} / (\text{peso total do peixe})^b \quad (1)$$

onde b é o coeficiente angular de uma linha de regressão linear entre os dados de peso e comprimento transformados por uma equação logarítmica, ajustada pelo método dos mínimos quadrados.

Os biomarcadores de estresse oxidativo mensurados em *H. ancistroides* e seus respectivos órgãos foram escolhidos de modo a permitir uma avaliação abrangente da toxicidade ao qual os animais estão expostos (TABELA 2).

TABELA 2 – ÓRGÃOS E BIOMARCADORES DE ESTRESSE MENSURADOS EM *H. ancistroides*.

Órgão	Biomarcador	Sigla	Unidade
Cérebro	Acetilcolinesterase	AChEc	$\text{nmol.min}^{-1}.\text{mg proteína}^{-1}$
Músculo		AChEm	
Fígado	Superóxido Dismutase	SOD	$\text{U de SOD.mg proteína}^{-1}$
	Catalase	CAT	$\mu\text{mol.min}^{-1}.\text{mg proteína}^{-1}$
	Lipoperoxidação	LPO	$\text{nmol.mg proteína}^{-1}$
	Metalotioneínas	MET	$\mu\text{g MET.mg proteína}^{-1}$

LEGENDA: (U) Porcentagem de inibição. FONTE: Autor (2022).

O cérebro e o músculo foram pesados e homogeneizados em tampão fosfato de potássio (0,1M pH 7,5) e depois centrifugados a 12.000 rpm por 20 min a 4 °C. Os sobrenadantes foram utilizados para medição da atividade da acetilcolinesterase (AChE) pelo método de Ellman *et al.* (1961), modificado para microplacas em 415 nm por Silva de Assis (1998).

As amostras de fígado foram pesadas e homogeneizadas em tampão fosfato de potássio (0,1M pH 7,0) 1:10 (p/v) e depois centrifugadas a 15.000 rpm por 30 min a 4 °C. Os sobrenadantes foram utilizados para a medição das atividades da superóxido dismutase (SOD), catalase (CAT) e das concentrações de lipoperoxidação (LPO) e metalotioneínas (MET). A atividade da SOD foi medida utilizando o método descrito por Gao *et al.* (1998) a 440nm. A atividade de CAT foi determinada pelo método apresentado por Aebi (1984) a 240 nm. As metalotioneínas foram medidas pelo método de Viarengo *et al.* (1997) a 412nm. A LPO foi medida pelo método apresentado por Jiang *et al.* (1992) a 570nm. Todas as análises bioquímicas foram normalizadas para concentração de proteína pelo método de Bradford (BRADFORD, 1976).

3.4.5 Índice Integrado de Resposta de Biomarcadores (IBR)

O índice integrado de resposta de biomarcadores, do inglês, *Integrated Biomarker Response Index* (IBR), foi calculado pelo método proposto por Beliaeff & Burgeot (2002) e modificado por Sanchez *et al.*, (2013). Esta versão do IBR é baseada no princípio do desvio de referência entre um distúrbio perturbado e um estado imperturbado, quanto maior o valor obtido, maior é a resposta biológica do animal, ou seja, maior o estresse. Como não existem dados basais de biomarcadores para *H. ancistroides*, as respostas obtidas em peixes do ponto de amostragem SF1 no inverno foram consideradas como condição de referência, por terem apresentado o melhor índice de qualidade da água de acordo com o monitoramento realizado no **Capítulo 1**.

3.4.6 Interpolação Espacial

O método de interpolação espacial IDW para cada microbacia foi realizado a partir do IBR calculado, por meio do programa QGIS 3.16.16-Hannover com GRASS 7.8.5.

3.4.7 Análises Estatísticas

Os resultados dos biomarcadores foram expressos como média e erro padrão da média para os dados normais e mediana para os dados que não atenderam aos critérios de normalidade. A normalidade dos dados foi testada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade pelo teste de Bartlett. Para os dados que apresentaram distribuição normal e homocedasticidade foi utilizada análise ANOVA duas vias, seguida do teste de comparações múltiplas de Fisher (LSD). Quando os dados não apresentavam distribuição normal e/ou homocedasticidade, utilizou-se a ANOVA com método permutacional PERMANOVA, seguida da análise de comparações múltiplas de médias bootstrap. Os dados foram analisados no programa R (R Core Team, 2017), utilizando os pacotes lmPerm (WHEELER & TORCHIANO, 2016) e ExpDes.pt. (FERREIRA *et al.*, 2013).

Para verificar diferenças entre os valores de IBR, entre rios, para cada estação, foi utilizada o teste ANOVA uma via, seguido por teste de Tukey, para dados com distribuição normais e variâncias iguais, e teste Kruskal-Wallis, seguido por teste de Dunn, para dados não

normais e/ou variâncias desiguais. Os dados foram analisados no programa Past 4.03. A significância foi estabelecida em $p < 0,05$ para todas as análises.

3.4.8 Análise de Coordenadas Principais (PCoA)

Para determinar se a matriz de todos os biomarcadores diferia entre pontos e estações, os dados foram padronizados, calculada uma matriz de distância euclidiana e aplicada a Análise de Variância Bifatorial Multivariada Permutacional (PERMANOVA duas vias) (ANDERSON, 2001). Para visualizar as diferenças, foi utilizado os escores de uma Análise de Coordenadas Principais, do inglês, *Principal Coordinates Analysis* (PCoA) considerando os dois primeiros eixos (GOWER, 1966). As análises multivariadas PERMANOVA e Análise de Coordenadas Principais (PCoA) foram realizadas no programa R (R Core Team, 2017), utilizando os pacotes Vegan (OKSANEN *et al.*, 2017) e Ape (PARADIS *et al.*, 2004). A significância foi estabelecida em $p < 0,05$.

3.5 RESULTADOS

3.5.1 Quantificação de Metais

Nos sedimentos do Rio São Camilo os metais Cu, K, Mn e Zn foram identificados nos três pontos de amostragem, no inverno, enquanto a presença de Cr foi identificada apenas no ponto SC2 (TABELA 3). No verão, os metais Cu, K e Zn foram identificados nos três pontos de amostragem, enquanto o Mn foi identificado apenas nos pontos SC1 e SC2 (TABELA 3).

Para o Rio Santa Fé foram identificados os metais Cu e K nos três pontos de amostragem, em ambas as estações, enquanto Mn e Zn foram identificados apenas no inverno. No verão, Mn e Zn foram identificados nos pontos SF1 e SF3, enquanto Ni e Pb foram identificados apenas nos pontos SF1 (TABELA 4).

O Rio Pioneiro foram identificados os metais Cu, Mn e Zn nos sedimentos dos três pontos de amostragem no inverno, enquanto o K foi identificado em ambas as estações. No verão os metais Cu, Zn e Ni foram identificados em amostras de sedimentos dos pontos PIO1, PIO2 e PIO3, respectivamente (TABELA 5).

Nenhum dos valores obtidos para os metais Cr, Cu, Ni, Pb, Zn e Cd ficou acima das concentrações máximas permitidas para sedimentos de água doce, estabelecidas pela Resolução CONAMA 344 (BRASIL, 2004).

TABELA 3 – CONCENTRAÇÃO DE METAIS NO SEDIMENTO DO RIO SÃO CAMILO NOS PONTOS AMOSTRAIS E ESTAÇÕES DE COLETA.

São Camilo							
Metais	Inverno 2022			Verão 2023			CMP
	SC 1	SC 2	SC 3	SC 1	SC 2	SC 3	
Co	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	-
Cr	<LQ	1,1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	37,3
Cu	2,8	2,0	2,7	1,3	1,4	1,5	35,7
K	6,4	9,0	7,4	97,5	39,5	31,7	-
Mn	6,0	3,6	9,2	1,1	3,5	<LQ	-
Ni	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	18,0
Pb	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	4,7	35,0
Zn	1,6	3,0	2,1	1,5	1,0	1,9	123,0
Cd	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,6

LEGENDA: Todos os dados são expressos em mg. Kg⁻¹; Metais: Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Potássio (K), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Cádmio (Cd); Limite de Quantificação (LQ); Concentração Máxima de Poluentes (CMP) da Resolução CONAMA 344; (-) Sem padrões de concentração de poluentes. FONTE: Autor (2023).

TABELA 4 – CONCENTRAÇÃO DE METAIS NO SEDIMENTO DO RIO SANTA FÉ NOS PONTOS AMOSTRAIS E ESTAÇÕES DE COLETA.

Santa Fé							
Metais	SF 1	SF 2	SF 3	SF 1	SF 2	SF 3	CMP
	SF 1	SF 2	SF 3	SF 1	SF 2	SF 3	
Co	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	-
Cr	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	37,3
Cu	2,4	2,7	3,2	1,8	1,6	1,7	35,7
K	8,6	5,1	4,9	47,0	46,5	139,5	-
Mn	13,7	9,1	3,4	1,3	<LQ	2,1	-
Ni	<LQ	<LQ	<LQ	1,1	<LQ	<LQ	18,0
Pb	<LQ	<LQ	<LQ	3,3	<LQ	<LQ	35,0
Zn	1,1	1,3	1,3	5,3	<LQ	3,0	123,0
Cd	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,6

LEGENDA: Todos os dados são expressos em mg. Kg⁻¹; Metais: Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Potássio (K), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Cádmio (Cd); Limite de Quantificação (LQ);

Concentração Máxima de Poluentes (CMP) da Resolução CONAMA 344; (-) Sem padrões de concentração de poluentes. FONTE: Autor (2023).

TABELA 5 – CONCENTRAÇÃO DE METAIS NO SEDIMENTO DO RIO PIONEIRO, NOS PONTOS AMOSTRAIS E ESTAÇÕES DE COLETA.

Metais	Pioneiro						CMP
	PIO 1	PIO 2	PIO 3	PIO 1	PIO 2	PIO 3	
Co	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	-
Cr	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	37,3
Cu	2,6	2,5	2,4	1,0	1,0	<LQ	35,7
K	4,8	5,6	5,9	70,9	59,0	17,4	-
Mn	8,8	6,9	8,2	<LQ	<LQ	<LQ	-
Ni	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	1,8	18,0
Pb	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	35,0
Zn	1,2	1,3	1,4	<LQ	1,6	<LQ	123,0
Cd	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,6

LEGENDA: Todos os dados são expressos em mg. Kg⁻¹; Metais: Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Potássio (K), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Cádmio (Cd); Limite de Quantificação (LQ); Concentração Máxima de Poluentes (CMP) da Resolução CONAMA 344; (-) Sem padrões de concentração de poluentes. FONTE: Autor (2023).

3.5.2 Dados Climáticos

Os dados climáticos registrados pela estação Palotina – TRMM 721 apresentaram menor índice de precipitação acumulada e temperatura média no inverno e maiores no verão (TABELA 6).

TABELA 6 – DADOS CLIMÁTICOS DA ESTAÇÃO METEOROLÓGICA PALOTINA – TRMM 721, REFERENTES AS ESTAÇÕES INVERNO E VERÃO.

Estações	Temperatura média (°C)	Precipitação acumulada (mm)
Inverno 2022	21,45	539,7
Verão 2023	24,91	938,7

FONTE: Autor (2023).

3.5.3 Fator de condição (*K*) e Biomarcadores de Estresse Oxidativo e Neurotoxicidade

Em relação aos biomarcadores avaliados em animais do Rio São Camilo, a PERMANOVA mostrou diferenças significativas na atividade da AChEc entre as estações ($p=0,028$), sendo a maior atividade no inverno e menor no verão. A atividade da AChEm também mostrou diferenças significativas entre as estações ($p<0,001$), com maior atividade no verão e menor no inverno, e diferenças significativas entre pontos ($p<0,001$), com maior atividade em SC1 e menor em SC2, respectivamente, independentemente da estação.

A atividade da SOD mostrou diferenças significativas entre as estações, independente do local de amostragem ($p=0,017$), sendo a maior atividade no inverno e menor no verão. Não houve diferenças significativas na concentração de MET, atividade de CAT e valores de *K* (TABELA 7).

Para os animais avaliados do Rio Santa Fé a PERMANOVA mostrou diferenças significativas na atividade do CAT entre as estações, independente do local de amostragem ($p<0,001$), com maior atividade no verão e menor no inverno.

A ANOVA mostrou diferenças significativas na concentração de metalotioneína (MET) entre as estações, independente do local de amostragem ($p<0,001$), com maior concentração no verão e menor no inverno, também mostrou diferenças significativas na atividade de AChEc entre os pontos de amostragem ($p=0,039$), independentemente da época de amostragem, com maior atividade no SF3 e menor no SF2. Não houve diferenças significativas na concentração de LPO, atividade de AChEm e SOD e valores de *K* (TABELA 8).

Para o Rio Pioneiro a PERMANOVA mostrou diferenças significativas nas concentrações de LPO ($p=0,040$) e MET ($p<0,001$) entre as estações, independentemente do local de amostragem, com as maiores concentrações de LPO no inverno e MET no verão.

A ANOVA mostrou diferenças significativas na atividade da SOD entre as estações ($p<0,001$), com maior atividade no verão e menor no inverno, também mostrou diferenças significativas entre pontos ($p<0,001$), com maior atividade no PIO1 e menor no PIO3, independentemente da época de amostragem.

A atividade do CAT mostrou diferenças significativas entre as estações, independente do local de amostragem ($p<0,001$), com maior atividade no verão e menor no inverno, e na interação entre estações e pontos ($p=0,001$), com diferença significativa entre estações no PIO1 ($p<0,001$), com maior atividade no verão e menor no inverno, e entre pontos na temporada de inverno ($p<0,001$), com maior atividade no PIO2 e menor no PIO1. Não houve diferenças significativas na atividade de AChEb e AChEm e nos valores de *K* (TABELA 9).

TABELA 7 – RESPOSTAS DE BIOMARCADORES DE ESTRESSE OXIDATIVO NO CÉREBRO, MÚSCULO, FÍGADO E DO FATOR DE CONDIÇÃO EM *H. ancistroides* DO RIO SÃO CAMILO.

São Camilo							
Estações		Inverno 2022			Verão 2023		
Biomarcadores		SC1	SC2	SC3	SC1	SC2	SC3
<i>K</i>		0,97 ± 0,08	1,02 ± 0,12	1,07 ± 0,14	0,98 ± 0,09	1,00 ± 0,13	0,92 ± 0,014
AChEc (Cérebro)*		164,32 ± 53,43	130,51 ± 62,38	69,31 ± 16,29	83,37 ± 59,03	110,61 ± 70,52	96,99 ± 19,26
AChEm (Músculo)*		77,87 ± 38,45 ^a	23,53 ± 11,87 ^b	41,11 ± 15,68 ^c	118,07 ± 41,07 ^a	74,33 ± 48,02 ^b	96,20 ± 30,93 ^c
SOD (Fígado)*		108,23 ± 25,79	88,08 ± 15,60	76,97 ± 10,70	83,72 ± 36,44	76,70 ± 18,29	61,16 ± 24,14
CAT (Fígado)		6,81 ± 1,64	6,47 ± 2,02	5,52 ± 1,48	6,97 ± 3,38	6,52 ± 2,12	5,12 ± 1,41
LPO (Fígado)		9,60 ± 2,89	10,19 ± 2,59	8,35 ± 2,18	9,57 ± 5,24	12,99 ± 4,48	13,83 ± 1,78
MET (Fígado)		3,37±0,79	3,91±2,88	2,57 ± 0,45	3,75 ± 0,98	3,52 ± 0,81	3,31 ± 0,89

LEGENDA: Lipoperoxidação (LPO) expesso em nmol.mg proteína⁻¹, Superóxido dismutase (SOD) expesso em U de SOD.mg proteína⁻¹, Catalase (CAT) expesso em μmol.min⁻¹.mg proteína⁻¹, Metalotioneínas (MET) expesso em μg MET.mg proteína⁻¹ e Acetilcolinesterase (AChE) expesso em nmol.min⁻¹.mg proteína⁻¹; Dados expressos em média ± desvio padrão da média. (^{a b c}) Indica diferenças estatísticas entre os pontos amostrais (p < 0,05). (*) Indica diferenças estatísticas sazonais entre os biomarcadores independentemente do ponto amostral (p < 0,05). FONTE: Autor (2023).

TABELA 8 – RESPOSTAS DE BIOMARCADORES DE ESTRESSE OXIDATIVO NO CÉREBRO, MÚSCULO, FÍGADO E DO FATOR DE CONDIÇÃO EM *H. ancistroides* DO RIO SANTA FÉ.

Santa Fé						
Estações		Inverno 2022			Verão 2023	
Biomarcadores	SF1	SF2	SF3	SF1	SF2	SF3
<i>K</i>	0,98 ± 0,13	1,00 ± 0,07	0,98 ± 0,09	0,97 ± 0,07	0,98 ± 0,09	1,06 ± 0,08
AChEc (Cérebro)*	190,23 ± 92,61 ^{ab}	159,87 ± 64,57 ^b	264,21 ± 84,79 ^a	183,27 ± 61,73 ^{ab}	139,27 ± 53,81 ^b	175,35 ± 45,21 ^a
AChEm (Músculo)*	67,66 ± 35,07	69,58 ± 28,23	72,56 ± 17,23	118,13 ± 48,00	67,45 ± 45,00	84,12 ± 40,24
SOD (Fígado)*	76,56 ± 25,44	92,20 ± 11,83	103,38 ± 19,37	91,28 ± 15,47	109,92 ± 41,89	90,72 ± 22,58
CAT (Fígado)	6,00 ± 2,29	5,33 ± 1,01	5,17 ± 2,01	7,26 ± 1,86	7,76 ± 2,61	8,55 ± 3,50
LPO (Fígado)	8,87 ± 1,61	8,45 ± 2,18	8,93 ± 2,23	7,29 ± 2,79	8,36 ± 4,72	6,32 ± 4,11
MET (Fígado)	3,08 ± 0,68	3,80 ± 1,02	3,12 ± 0,51	5,03 ± 0,63	4,58 ± 1,39	3,82 ± 0,86

LEGENDA: Lipoperoxidação (LPO) expresso em nmol.mg proteína⁻¹, Superóxido dismutase (SOD) expresso em U de SOD.mg proteína⁻¹, Catalase (CAT) expresso em μmol.min⁻¹.mg proteína⁻¹, Metalotioneínas (MET) expresso em μg MET.mg proteína⁻¹ e Acetilcolinesterase (AChE) expresso em nmol.min⁻¹.mg proteína⁻¹; Dados expressos em média ± desvio padrão da média. (^{a b c}) Indica diferenças estatísticas entre os pontos amostrais (p < 0,05). (*) Indica diferenças estatísticas sazonais entre os biomarcadores independentemente do ponto amostral (p < 0,05). FONTE: Autor (2023).

TABELA 9 – RESPOSTAS DE BIOMARCADORES DE ESTRESSE OXIDATIVO NO CÉREBRO, MÚSCULO, FÍGADO E DO FATOR DE CONDIÇÃO EM *H. ancistroides* DO RIO PIONEIRO.

Pioneiro						
Estações		Inverno 2022			Verão 2023	
Biomarcadores	PIO1	PIO2	PIO3	PIO1	PIO2	PIO3
<i>K</i>	1,00 ± 0,15	1,05 ± 0,07	1,02 ± 0,13	0,95 ± 0,07	1,05 ± 0,13	1,01 ± 0,04
AChEc (Cérebro)*	136,80 ± 11,39	162,05 ± 13,87	95,37 ± 66,93	134,37 ± 68,80	123,52 ± 70,64	148,05 ± 52,37
AChEm (Músculo)*	44,93 ± 10,95	63,31 ± 21,60	38,04 ± 26,15	60,17 ± 19,37	52,48 ± 25,46	58,14 ± 29,71
SOD (Fígado)*	58,77 ± 15,66 ^a	52,19 ± 10,20 ^a	41,15 ± 15,40 ^b	91,45 ± 21,40 ^a	80,78 ± 13,19 ^a	57,85 ± 5,30 ^b
CAT (Fígado)	2,90 ± 1,13 ^b	5,45 ± 1,69 ^a	4,92 ± 1,47 ^a	6,64 ± 1,57	5,61 ± 1,73	5,40 ± 1,10
LPO (Fígado)	9,98 ± 2,77	10,89 ± 5,41	11,40 ± 5,05	9,73 ± 4,74	6,62 ± 2,58	7,31 ± 3,35
MET (Fígado)	2,50 ± 0,69	2,57 ± 0,48	2,48 ± 0,56	3,54 ± 0,79	3,34 ± 1,46	3,80 ± 1,31

LEGENDA: Lipoperóxidação (LPO) expresso em nmol.mg proteína⁻¹, Superóxido dismutase (SOD) expresso em U de SOD.mg proteína⁻¹, Catalase (CAT) expresso em μmol.min⁻¹.mg proteína⁻¹, Metalotioneínas (MET) expresso em μg MET.mg proteína⁻¹ e Acetilcolinesterase (AChE) expresso em nmol.min⁻¹.mg proteína⁻¹; Dados expressos em média ± desvio padrão da média. (^{a b c}) Indica diferenças estatísticas entre os pontos amostrais (p < 0,05). (*) Indica diferenças estatísticas sazonais entre os biomarcadores independentemente do ponto amostral (p < 0,05). FONTE: Autor (2023).

3.5.4 Índice Integrado de Resposta de Biomarcadores (IBR)

Os valores de IBR para o Rio São Camilo demonstraram menor valor no ponto SC1 (3,51) e maiores valores no ponto SC2 (6,94), durante o inverno, com o gráfico estrela mostrando que os biomarcadores mais relevantes no SC2 são o aumento de LPO, SOD e MET, além da alta inibição da AChEm. Os pontos SC2 (5,06) e SC3 (9,66) apresentaram valores menores e maiores, respectivamente, no verão, com os gráficos estrelas mostrando que os biomarcadores mais relevantes em SC3 foram o aumento da LPO e a alta inibição da atividade da AChEc (FIGURA 11).

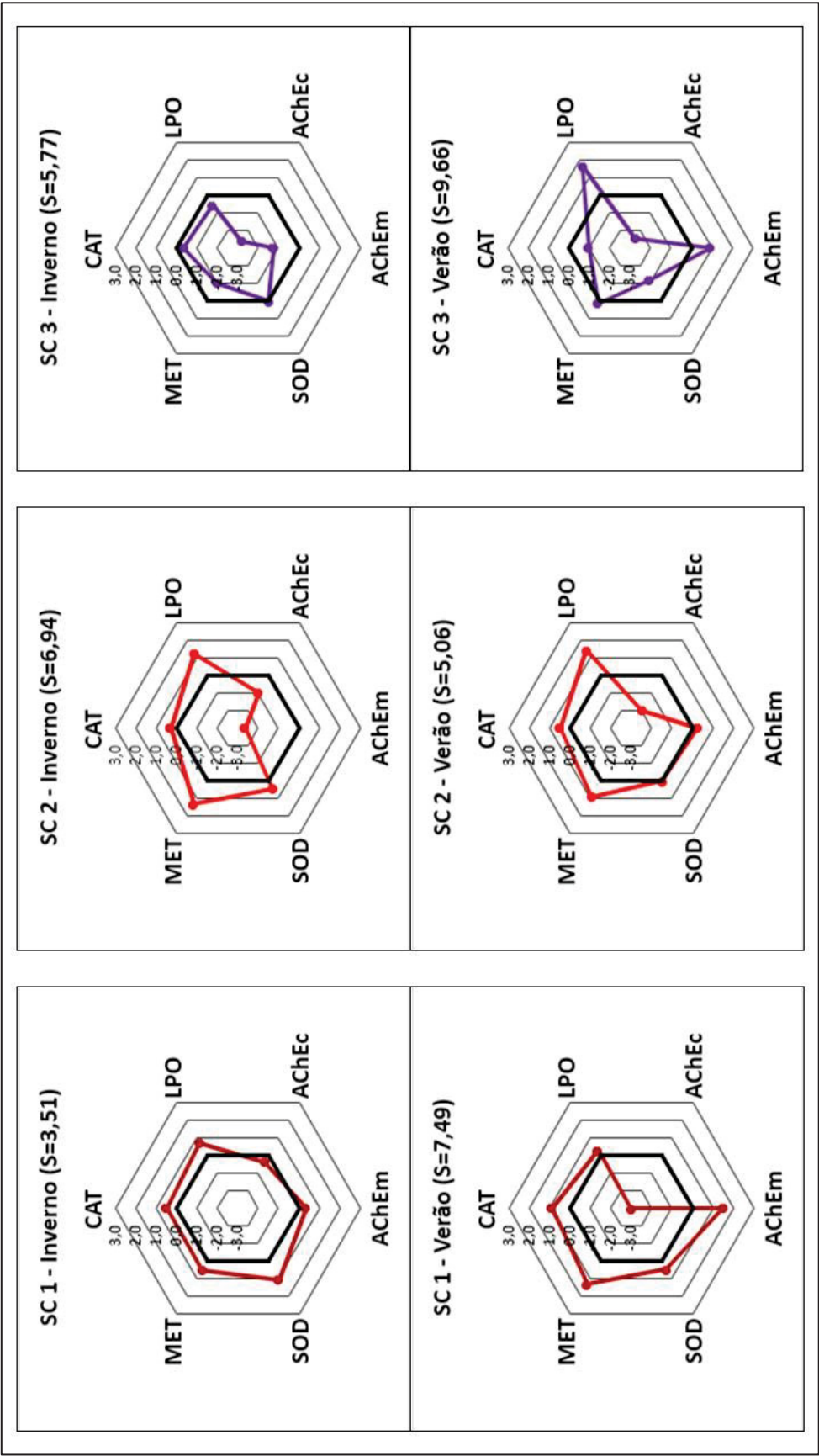
Os valores de IBR para o Rio Santa Fé demonstraram menor valor no ponto SF3 (2,67) e maiores valores no ponto SF2 (3,18), durante o inverno, com o gráfico estrela mostrando que os biomarcadores mais relevantes no SF3 são o aumento da atividade da SOD e das concentrações das MET. O ponto SF1 foi considerado como condição de referência (0,00). Os pontos SF3 (6,24) apresentaram valores mais baixos, enquanto SF1 (7,24) e SF2 (7,52) apresentaram valores mais elevados, durante o verão, com os gráficos estrelas mostrando que os biomarcadores mais relevantes em SF1 e SF2 são o aumento da CAT, MET e SOD, também a inibição da AChEc em SF2 (FIGURA 12).

Os valores de IBR para o Rio Pioneiro demonstraram menor valor no ponto PIO2 (5,02) e maiores valores no ponto PIO3 (9,44), durante o inverno, com o gráfico estrela mostrando que os biomarcadores mais relevantes no PIO3 são o aumento da LPO e inibição tanto de AChEc quanto de AChEm. Os pontos PIO2 (5,06) e PIO3 (9,66) também apresentaram valores menores e maiores, respectivamente, durante o verão, com os gráficos estrelas mostrando que os biomarcadores mais relevantes no PIO3 são o aumento das concentrações das MET e a redução de todos os outros biomarcadores (FIGURA 13).

No inverno, o gráfico estrela de superposição IBR mostra que o ponto SC3 tem as maiores concentrações de LPO, enquanto os pontos PIO2 e PIO3 têm as menores atividades da AChEm e AChEc, respectivamente, no inverno. Os pontos SF1 e SF2 apresentaram as maiores concentrações das MET e SOD, enquanto PIO1, PIO2 e PIO3 tiveram as menores atividades de AChEc e maiores concentrações de LPO, no verão (FIGURA 14).

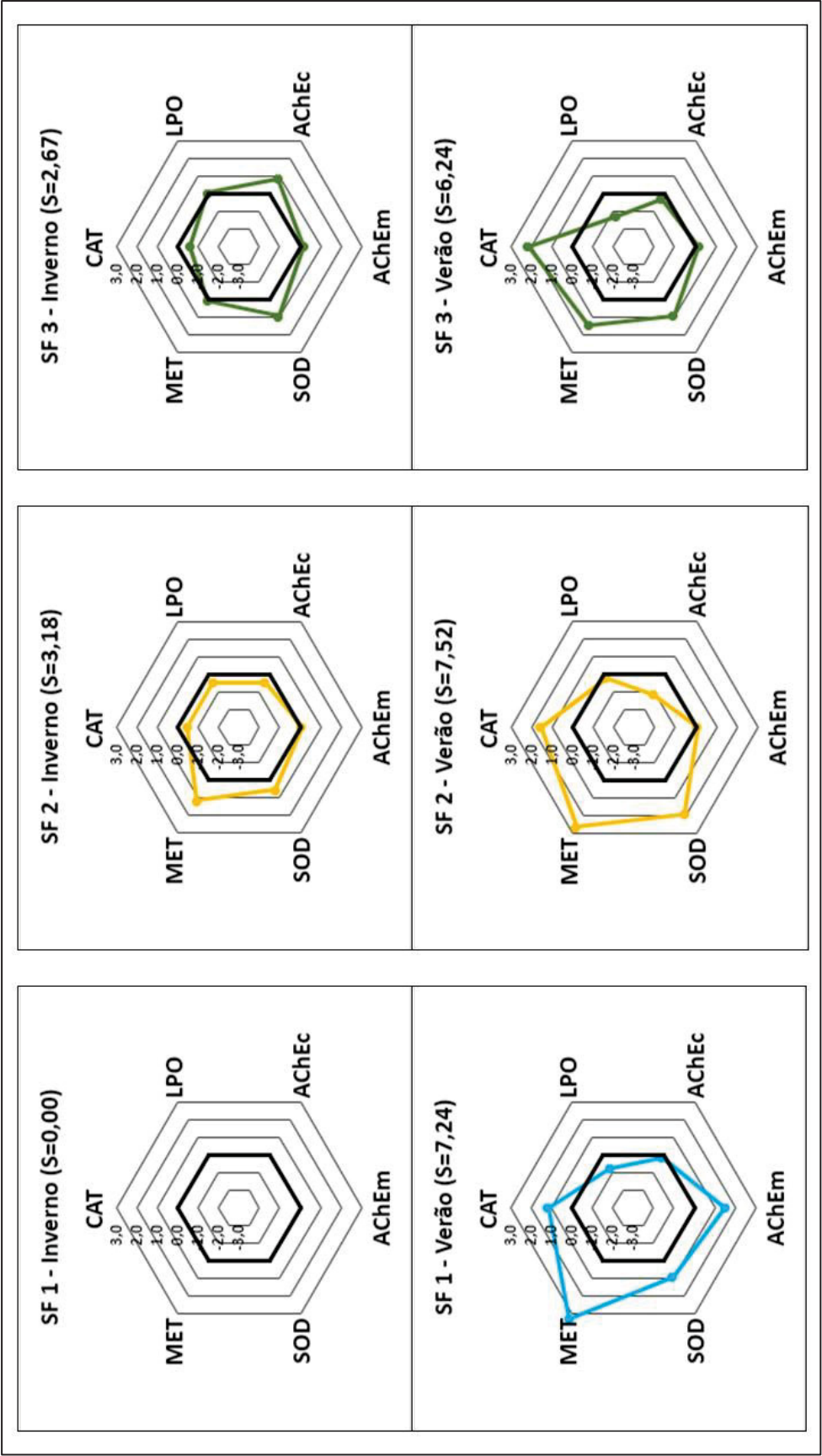
A ANOVA demonstrou diferença significativa entre o Rio Santa Fé em relação aos Rios São Camilo e Pioneiro ($p < 0,05$), no inverno. O Rio Santa Fé apresentou menor IBR na estação do inverno, em relação aos outros rios avaliados. Não houve diferença significativa na estação do verão (TABELA 10).

FIGURA 11 – ÍNDICE INTEGRADO DE RESPOSTA DE BIOMARCADORES (IBR) EM *H. ancistroides* COLETADOS NO RIO SÃO CAMILO, BASEADO NOS SEGUINTES BIOMARCADORES: AChEc, AChEm, SOD, CAT, LPO E MET.



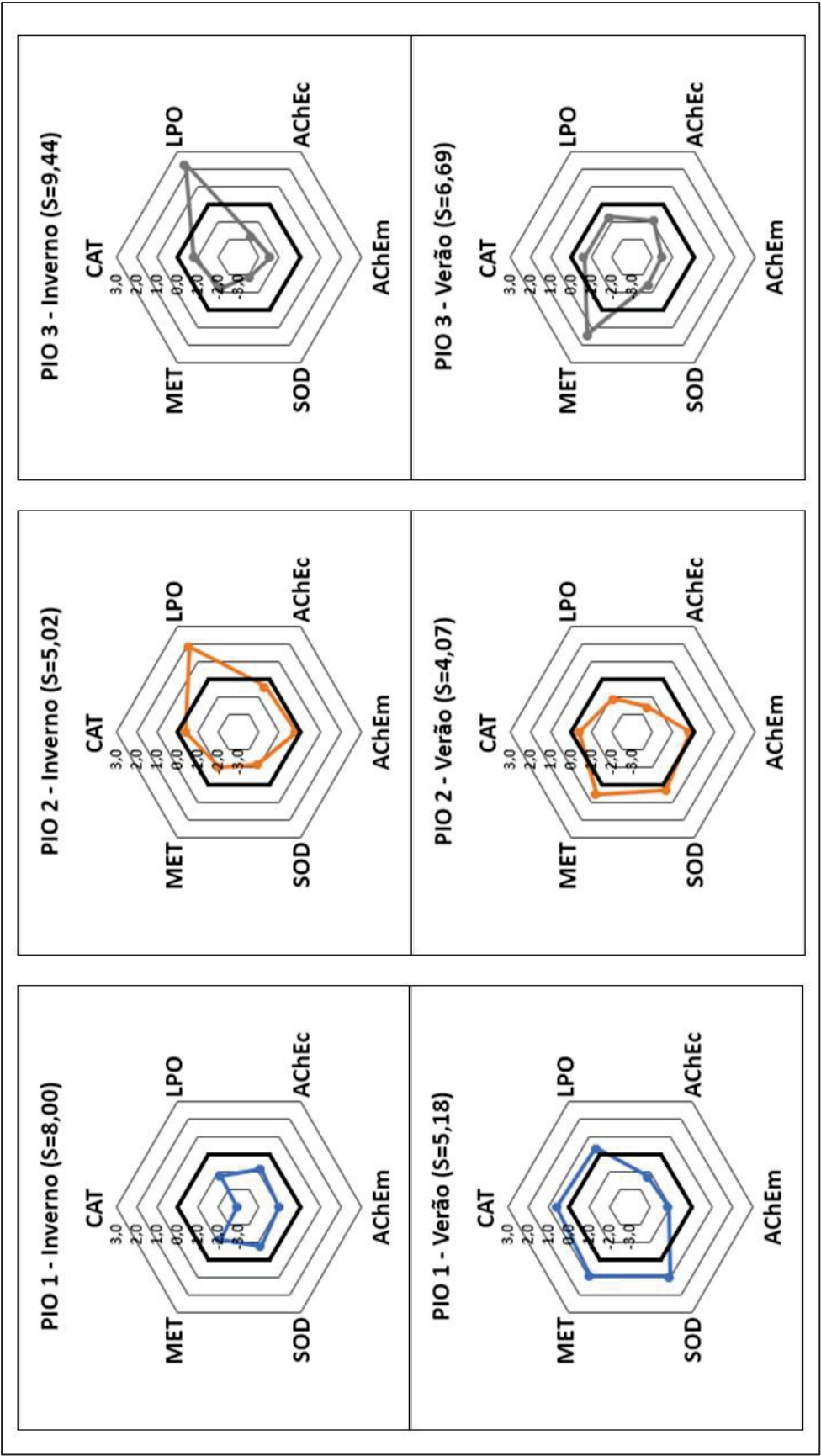
LEGENDA: Os resultados dos biomarcadores são representados em relação ao grupo de referência do local SF1 na estação inverno. A área acima de 0 reflete a indução do biomarcador e abaixo de 0 indica redução do biomarcador. (S) valor do IBR. FONTE: Autor (2024).

FIGURA 12 – ÍNDICE INTEGRADO DE RESPOSTA DE BIOMARCADORES (IBR) EM *H. ancistroides* PARA O RIO SANTA FÉ, BASEADO NOS SEGUINTES BIOMARCADORES: AChEc, AChEm, SOD, CAT, LPO E MET.



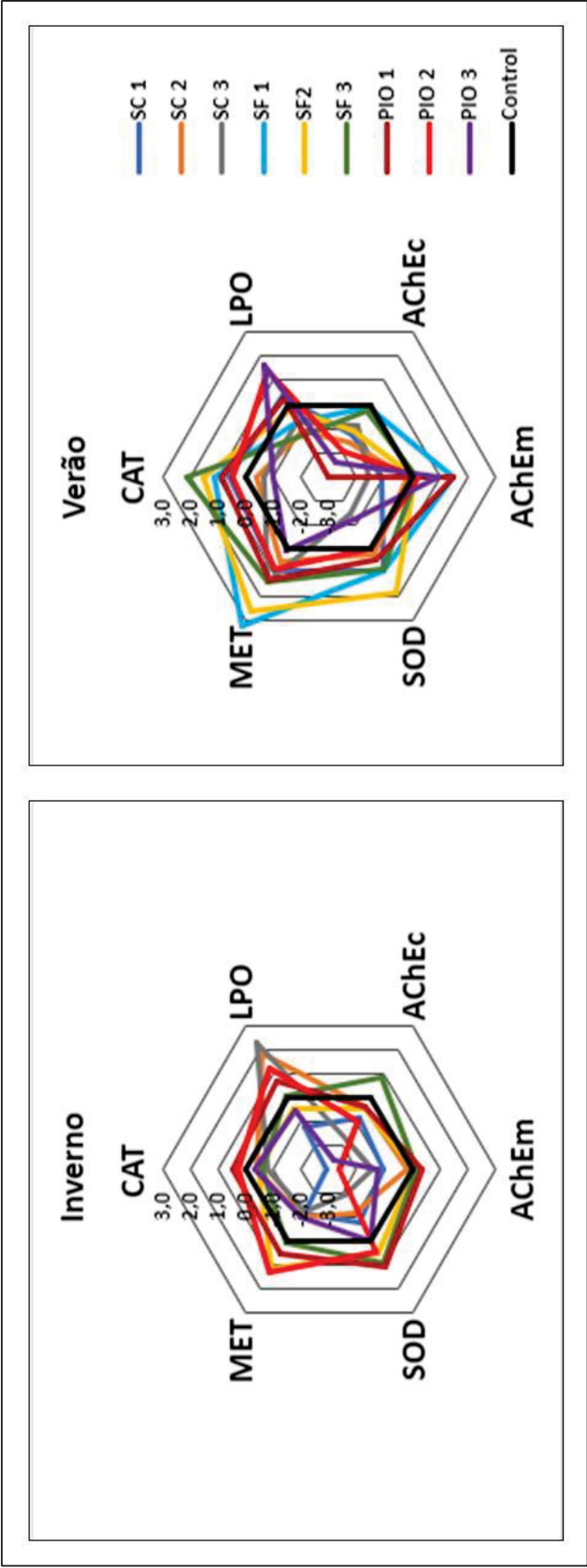
LEGENDA: Os resultados dos biomarcadores são representados em relação ao grupo de referência do local SF1 na estação inverno. A área acima de 0 reflete a indução do biomarcador e abaixo de 0 indica redução do biomarcador. (S) valor do IBR. FONTE: Autor (2024).

FIGURA 13 – ÍNDICE INTEGRADO DE RESPOSTA DE BIOMARCADORES (IBR) EM *H. ancistroides* PARA O RIO PIONEIRO, BASEADO NOS SEGUINTES BIOMARCADORES: AChEc, AChEm, SOD, CAT, LPO E MET.



LEGENDA: Os resultados dos biomarcadores são representados em relação ao grupo de referência do local SFI na estação inverno. A área acima de 0 reflete a indução do biomarcador e abaixo de 0 indica redução do biomarcador. (S) valor do IBR. FONTE: Autor (2024).

FIGURA 14 – SOBREPOSIÇÃO DO ÍNDICE INTEGRADO DE RESPOSTA DE BIOMARCADORES (IBR) EM *H. ancistroides* DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO COM BASE NOS SEGUINTES BIOMARCADORES: AChEc, AChEm, SOD, CAT, MET e LPO.



LEGENDA: Os resultados dos biomarcadores são representados em relação ao grupo de referência do local SF1 na estação inverno. A área acima de 0 reflete a indução do biomarcador e abaixo de 0 indica redução do biomarcador. FONTE: Autor (2024).

TABELA 10 – ÍNDICE INTEGRADO DE RESPOSTA DE BIOMARCADORES PARA OS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.

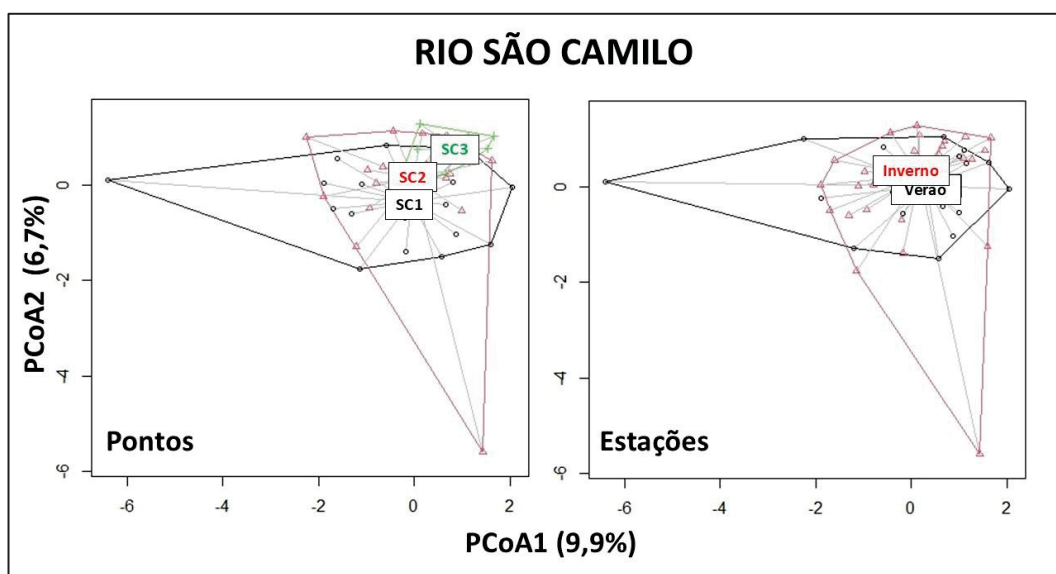
Estações	Rios	São Camilo			Santa Fé			Pioneiro		
		SC 1	SC 2	SC 3	SF 1	SF 2	SF 3	PIO 1	PIO 2	PIO 3
Inverno	Pontos									
	IBR	3,51	6,94	5,77	0,00	3,18	2,67	8,00	5,02	9,44
2022	IBR médio		5,41 ± 1,74 ^A			1,95 ± 1,71 ^B			7,49 ± 2,25 ^A	
Verão	IBR	7,49	5,06	9,66	7,24	7,52	6,24	5,18	4,07	6,69
	IBR médio		7,40 ± 2,30			7,00 ± 0,67			5,31 ± 1,32	

LEGENDA: Dados IBR médios expressos em média ± desvio padrão da média. (^{A B C}) Indica diferenças estatísticas entre os rios (p < 0,05). As respostas obtidas SF1 no inverno foram consideradas como condição de referência. FONTE: Autor (2024).

3.5.5 Análise de Coordenadas Principais (PCoA)

Para o Rio São Camilo a PERMANOVA apresentou diferenças significativas entre os pontos SC1, SC2 e SC3 ($p=0,002$, $R^2=0,12$), e entre inverno e verão ($p=0,001$, $R^2=0,08$) considerando o conjunto de biomarcadores. O PCoA apresentou percentual de explicação de 9,9% e 6,7%, para os eixos 1 e 2, respectivamente, demonstrando uma diferença espacial com sobreposição parcial entre os três pontos e ambas as estações (FIGURA 15).

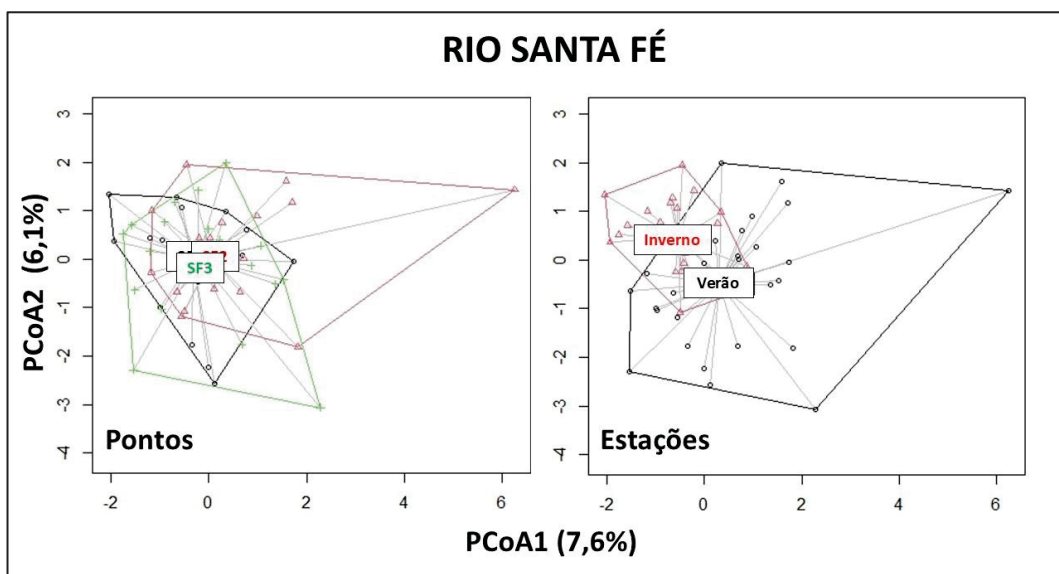
FIGURA 15 – ESCORES DA PCoA PARA O RIO SÃO CAMILO, MOSTRANDO A POSIÇÃO DAS UNIDADES AMOSTRAIS EM RELAÇÃO AOS PONTOS E ESTAÇÕES.



LEGENDA: A porcentagem de explicação de cada eixo está mostrada no gráfico. FONTE: Autor (2024).

O conjunto de dados de biomarcadores referentes ao Rio Santa Fé, o PERMANOVA, apresentou diferenças significativas entre os pontos SF1, SF2 e SF3 ($p=0,04$, $R^2=0,06$), e entre inverno e verão ($p=0,001$, $R^2=0,11$). O PCoA apresentou percentual de explicação de 7,6% e 6,1%, para os eixos 1 e 2, respectivamente, demonstrando uma diferença espacial com sobreposição parcial entre os três pontos e menor sobreposição entre as duas estações (FIGURA 16).

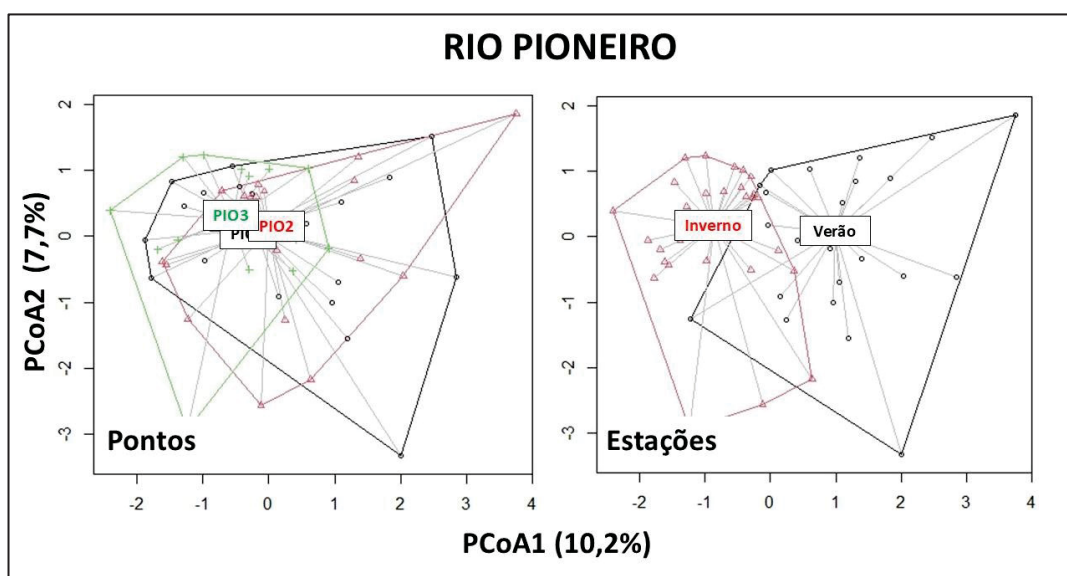
FIGURA 16 – ESCORES DA PCoA PARA O RIO SANTA FÉ, MOSTRANDO A POSIÇÃO DAS UNIDADES AMOSTRAIS EM RELAÇÃO AOS PONTOS E ESTAÇÕES.



LEGENDA: A porcentagem de explicação de cada eixo está mostrada no gráfico. FONTE: Autor (2024).

Para o Rio Pioneiro a PERMANOVA apresentou diferenças significativas entre as estações inverno e verão ($p=0,001$, $R^2=0,15$) considerando o conjunto de biomarcadores. O PCoA apresentou percentual de explicação de 10,2% e 7,7%, para os eixos 1 e 2, respectivamente, demonstrando uma diferença espacial com pouca sobreposição entre as duas estações (FIGURA 17).

FIGURA 17 – ESCORES DA PCoA PARA O RIO PIONEIRO, MOSTRANDO A POSIÇÃO DAS UNIDADES AMOSTRAIS EM RELAÇÃO AOS PONTOS E ESTAÇÕES.

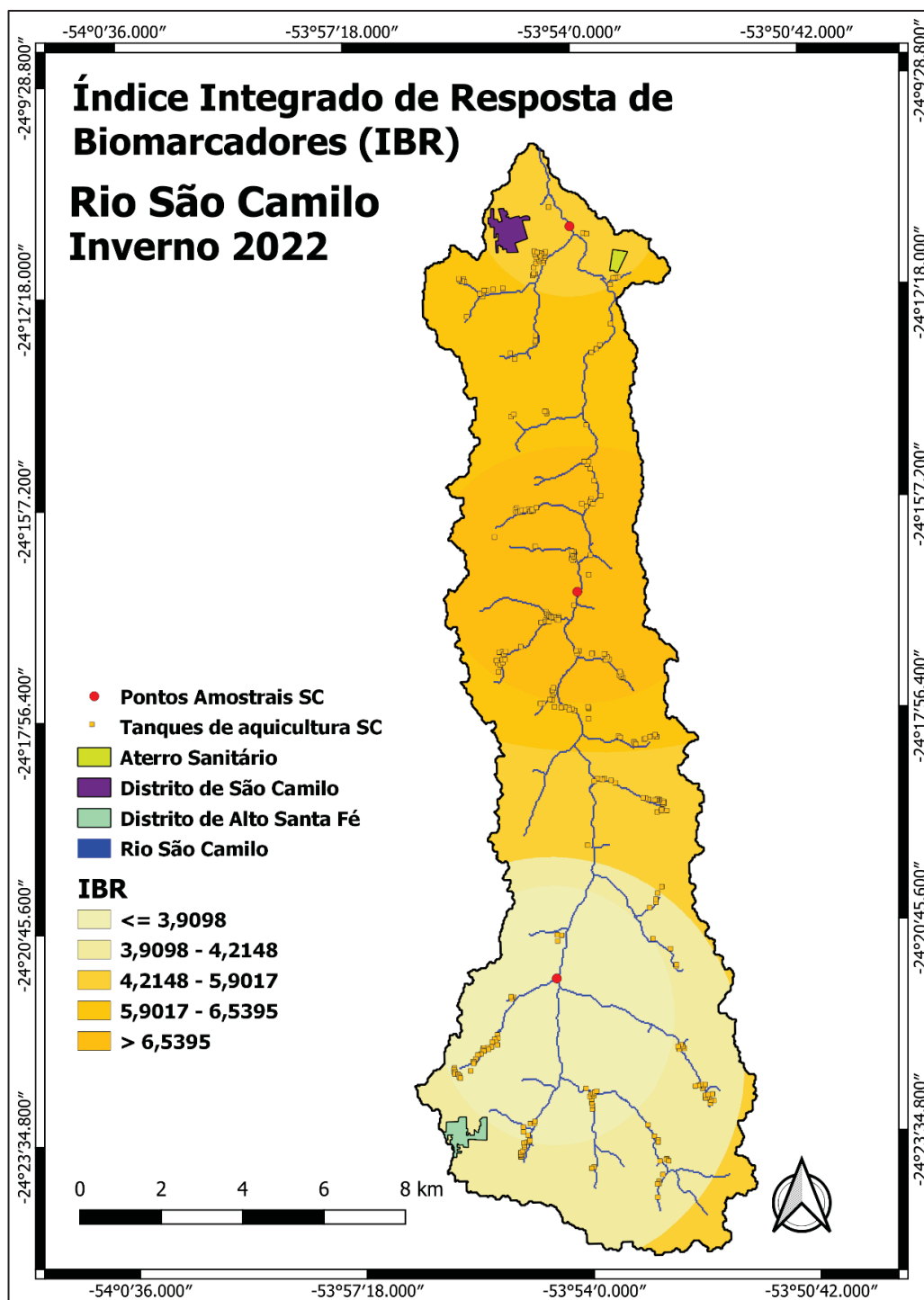


LEGENDA: A porcentagem de explicação de cada eixo está mostrada no gráfico. FONTE: Autor (2024).

3.5.6 Interpolação Espacial

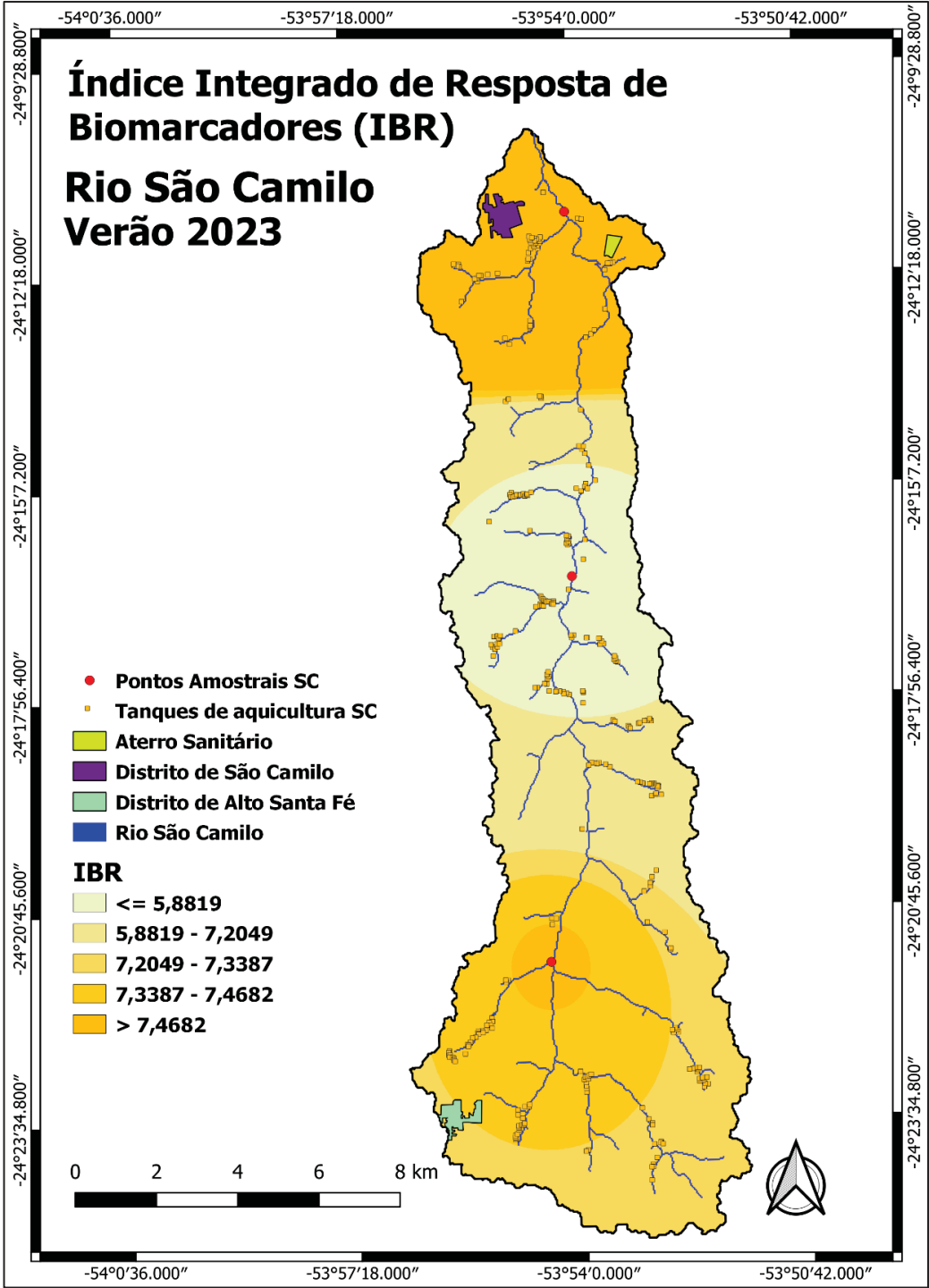
Para a interpolação da microbacia do Rio São Camilo os índices IBR variaram de 3,91 a 6,54 no inverno (FIGURA 18), e de 5,88 a 7,47 no verão (FIGURA 19).

FIGURA 18 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IBR DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.



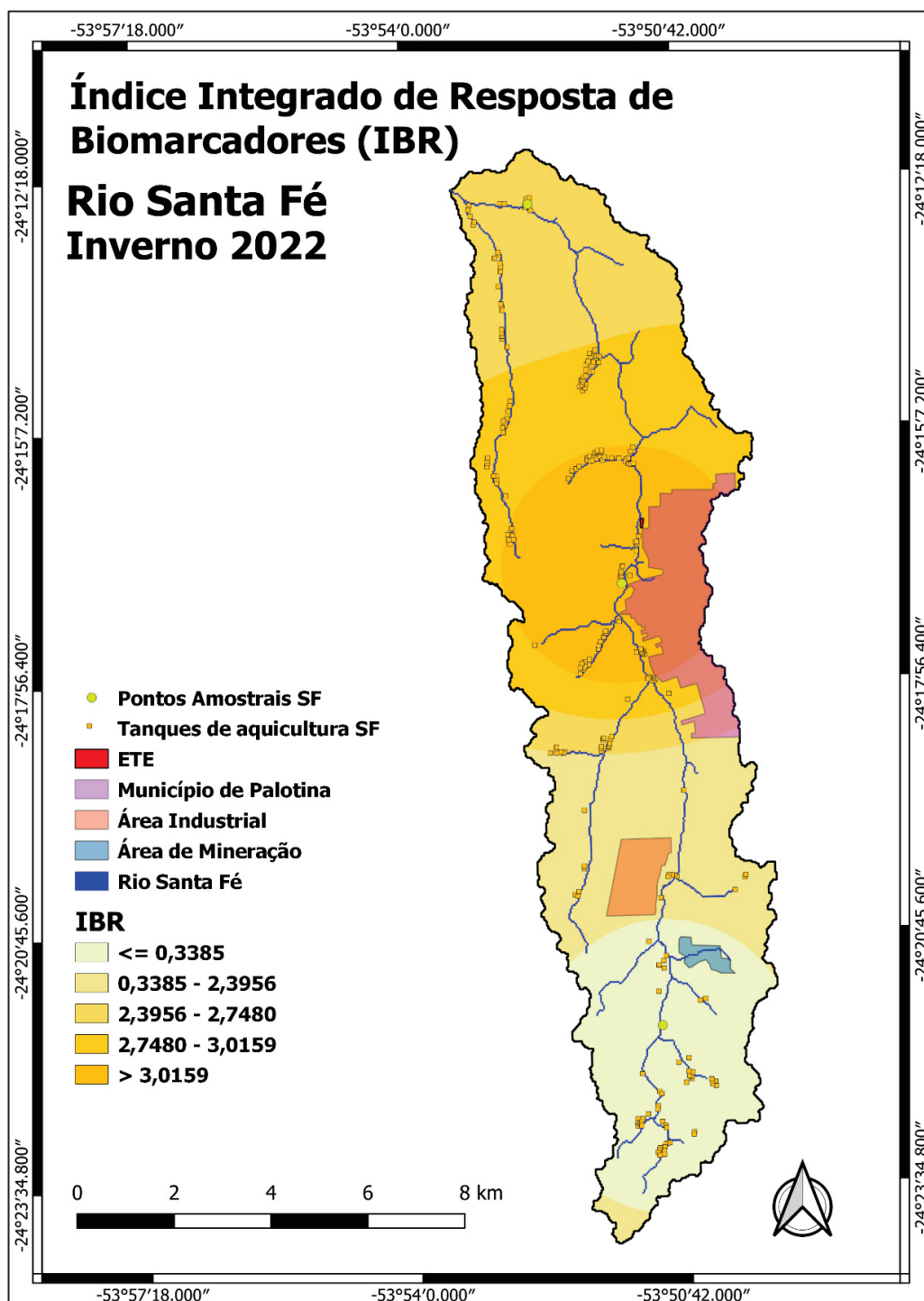
LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

FIGURA 19 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IBR DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.



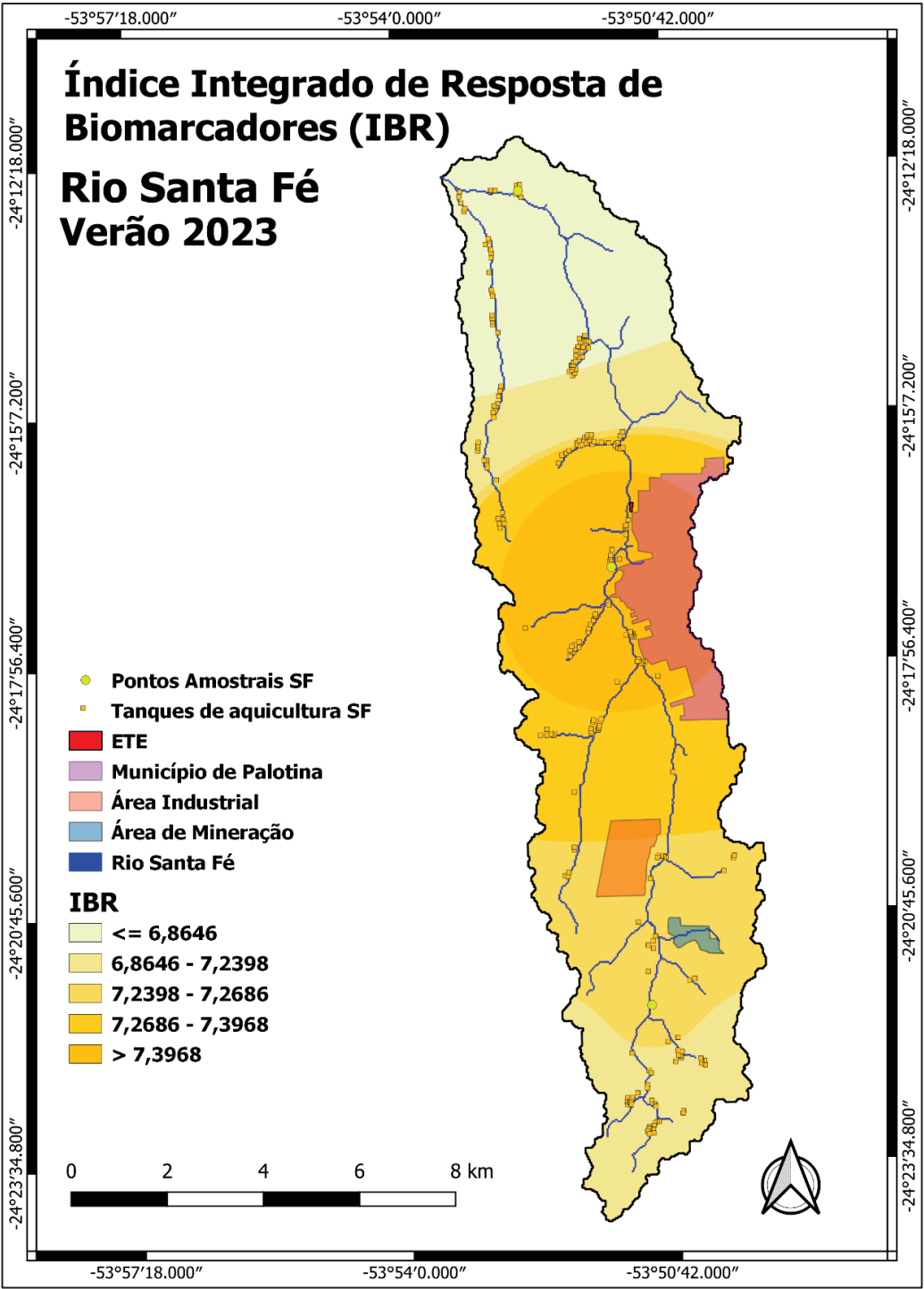
Para a interpolação da microbacia do Rio Santa Fé os índices IBR variaram entre 0,34 a 3,02 no inverno (FIGURA 20), e entre 6,86 a 7,40 no verão (FIGURA 21).

FIGURA 20 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IBR DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

FIGURA 21 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IBR DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

Para a interpolação da microbacia do Rio Pioneiro os índices IBR variaram entre 4,83 a 7,73 (FIGURA 22), no inverno, e entre 4,34 a 5,78 (FIGURA 23), no verão.

FIGURA 22 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IBR DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.

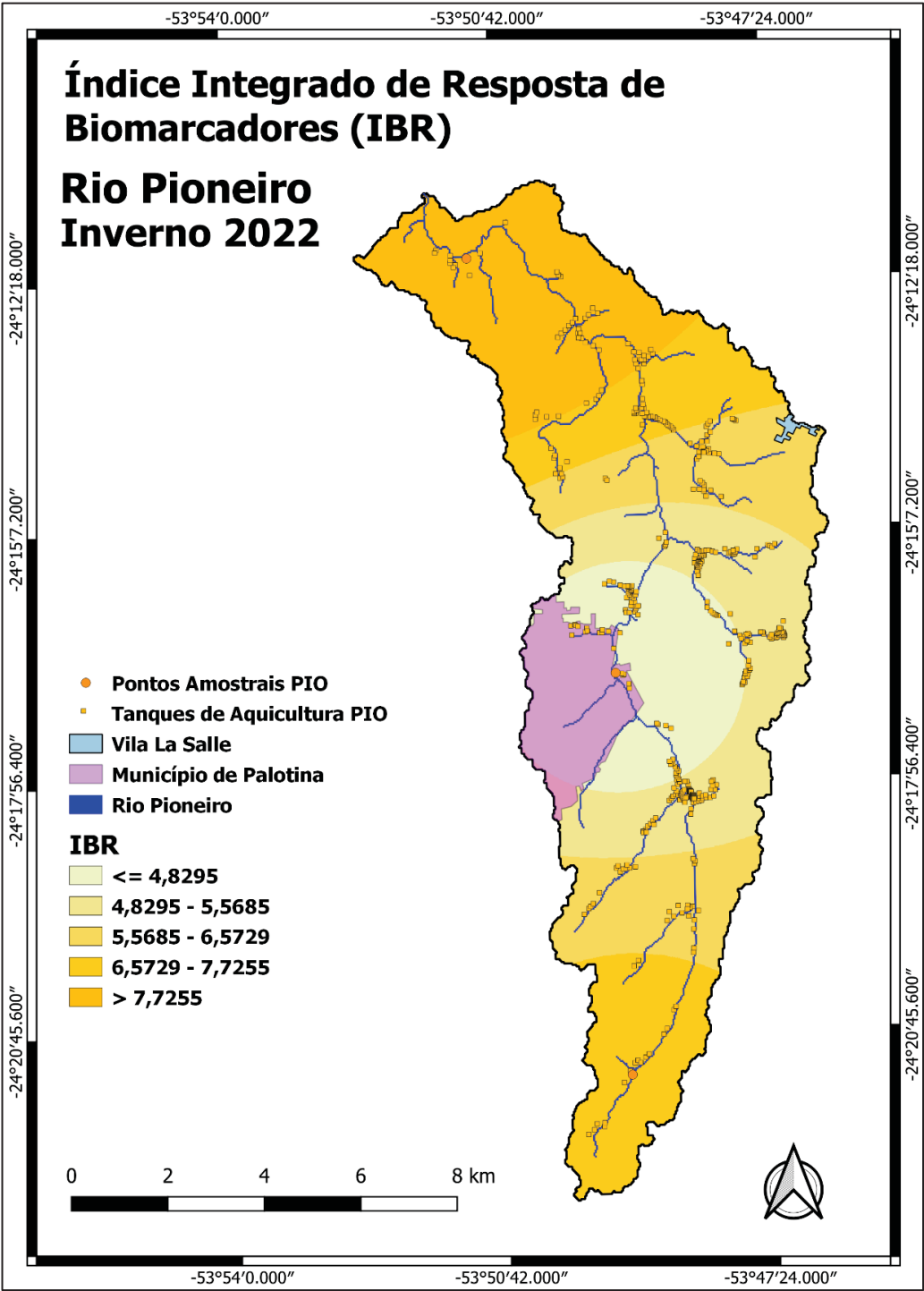
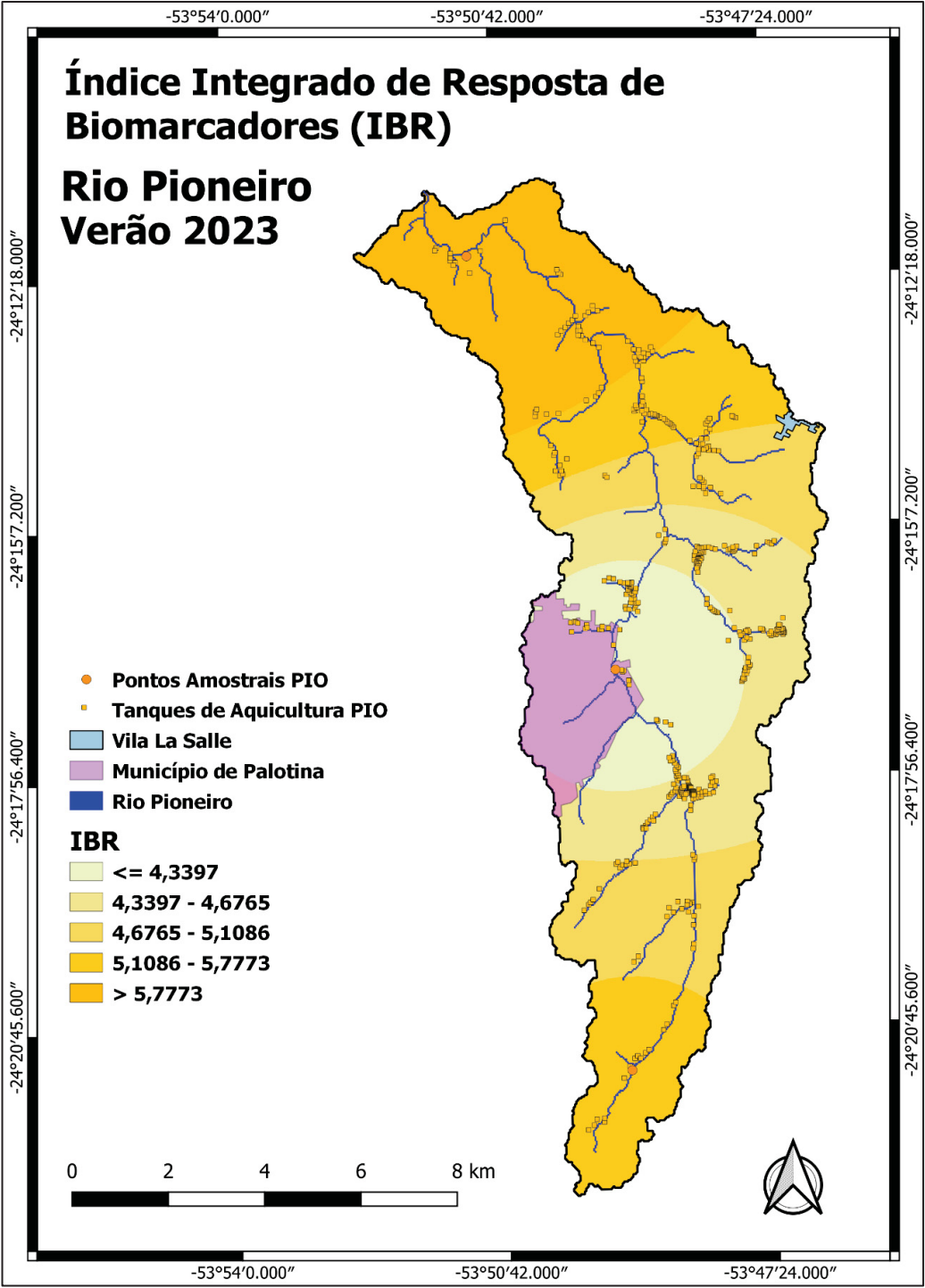


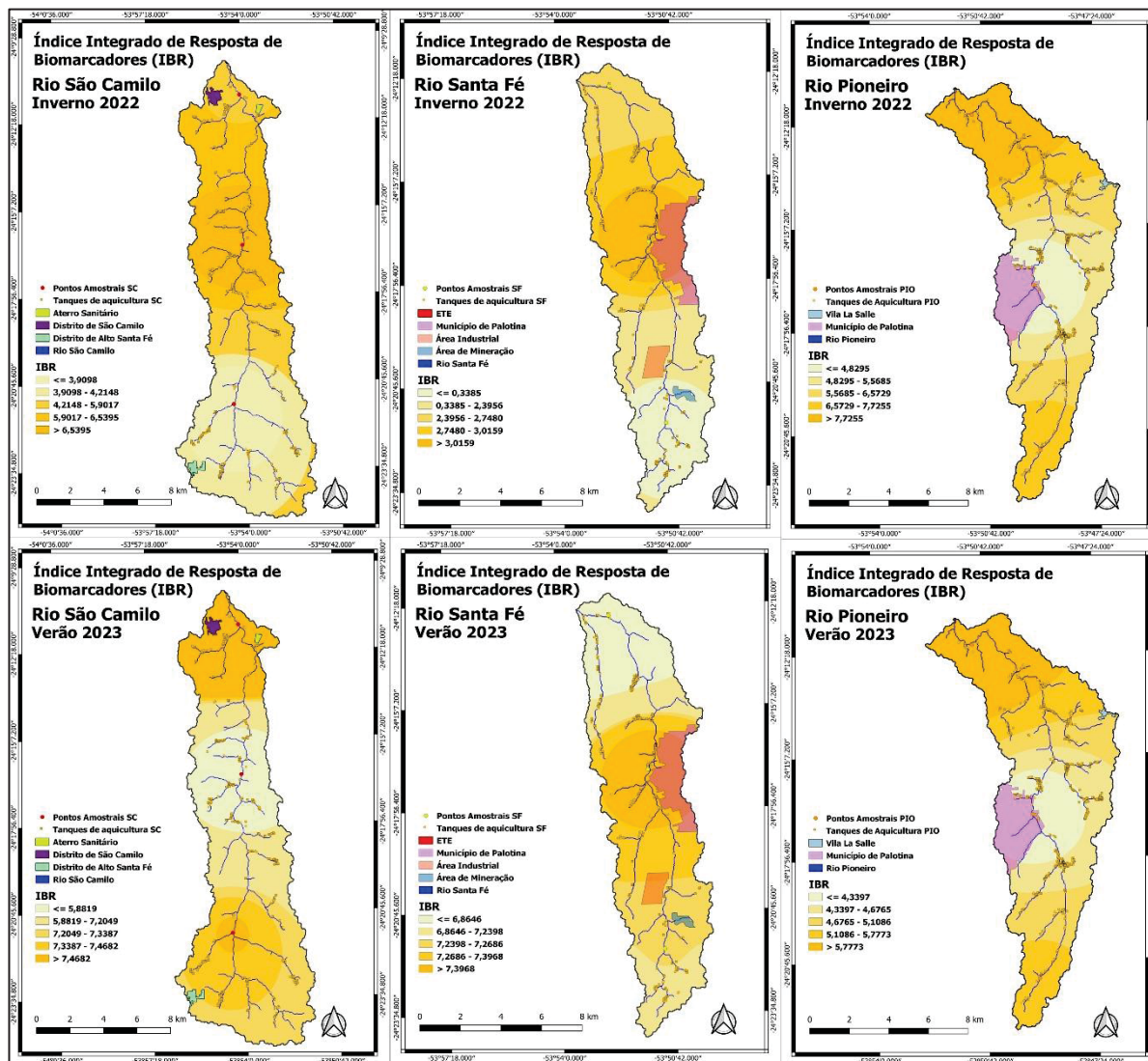
FIGURA 23 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO IBR DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

Para fins de comparação os mapas de IBR produzidos para as três microbacias avaliadas, em ambas as estações, inverno de 2022 e verão de 2023, foram agrupados na Figura 24.

FIGURA 24 – QUADRO COMPARATIVO DOS MAPAS DE IBR PARA AS MICROBACIAS DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO, NAS ESTAÇÕES INVERNO DE 2022 E VERÃO DE 2023.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

3.6 DISCUSSÃO

3.6.1 Rio São Camilo

A microbacia do Rio São Camilo tem como principal atividade econômica a agricultura de soja e milho desenvolvida em toda sua extensão, com duas colheitas anuais, podendo ser considerada a principal fonte de contaminação por diferentes tipos de agrotóxicos, comumente utilizados. Segue-se em menor proporção a atividade aquícola, que pode, em menor grau, ser considerada uma possível fonte de contaminação difusa, ao longo de toda a rede de drenagem.

A baixa atividade da AChEm no inverno indica a presença de pesticidas neurotóxicos, inibidores da acetilcolinesterase, como organofosforados e carbamatos (MDENI *et al.*, 2022), que podem estar presentes solubilizados na água ou adsorvidos no sedimento, afetando significativamente a coordenação desses animais, cujo hábito de forrageio dá-se em contato direto com o leito do rio.

Os elevados índices de precipitação no verão favorecem o processo de lixiviação e escoamento superficial de grandes quantidades desses contaminantes em direção ao corpo hídrico, contribuindo para a exposição das diversas espécies aquáticas. De modo contrário, a estiagem no inverno minimiza o transporte desses contaminantes e outras substâncias, favorecendo ainda mais sua precipitação e adsorção nos sedimentos, além de contribuir para o aumento de seu tempo de permanência, devido a baixa vazão.

A presença de agrotóxicos organofosforados e carbamatos nas águas do São Camilo é algo provável, uma vez que são amplamente utilizados nas culturas de milho e soja, principalmente por pulverização nas folhas e caules ou mesmo no tratamento de sementes, estando entre os mais utilizados no mundo (SOUZA *et al.*, 2023).

É importante ressaltar que a exposição prolongada de peixes a altas concentrações desses agrotóxicos pode causar inibição de AChEs cerebrais e musculares, resultando em alterações comportamentais, disfunção respiratória, perda de coordenação motora e, em casos mais graves, até paralisia respiratória, comprometendo a sobrevivência dos peixes dessas populações (SANTANA *et al.*, 2021).

Concomitantemente, como evidenciado pelos altos níveis de SOD, a presença de misturas de agrotóxicos podem causar estresse oxidativo nesses animais, através do aumento da produção de ROS, como por exemplo, radicais superóxido (O_2^-), resultando em danos às proteínas, lipídios e DNA (MARINS *et al.*, 2021).

Além dos agrotóxicos, metais como Zn e Cu, quantificados no sedimento dos três pontos amostrados, podem estar atuando sinergicamente na inibição da AChEm, uma vez que esses metais podem promover o estresse oxidativo e prejudicar a ação de enzimas de estresse como a SOD (CHOWDHURY & SAIKIA, 2020).

Possíveis fontes desses metais incluem fertilizantes e agrotóxicos, amplamente utilizados na atividade agrícola, efluentes aquícolas fora dos padrões de lançamento, além de resíduos de animais descartados de modo irregular (LIU *et al.*, 2020; GALLEGU *et al.*, 2024; TELLBÜSCHER *et al.*, 2025 ; SAMORAJ *et al.*, 2022).

Os valores de IBR obtidos demonstram que o ponto intermediário (SC2) apresentou maior resposta biológica no inverno, com inibição das AChEc e AChEm e aumento de LPO, MET e SOD, indicando estresse oxidativo e danos às membranas celulares. Isto pode ser o resultado da redução do fluxo de água devido à seca prolongada do inverno, resultando no aumento das concentrações destes contaminantes na água e nos sedimentos neste trecho do rio.

Por outro lado, os valores do IBR no ponto a jusante (SC3) demonstram que o estresse ao qual esses animais estão sujeitos são substancialmente maiores na estação do verão, com a inibição da AChEc, SOD e CAT, e aumento de LPO, indicando uma forte resposta biológica destes animais aos estressores presentes no ambiente. No verão, maiores taxas de precipitação e vazão favorecem o transporte de contaminantes em direção à região exutória da microbacia, além de contribuir para a ressuspensão de partículas e outras substâncias presentes nos sedimentos (MAJEED *et al.*, 2024).

3.6.2 Rio Santa Fé

A microbacia do Rio Santa Fé possui atividades econômicas distintas daquelas encontradas na microbacia do Rio São Camilo, além das atividades agrícolas e aquícolas presentes por toda a microbacia, o rio ainda recebe efluentes de atividades mineradoras e agroindustriais, além de ser o corpo receptor da estação de tratamento de esgotos do município.

A menor atividade da AChEc foi registrada no ponto intermediário (SF2), em ambas as estações, demonstra uma perenidade de condições nesse trecho do rio, que está localizado adjacente ao perímetro urbano oeste do município de Palotina, indicando a influência de efluentes domésticos não tratados, e outros contaminantes neurotóxicos, originários do sistema de drenagem pluvial da cidade. Segundo dados dos IBGE (2020), apenas 40,9% dos domicílios no município de Palotina possuem saneamento adequado.

A altas atividades da CAT e concentrações de MET no verão são indicativos das presenças de contaminantes capazes de causar estresse oxidativo, como os metais Cu e K ambos quantificados no sedimento nos três pontos de amostragem. Esses elementos, o Cu, embora encontrado em baixas concentrações em efluentes não tratados, e o K comumente presente em formulações de fertilizantes, podem contaminar direta e indiretamente o solo e os corpos d'água, por meio de emissões irregulares e como resultado de práticas agrícolas intensivas (RASHID *et al.*, 2023; THAKUR *et al.*, 2022; TARIQ & MUSHTAQ, 2023).

Além disso, como já mencionado, outra possível fonte de contaminação está na presença efluentes urbanos não tratados, provenientes da zona urbana do município de Palotina, indicando deficiência, ou mesmo, insuficiência no sistema de saneamento da cidade. As altas temperaturas do verão levam ao aumento do consumo de água pelas residências e indústrias, resultando no aumento das emissões de efluentes.

Esse mesmo ponto apresentou maior valor de IBR (7,52), com a inibição da AChEc, e elevação da SOD, CAT e MET, indicando que as populações de *H. ancistroides* encontram-se sob elevado grau de estresse oxidativo, o que pode comprometer a sobrevivência desses animais.

Também no verão, no ponto a montante (SF1), foram quantificados os metais Mn, Zn, Ni e Pb nas amostras de sedimentos, elementos não encontrados nos demais pontos de amostragem. Ainda que em baixa concentração, a presença de Pb pode acarretar em efeitos tóxicos severos nos espécimes de *H. ancistroides* e outras espécies que estejam em contato direto com esses sedimentos, uma vez que esse metal possui elevado grau de toxicidade, principalmente sobre o sistema nervoso central (RAHMAN *et al.*, 2025).

Metais como Zn e Pb são comumente encontrados em efluentes de aquicultura, associados a rações sintéticas e anti-incrustantes, enquanto Ni e Mn são micronutrientes presentes na composição de fertilizantes aplicados para aumentar as concentrações de nutrientes nas plantas, estimular o crescimento do fitoplâncton e, em última análise, aumentar a produtividade (EMENIKE *et al.*, 2022).

O ponto a jusante (SF3) apresentou maior quantidade de K nas amostras de sedimentos, além de Zn e Mn em menores quantidades, além do terceiro maior valor de IBR no período de verão, com aumento nas atividades de SOD, CAT e concentração do MET. Assim como observado na microbacia do rio São Camilo, os contaminantes concentram-se na região exutória da microbacia, devido as elevadas precipitações e vazões, resultantes do elevado índice de precipitação da estação do verão.

A elevada concentração de MET, observada nos três pontos amostrais no verão, desempenha um papel importante na homeostase de metais essenciais como, Cu e Zn e na desintoxicação de metais tóxicos, como Cd, Pb e Hg, capazes de causar danos sistêmicos a órgãos como fígado, brânquias e rins, resultando em alterações degenerativas (SHAHJAHAN *et al.*, 2022).

Considerando o conjunto de biomarcadores, ficam evidentes que as diferenças entre pontos e estações do ano, na microbacia do Rio Santa Fé são mais acentuadas, em relação ao Rio São Camilo, devido à heterogeneidade de ocupação e usos do solo. Os elevados valores do IBR demonstram que o verão é a estação em que as populações de *H. ancistroides* encontram-se sobre maior grau de estresse.

3.6.3 Rio Pioneiro

Dentre as atividades desenvolvidas na microbacia do Rio Pioneiro a agricultura se destaca como atividade predominante, seguida pela atividade aquícola, ambas distribuídas por toda a sua extensão. Além disso, assim como ocorre na microbacia do Rio Santa Fé, o trecho intermediário corre adjacente ao perímetro urbano leste do município de Palotina, estando sob influência urbana.

As altas concentrações de LPO e MET no inverno demonstram danos às membranas celulares, provavelmente resultantes da exposição de metais como Cu, Zn e Ni, todos quantificados nas amostras de sedimentos dos três pontos amostrais, o que pode levar ao comprometimento das funções hepáticas desses animais. É importante destacar que a ocorrência de lipoperoxidação lipídica de membranas é consequência de processos oxidativos causados pela ação dos EROS, que incluem espécies como o ânion superóxido (O_2^-), o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e o radicais hidroxila ($OH\bullet$) (HOSEINIFAR *et al.*, 2021).

A elevação das concentrações dessas enzimas está diretamente relacionada aos baixos índices de precipitação, que contribuem com a redução do volume do rio, favorecendo o cantato prolongado desses animais com o sedimento, aumentando o tempo de exposição desses animais. Embora seja evidente a ação dos metais sobre a saúde desses animais, não se pode descartar o efeito sinérgico de outros tipos de contaminantes.

A inibição das atividades das enzimas SOD, CAT e o aumento das concentrações das MET foram demonstradas pelos elevados valores de IBR, em todos os três pontos amostrais no inverno, sendo o do ponto a jusante (PIO3) o maior deles (9,44). Esse dado evidencia que as

populações de *H. ancistroides* da região exutória da microbacia encontram-se sob o maior grau de estresse.

A redução das concentrações dessas enzimas indicam que o sistema de biotransformação hepático desses animais está comprometido, resultando no aumento de EROS e da LPO. Do mesmo modo, a redução acentuada das AChEc e AChEm demonstra um expressivo efeito neurotóxico, o que pode levar à problemas motores e de coordenação, reduzindo as chances de sobrevivência desses animais (OLIVARES-RUBIO & ESPINOSA-AGUIRRE, 2021).

Assim como foi observado nos rios São Camilo e Santa Fé, os peixes do Rio Pioneiro também apresentaram aumento nas atividades de SOD e CAT na estação do verão, indicando a presença de contaminantes capazes de causar estresse oxidativo. Verifica-se que as três microbacias partilham a mesma dinâmica de transporte de contaminantes na referida estação, resultante da combinação de elevados índices de precipitação associados ao uso intensivo de insumos agrícolas, entre outras fontes de contaminação.

Localmente, o ponto a montante (PIO1) apresentou alta atividade de CAT, SOD e de concentrações de MET, em oposição a acentuada redução observada no inverno. É provável que essa variação se deva ao elevado número de tanques de aquicultura próximos ao local, que podem estar atuando como fonte significativa de contaminantes, nutrientes e outras substâncias. A estação do verão é marcadamente o período de maior produtividade e crescimento da tilápia, decorrente da elevação da temperatura das águas, que acelera o metabolismo dos peixes e melhora a conversão alimentar, contribuindo dessa forma para uma maior geração de efluentes (GRIGIO & MEURER, 2020).

Em relação ao ponto intermediário (PIO2), trecho sob influência direta do perímetro urbano leste do município de Palotina, os animais avaliados apresentaram maior atividade da CAT no inverno. O IBR calculado também foi maior nesta estação, com aumento nas concentrações de LPO, demonstrando uma dinâmica de transporte de contaminantes diferente da que ocorre em seu perímetro oeste, no Rio Santa Fé, possivelmente devido a uma contribuição menor e ausência de fontes importantes de contaminação e nutrientes, como efluentes domésticos e industriais, respectivamente.

Notadamente, a atividade agrícola destaca-se como a possível principal fonte de K, sendo um macronutriente essencial para o crescimento das plantas, desempenhando um papel fundamental na regulação hídrica, na ativação de enzimas, na fotossíntese, além de ser importante na desintoxicação de espécies reativas de oxigênio, conferindo tolerância das plantas contra estresses abióticos (JOHNSON *et al.*, 2022). No entanto, a ingestão excessiva de

K pelos peixes pode causar distúrbios no equilíbrio osmótico, disfunção cardíaca, estresse fisiológico, problemas renais, alterações comportamentais e até morte em casos graves, além de levar à redução do crescimento e da eficiência alimentar (MENON *et al.*, 2023) .

Embora a Resolução CONAMA 344 não contemple limites para o metal K, em sedimentos, a exposição desses peixes às elevadas concentrações observadas em todos os três rios avaliados, pode resultar em efeitos nocivos para a saúde desses animais, comprometendo sua sobrevivência.

3.7 CONCLUSÃO

As populações de *H. ancistroides* nos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro apresentaram condições de estresse oxidativo, tendo sido observados o aumento das concentrações de SOD, CAT, MET e LPO, e neurotoxicidade, pela redução das atividades da AChEc e AChEm, indicando o efeito sinérgico de múltiplos estressores.

O ponto intermediário (SF2) do Rio Santa Fé apresentou aumento das concentrações de SOD, CAT e da concentração das MET, em ambas as estações, indicando que a área urbana do município Palotina e atividades industriais tem impacto negativo significativo sobre as populações de *H. ancistroides*, nesse trecho do rio.

Em relação as análises de sedimento, embora todos os metais quantificados nos nove pontos amostrais não estejam acima dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 344, as baixas concentrações de Pb encontradas nos pontos SF3 e PIO1, e as elevadas concentrações de K encontradas em todos os pontos amostrais, no verão, configuram-se como um potencial risco ecotoxicológico que necessita ser remediado (HUANG *et al.*, 2019; DI PAOLA *et al.*, 2022).

REFERÊNCIAS

- ABAS, A. A systematic review on biomonitoring using lichen as the biological indicator: A decade of practices, progress and challenges. **Ecological Indicators**, v.121, 2021.
- AEBI, H., Catalase *in vitro*. **Methods Enzymol.**, v.105, p.121–126, 1984.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametricmultivariate analysis of variance. **Austral Ecol.**, v.26, p.32–46, 2001.
- BANCEL, S.; CACHOT, J.; BON, C.; ROCHARD, E.; GEFFARD, O. A critical review of pollution active biomonitoring using sentinel fish: Challenges and opportunities. **Environmental Pollution**, v.360, 2024.
- BAKIU, R.; BOLDRIN, F.; PACCHINI, S.; SCHUMANN, S.; PIVA, E.; TOLOMEO, A. M.; FERRO, D.; GRAPPUTO, A.; SANTOVITO, G.; IRATO, P. Molecular evolution of metallothioneins of antarctic fish: a physiological adaptation to peculiar seawater chemical characteristics. **Journal Marine Science and Engineering**, v.10, n.1592, 2022.
- BAYABIL, H. K.; TESHOME, F. T.; LI, Y. C. Emerging Contaminants in Soil and Water. **Front. Environ. Sci**, v.10, 2022.
- BELIAEFF, B.; BURGEOT, T. Integrated biomarker response: a useful tool for ecological risk assessment. **Environ. Toxicol. Chem.**, v.21, p.1316–1322, 2002.
- BERNAL-REY, D. L.; CANTERA, C. G.; AFONSO, M. S.; MENÉNDEZ-HELMAN, R. J. Seasonal variations in the dose-response relationship of acetylcholinesterase activity in freshwater fish exposed to chlorpyrifos and glyphosate. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.187, 2020.
- BERNARDO, F.; ALVES, A. A.; HOMEM, V. A review of bioaccumulation of volatile methylsiloxanes in aquatic ecosystems. **Science of the Total Environment**, v.824, 2022.
- BONATO, K. O.; ARAÚJO; M. I.; DELARIVA, R. L. Dieta e morfologia trófica de *Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911) em dois riachos na região de Maringá, Paraná. **Anais da IV Mostra Interna de Trabalhos de Iniciação Científica**, Maringá, 2008.
- BRADFORD, M. M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. **Anal. Biochem.**, v.72, n.1–2, p.248–254, 1976.
- BRASIL, RESOLUÇÃO CONAMA N° 344, DE 25 DE MARÇO DE 2004. Disponível em: <https://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=documento.download&id=19496>. Acesso em: 09 de jul. de 2024.
- CETESB - **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos** / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão ... [et al.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

CÓRDOBA-TOVAR, L.; MARRUGO-NEGRETE, J.; BARÓN, P. R.; DÍEZ, S. Drivers of biomagnification of Hg, As and Se in aquatic food webs: A review. *Environmental Research*, v.204, 2022.

CHOWDHURY, S.; SAIKIA, S. K. Review Article: Oxidative Stress in Fish. *Journal of Scientific Research*, v.12, n.1, p.145-160, 2020.

DI PAOLA, D.; NATALE, S.; IARIA, C.; CRUPI, R.; CUZZOCREA, S.; SPANÒ, N.; GUGLIANDOLO, E.; PERITORE, A. F. Environmental Co-Exposure to Potassium Perchlorate and Cd Caused Toxicity and Thyroid Endocrine Disruption in Zebrafish Embryos and Larvae (*Danio rerio*). *Toxics*, v.10, n.4, 2022.

DEBNATH, A.; SINGH, P. K.; SHARMA, Y. C. Metallic contamination of global river sediments and latest developments for their remediation. *Journal of Environmental Management*, v.298, 2021.

ELLMAN, G. L.; COUTNEY, K. O.; ANDRES, V.; FEATHERSTONE, R. M. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharmacol*, v.7, p.88–95, 1961.

EMENIKE, E. C.; IWUOZOR, K. O.; ANIDIABI, S. U. Heavy Metal Pollution in Aquaculture: Sources, Impacts and Mitigation Techniques. *Biological Trace Element Research*, v.200, p.4476–4492, 2022.

EPA - U.S. Method 3050B: **Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils**. Revision 2, Washington, DC, 1996.

EPA -U.S. Method 6010D (SW-846): **Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry**, Revision 5, Washington, DC, 2018.

FAO (Food and Agriculture Organization), FAOSTAT. Disponível em: <<https://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>>. Acesso em: 06 de jun. de 2024.

FERIZI, R.; SHABANI, N.; MURTEZANI, A.; SHABANI, R.; HALITI, N.; HALITI, F.; ALTENBERGER, T. Biomarkers as Bioindicators to Early Detection of Pollution Effects in Environmental and the Human Health. *Journal of International Dental and Medical Research*, v.13, n.1, p.8-16, 2020.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A., **ExpDes: Experimental Designs package.R package version 1.1.2.**, 2013.

FRANCISCO, C. M.; PAVANIN, L. A.; MORELLI, S.; BRAVO, J. V. M.; PEREIRA, B. B. Using native fish in eco-genotoxic assessment of heavy metal contamination pollution arising from nearby large Brazilian rivers, 2023. *Journal of toxicology and environmental health*, Part A, v.86, n. 2–3, p.74–85, 2023.

GALLEGO, J. L.; SHIPLEY, E. R.; VLAHOS, P.; VERBEL, J. O. Occurrence and toxicological relevance of pesticides and trace metals in agricultural soils, sediments, and water of the Sogamoso River basin, Colombia. *Chemosphere*, v.354, 2024.

GAO, R., YUAN, Z., ZHAO, Z., GAO, X. Mechanism of pyrogallol autoxidation and determination of superoxide dismutase enzyme activity. **Bioelectrochem. Bioenerg**, v.45, p.41–45, 1998.

GOWER, J. C. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. **Biometrika**, v.53, n.3–4, p.325–338, 1966.

GRIGIO, R.; MEURER, F. Alternating Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and silver catfish (*Rhamdia quelen*) farming in recirculation system: A possibility for aquaculture in Southern Brazil. **Braz. J. of Develop.**, v. 6, n. 6, p. 35338-35356, 2020.

GHISI, N.C.; OLIVEIRA, E. C.; MOTA, T. F. M.; VANZETTO, G. V.; ROQUE, A. A.; GODINHO, J. P.; BETTIM, F. L.; ASSIS, H. C. S.; PRIOLI, A. J. Integrated biomarker response in catfish *Hypostomus ancistroides* by multivariate analysis in the Pirapo River, southern Brazil. **Chemosphere**, v.161, p.69-79, 2016.

GUPTA, P.; VERMA, S. K. Evaluation of genotoxicity induced by herbicide pendimethalin in fresh water fish *Clarias batrachus* (linn.) and possible role of oxidative stress in induced DNA damage. **Drug and Chemical Toxicology**, v.45, n.2, p.750-759, 2022.

HAMED, Y.; AYADI, Y.; HADJI, R.; SAAD, A. B.; GENTILUCCI, M.; ELALOUI, E. Environmental Radioactivity, Ecotoxicology (^{238}U , ^{232}Th and ^{40}K) and Potentially Toxic Elements in Water and Sediments from North Africa Dams. **Sustainability**, v.16, n.490, 2024.

HASAN, S. S.; ZHEN, L.; MIAH, G.; AHAMED, T.; SAMIE, A. 2020. Impact of land use change on ecosystem services: A review. **Environmental Development**, v.34, 2020.

HEMATYAR, N.; RUSTAD, T.; SAMPELS, S.; DALSGAARD, T. K. Relationship between lipid and protein oxidation in fish. **Aquaculture Research**. v.50, n.5, p.1393–1403, 2019.

HOSEINIFAR, S. H.; YOUSEFI, S.; DOAN, H. V.; ASHOURI, G.; GIOACCHINI, G.; MARADONNA, F.; CARNEVALI, O. Oxidative Stress and Antioxidant Defense in Fish: The Implications of Probiotic, Prebiotic, and Synbiotics. **Reviews in Fisheries Science & Aquaculture**, v.29, n.2, p.198-217, 2021.

HOUGH, R. L. A world view of pesticides. **Nature Geoscience**, v.14, p.180–184, 2021.

HUANG, H.; WANG, Y.; AN, Y.; JIAO, W.; XU, Y.; HAN, Q. Selenium alleviates oxidative stress and autophagy in lead-treated chicken testes. **Theriogenology**, v.131, p.146–152, 2019.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas. 2020. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/palotina/panorama>. Acesso em: 14 de mai. De 2024.

IGLESIAS, J. M. P.; BACH, N. C.; COLOMBETTI, P. L.; ACUÑA, P.; LERNER, J. E. C.; GONZÁLEZ, S. P.; BRODEUR, J. C.; ALMEIDA, C. A. Biomonitoring of Alterations in Fish That Inhabit Anthropic Aquatic Environments in a Basin from Semi-Arid Regions. **Toxics**, v.11, n.73, 2023.

IHERING, H. Algumas espécies novas de peixes de água doce (Nematognatha) (*Corydoras*, *Plecostomus*, *Hemipsilichthys*). **Revista do Museu Paulista**, v. 8, p.380-404, 1911.

IMAGAWA, M.; RUSHING, M.; CARTER, A.; SCHOTT, R.; BERMAN, J. D. Using blood lead concentrations of wildlife sentinels to identify environmental risk factors of lead exposure for public health and wildlife rehabilitation efforts. **Ecotoxicology**, v.32, p.357–369, 2023.

JIANG, Z. Y.; HUNT, J. V.; WOLFF, S. P. Ferrous ion oxidation in the presence of xilenol orange for detection of lipid hydroperoxide in low density lipoprotein. **Anal. Biochem.**, v.202, p.384–389, 1992.

JOHNSON, R.; VISHWAKARMA, K.; HOSSEN, S.; KUMAR, V.; SHACKIRA, A. M.; PUTHUR, J. T.; ABDI, G.; SARRAF, M.; HASANUZZAMAN, M. Potassium in plants: Growth regulation, signaling, and environmental stress tolerance. **Plant Physiology and Biochemistry**, v.172, p.56–69, 2022.

LI, A. J.; PAL, V. K.; KANNAN, K. A review of environmental occurrence, toxicity, biotransformation and biomonitoring of volatile organic compounds. **Environmental Chemistry and Ecotoxicology**, v.3, p.91–116, 2021.

LIONETTO, M. G.; CARICATO, R.; GIORDANO, M. E. Pollution Biomarkers in Environmental and Human Biomonitoring. **The Open Biomarkers Journal**, v.9, 2019.

LIU, Y. M.; LIU, D. Y.; ZHANG, W.; CHEN, X. X.; ZHAO, Q. Y.; CHEN, X. P.; ZOU, C. Q. Health risk assessment of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb, As and Cr) in wheat grain receiving repeated Zn fertilizers. **Environmental Pollution**, v.257, 2020.

MAJEED, L. R.; MAJEED, L. F.; RASHID, S.; BHAT, S. A.; KUMAR, N.; KUMAR, V. Intensification of contaminants, hydrology, and pollution of hyporheic zone: the liver of river ecology — a review. **Environmental Sustainability** v.7, p.121–133, 2024.

MADHESHIYA, P.; GUPTA, G. S.; SAHOO, A.; TIWARI, S. Chapter 14 - Biomonitoring tools and bioprogramming: An overview. **New Paradigms in Environmental Biomonitoring Using Plants**, Chapter 14 - Biomonitoring tools and bioprogramming: An overview, P.341-366, 2022.

MALIK, D. S.; SHARMA, A. K.; SHARMA, A. K.; THAKUR, R.; SHARMA, M. A review on impact of water pollution on freshwater fish species and their aquatic Environment. In: Advances in Environmental Pollution Management: **Wastewater Impacts and Treatment Technologies**. p.10-28, 2020.

MALULE, H. R.; MURILLO, D. H. Q.; DUQUE, D. M. Emerging contaminants as global environmental hazards. A bibliometric analysis. **Emerging Contaminants**, v.6, p.179-193, 2020.

MAO, L.; LIU, L.; YAN, N.; LI, F.; TAO, H.; YE, H.; WEN, H. Factors controlling the accumulation and ecological risk of trace metal(loid)s in river sediments in agricultural field. **Chemosphere**, v.243, 2020.

MARINS, A. T.; CEREZER, C.; LEITEMPERGER, J. W.; SEVERO, E. S.; COSTA, M. D.; FONTOURA, D. O.; NUNES, M. E. M.; RIBEIRO, L. C.; ZANELLA, R.; LORO, V. L. A

mixture of pesticides at environmental concentrations induces oxidative stress and cholinergic effects in the neotropical fish *Rhamdia quelen*. **Ecotoxicology**, v.30, p.164–174, 2021.

SAMORAJ, M.; MIRONIUK, M.; IZYDORCZYK, G.; KROWIAK, A. W.; SZOPA, D.; MOUSTAKAS, K.; CHOJNACKA, K. The challenges and perspectives for anaerobic digestion of animal waste and fertilizer application of the digestate. **Chemosphere**, v.295, 2022.

MDENI, N. L.; ADENIJI, A. O.; OKOH, A. I.; OKOH, O. O. Analytical Evaluation of Carbamate and Organophosphate Pesticides in Human and Environmental Matrices: A Review. **Molecules**, v.27, n.618, 2022.

MENON, S. V.; KUMAR, A.; MIDDHA, S. K.; PAITAL, B.; MATHUR, S.; JOHNSON, R.; KADEMAN, A.; USHA, T.; HEMAVATHI, K. N.; DAYAL, S.; RAMALINGAM, N.; SUBARAMANIAM, U.; SAHOO, D. K.; ASTHANA, M. Water physicochemical factors and oxidative stress physiology in fish, a review, **Front. Environ. Sci.** v.11, 2023.

MIRANDA, L. S.; WIJESIRI, B.; AYOKO, G. A.; EGODAWATTA, P.; Goonetilleke, A. Water-sediment interactions and mobility of heavy metals in aquatic environments. **Water Research**, v.202, 2021.

MOKARRAM, M.; SABER, A.; SHEYKHI, V. Effects of heavy metal contamination on river water quality due to release of industrial effluents. **Journal of Cleaner Production**, v.277, 2020.

MORAIS, T. P.; BARRETO, L. S.; SOUZA, T. L.; POZZAN, R.; VARGAS, D. A. R.; YAMAMOTO, F. Y.; PRODOCIMO, M. M.; NETO, F. F.; RANDI, M. A. F.; RIBEIRO, C. A. O. Assessing the pollution and ecotoxicological status of the Iguaçu River, southern Brazil: A review. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v.20, n.5, p.1280–1305, 2023.

OKSANEN, F.; BLANCHET, G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. **Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-3**, 2017.

OLIVARES-RUBIO, H. F.; ESPINOSA-AGUIRRE, J. J. Acetylcholinesterase activity in fish species exposed to crude oil hydrocarbons: A review and new perspectives. **Chemosphere**, v.264, 2021.

OLIVEIRA, F. G.; BALDAN, L. T. **Fundamentos de Ecotoxicologia: Princípios e Aplicações**, Palotina: UFPR, 2022.

PARADIS, E.; CLAUDE, J.; STRIMMER, K. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. **Bioinformatics**, v.20, p.289–290, 2004.

PATEL, N.; KHAN, M. Z. A.; SHAHANE, S.; RAI, D.; CHAUHAN, D.; KANT, C.; CHAUDHARY, V. K. Emerging Pollutants in Aquatic Environment: Source, Effect, and Challenges in Biomonitoring and Bioremediation - A Review. **Pollution**, v.6, n.1, p.99-113, Winter, 2020.

PURI, M.; GANDHI, K.; M. KUMAR, M. S. Emerging environmental contaminants: A global perspective on policies and regulations. **Journal of Environmental Management**, v.332, 2023.

R Core Team.; R: **A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017.

RAHMAN, A. N. A.; MAHBOUB, H. H.; EZZ-ELDIN, R. M. M.; ABDELWARITH, A. A.; YOUNIS, E. M.; KHAMIS, T.; AZIZ, E. K.; BASHA, W. A. A.; ELMAGHRABY, I.; DAVIES, S. J.; ISMAIL, S. H.; REYAD, Y. A. Lead toxicity in African catfish: Promising role of magnetite nanogel against etho-neurological alterations, antioxidant suppression, gene toxicity, and histopathological/ immunohistochemical disruptions. **Aquaculture**, v.594, n.15, 2025.

RASHID, A.; SCHUTTE, B. J.; ULERY, A.; DEYHOLOS, M. K.; SANOGO, S.; LEHNHOFF, E. A.; BECK, L. Heavy Metal Contamination in Agricultural Soil: Environmental Pollutants Affecting Crop Health. **Agronomy**, v.13, 2023.

RODRIGUES, K. F. S.; SMITH, W. S. Assessment of potentially toxic metals in water, sediment, and the tissues of seven important fish species from neotropical brazilian river. **Neotropical Ichthyology**, v.20, n.4, 2022.

ROJAS, I. E. B.; SILVA, S. C.; BITENCOURT, M. D.; SANTOS, A. C. A.; CARLOS, V. M.; ROSA, A. H.; POMPEO, M. Ecotoxicology and geostatistical techniques employed in subtropical reservoirs sediments after decades of copper sulfate application. **Environ Geochem Health**, v.45, p.2415–2434, 2023.

SAMUEL, M. S.; DATTA, S.; KHANDGE, R. S.; SELVARAJAN, E. A state of the art review on characterization of heavy metal binding metallothioneins proteins and their widespread applications. **Science of the Total Environment**, v.775, 2021.

SANCHEZ, W.; BURGEOT, T.; PORCHER, J. M. A novel “Integrated Biomarker Response” calculation based on reference deviation concept. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v.20, p.2721–2725, 2013.

SANTANA, M. S.; NETO, L. S.; DOMENICO, M. D.; PRODOCIMO, M. M. Pesticide effects on fish cholinesterase variability and mean activity: A meta-analytic review. **Science of the Total Environment**, v.757, 2021.

SAYED, A. E. D. H.; SOLIMAN, H. A. M.; IDRIS, S. K.; ABDEL-GHAFAR, S. K.; HUSSEIN, A. A. A. Oxidative Stress and Immunopathological Alterations of Clarias gariepinus Exposed to Monocyclic Aromatic Hydrocarbons (BTX). **Water Air Soil Pollution**, v.234, 2023.

SHAHJAHAN, M.; TASLIMA, K.; RAHMAN, M. S.; EMRAN, A.; ALAM, S. I.; FAGGIO, C. Effects of heavy metals on fish physiology – A review. **Chemosphere**, v.300, 2022.

SILVA DE ASSIS, H. C. **Der Einsatz von Biomarkern zur summarischen Erfassung von Gewässerverschmutzungen**. Berlin Technical University, 1998.

SILVA, D. S.; GONÇALVES, B.; RODRIGUES, C. C.; DIAS, F. C.; TRIGUEIRO, N. S. S.; MOREIRA, I. S.; SILVA, D. M.; MORAIS, S. M. T. S.; GOMES, T.; ROCHA, T. L. A multibiomarker approach in the caged neotropical fish to assess the environment health in a river of central Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment**, v.751, 2021.

SINGH, G.; SHARMA, S. Heavy metal contamination in fish: sources, mechanisms and consequences. **Aquatic Sciences**, v.86, n.107, 2024.

SOMAN, S.; A. U. ARUN. Impacts of fungicides on biochemical, haematological, histopathological, development, reproduction, oxidative stress and behavioral aspects: A Review. **Uttar Pradesh Journal of Zoology**, v.42, n.19, p.137-145, 2021.

SOUZA, F.; ALTOÉ, G. G.; CAMARGO, P. R. S.; SILVA, R. G.; FROTA, A. Variação ecomorfológica em populações de *Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911) da Bacia do Alto Rio Paraná. **Biota Amazônia**, v. 13, n.1, p.30-35, 2023.

SOUZA, M. C. O.; CRUZ, J. C.; CESIL, C. A.; GONZALEZ, N.; ROCHA, B. A.; ADEYEMI, J. A.; NADAL, M.; DOMINGO, J. L.; BARBOSA, F. Recent trends in pesticides in crops: A critical review of the duality of risks-benefits and the Brazilian legislation. **Environmental Research**, v.228, 2023.

SUBARAMANIAM, U.; ALLIMUTHU, R. S.; VAPPU, S.; RAMALINGAM, D.; BALAN, R.; PAITAL, B.; PANDA, N.; RATH, P. K.; RAMALINGAM, N.; SAHOO, D. K. Effects of microplastics, pesticides and nano-materials on fish health, oxidative stress and antioxidant defense mechanism. **Front. Physiol.** v.14, 2023.

TARIQ, A.; MUSHTAQ, A. Untreated Wastewater Reasons and Causes: A Review of Most Affected Areas and Cities. **International Journal of Chemical and Biochemical Sciences**, IJCBS, v.23, n.1, p.121-143, 2023.

TELLBÜSCHER, A. A.; GEBAUER, R.; MRÁZ, J. Nutrients revisited: Review and meta-data analysis of nutrient inputs into freshwater aquaculture systems. **Aquaculture**, v.595, 2025.

THAKUR, R.; SARVADE, S.; DWIVEDI, B. S. Heavy Metals: Soil Contamination and Its Remediation. **Agriculture Association of Textile Chemical and Critical Reviews Journal**, p.59-76, 2022.

THEREZA, M. R. **Guia de identificação dos peixes Siluriformes (Teleostei: Ostariophysi) da bacia do rio Grande, Alto rio Paraná**. Dissertação, Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências, UNESP, Campus São José do Rio Preto – SP, 105p., 2018.

ULLAH, S.; ZHONGQIU LI, Z.; ZUBERI, A.; ARIFEEN, M. Z. U.; BAIG, M. M. F. A. Biomarkers of pyrethroid toxicity in fish. **Environmental Chemistry Letters**, v.17, p.945–973, 2019.

WHEELER, B.; TORCHIANO, M. **ImPerm: permutation tests for linear models. R package version 2.1.0.**, 2016.

VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.13, p.57-149, 2003.

VAZZOLER, A. E. A. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá, ed. UEM; São Paulo: SBI. v.169, 1996.

VIANA, L. F.; SÚAREZ, Y. R.; CARDOSO, C. A. L.; CRISPIM, B. A.; CAVALCANTE, D. N. C.; GRISOLIA, A. B.; JUNIOR, S. E. L. The Response of Neotropical Fish Species (Brazil) on the Water Pollution: Metal Bioaccumulation and Genotoxicity. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.75, p.476–485, 2018.

VIARENGO, A.; PONZANO, E.; DONDERO, F.; FABBRI, R. A simple spectrophotometric method for metallothionein evaluation in marine organisms: an application to Mediterranean and Antarctic molluscs. **Mar. Environ. Res.**, v.44, n.1, p.69–84, 1997.

YANG, C.; LIMB, W.; SONG, G. Mediation of oxidative stress toxicity induced by pyrethroid pesticides in fish Changwon. **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part C 234, 2020.

4. CAPÍTULO 3 – Biomonitoramento da saúde das populações de *Hypostomus ancistroides* dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio de biomarcadores de genotoxicidade e do índice de lesão histopatológica, aplicado a um SIG.

4.1 INTRODUÇÃO

Humanos e outros animais estão expostos a uma variedade de contaminantes que estão presentes no meio ambiente devido as atividades antrópicas, podendo ser incorporados pelos organismos por meio de diferentes rotas, acarretando danos em diferentes tecidos, induzindo alterações em órgãos, processos, estruturas, funções celulares ou bioquímicas (SHARMA *et al.*, 2021). Os estressores ambientais antropogênicos provocam aumento da produção de Espécies Reativas de Oxigênio (EROs) ou desativação das defesas antioxidantes, que podem resultar em alterações celulares e genéticas irreversíveis (Yi *et al.*, 2023).

As alterações histológicas são biomarcadores sensíveis aos efeitos de xenobióticos e constituem uma ferramenta para a diagnóstico dos efeitos tóxicos diretos e indiretos que afetam os tecidos de peixes e outros animais, podendo ser aplicado em múltiplos órgãos (SULEKHA & MERCY, 2022). Nesse contexto, brânquias e fígado são órgãos suscetíveis a várias substâncias tóxicas, e podem fornecer informações valiosas sobre a saúde e bem-estar das populações de peixes que habitam ambientes aquáticos poluídos, ajudando a determinar o grau de toxicidade e comprometimento funcional (SEGURA *et al.*, 2024).

De igual modo, biomarcadores de genotoxicidade, como o teste de micronúcleo e as alterações morfológicas nucleares também são amplamente utilizados, no fornecimento de informações sobre alterações no material genético, devido à exposição a compostos que podem resultar em mutações genéticas, danos cromossômicos ou danos ao DNA (COTRIM *et al.*, 2021).

O uso integrado de biomarcadores genéticos e histopatológicos tem sido utilizados no biomonitoramento de rios e reservatórios pelo Brasil, possibilitando a avaliação da saúde de diferentes espécies de peixes expostos à poluentes como agrotóxicos, metais e uma ampla gama de contaminantes orgânicos (VARGAS *et al.*, 2024; SILVA *et al.*, 2021; MORAES *et al.*, 2021).

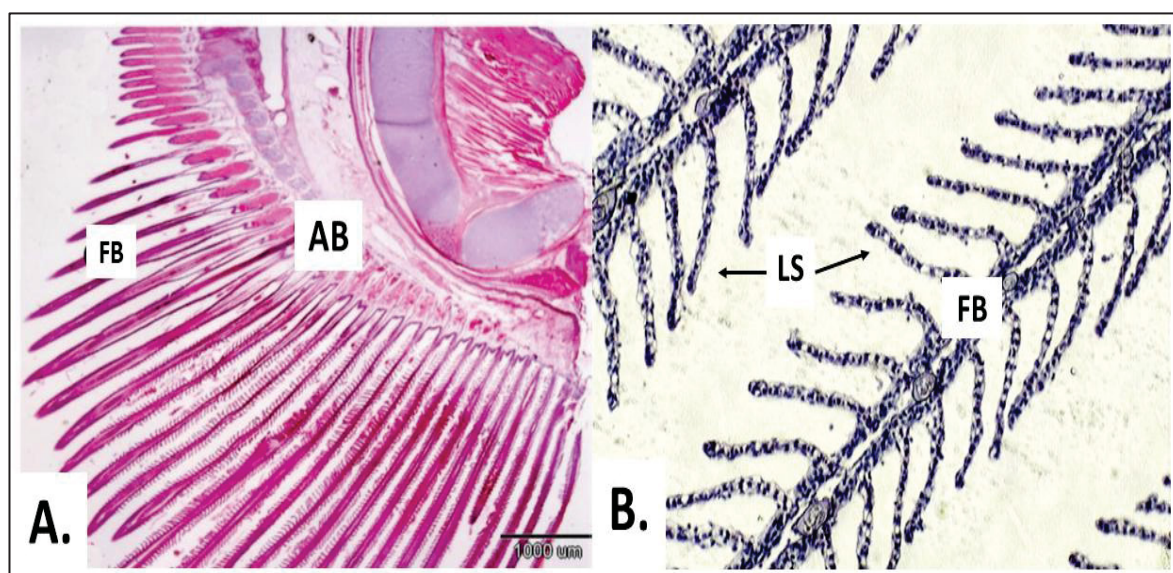
4.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.2.1 Morfofisiologia das Brânquias e Fígado nos Peixes Teleósteos

As brânquias nos peixes teleósteos desempenham funções essenciais para sua sobrevivência, sendo a principal delas a troca gasosa, sendo responsáveis pela absorção de oxigênio dissolvido na água e pela liberação de dióxido de carbono, que é um subproduto do metabolismo (CHEN *et al.*, 2023). Isso ocorre através de filamentos branquiais (FIGURA 1A), estruturas altamente vascularizadas, onde estão localizadas as lamelas secundárias (FIGURA 1B), que tem como função aumentar a superfície de contato para a troca gasosa. Os filamentos branquiais irradiam-se a partir do arco branquial, estrutura cartilaginosa associada aos músculos adutores e abdutores (SACKVILLE, 2017).

Dentre outras importantes funções desempenhadas pelas brânquias estão as regulações osmótica, controlando a entrada e saída de água e íons Na^+ , Ca^{2+} e Cl^- , e do pH, por meio da liberação de íons H^+ e HCO_3^- , além da excreção de metabólitos nitrogenados, como amoníaco, entre outros (ZIMMER & PERRY, 2022).

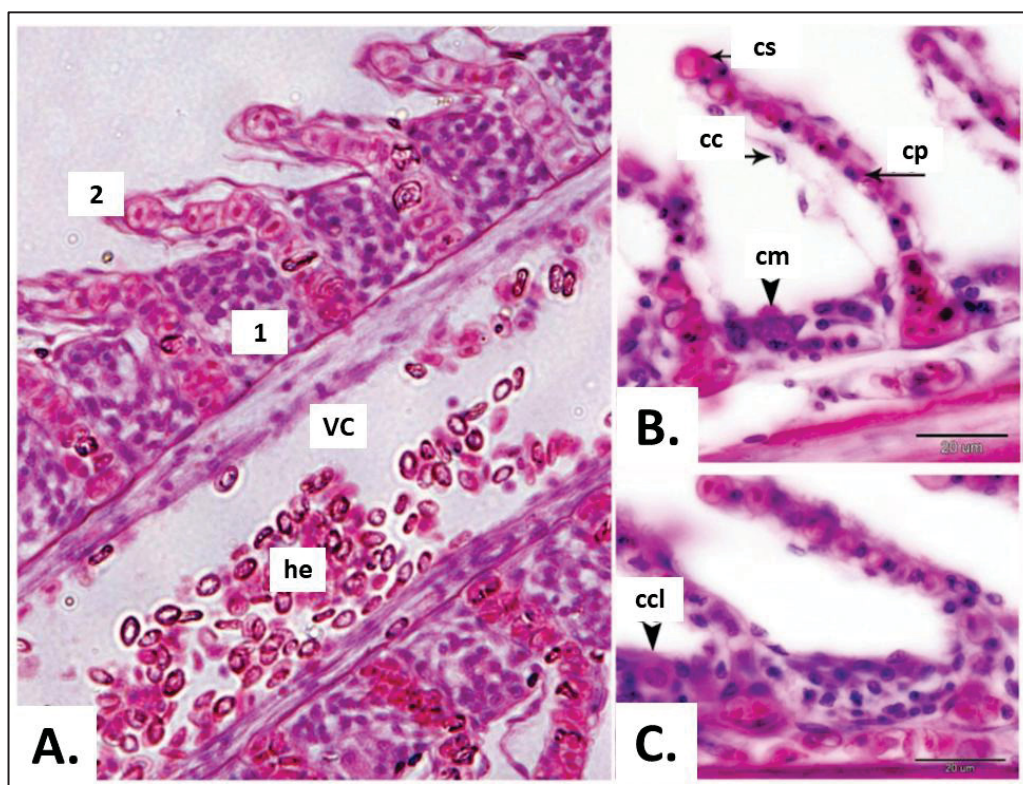
FIGURA 1 – MORFOLOGIA ESTRUTURAL DA BRÂNQUIA DOS PEIXES TELEÓSTEOS.



LEGENDA: (A) Estrutura braquial: Arco Branquial (AB) e Filamentos Branquiais (FB); (B) Estrutura lamelar: Lamelas Secundárias (LS) e Filamento Branquiais (FB). FONTE: Adaptado de Mumford, *et al.*, (2007); Ghisi *et al.*, (2016).

Estruturalmente as brânquias apresentam um número diverso de tipos celulares, dentre os quais estão: **(I)** células pavimentosas: compõem mais 90% do epitélio, atuam como barreira física de proteção contra danos, na regulação osmótica e trocas gasosas; **(II)** células mucosas: localizadas na superfície dos filamentos branquiais e lamelas secundárias, produzem muco que atua na proteção contra patógenos, redução do atrito e regulação osmótica; **(III)** células basais e intermediárias: servem como progenitores para outros tipos de células epiteliais; **(IV)** células neuroepiteliais: desempenham papéis sensoriais e regulatórios importantes, detectando alterações na composição química da água e do sangue, ajuste da ventilação branquial, liberação de neurotransmissores, além de integrarem o sistema nervoso periférico ao central; **(V)** células pilares: localizadas na estrutura dos filamentos branquiais e lamelas secundárias, desempenhando funções essenciais relacionadas à respiração e à regulação do transporte de sanguíneo; **(VI)** células clorídricas: são especializadas na troca iônica, ajudando a manter o equilíbrio de íons; **(VII)** condrócitos: células especializadas do tecido cartilaginoso, têm como principal função a manutenção e a produção da matriz cartilaginosa, provendo sustentação e flexibilidade estrutural (FIGURA 2) (WILSON & LAURENT, 2002).

FIGURA 2 – MORFOLOGIA CELULAR DA BRÂNQUIA DOS PEIXES TELEÓSTEOS.



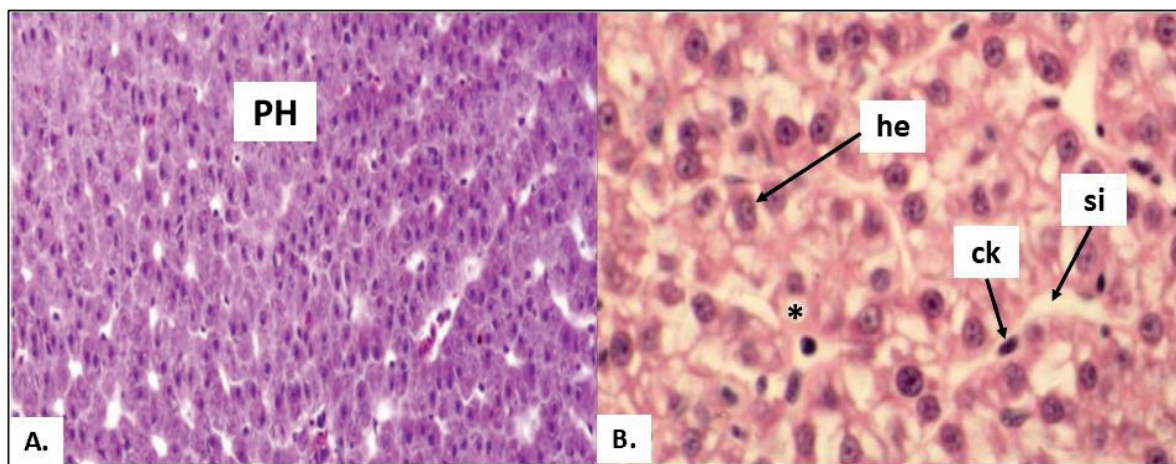
LEGENDA: (A) Sistema circulatório: filamento branquial (1), epitélio (2), veia central (VC), hemácias (he); (B, C) Estrutura celular lamela secundária: células pilares (cp), células pavimentosas (cc), capilar sanguíneo (cs), células mucosas (cm) e células clorídricas (ccl). FONTE: Adaptado de Mumford, *et al.*, (2007).

Dentre as patologias comuns desencadeadas por contaminantes em brânquias de peixes incluem: inchaço e espessamento das lamelas branquiais, degradação das bombas de íons e canais de transporte e produção excessiva de muco (SATKAR *et al.*, 2024) Outras patologias associadas à contaminação aquática são: edema, elevação do epitélio lamelar, hipertrófia e hiperplasia celular, necrose, exudatos e infiltrações celulares (STRZYZEWSKA *et al.*, 2016).

O fígado, por sua vez, é o responsável pelo metabolismo de lipídios, carboidratos e proteínas, atua na síntese de proteínas como a albumina plasmática, produz a bile que auxilia na digestão de gorduras, armazena vitaminas (A, D, E e K), metais como Fe e Cu, e glicose na forma de glicogênio, além do papel preponderante na biotransformação de substâncias tóxicas, que ocorre nos hepatócitos (POPOVIĆ *et al.*, 2023).

O parênquima hepático é constituído em sua maior parte pelos hepatócitos, responsáveis pelas diversas funções realizadas pelo órgão, como a produção da bile, metabolismo de carboidratos, lipídios e proteínas, armazenamento de glicogênio e vitaminas, além de serem responsáveis pela biotransformação de xenobióticos. O parênquima é transpassado pelos sinusóides, pequenos canais por onde circula o sangue misto (venoso e arterial), permitindo seu contato direto com os hepatócitos (FIGURA 3) (HINTON & COUCH, 1998).

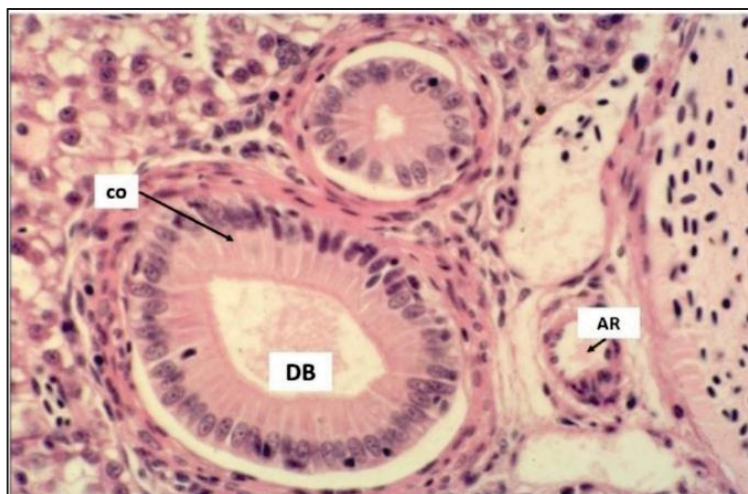
FIGURA 3 – MORFOLOGIA ESTRUTURAL E CELULAR DO PARÊNQUIMA HEPÁTICO DOS PEIXES TELEÓSTEOS.



LEGENDA: (A) Parênquima Hepático (PH); (B) hepatócito (he), células de Kupffer (ck), sinusóide (si), vacúolo de glicogênio (*). FONTE: Adaptado de Mumford, *et al.*, (2007); Mokhtar (2017).

Presentes no sinusóide estão as células de Kupffer, macrófagos especializados responsáveis pela fagocitose de partículas estranhas, células danificadas, e resíduos metabólicos (SETERNES *et al.*, 2021). Também presentes no parênquima estão as células biliares (colangiócitos), que revestem os ductos biliares intra-hepáticos (FIGURA 4).

FIGURA 4 – MORFOLOGIA CELULAR DO DUCTO BILIAR DOS PEIXES TELEÓSTEOS.



LEGENDA: Ducto biliar (DB); arteríola (AR); colangiócito (co). FONTE: Adaptado de Mumford, *et al.*, (2007).

A exposição prolongada do animal à contaminantes faz com que o metabolismo hepático aumente a produção de EROs, que podem não ser neutralizadas pelo sistema antioxidante, causando estresse oxidativo e peroxidação lipídica, podendo resultar em danos celulares, ao DNA, formação de micronúcleos, aberrações cromossômicas e desnaturação protéica, nos hepatócitos e outras células (HOSEINIFAR *et al.*, 2021).

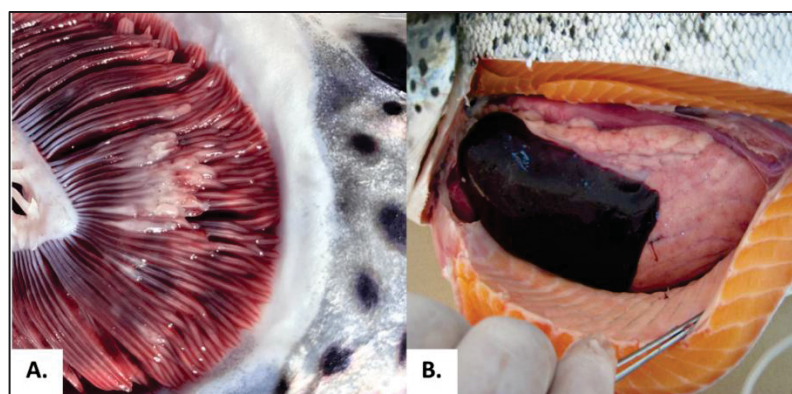
Dentre os achados histopatológicos mais comuns em fígados de peixes expostos a contaminantes estão os agregados de macrófagos, também conhecidos como centros de melanomacrófagos, necrose, hemorragia, dilatação dos sinusóides, hiperplasias e hipertrofias (FARHAN *et al.*, 2020; ESAN *et al.*, 2022; SHARMA *et al.*, 2022).

4.2.2 Biomarcador Histopatológico

As alterações histopatológicas são utilizadas no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos, com o objetivo de se avaliar o grau de contaminações das águas superficiais e a saúde dos diversos organismos que compõem esses ecossistemas (SHARID *et al.*, 2022). Em peixes, essas alterações são usualmente avaliadas em múltiplos órgãos, possibilitando a avaliação de efeitos de toxicidade órgão-específico de uma ampla gama de contaminantes (MARINOVIC *et al.*, 2021).

Frequentemente brânquias e fígado (FIGURA 5), são os principais órgãos utilizados em biomonitoramentos, o primeiro, por ser o órgão responsável pelas trocas gasosas, e estarem em contato direto com o meio no qual vive o animal, e o segundo, por ser o principal órgão de biotransformação de xenobióticos (SHAHID *et al.*, 2022).

FIGURA 5 – VISÃO MACROSCÓPICA DA BRÂNQUIA E FÍGADO DOS PEIXES TELEÓSTEOS.



LEGENDA: (A) Brânquia, (B) Fígado. FONTE: Adaptado de fishhistopathology.com (2025).

Nesse contexto, nas últimas duas décadas o Índice de Lesão Histopatológica (ILH) proposto por Bernet *et al.*, (1999), tem sido utilizado em avaliações histopatológicas em diferentes órgãos de peixes de água doce.

4.2.3 Biomarcadores de Genotoxicidade

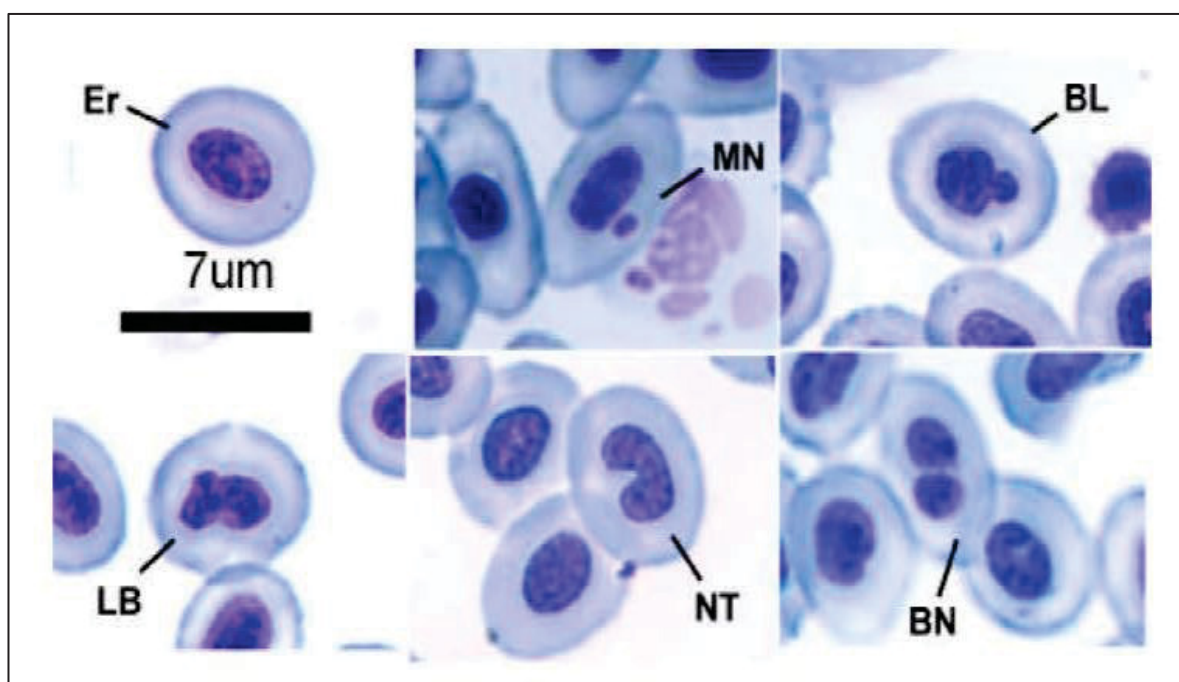
Danos à molécula de DNA podem ser o resultado de muitos fatores exógenos, como a ação direta de diversos tipos de xenobióticos, ou mesmo endógenos, como o excesso de radicais oxidativos, gerados pelo desequilíbrio metabólico ou mesmo morte celular (COSTA, 2022). A genotoxicidade, por outro lado, implica uma clara relação de causa-efeito, na qual a substância tóxica é capaz de causar, direta ou indiretamente, danos e instabilidade à estrutura da molécula de DNA, dificultando a detecção e reparo de danos (ERGENLER & TURAN, 2023).

Dentre os xenobióticos capazes de induzir danos ao DNA encontram-se os agrotóxicos (eg. herbicidas, fungicidas e inseticidas), amplamente utilizados na agricultura (TAHIR *et al.*, 2021); metais (eg. arsênio, cádmio, cobre, chumbo, mercúrio, cromo e zinco), oriundos principalmente de efluentes industriais e domésticos (PASCHOALINI & BAZZOLI, 2021); fármacos (eg. antibióticos), provenientes do uso medicinal humano e animal (YANG *et al.*, 2020); entre outros compostos, como produtos de higiene pessoal, desinfetantes e cianotoxinas (ZAMBELLI *et al.*, 2025).

O teste Micronúcleo (MN) têm sido amplamente utilizados há quase 40 anos em peixes de água doce, estuarinos e marinhos devido à sua simplicidade, baixo custo, alta sensibilidade, dados precisos e aplicabilidade para estudos em laboratório e campo (SOMMER *et al.*, 2021). O MN é um pequeno corpo redondo visível no citoplasma das células, contendo cromatina originário do núcleo celular, resultado de processos naturais, como o metabolismo ou o envelhecimento, ou pode ser induzido por muitos fatores ambientais e diferentes doenças (CANEDO *et al.*, 2021).

Uma das principais adaptações ao teste do micronúcleo foi proposto por Carrasco *et al.* (1990), que consiste na avaliação de alterações morfológicas em núcleos de eritrócitos, sendo classificadas como: Bolhada, do inglês, *Blebbled* (BL), Binucleada, do inglês, *Binucleate* (BN), Lobulada, do inglês, *Lobed* (LB), Vacuolizada, do inglês, *Vacuolated* (VD) e Talhada, do inglês, *Notched* (NT) (FIGURA 6). A presença dessas alterações é um indicativo de estresse ambiental, contaminação e condições patológicas diversas.

FIGURA 6 – FOTOMIGRAFIAS DE ALTERAÇÕES MORFOLÓGICAS NUCLEARES EM ERITRÓCITOS DE PEIXES.



LEGENDA: Eritrócito (Er), *Blebbled* (BL), *Binucleate* (BN), *Lobed* (LB) e *Notched* (NT). FONTE: Modificado de Jiraungkoorskul & Sahaphong (2007).

4.3 OBJETIVOS

4.3.1 Objetivo Geral

O objetivo do presente estudo foi biomonitorar as condições de saúde das populações de *H. ancistroides* dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio de biomarcadores histopatológicos e de genotoxicidade para avaliação de efeitos de toxicidade crônicos.

4.3.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos são:

- Verificar as condições de saúde das populações de *H. ancistroides* Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio de biomarcadores histopatológicos e do Índice de Lesão Histopatológica (ILH);
- Verificar as condições de saúde das populações de *H. ancistroides* Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio de biomarcadores de genotoxicidade; e
- Elaborar mapas espaço-temporais da saúde das populações de *H. ancistroides* dos três rios por meio do ILH, para identificação de padrões e áreas críticas de toxicidade crônica.

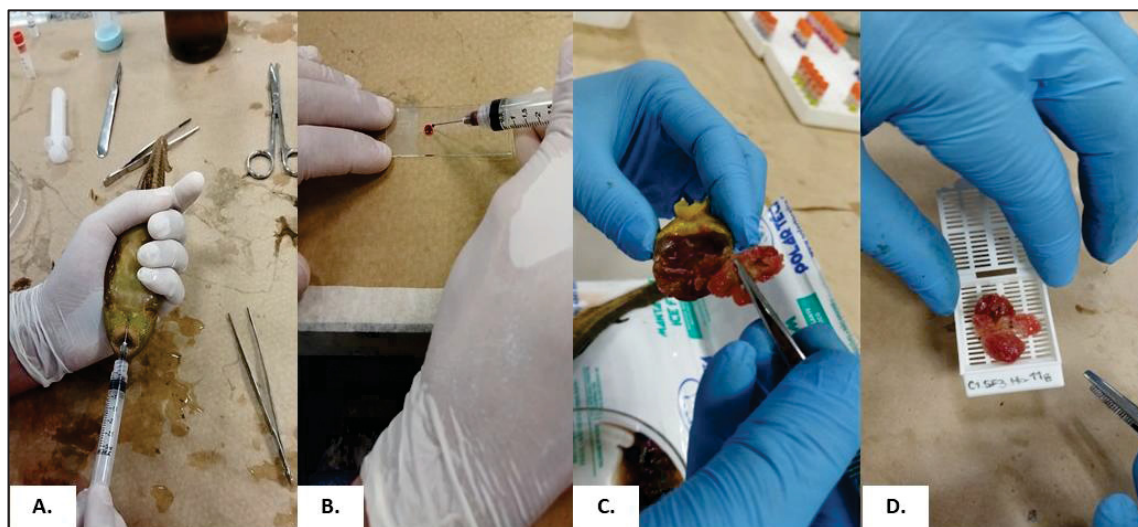
4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Procedimento de Coleta de Dados

Os espécimes de *H. ancistroides* utilizados neste capítulo foram os mesmos animais utilizados nas análises de estresse oxidativo, cuja espécie, método de captura, anestesia e eutanásia foram detalhadamente descritos no **Capítulo 2**. Os pontos amostrais localizados nos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, e as respectivas estações de coletas foram descritos no **Capítulo 1**.

Foram coletados de cada animal brânquias e fígado, sendo acondicionados em cassetes histológicos e levadas para o Laboratório de Toxicologia Celular, localizado no Departamento de Biologia Celular para a realização das análises histopatológicas. As amostras de sangue destinadas às análises de genotoxicidade foram coletadas por punção cardíaca e levadas para o Laboratório de Mutagênese Ambiental, localizado no Departamento de Genética, ambos pertencentes ao Setor de Ciências Biológicas da UFPR (FIGURA 7).

FIGURA 7 – COLETA DE BRÂNQUIAS, FÍGADO E SANGUE em *H. ancistroides*.



LEGENDA: (A) Punção cardíaca, (B) Esfregaço; (C) Remoção da brânquia; (D) Armazenagem da brânquia em cassette histológico. FONTE: Autor (2022).

4.4.2 Índice de Lesão Histopatológica (ILH)

Para a análise histopatológica, as amostras de fígado, rim e brânquias foram fixadas em ALFAC (álcool 80%, formol 40% e ácido acético glacial) por 16 horas. Depois, foram desidratados em série alcoólica, diafanizados em xilol e incluídas em Paraplast®. Em micrótomo manual, com espessura de 7 µm, foram cortadas, posteriormente coradas com hematoxilina e Eosina (HE) e finalmente montadas com resina Entellan®. Posteriormente, as lâminas foram analisadas segundo o Índice de Lesão Histopatológica (ILH) proposto por Bernet *et al.*, (1999) e descrito em Mela *et al.*, (2007). O índice de lesão foi calculado após a aplicação da equação (01), estabelecida para cada grupo de lesão:

$$ILH = \sum_{pr} \sum_{alt} (a \times w) \quad (01)$$

Em que:

pr = padrão de reação

alt = alteração

a = valor do score

w = fator de importância

Quanto maior o valor de ILH obtido, maior será o grau de comprometimento dos órgãos avaliados. Os resultados foram gravados em imagens digitalizadas por meio do fotomicroscópio Axiophot Zeiss.

4.4.3 Biomarcadores de Genotoxicidade

O teste do Micronúcleo (MN) foi realizado de acordo com Heddle (1973) e Schmid (1975). Adicionou-se uma gota do sangue coletado numa lâmina e com o auxílio de uma lamínula foi realizado o esfregaço, espalhando o sangue sobre a superfície da lâmina. As lâminas foram secas *overnight* e fixadas em etanol 96% por 30 minutos. A coloração foi realizada com Giemsa 10% diluída em tampão fosfato (pH 8,6) por 12 minutos. A análise foi baseada na contagem de 2000 células de cada animal em teste cego e considerando-se apenas os eritrócitos com membrana nuclear e citoplasmática intactas em microscópio óptico em aumento de 100x. As alterações na forma elíptica normal dos núcleos das hemácias que não se

enquadraram no conceito de micronúcleo foram consideradas Alterações Morfológicas Nucleares (AMN), classificados em: *Blebbled* (BL); *Lobed* (LB); *Vacuolated* (VC); *Notched* (NT) e *Binucleus* (BN) (CARRASCO *et al.*, 1990).

4.4.4 Interpolação Espacial

O método de interpolação espacial IDW para cada microbacia foi realizado a partir da soma dos ILH dos órgãos fígado e brânquia, por meio do programa QGIS 3.16.16-Hannover com GRASS 7.8.5.

4.4.5 Análises Estatísticas

Os resultados dos biomarcadores foram expressos como média e erro padrão da média para os dados normais e mediana para os dados que não atenderam aos critérios de normalidade. A normalidade dos dados foi testada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade pelo teste de Bartlett. Para os dados que apresentaram distribuição normal e homocedasticidade foi utilizada análise ANOVA duas vias, seguida do teste de comparações multiplas de Fisher (LSD); quando os dados não apresentavam distribuição normal e/ou homocedasticidade, utilizou-se a ANOVA com método permutacional PERMANOVA, seguida da análise de comparações múltiplas de médias bootstrap. Os dados foram analisados no programa R (R Core Team, 2017), utilizando os pacotes *lmPerm* (WHEELER & TORCHIANO, 2016) e *ExpDes.pt*. (FERREIRA *et al.*, 2013).

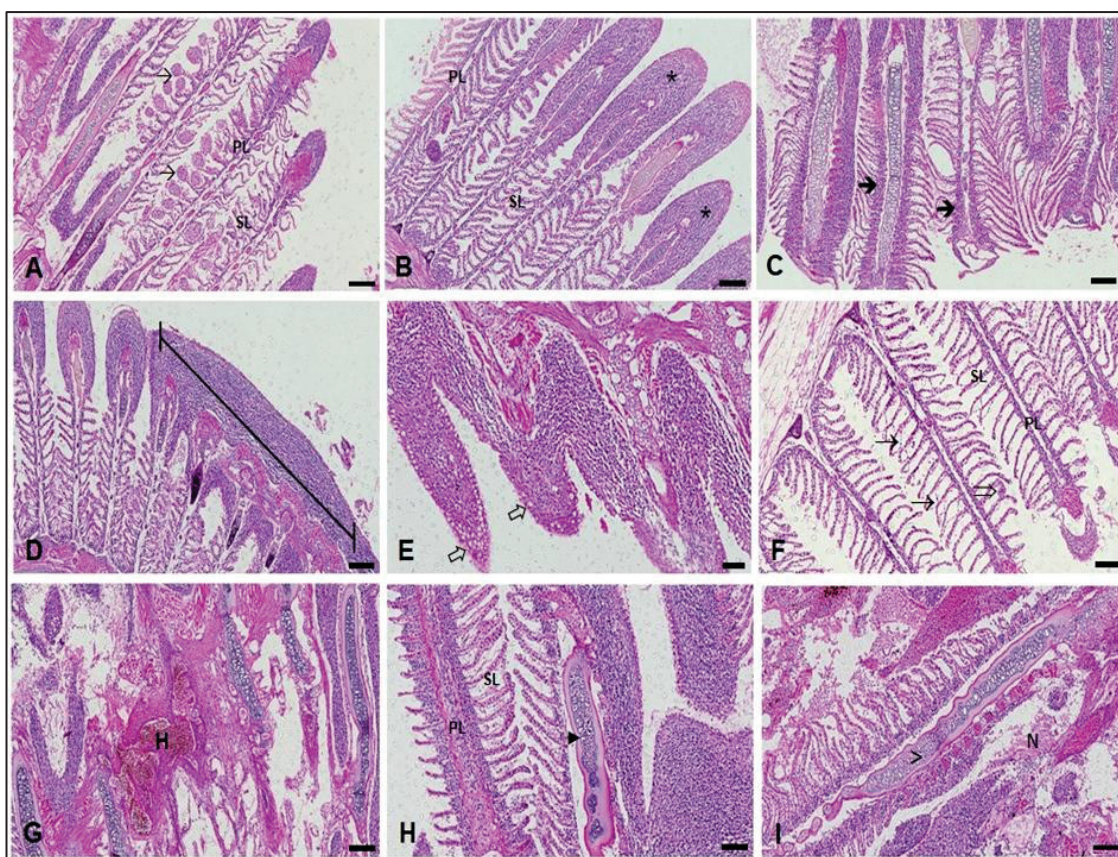
Para verificar diferenças entre os valores de ILH, entre rios, para cada estação, e entre os valores das AMN entre pontos amostrais, foi utilizada o teste ANOVA uma via, seguido por teste de Tukey, para dados com distribuição normais e variâncias iguais, e teste Kruskal-Wallis, seguido por teste de Dunn, para dados não normais e/ou variâncias desiguais. Os dados foram analisados no programa Past 4.03. A significância foi estabelecida em $p < 0,05$ para todas as análises.

4.5 RESULTADOS

4.5.1 Índice de Lesão Histopatológica (ILH)

No tecido branquial, nos três rios avaliados foram identificadas as seguintes lesões: aneurisma lamelar (FIGURA 8A), fusão das lamelas secundárias (FIGURA 8B), hiperplasia celular no espaço intralamelar (FIGURA 8C), fusão entre filamentos branquiais (FIGURA 8D), hiperplasia das células de muco (FIGURA 8E), elevação do epitélio respiratório e enrolamento da lamela secundária (FIGURA 8F), hemorragia (FIGURA 8G), desorganização dos condrócitos da lamela primária (FIGURA 8H) e hiperplasia dos condrócitos e necrose (FIGURA 8I).

FIGURA 8 – ALTERAÇÕES BRÂNCUIAIS EM *H. ancistroides* DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.

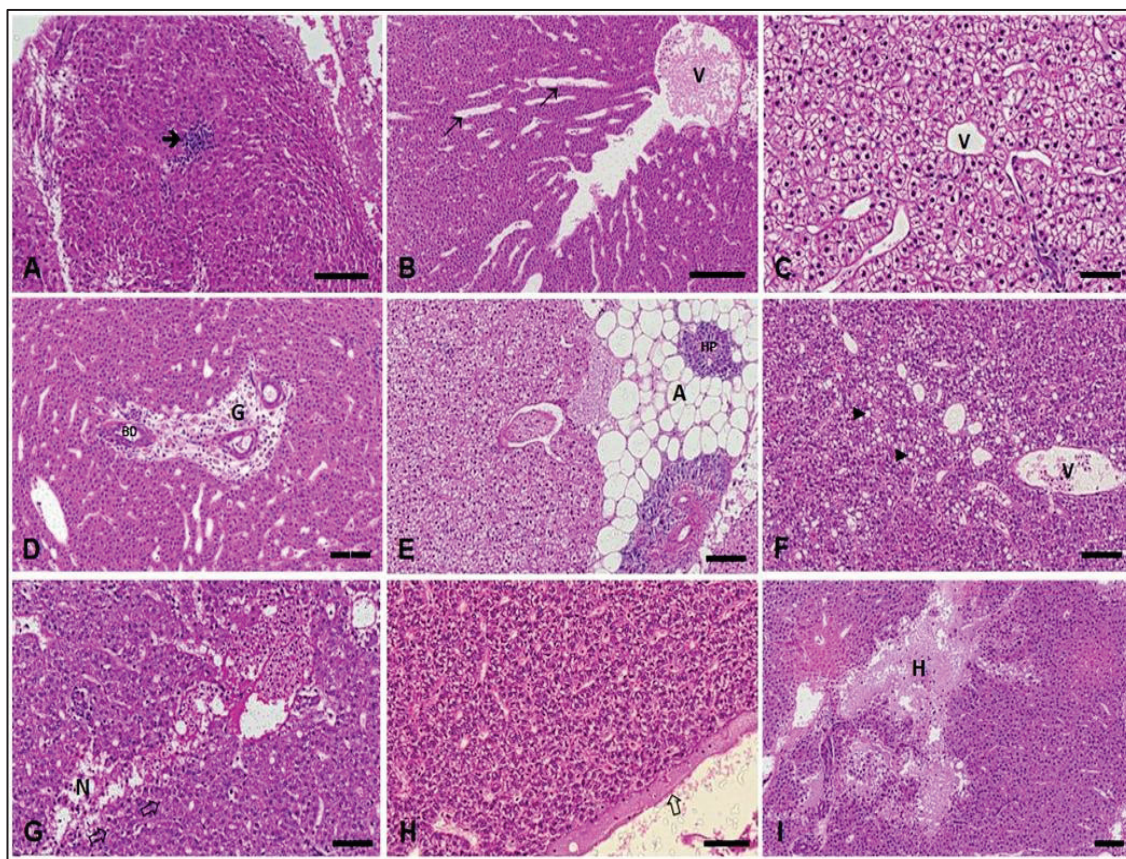


LEGENDA: (A) Brânquia do SF: Aneurisma (→). (B) Brânquia do SF: Fusão da lamela secundária (*). (C) Brânquia do SC: Hiperplasia celular (↘). Lamela Branquial (LB), Lamela Secundária (LS). Barra de escala: A, B (100 µm), C (50 µm). (D) Brânquia do SF: Fusão entre filamentos branquiais (linha). (E) Brânquia do SF: Hiperplasia das células de muco (↗) (F) Brânquia do SC: elevação do epitélio respiratório (→) e enrolamento da lamela secundária (↗). Lamela Branquial (LB), Lamela Secundária (LS). Barra de escala: D-F (50 µm). (G)

Brânquia do SF: Fusão entre filamentos branquiais (linha). (H) Brânquia do SF: Hiperplasia das células de muco (⇨) (I) Brânquia do SC: elevação do epitélio respiratório (→) e enrolamento da lamela secundária (⌞). Lamela Branquial (LB), Lamela Secundária (LS). Barra de escala: G-I (50 µm). Coloração (A-I): hematoxilina e eosina
 FONTE: Autor (2024).

Nos peixes dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro foram identificadas, no tecido hepático, lesões como: infiltração leucocitária (FIGURA 9A), dilatação dos sinusóides (FIGURA 9B), vacuolização dos hepatócitos (FIGURA 9C), granulomatose (FIGURA 9D), adipócitos (FIGURA 9E), esteatose (FIGURA 9F), necrose e núcleo picnótico (FIGURA 9G), espessamento da cápsula de Glisson (FIGURA 9H) e hemorragia (FIGURA 9I).

FIGURA 9 – ALTERAÇÕES HEPÁTICAS EM *H. ancistroides* DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO.



LEGENDA: (A) Fígado do SF: infiltração leucocitária (⇨). (B) Fígado do SF: Dilatação dos sinusóides (→). (C) Fígado do SC: Vacuolização dos hepatócitos. Veia Central (VC). Barra de escala: A-B 100 µm. (D) Fígado do SF: Granulomatose (G). (E) Fígado do SF: Adipócitos (A). (F) Fígado do SC: Esteatose (⇨). Ducto Biliar (DB), Granulomatose (G), Hepatopancreas (HP). Barra de escala: D e E (100 µm), F (50 µm). (G) Fígado do PIO: Necrose (N) e núcleo picnótico (⇨). (H) Fígado do SC: Espessamento da cápsula de Glisson (⇨). (I) Fígado do SF: Necrose (N) e Hemorragia (H). Barra de escala: G-I 50 µm. Coloração (A-I): hematoxilina e eosina. FONTE: Autor (2024).

Os valores dos scores para cada uma das lesões histopatológicas identificadas nos respectivos órgãos avaliados estão descritos nas Tabelas 1, 2 e 3.

TABELA 1 – LESÕES HISTOPATOLÓGICAS IDENTIFICADAS EM *H. ancistroides* NO RIO SÃO CAMILO.

Rio São Camilo						
Órgão	Brânquias					
Estações	Inverno			Verão		
Lesões	SC1	SC2	SC3	SC1	SC2	SC3
<i>Elevação do epitélio respiratório</i>	42	32	32	42	38	8
<i>Hiperplasia celular</i>	46	40	46	40	38	8
<i>Fusão entre as lamelas secundárias</i>	52	40	38	40	28	10
<i>Fusão entre filamentos branquiais</i>	36	28	36	32	28	4
<i>Enrolamento da lamela secundária</i>	26	34	30	32	24	8
<i>Aneurisma lamelar</i>	26	16	16	24	26	8
<i>Necrose</i>	48	41	32	36	26	8
<i>Hiperplasia das células de muco</i>	20	16	14	30	22	0
<i>Hemorragia</i>	36	16	18	32	30	8
<i>Desorganização dos condrócitos</i>	38	38	32	38	36	8
<i>Hiperplasia dos condrócitos</i>	30	34	28	38	38	8

Órgão	Fígado					
Estações	Inverno			Verão		
Lesões	SC1	SC2	SC3	SC1	SC2	SC3
<i>Infiltração leucocitária</i>	18	10	10	76	32	6
<i>Dilatação dos sinusóides</i>	32	24	18	32	20	4
<i>Necrose</i>	48	48	40	52	30	10
<i>Hemorragia</i>	32	32	24	36	28	4
<i>Granulomatose</i>	38	44	36	44	28	8
<i>Adipócitos</i>	38	32	28	44	32	8
<i>Espessamento cápsula Glisson</i>	48	54	44	62	44	8
<i>Esteatose</i>	40	38	32	42	28	8
<i>Vacuolização dos hepatócitos</i>	40	40	32	36	20	8
<i>Núcleo picnótico</i>	42	40	32	38	24	8

FONTE: Autor (2024).

TABELA 2 – LESÕES HISTOPATOLÓGICAS IDENTIFICADAS EM *H. ancistroides* NO RIO SANTA FÉ.

Rio Santa Fé						
Órgão	Brânquias					
Estações	Inverno			Verão		
Lesões	SF1	SF2	SF3	SF1	SF2	SF3
<i>Elevação do epitélio respiratório</i>	68	70	72	48	76	58
<i>Hiperplasia celular</i>	68	62	68	40	64	48
<i>Fusão entre as lamelas secundárias</i>	66	72	74	48	76	58
<i>Fusão entre filamentos branquiais</i>	74	76	76	48	76	58
<i>Enrolamento da lamela secundária</i>	48	60	40	16	28	20
<i>Aneurisma lamelar</i>	70	76	70	48	76	58
<i>Necrose</i>	72	66	74	48	76	58
<i>Hiperplasia das células de muco</i>	60	66	66	40	64	48
<i>Hemorragia</i>	68	56	54	16	28	30
<i>Desorganização dos condrócitos</i>	72	70	76	48	76	58
<i>Hiperplasia dos condrócitos</i>	60	66	60	42	68	48

Órgão	Fígado					
Estações	Inverno			Verão		
Lesões	SF1	SF2	SF3	SF1	SF2	SF3
<i>Infiltração leucocitária</i>	20	16	16	12	20	16
<i>Dilatação dos sinusóides</i>	64	58	58	36	58	54
<i>Necrose</i>	74	76	78	48	78	60
<i>Hemorragia</i>	64	58	58	36	58	54
<i>Granulomatose</i>	70	64	64	42	66	52
<i>Adipócitos</i>	64	66	68	44	70	52
<i>Espessamento cápsula Glisson</i>	52	66	68	42	68	50
<i>Esteatose</i>	62	64	68	44	70	56
<i>Vacuolização dos hepatócitos</i>	52	66	68	42	68	54
<i>Núcleo picnótico</i>	70	68	66	38	64	48

FONTE: Autor (2024).

TABELA 3 – LESÕES HISTOPATOLÓGICAS IDENTIFICADAS EM *H. ancistroides* NO RIO PIONEIRO.

Rio Pioneiro						
Órgão	Brânquias					
Estações	Inverno			Verão		
Lesões	PIO1	PIO2	PIO3	PIO1	PIO2	PIO3
<i>Elevação do epitélio respiratório</i>	36	40	50	38	40	14
<i>Hiperplasia celular</i>	40	36	36	40	38	10
<i>Fusão entre as lamelas secundárias</i>	42	44	42	42	40	18
<i>Fusão entre filamentos branquiais</i>	36	38	40	42	44	16
<i>Enrolamento da lamela secundária</i>	22	20	28	32	22	10
<i>Aneurisma lamelar</i>	26	34	42	40	40	10
<i>Necrose</i>	32	36	36	34	34	10
<i>Hiperplasia das células de muco</i>	24	28	28	36	38	12
<i>Hemorragia</i>	18	26	26	30	30	12
<i>Desorganização dos condrócitos</i>	36	42	32	34	36	12
<i>Hiperplasia dos condrócitos</i>	34	34	30	36	36	12

Órgão	Fígado					
Estações	Inverno			Verão		
Lesões	PIO1	PIO2	PIO3	PIO1	PIO2	PIO3
<i>Infiltração leucocitária</i>	14	14	14	18	20	8
<i>Dilatação dos sinusóides</i>	30	34	32	32	26	10
<i>Necrose</i>	32	40	40	40	32	10
<i>Hemorragia</i>	26	30	30	36	26	12
<i>Granulomatose</i>	36	34	32	30	32	10
<i>Adipócitos</i>	16	18	20	22	16	4
<i>Espessamento cápsula Glisson</i>	2	2	4	4	4	0
<i>Esteatose</i>	12	16	18	22	12	4
<i>Vacuolização dos hepatócitos</i>	16	12	10	16	18	4
<i>Núcleo picnótico</i>	12	14	16	22	16	6

FONTE: Autor (2024).

A ANOVA demonstrou diferenças significativas no ILH do tecido hepático ($p < 0,05$), enquanto a PERMANOVA demonstrou diferenças no ILH do tecido branquial ($p < 0,05$), entre as estações inverno e verão, independente dos pontos amostrais, no Rio São Camilo. Não houve diferenças significativas para os Rios Santa Fé e Pioneiro.

A ANOVA demonstrou que para ambos os órgãos, houve diferenças significativas entre o Rio Santa Fé e os Rios São Camilo e Pioneiro, no inverno ($p < 0,05$), e entre os três rios avaliados no verão (TABELA 4). O Rio Santa Fé teve maior ILH, entre os rios avaliados, nas brânquias e fígado, em ambas as estações.

4.5.2 Biomarcadores de Genotoxicidade

O teste Kruskal-Wallis demonstrou diferença significativa ($p < 0,05$), no Rio Pioneiro, para a AMN do tipo *Vacuolated* entre o ponto PIO3, em relação aos pontos PIO1 e PIO2. Os tipos *Notched* e *Lobed*, demonstraram diferenças significativas ($p < 0,05$), entre o ponto SC2, em relação aos pontos SC1 e SC3, e *Binucleus*, entre o ponto SC3, em relação aos pontos SC1 e SC2, no verão (TABELA 5). Não houve diferenças significativas entre os Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro.

TABELA 4 – ÍNDICE DE LESÃO HISTOLÓGICO DAS BRÂNQUIAS E DO FÍGADO DE *H. ancistroides*.

Estações	Rios			São Camilo			Santa Fé			Pioneiro		
	Pontos	SC 1	SC 2	SC 3	SF 1	SF 2	SF 3	PIO 1	PIO 2	PIO 3		
Inverno 2022	IHL Brânquias	56,67 *	47,92 *	54,80 *	92,15	93,38	94,00	45,08	48,46	49,08		
	ILH médio (Brânquias)		53,13 ± 4,61 ^A			93,18 ± 0,94 ^B					47,54 ± 2,15 ^A	
	IHL Fígado	51,00	49,33	48,60	74,62	74,62	75,38	25,69	28,46	28,77		
	ILH médio (Fígado)		49,64 ± 1,23 ^A			74,87 ± 0,44 ^B					27,64 ± 1,70 ^A	
	IHL Brânquias	68,15 *	73,33 *	62,00 *	94,50	92,92	91,80	51,38	50,92	56,00		
Verão 2023	ILH médio (Brânquias)		67,83 ± 5,67 ^A			93,07 ± 1,36 ^B					52,77 ± 2,81 ^C	
	IHL Fígado	58,62	50,44	61,00	76,25	76,15	78,00	31,85	26,92	29,50		
	ILH médio (Fígado)		56,69 ± 5,54 ^A			76,80 ± 1,04 ^B					29,42 ± 2,47 ^C	

LEGENDA: Os resultados são expressos como média ± desvio padrão. Índice de Lesão Histológica (ILH). ^(a,b,c) Indicam diferenças estatísticas entre os pontos amostrais (p < 0,05). (*) Indica diferenças estatísticas sazonais (p < 0,05). ^(A,B,C) Indicam diferenças estatísticas entre os rios (p < 0,05). FONTE: Autor (2023).

TABELA 5 – FREQUÊNCIA DE MN E AMN EM ERITRÓCITOS MADUROS DE *H. ancistroides*, VERÃO DE 2023.

Rios			São Camilo			Santa Fé			Pioneiro		
Pontos	SC1	SC2	SC3	SF1	SF2	SF3	PIO1	PIO2	PIO3		
MN	0 (0; 0)	0 (0; 0)	0 (0; 0)	0 (0; 0)	0 (0; 0)	0 (0; 0)	0 (0; 0)	0 (0; 0)	0 (0; 0,75)		
MN médio		0,03 ± 0,04			0,08 ± 0,07			0,14 ± 0,10			
<i>Blebbled</i>	4 (2,5; 6)	4 (3,5; 9,5)	2 (0; 5)	3,5 (1,5; 13)	2 (1; 6)	3 (1,75; 6)	2 (1; 3)	3 (1; 3,75)	4 (3; 19,25)		
<i>Blebbled</i> médio		4,31 ± 1,95			4,97 ± 1,45			5,01 ± 3,25			
<i>Lobed</i>	2 (1; 3) ^a	5 (2; 11) ^b	4 (0; 6) ^a	2,5 (0,25; 7,5)	2 (0; 3,5)	3 (1; 8)	2 (1; 5)	1 (0; 2,25)	2,5 (1; 7,75)		
<i>Lobed</i> médio		3,96 ± 2,34			3,75 ± 1,45			3,13 ± 0,98			
<i>Notched</i>	1 (1; 4,5) ^a	7 (2; 11,5) ^b	0 (0; 1) ^a	5 (2,25; 14,25)	5 (1; 7,5)	3,5 (1; 8)	4 (2; 5)	4 (1,75; 5,25)	5,5 (1,25; 19,5)		
<i>Notched</i> médio		3,61 ± 4,03			6,81 ± 1,92			5,94 ± 2,44			
<i>Binucleus</i>	0 (0; 1) ^a	1 (0; 2) ^a	1 (0; 3) ^b	0 (0; 0,75)	0 (0; 0)	1 (0; 3)	0 (0; 2)	0,5 (0; 1)	0,5 (0; 1,75)		
<i>Binucleus</i> médio		0,92 ± 0,54			0,77 ± 0,38			0,80 ± 0,26			
<i>Vacuolated</i>	0 (0; 1)	1 (0; 2)	0 (0; 2)	1 (0; 1,75)	0 (0; 0)	0,5 (0; 1,25)	0 (0; 0) ^a	0 (0; 1) ^a	1,5 (0,25; 5) ^b		
<i>Vacuolated</i> médio		0,78 ± 0,39			0,79 ± 0,45			0,90 ± 1,18			

LEGENDA: Scores de danos genéticos (pontos) expressos em mediana e quartis (25%; 75%). Scores médios (rios) de danos genéticos expressos como média ± desvio padrão. Alterações Morfológicas Nucleares (AMN). Micronúcleo (MN). ^(a b c) Indicam diferenças estatísticas entre os pontos amostrais (p < 0,05). ^(A B C) Indicam diferenças estatísticas entre os rios (p < 0,05). FONTE: Autor (2024).

4.5.3 Interpolação Espacial

A microbacia do Rio São Camilo os índices IBR variaram de 56,46 a 91,40 no inverno (FIGURA 10), e de 67,58 a 111,24 no verão (FIGURA 11).

FIGURA 10 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ILH DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.

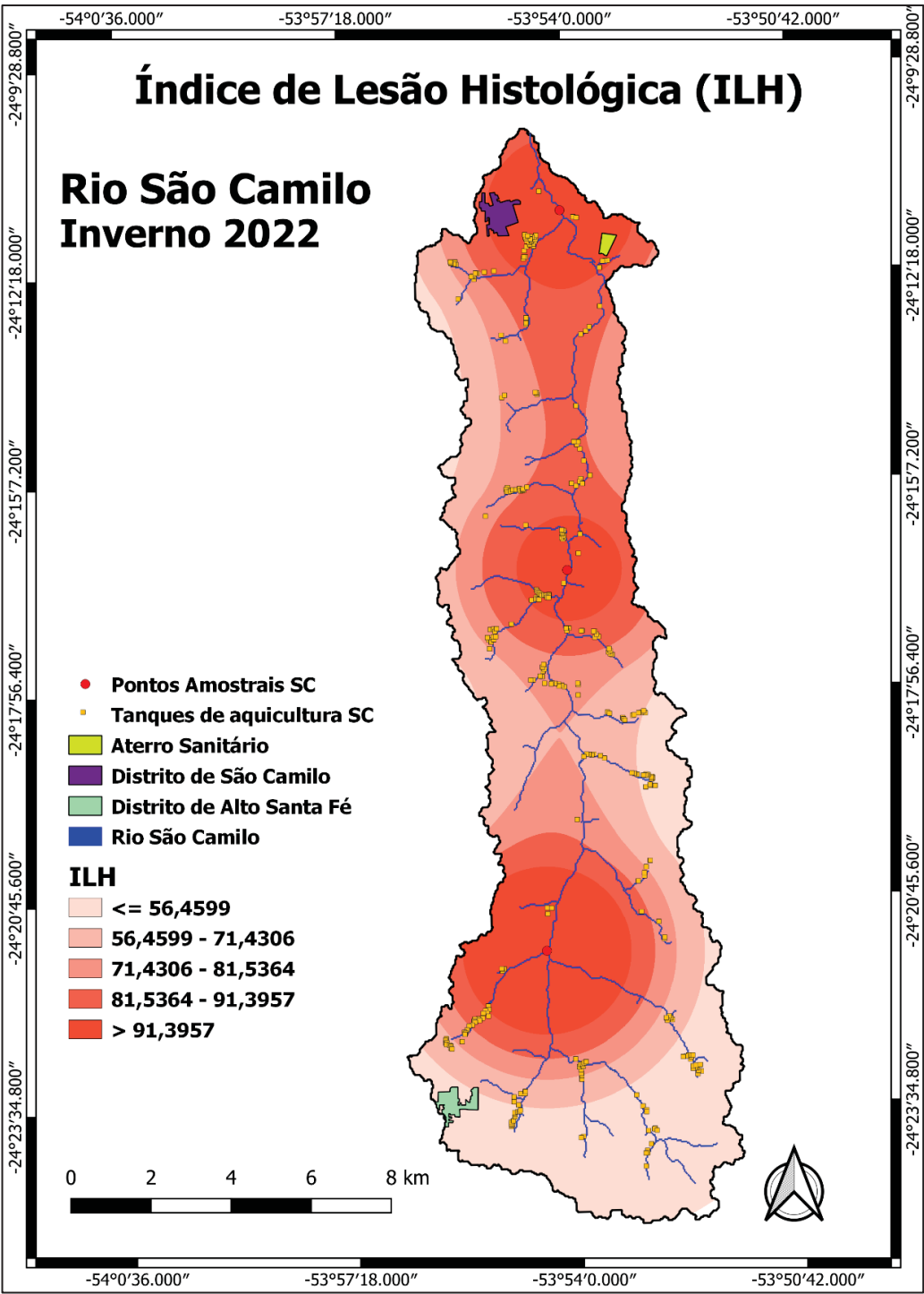
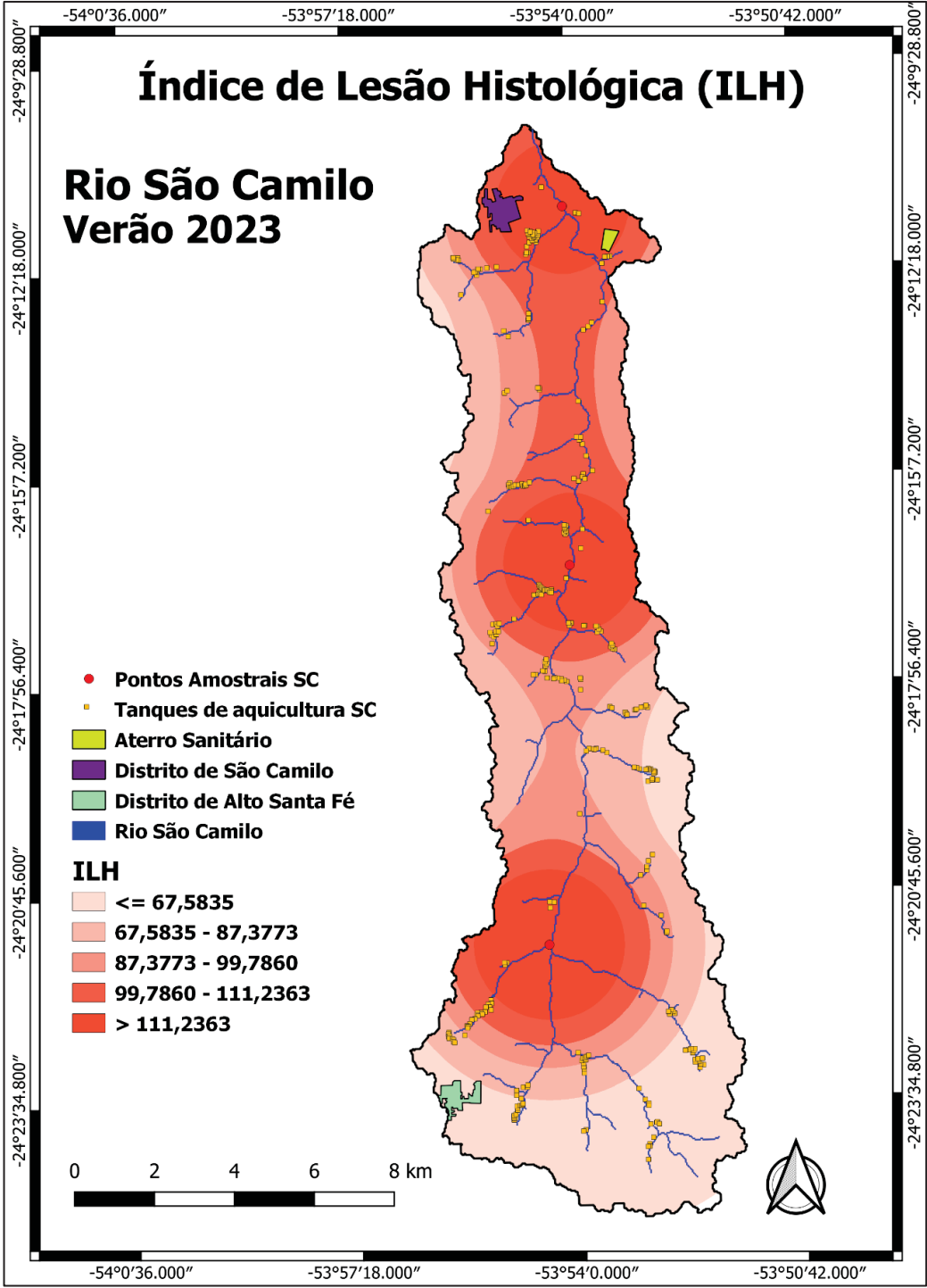


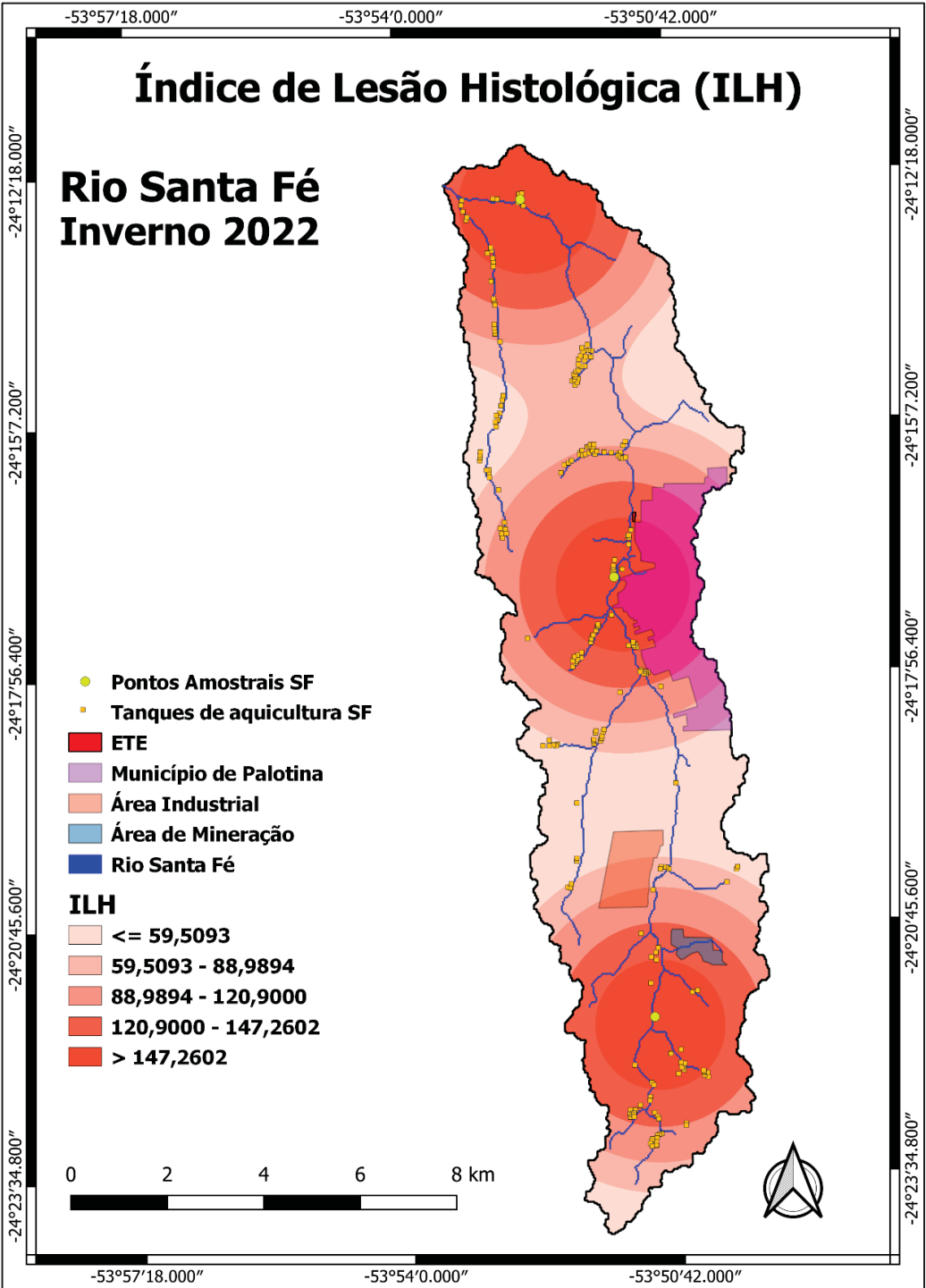
FIGURA 11 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ILH DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

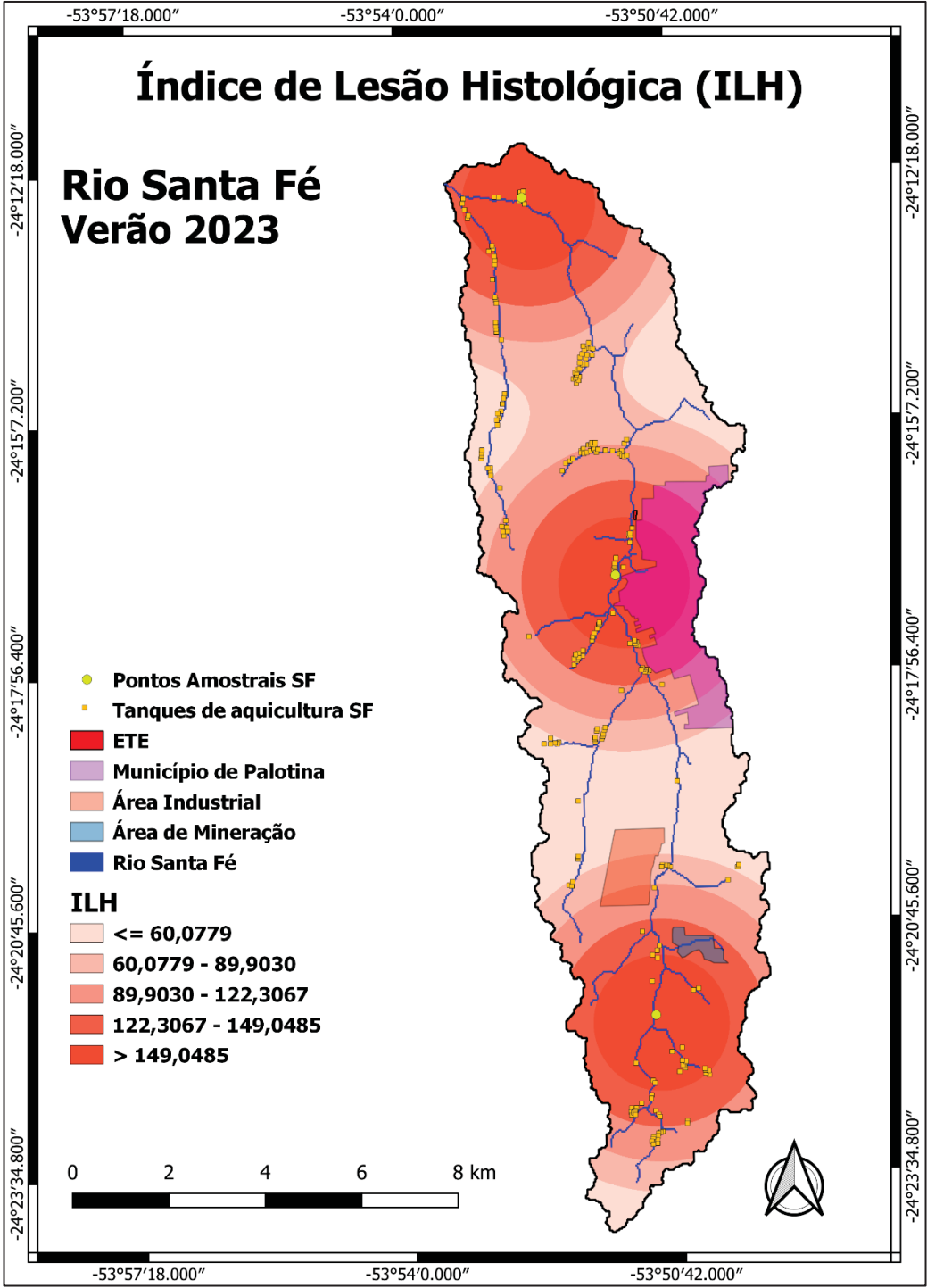
Para a interpolação da microbacia do Rio Santa Fé os índices ILH variaram entre 59,51 a 147,26 no inverno (FIGURA 12), e entre 60,08 a 149,05 no verão (FIGURA 13).

FIGURA 12 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ILH DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

FIGURA 13 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ILH DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

Para a interpolação da microbacia do Rio Pioneiro os índices IBR variaram entre 40,95 a 68,88 (FIGURA 14), no inverno, e entre 42,65 a 74,21 (FIGURA 15), no verão.

FIGURA 14 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ILH DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.

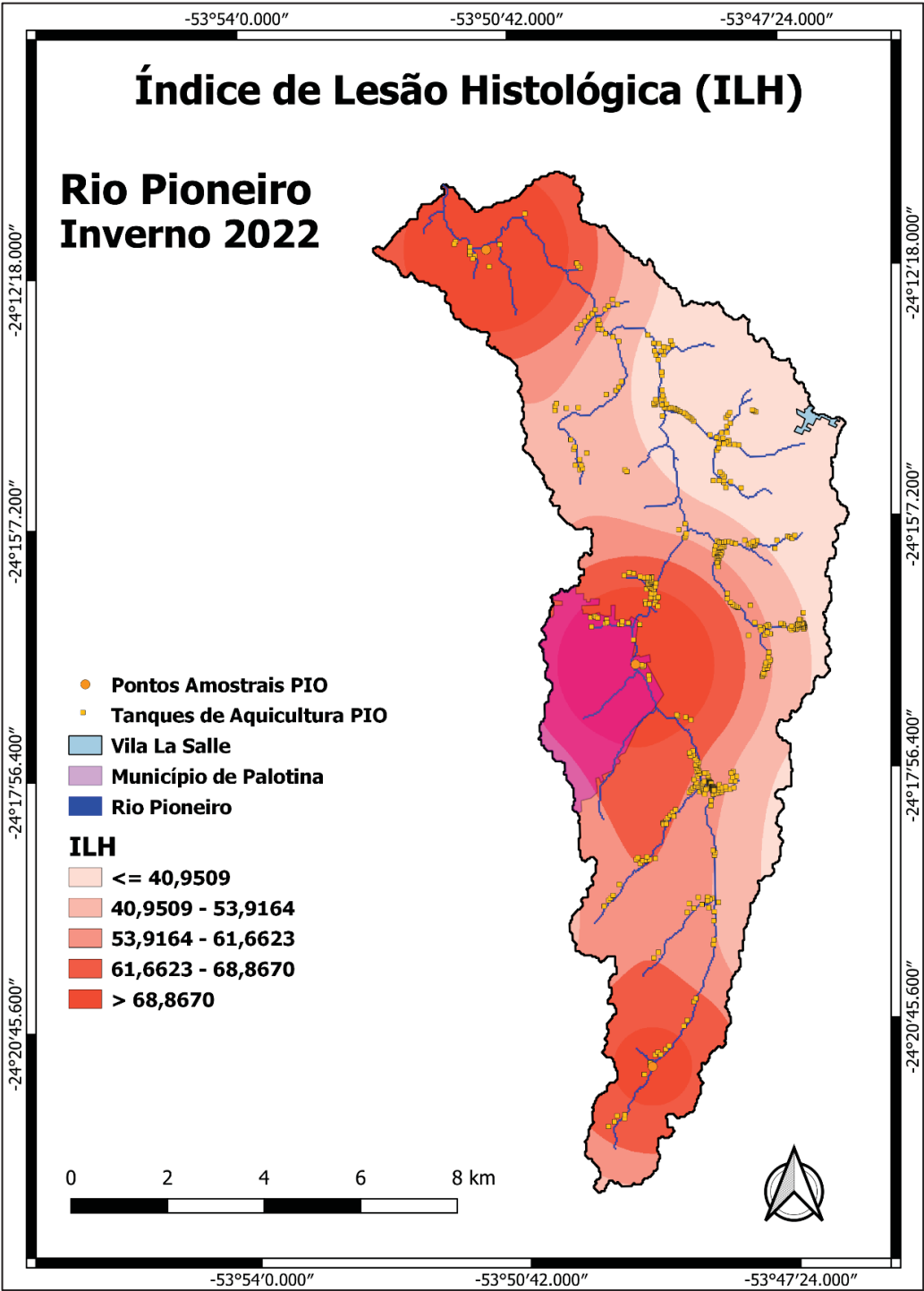
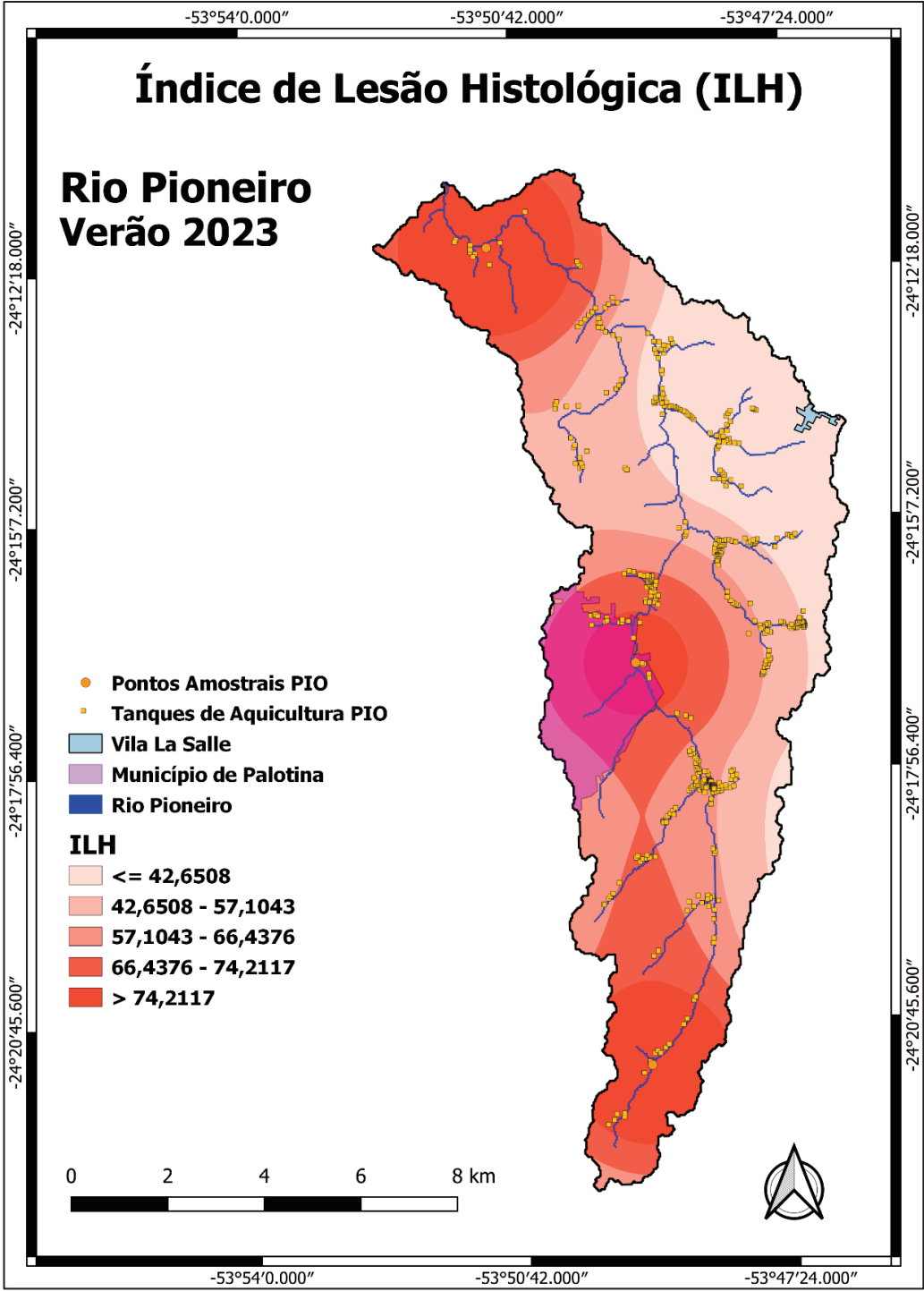


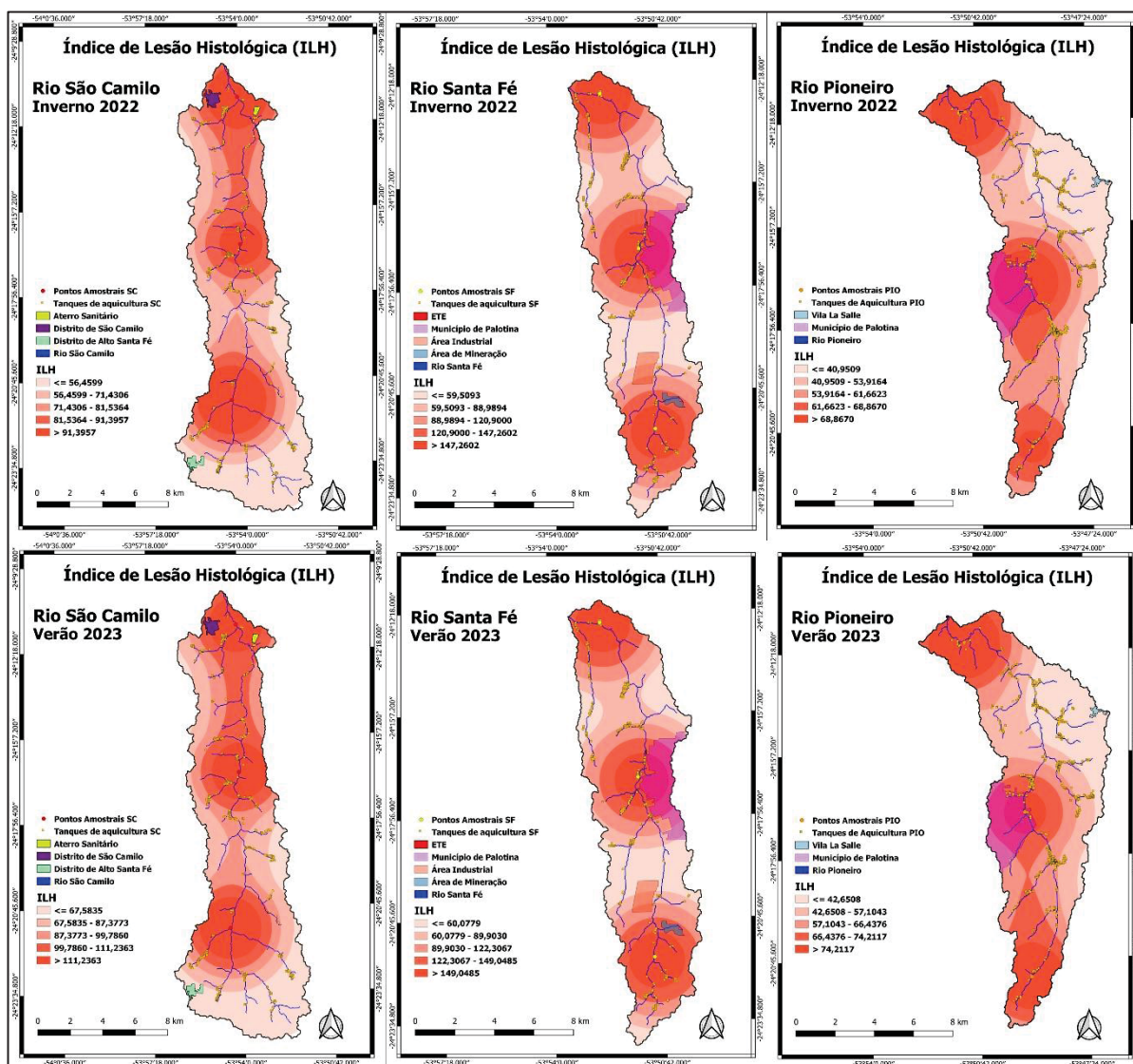
FIGURA 15 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ILH DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO VERAÃO DE 2023.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

Para fins de comparação os mapas de ILH produzidos para as três microbacias avaliadas, em ambas as estações, inverno de 2022 e verão de 2023, foram agrupados na Figura 16.

FIGURA 16 – QUADRO COMPARATIVO DOS MAPAS DE ILH PARA AS MICROBACIAS DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO, NAS ESTAÇÕES INVERNO DE 2022 E VERÃO DE 2023.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

4.6 DISCUSSÃO

As alterações histopatológicas observadas em brânquias e fígado de *H. ancistroides* refletem a qualidade ambiental e possuem implicações significativas para a saúde, comportamento e dinâmica ecológica da espécie. Essas alterações indicam possíveis respostas fisiológicas adversas a fatores ambientais como poluição, variações de temperatura, pH, salinidade, exposição a substâncias tóxicas e/ou infecções patogênicas, afetando indiretamente o comportamento, reduzindo a energia disponível e a capacidade de locomoção, o que prejudica a alimentação e a fuga de predadores (DAGOUDO *et al.*, 2023).

As alterações branquiais como fusão e enrolamento das lamelas secundárias, acompanhados por hiperplasia celular, reduzem a superfície para trocas gasosas, levando à hipóxia, comprometem diretamente a saúde respiratória. A hiperplasia das células mucosas aumenta a produção de muco, dificultando ainda mais a difusão de oxigênio, enquanto necrose e desorganização dos condrócitos nos filamentos branquiais evidenciam danos estruturais graves e inflamação local, enquanto hemorragias e aneurismas refletem fragilidade vascular (DAWOOD *et al.*, 2022).

Alterações hepáticas, frequentemente associados a intoxicações, comprometem os processos de biotransformação e o metabolismo de nutrientes, resultando em fraqueza e desnutrição, podendo aumentar a mortalidade direta ou tornar os peixes mais suscetíveis a predadores e infecções secundárias (EL-SHARAWY *et al.*, 2022). De modo geral, alterações como vacuolização citoplasmática, necrose celular, hipertrofia dos hepatócitos e presença de granulomatose, comprometem a capacidade funcional do fígado, dificultando a neutralização de compostos tóxicos, agravando o estresse oxidativo e os danos celulares sistêmicos (ADEGOKE *et al.*, 2024). Lesões hepáticas podem ainda interferir na síntese de proteínas vitelogênicas, essenciais para a reprodução, reduzindo a fecundidade (AWALUDIN *et al.*, 2024). Essas alterações reduzem a capacidade de metabolizar carboidratos, lipídios e proteínas, impactando crescimento, reprodução e resistência a fatores de estresse.

Dentre as alterações celulares observadas, a necrose é a de maior gravidade, sendo caracterizada como uma lesão irreversível, incapacitando o tecido de restaurar seu equilíbrio homeostático, além de comprometer sua integridade estrutural. A necrose pode ter diversas causas, como a conversão de contaminantes em metabólitos tóxicos, incluindo radicais livres ou espécies reativas de oxigênio, oriundos das reações de biotransformação.

Esses fatores podem resultar em danos peroxidativos às membranas lipídicas, culminando na morte celular. Além disso, a necrose pode decorrer da vacuolização

citoplasmática, uma alteração celular que indica a degeneração citoplasmática que precede a morte. Uma vez formado, o tecido necrótico se comporta como um corpo estranho devido à liberação de antígenos, o que desencadeia uma resposta inflamatória na tentativa de eliminar a área danificada, sendo caracterizado pela infiltração de leucócitos, como observado.

A presença de granulomatose indica resposta inflamatória crônica ou exposição prolongada a estressores, enfraquecendo o sistema imunológico e aumentando a susceptibilidade a doenças (VIANA *et al.*, 2021). Granulomas são agregados de macrófagos modificados e outras células inflamatórias. A presença de uma granuloma pode estar relacionada a exposição a agentes nocivos que não podem ser degradados bioquimicamente ou devido a algum tipo de disfunção imunológica. O resultado final é a liberação de uma variedade de citocinas que estimulam células mononucleares que se fundem para formar células gigantes multinucleadas. Esses granulomas podem danificar o fígado e interromper suas funções normais.

Neste estudo, a presença concomitante de leucócitos e granulomatose no fígado indica que esses tecidos sofreram algum tipo de dano imunológico após a exposição nos locais amostrados. O comprometimento do sistema imunológico dos peixes também é evidenciado pela ausência de melanomacrófagos, células especializadas na fagocitose de partículas, patógenos e restos celulares, dificultando a remoção das células necrosadas. A baixa variação sazonal nos valores de ILH, evidenciada pela interpolação espacial, sugere a cronicidade das alterações e baixa capacidade regenerativa dessas patologias.

Nas análises comparativas, o Rio Santa Fé apresentou os maiores índices de ILH para ambos os órgãos avaliados, brânquias (93,18) e fígado (74,87) no inverno, brânquias (93,07) e fígado (76,80), no verão, indicando maior exposição a misturas complexas de contaminantes, no ponto intermediário (SF2), em relação aos demais rios e pontos avaliados. Como ficou evidenciado no Capítulo 2, o Rio Santa Fé, especificamente no ponto SF2, apresentou elevada resposta biológica de estresse oxidativo e neurotoxicidade, estando sob influência direta da área urbana do município de Palotina e de efluentes industriais. Ghisi *et al.*, (2016) também observaram alterações como aneurismas nas lamelas secundárias e vacuolizações em hepatócitos nas populações de *H. ancistroides*, sob influência urbana, agrícola e industrial, semelhante ao encontrado no ponto SF2 do Rio Santa Fé, em um biomonitoramento realizado no Rio Pirapó, localizado na região metropolitana de Maringá.

A formação e o desencadeamento de AMN, bem como das alterações histológicas observadas podem decorrer do aumento de EROs e subsequente estresse oxidativo, como evidenciado no Capítulo 2, resultando em danos oxidativos ao DNA, lipídeos e proteínas

celulares. As AMN mais frequentes foram as do tipo *Lobed* (5) e *Notched* (7) no ponto intermediário (SC2), e *Binucleus* (1) no ponto a jusante (SC3), no Rio São Camilo, enquanto a alteração do tipo *Vacuolated* (1) foi mais frequente no ponto a jusante (PIO3), no Rio Pioneiro, indicando acentuado efeito genotóxico local nesta estação. AMN do tipo *Notched*, *Binucleus* e *Vacuolated* foram igualmente observados nas populações de *H. ancistroides* por Viana *et al.* (2018), em uma região sob intensa influência urbana e agrícola, no Rio Tarumã, tributário do Rio Paraná.

AMN em eritrócitos podem ter a funcionalidade prejudicada, especialmente em sua capacidade de transporte de oxigênio, agravando quadros de hipoxia devido a danos branquiais. Células com AMN tendem a ter uma vida útil reduzida devido à sua maior susceptibilidade à fagocitose ou hemólise precoce, resultando em anemia (WITESKA *et al.*, 2023). Eritrócitos defeituosos podem exigir maior atividade da medula óssea ou do tecido hematopoiético para substituir as células danificadas, sobrecarregando o organismo e comprometendo a alocação de energia para outras funções vitais, como crescimento e reprodução (BARATHINIVAS, *et al.*, 2022).

No contexto ecotoxicológico, as alterações histopatológicas e genéticas como as observadas podem levar ao declínio populacional, impactando a estrutura da cadeia alimentar e a biodiversidade local, dado o papel desses animais como consumidores e presas (ZAGHLOUL *et al.*, 2020). Nesse sentido, evidencia-se a urgente necessidade da adoção de medidas mitigatórias, com o objetivo de garantir a recuperação e sobrevivência dessas populações.

4.7 CONCLUSÃO

As lesões branquiais observadas refletem um comprometimento severo na funcionalidade respiratória e homeostática dos peixes. Esses danos não apenas reduzem a eficiência das trocas gasosas, fundamentais para a sobrevivência, mas também indicam uma exposição crônica a estressores ambientais significativos, como poluentes químicos diversos e flutuações extremas de qualidade da água.

As lesões hepáticas observadas ressaltam a gravidade do impacto ambiental nos rios avaliados e as condições adversas enfrentadas por essas populações de peixes, resultando no comprometimento de funções fundamentais a sua sobrevivência, como o metabolismo de nutrientes e biotransformação de xenobióticos.

As AMN podem comprometer não apenas a saúde e a sobrevivência dos indivíduos afetados, mas também impactar profundamente a estrutura populacional dessas espécies, agravando o estado de vulnerabilidade dessas populações.

Os elevados valores de ILH observados nos três rios avaliados, em especial no Rio Santa Fé, no ponto intermediário (SF2), em ambas as estações, indicam o comprometimento da saúde dessas populações, sugerindo uma exposição crônica desses animais à misturas complexas de contaminantes e estressores, evidenciando a necessidade da adoção de urgentes medidas mitigatórias que promovam a recuperação ambiental e protejam a biodiversidade desses ecossistemas.

REFERÊNCIAS

- ADEGOKE, A. L.; ABUBAKAR, J. O.; TEMIDAYO, D. O.; ABIDEMI, O. A. Multiple biomarker response (Organ Histology, Serum Biochemistry and Oxidative Status) in Catfish Captured from Ureje River, Nigeria. **Archiva Zootechnica**, v.27, n.2, p.155-182, 2024
- AWALUDIN, A.; MANALU, W.; ANDRIYANTO, A.; SUDRAJAT, A. O.; HARYADI, J. Physiological responses of Catfish liver to katuk extract, turmeric powder, and vitamin C supplemented in the diet during ovarium. **Research Square**, 2024.
- BARATHINIVAS, A.; RAMYA, S.; NEETHIRAJAN, K.; JAYAKUMARARAJ, R.; POTHIRAJ, C.; BALAJI, P.; FAGGIO, C. Ecotoxicological Effects of Pesticides on Hematological Parameters and Oxidative Enzymes in Freshwater Catfish, *Mystus keletius*. **Sustainability**, v.14, n.9529, 2022.
- BERNET, D., SCHMIDT, H., MEIER, W., Burkhardt-Holm, P., Wahli, T. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. **J. Fish Dis.**, v.22, n.1, p.25–34, 1999.
- CANEDO, A.; JESUS, L. W. O.; BAILÃO, E. F. L. C.; ROCHA, T. L. Micronucleus test and nuclear abnormality assay in zebrafish (*Danio rerio*): Past, present, and future trends. **Environmental Pollution**, v.290, 2021.
- CARRASCO, K. R., TILBURY, K. L.; MYERS, M. S. Assessment of the piscine micronucleus test as an in situ biological indicator of chemical contaminant effects. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 47 p.2123-2136, 1990.
- CHEN, X.; LIU, S.; DING, Q.; TEAME, T.; YANG, Y.; RAN, C.; ZHANG, Z.; ZHOU, Z. Research advances in the structure, function, and regulation of the gill barrier in teleost fish. **Water Biology and Security**, v.2, 2023.
- COSTA, P. M. Current aspects of DNA damage and repair in ecotoxicology: a mini-review. **Ecotoxicology**, v.31, p.1–11, 2022.
- COTRIM, C. F. C.; REIS, M. M. B.; TERESA, F. B.; ONDEI, L. S. Contrasting fish biomarker responses between streams with different environmental conditions. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v.10, n.1, p.427-443, 2021.
- DAGOUDO, M.; MUTEBI, E. T.; QIANG, J.; TAO, Y. F.; ZHU, H. J.; NGOEPE, T. K.; XU, P. Effects of acute heat stress on haemato-biochemical parameters, oxidative resistance ability, and immune responses of hybrid yellow catfish (*pelteobagrus fulvidraco* × *P. vachelli*) juveniles. **Veterinary Research Communications**, v.47, p.1217-1229, 2023.
- DAWOOD, M. A. O.; NORELDIN, A. E.; SEWILAM, H. Blood biochemical variables, antioxidative status, and histological features of intestinal, gill, and liver tissues of African catfish (*Clarias gariepinus*) exposed to high salinity and high-temperature stress. **Environmental Science and Pollution Research**, v.29, p.56357-56369, 2022.
- EL-SHARAWY, M. E.; MAHMOUD, A. A.; SOLIMAN, A. A.; AMER, A. A.; MAHMOUD, M. A.; ALKAFIFY, M.; DAWOOD, M. A. O. Studying the Influence of Copper on the Growth

Behavior, Antioxidative Status, and Histology of the Intestine and Liver of Striped Catfish (*Pangasianodon hypophthalmus*). **Biological Trace Element Research**, v.200, p.1331-1338, 2022.

ERGENLER, A.; TURAN, F. DNA Damage in Fish Due to Pesticide Pollution. **NEsciences**, v.8, n.3, p.195-201, 2023.

ESAM, F.; KHALAFALLA, M. M.; GEWAILY, M. S.; ABDO, S.; HASSAN, A. M.; DAWOOD, M. A. O. Acute ammonia exposure combined with heat stress impaired the histological features of gills and liver tissues and the expression responses of immune and antioxidative related genes in Nile tilapia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.231, 2022.

FARHAN, M.; WAJID, A.; HUSSAIN, T.; JABEEN, F.; ISHAQUE, U.; IFTIKHAR, M.; DAIM, M. A.; NOUREEN, A. Investigation of oxidative stress enzymes and histological alterations in tilapia exposed to chlorpyrifos. **Environmental Science and Pollution Research**, v.28, p.13105–13111, 2021.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A., **ExpDes: Experimental Designs package.R package version 1.1.2.**, 2013.

GHISI, N.C.; OLIVEIRA, E. C.; MOTA, T. F. M.; VANZETTO, G. V.; ROQUE, A. A.; GODINHO, J. P.; BETTIM, F. L.; ASSIS, H. C. S.; PRIOLI, A. J. Integrated biomarker response in catfish *Hypostomus ancistroides* by multivariate analysis in the Pirapo River, southern Brazil. **Chemosphere**, v.161, p.69-79, 2016.

HEDDLE, J. A. A rapid in vivo test for chromosomal damage. **Mutation Research**, v.18, n.2, p.187-190, 1973.

HINTON, D. E.; COUCH, J. A. Architectural pattern, tissue and cellular morphology in livers of fishes: Relationship to experimentally-induced neoplastic responses. **Fish Ecotoxicology**, 1998.

HOSEINIFAR, S. H.; YOUSEFI, S.; DOAN, H. V.; ASHOURI, G.; GIOACCHINI, G.; MARADONNA, F.; CARNEVALI, O. Oxidative Stress and Antioxidant Defense in Fish: The Implications of Probiotic, Prebiotic, and Synbiotics. **Reviews in Fisheries Science & Aquaculture**, v.29, n.1, 2021.

JIRAUNGKOORSKUL, W.; SAHAPHONG, S. Efficacy of Ascorbic Acid Reducing Waterborne Copper Toxicity in Butterfish (*Poronotus triacanthus*). **Journal of Biological Sciences**, v.7, n.4, p.620-625, 2007.

MARINOVIC, Z.; MILJANOVIC, B.; URBÁNYI, B.; LUJIC, J. Gill Histopathology as a Biomarker for Discriminating Seasonal Variations in Water Quality. **Appl. Sci.**, v.11, 2021.

MELA, M.; M.A.F. RANDIA, VENTURA, D. F.; CARVALHO, C. E. V.; PELLETIER, E.; OLIVEIRA RIBEIRO, C. A. Effects of dietary methylmercury on liver and kidney histology in the neotropical fish *Hoplias malabaricus*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.68, n.3, p.426-435, 2007.

MORAIS, T. P.; BARRETO, L. S.; SOUZA, T. L.; POZZAN, R.; VARGAS, D. A. R.; YAMAMOTO, F. Y.; PRODOCIMO, M. M.; NETO, F. F.; RANDI, M. A. F.; RIBEIRO, C. A. O. Assessing the pollution and ecotoxicological status of the Iguaçu River, southern Brazil: A review. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v.20, n.5, 2023.

MUMFORD, S.; HEIDEL, J.; SMITH, C.; MORRISON, J.; MACCONNELL, B.; BLAZER, V. **Fish Histology and Histopathology**, USFWS-NCTC, 357p., 2007.

PASCHOALINI, A. L.; BAZZOLI, N. Heavy metals affecting Neotropical freshwater fish: A review of the last 10 years of research. **Aquatic Toxicology**, v.237, 2021.

POPOVIĆ, N. T.; ČIŽMEK, L.; BABIĆ, S.; STRUNJAK-PEROVIĆ, I.; ČOŽ-RAKOVAC, R. **Environmental Science and Pollution Research**, v.30, p.48739–48768, 2023.

SACKVILLE, M. The Multifunctional Fish Gill: Plasticity and Compromise. **Bull. Aquacul. Assoc.**, Canada, 2017.

SATKAR, S. G.; KUMAR, A.; ANJANA, A.; BHUSARE, S.; SAHU, A.; GAUTAM, R. K. **Uttar Pradesh Journal of Zoology**., v.45, n.6, p.29-45, 2024.

SCHMID, W. The micronucleus test. **Mutation Research**, v.31, p.9-15, 1975.

SEGURA, B. M.; WENDT, C. L. G. R.; PIZZOTTI, A. B. C.; JAQUES, J. A. O.; SANTOS, A. N.; BELUSSI, L. F.; FERNANDES, C. E. S. Effects of urban streams on muscle non-protein thiols, gill and liver histopathology in zebrafish (*Danio rerio*) assessed by active biomonitoring. **Environmental Pollution**, v.359, 2024.

SETERNES, T.; BØGWALD, J.; DALMO, R. A. Scavenger endothelial cells of fish, a review. **Journal of Fish Diseases**., v.44, p.1385–1397, 2021.

SHAHID, S.; SULTANA, T.; SULTANA, S.; HUSSAIN, B.; AL-GHANIM, K. A.; AL-BASHIR, F.; RIAZ, M. N.; MAHBOOB, S. Detecting Aquatic Pollution Using Histological Investigations of the Gills, Liver, Kidney, and Muscles of *Oreochromis niloticus*, **Toxics**, v.10, n.10, 2022.

SHARMA, K.; SHARMA, P.; DHIMAN, S. K.; CHADHA, P.; SAINI, H. S. Biochemical, genotoxic, histological and ultrastructural effects on liver and gills of fresh water fish *Channa punctatus* exposed to textile industry intermediate 2 ABS. **Chemosphere**, v.287, 2022.

SHARMA, M.; CHADHA, P.; SHARMA, R. Environmental biomonitoring using different biomarkers and their contribution in aquatic environmental research. **International Journal of Fisheries and Aquatic Studies**, v.9, n.5, p.205-214, 2021.

SILVA, D. S.; GONÇALVES, B.; RODRIGUES, C. C.; DIAS, F. C.; TRIGUEIRO, N. S. S.; MOREIRA, I. S.; SILVA, D. M.; MORAIS, S. M. T. S.; GOMES, T.; ROCHA, T. L. A multibiomarker approach in the caged neotropical fish to assess the environment health in a river of central Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment**, v.751, 2021.

SOMMER, S.; BURACZEWSKA, I.; KRUSZEWSKI, M. Micronucleus Assay: The State of Art, and Future Directions. **Int. J. Mol. Sci**, v.21, n.1534, 2022.

STRZYZEWSKA, E.; SZAREK, J.; BABINSKA, I. Morphologic evaluation of the gills as a tool in the diagnostics of pathological conditions in fish and pollution in the aquatic environment: a review. **Veterinarni Medicina**, v.61, n.3, p.123–132, 2016.

SULEKHA, B. T.; MERCY, T. V. A. Histopathology Is a Biomonitoring Tool to Assess Pesticide Pollution in The Environment. **Poll Res.** v.41, n.3, p.1128-1137, 2022.

TAHIR, R.; GHAFAR, A.; ABBAS, G.; TURABI, T. H.; KUSAR, S.; DU, X.; NAZ, S.; HABIBA JAMIL, SAMRA, RIAZ, S.; ABDELGAYED, S. S. Pesticide Induced Hematological, Biochemical and Genotoxic Changes in Fish: A Review. **Agrobiological Records**, v.3, p.41-57, 2021.

WHEELER, B.; TORCHIANO, M. **ImPerm: permutation tests for linear models. R package version 2.1.0.**, 2016.

WILSON, J. M.; LAURENT, P. Fish Gill Morphology: Inside Out. **Journal of Experimental Zoology**, v.293, p.192–213, 2002.

WITESKA, M.; KONDERA, E.; BOJARSKI, B. Hematological and Hematopoietic Analysis in Fish Toxicology - A Review. **Animals**, v.13, n.2625, 2023.

VARGAS, D. A. R.; MORAIS, T. P.; RANDI, M. A. F.; NETO, F. F.; MACHADO, C. F. O.; MARTINS, C. C.; OLIVEIRA, A. P.; NAZÁRIO, M. G.; FERREIRA, F. C. A. S.; OPUSKEVITCH, I.; PENNER, D.; MUELBERT, J. E.; PRODOCIMO, M. M.; SOUZA, C.; CHOUERI, R. B.; RIBEIRO, C. A. O. Multispecies and multibiomarker assessment of fish health from Iguaçú River reservoir, Southern Brazil. **Environ. Monit. Assess.**, v.196, n.564, 2024.

VIANA, L. F.; SÚAREZ, Y. R.; CARDOSO, C. A. L.; CRISPIM, B. A.; CAVALCANTE, D. N. C.; GRISOLIA, A. B.; JUNIOR, S. E. L. The Response of Neotropical Fish Species (Brazil) on the Water Pollution: Metal Bioaccumulation and Genotoxicity. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.75, p.476–485, 2018.

VIANA, H. C.; JESUS, W. B.; SILVA, S. K. L.; JORGE, M. B.; SANTOS, D. M. S.; NETA, R. N. F. C. Aggregation of hepatic melanomacrophage centers in *S. herzbergii* (Pisces, Ariidae) as indicators of environmental change and well-being. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v.73, n.4, p.868-876, 2021.

YANG, C.; SONG, G.; LIM, W. **A review of the toxicity in fish exposed to antibiotics. Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**, v.237, 2020.

YI, J. F.; LIN, Z. Z.; LI, X.; ZHOU, Y. Q.; GUO, Y. A short review on environmental distribution and toxicity of the environmentally persistent free radicals. **Chemosphere**, v.340, 2023.

ZAGHLOUL, K. H.; MOHAMED, H. A.; ABDULLATEF, A. M.; KHALIL, M. W. Genotoxic and Histopathological Effects of Water Pollution on *Clarias gariepinus* Fish at Fayoum Governorate, Egypt. **Natural Resources**, v.11, n.11, 2020.

ZAMBELLI, J. P.; GARCIA, A. L. H.; SILVA, J. Emerging pollutants in the aquatic environments: A review of genotoxic impacts. **Mutation Research-Reviews in Mutation Research**, v.795, 2025.

ZIMMER, A.M.; PERRY, S. F. Physiology and aquaculture: A review of ion and acid-base regulation by the gills of fishes. **Fish and Fisheries**, p.874–898, 2022.

5. CAPÍTULO 4 – Avaliação integrada da qualidade dos ecossistemas aquáticos dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio do método *Analytic Hierarchy Process* (AHP).

5.1 INTRODUÇÃO

Técnicas de tomada de decisão multicritério permitem que pesquisadores e especialistas tomem decisões sobre cenários qualitativos e quantitativos, baseadas na análise abrangente de amplos e complexos conjuntos de dados (KHAN & ALI, 2020).

O método *Analytic Hierarchy Process* (AHP), desenvolvido por Saaty (1977), é uma poderosa ferramenta multicritério de tomada de decisão que tem sido utilizada em inúmeras aplicações em diversos campos da economia, política, engenharia, saúde e educação. O AHP utiliza a matriz de comparações pareadas entre os critérios de decisão, e segue os princípios de condição recíproca, de homogeneidade e dependência, com finalidade de priorizar cada critério. No entanto, caso as comparações da matriz não sejam consistentes, deve-se prosseguir uma revisão da classificação a fim de se alcançar uma maior coerência lógica (AMENTA *et al.*, 2020).

Atualmente, a integração entre o método AHP e os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) tem se tornado cada vez mais reconhecida como uma potente ferramenta de análise, sendo demonstrada através de casos como cenários de adequação de terras e gestão de recursos naturais (RIDWAN *et al.*, 2023).

Nesse contexto, a sinergia entre AHP e SIG possibilita o gerenciamento, visualização e análise de grandes conjuntos de dados, de modo integrado, culminando em uma maior qualidade na tomada de decisões, além de possibilitar a identificação de fatores críticos que influenciam as análises ambientais (DAS *et al.*, 2022).

5.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

5.2.1 O Método *Analytic Hierarchy Process* (AHP)

O método *Analytic Hierarchy Process* (AHP) é uma técnica usada para tomar decisões complexas, comparando diferentes opções de forma estruturada. O principal objetivo de qualquer método de tomada de decisão multicritério é decidir o peso para cada critério, que no caso do AHP, começa com a divisão do problema de tomada de decisão multicritério em uma hierarquia modal, e depois usando cálculo matemático, basicamente baseado em álgebra linear, pode-se encontrar o respectivo peso de cada critério (LEAL, 2020). Esses pesos podem ser gerados com a ajuda de comparações pareadas de duas alternativas sob o critério determinado, onde cabe ao tomador de decisão julgar, de modo subjetivo, a importância (peso) de um critério específico em relação a outro (PANT *et al.*, 2022).

Usualmente na análise multicritério é realizada previamente a normalização dos dados de cada critério considerado, já que via de regra apresentam-se em unidades diferentes, impossibilitando sua agregação de modo imediato. A matriz de comparação pareada é um dos elementos centrais do AHP, sendo seu o objetivo quantificar as preferências ou a importância relativa entre os critérios ou alternativas de decisão. A matriz é quadrada, ou seja, possui o mesmo número de linhas e colunas, correspondendo aos critérios (C) que estão sendo comparados, na qual cada entrada a_{ij} da matriz representa a importância relativa do elemento da linha (i) em relação ao elemento da coluna (j) (TAVANA *et al.*, 2023) (TABELA 1).

TABELA 1 – ESTRUTURA DE UMA MATRIZ QUADRADA (N X N) DE CRITÉRIOS.

	C1	C2	...	Cn
C1	$A_{11} = 1$	A_{12}	...	A_{1n}
C2	$1/A_{21}$	$A_{22} = 1$	...	A_{2n}
...	...	...	...	...
Cn	$1/A_{n1}$	$1/A_{n2}$	...	$A_{nn} = 1$

FONTE: Adaptado de Saaty (1977).

Cada par de critérios é comparado usando a escala de Saaty (1980), que varia de 1 a 9 (TABELA 2).

TABELA 2 – ESCALA DE SAATY.

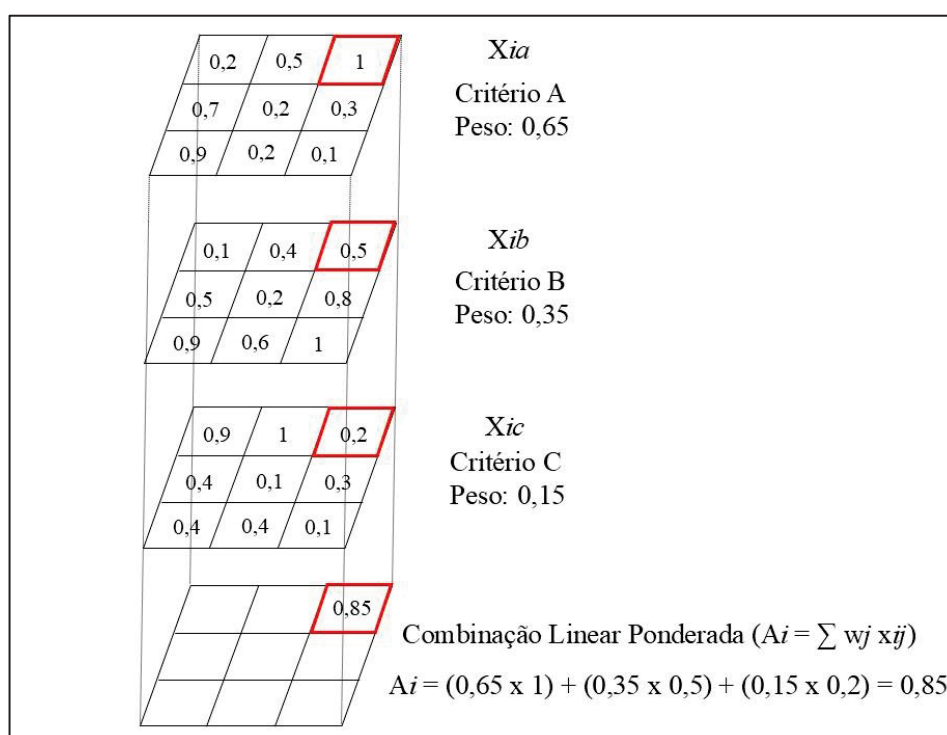
Escala	Significado
1	Importância igual
3	Importância moderada
5	Importância Forte
7	Importância muito forte
9	Importância extrema
2, 4, 6, 8	Valores intermediários
1/x	Quando a relação é inversa ($j > i$)

FONTE: Saaty (1980).

Como as comparações são subjetivas, é importante verificar a Razão de Consistência (RC), que mede se as comparações feitas são coerentes. A RC é calculada usando o Índice de Consistência (IC) e o Índice Randômico (IR), de acordo com a equação ($RC = IC / IR$), cujo valor ideal deve ser menor que 0,1 (10%) (ASADABADI *et al.*, 2019).

Após a verificação da consistência segue-se a combinação linear ponderada de todos os critérios, método frequentemente utilizado em análises multicritério baseadas em SIG, no qual o valor de cada pixel previamente normalizado é multiplicado por seu respectivo coeficiente, resultando na imagem final do mapa desejado (FIGURA 1) (MALCZEWSKI, 2011).

FIGURA 1 – EXEMPLO DE COMBINAÇÃO LINEAR PONDERADA.



FONTE: Adaptado de Barredo (1996).

5.3 OBJETIVOS

5.3.1 Objetivo Geral

O objetivo do presente estudo foi desenvolver um Índice Integrado de Saúde e Qualidade Hídrica (ISQH) para os Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, por meio do método *Analytic Hierarchy Process* (AHP).

5.3.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos:

- Normalizar os dados referentes aos Índice de Qualidade da Água (IQA), Índice Integrado de Respostas de Biomarcadores (IBR) e do Índice Lesão Histopatológica (ILH);
- Calcular os pesos específicos para cada índice, por meio da matriz de comparação pareada;
- Calcular o Índice Integrado de Saúde e Qualidade Hídrica (ISQH), por meio da calculadora raster; e
- Produzir mapas espaço-temporais dos três rios por meio do ISQH, para identificação de padrões e áreas críticas de qualidade ambiental.

5.4 MATERIAL E MÉTODOS

5.4.1 Cálculo da Matriz de Comparação Pareada

A construção da matriz de comparação pareada foi realizada de acordo com o método AHP, proposto por Saaty (1977), na qual os índices ILH (mais significativo), IBR (intermediário) e IQA (menos significativo), foram utilizados como os critérios, dispostos em uma matriz 3 x 3 (TABELA 3).

TABELA 3 – ESTRUTURAÇÃO DA MATRIZ DE COMPARAÇÃO PAREADA.

	ILH	IBR	IQA
ILH	A11	A12	A13
IBR	A21	A22	A23
IQA	A31	A32	A33

FONTE: Autor (2024).

Para a realização das comparações pareadas para todos os critérios foi utilizada uma versão simplificada da escala numérica proposta por Saaty (1980) (TABELA 4).

TABELA 4 – ESCALA FUNDAMENTAL DE Saaty PARA COMPARAÇÃO PAREADA (ADAPTADA).

Peso	Explicação
1	Importância igual para o objetivo
2	Importância moderada para o objetivo
3	Importância forte para o objetivo

FONTE: Adaptado de Saaty e Vargas (1991).

5.4.2 Cálculo dos Parâmetros Para o Método *Analytic Hierarchy Process* (AHP)

Para a execução do método AHP foram calculados os seguintes parâmetros: soma de cada uma das linhas da matriz (Sl_n), equação (01); auto vetor (W_n), equação (02); produto vetorial (Pv), equação (03); lambda (λ), equação (04); lambda máximo (λ), equação (05); Índice de Consistência (IC), equação (06); Índice Randômico (IR); e Razão de Consistência (RC), equação (07).

$$Sl_n = A_{11} + A_{12} + A_{13} \quad (01)$$

$$W_n = Sl_n / \sum Sl_n \quad (02)$$

$$Pv = Sl_n \times W_n \quad (03)$$

$$\lambda = \frac{Pv}{W_n} \quad (04)$$

$$\Lambda = \text{média}(\lambda) \quad (05)$$

$$IC = \frac{\Lambda - n}{n - 1} \quad (06)$$

$$RC = \frac{IC}{IR} \quad (07)$$

O índice randômico (*IR*) são tabelados, sendo seu valor dado de acordo com o número de critérios (TABELA 5):

TABELA 5 – *IRs* EM FUNÇÃO DA ORDEM DA MATRIZ.

<i>n</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>IR</i>	0	0	0,52	0,89	1,11	1,25	1,35	1,40	1,45	1,49

LEGENDA: Índice Randômico (*IR*), número de critérios (*n*). FONTE: Adaptado de Colin (2007).

5.4.3 Normalização dos Índices IQA, IBR e ILH

Para a normalização dos dados referentes a cada índice foi utilizada uma variação linear, definida pela equação (08):

$$Vi = (Indíce - Vmin) / (Vmax - Vmin) \quad (08)$$

onde:

Vi = valor normalizado do índice;

Vmin = valor mínimo do índice;

Vmax = valor máximo do índice.

5.4.4 Índice Integrado de Saúde e Qualidade Hídrica (ISQH)

O cálculo do Índice Integrado de Saúde e Qualidade Hídrica (ISQH) foi realizado na calculadora raster, do programa QGIS 3.16.16-Hannover com GRASS 7.8.5, por meio da combinação linear ponderada, de acordo com a seguinte equação (09):

$$ISQH = (IQA \times W_3) + (IBR \times W_2) + (ILH \times W_1) \quad (09)$$

Onde:

W_1 = auto vetor 1

W_2 = auto vetor 2

W_3 = auto vetor 3

5.4.5 Interpolação Espacial

O método de interpolação espacial IDW para cada microbacia foi realizado a partir do ISQH calculado, por meio do programa QGIS 3.16.16-Hannover com GRASS 7.8.5.

5.5 RESULTADOS

5.5.1 Cálculo da Matriz de Comparação Pareada

A matriz de comparação pareada (3 x 3) foi elaborada a partir da comparação entre o índice ILH, avaliado de modo subjetivo, como o mais importante, em relação aos índices IBR e IQA (TABELA 6).

TABELA 6 – MATRIZ DE COMPARAÇÃO PAREADA.

	ILH	IBR	IQA
ILH	1	2	3
IBR	0,5	1	2
IQA	0,3	0,5	1

LEGENDA: Índice de Lesão Histopatológica (ILH); Índice de Resposta de Biomarcadores (IBR); Índice de Qualidade da Água (IQA). FONTE: Autor (2024).

5.5.2 Cálculo dos Parâmetros Para o Método *Analytic Hierarchy Process* (AHP)

Os parâmetros necessários para o cálculo do método AHP, dentre eles os autovetores (W_n) e a Razão de Consistência (RC) encontram-se descritos na Tabela 5. Os autovetores correspondem aos respectivos pesos que serão atribuídos a cada um dos índices que compõem a matriz, cuja somatória é igual a 1. A razão de consistência é um parâmetro de qualidade (validação), valores menores do que 0,1 indicam que a classificação foi feita de modo adequado (TABELA 7).

TABELA 7 – PARÂMETROS PARA O MÉTODO AHP.

Índices	Sl_n	W_n	n	Pv	λ	A	IC	IR	RC
ILH	6	0,53		1,63	3,08				
IBR	3,5	0,31	3	0,90	2,90	3,01	0,01	0,52	0,01
IQA	1,8	0,16		0,49	3,05				

LEGENDA: Índice de Lesão Histopatológica (ILH); Índice de Resposta de Biomarcadores (IBR); Índice de Qualidade da Água (IQA); Linhas da matriz (Sl_n); auto vetor (W_n); Número de critérios (n); Produto vetorial (Pv); Lambda (λ); Lambda máximo (A); Índice de consistência (IC); Índice randômico (IR); Razão de consistência (RC). FONTE: Autor (2024).

5.5.3 Normalização dos índices IQA, IBR e ILH

Após a normalização dos índices IQA, IBR e ILH os dados dos três índices passaram a variar entre 0 e 1, possibilitando sua agregação.

5.5.4 Índice Integrado de Saúde e Qualidade Hídrica (ISQH)

O cálculo do novo índice integrado foi feito com o emprego dos autovetores obtidos a partir da matriz de comparação pareada, por meio da soma ponderada dos índices normalizados, de acordo com a equação (10):

$$ISQH = (IQA \times 0,16) + (IBR \times 0,31) + (ILH \times 0,53)$$
 (10)

5.5.5 Interpolação Espacial

A interpolação espacial para cada microbacia foi realizada a partir do ISQH calculado, sendo as faixas de classificação delimitadas de acordo com os valores da tabela 8. A escala de cores adotada varia do vermelho (valor mais alto) até o azul (valor mais baixo), para indicar áreas mais e menos impactadas, respectivamente.

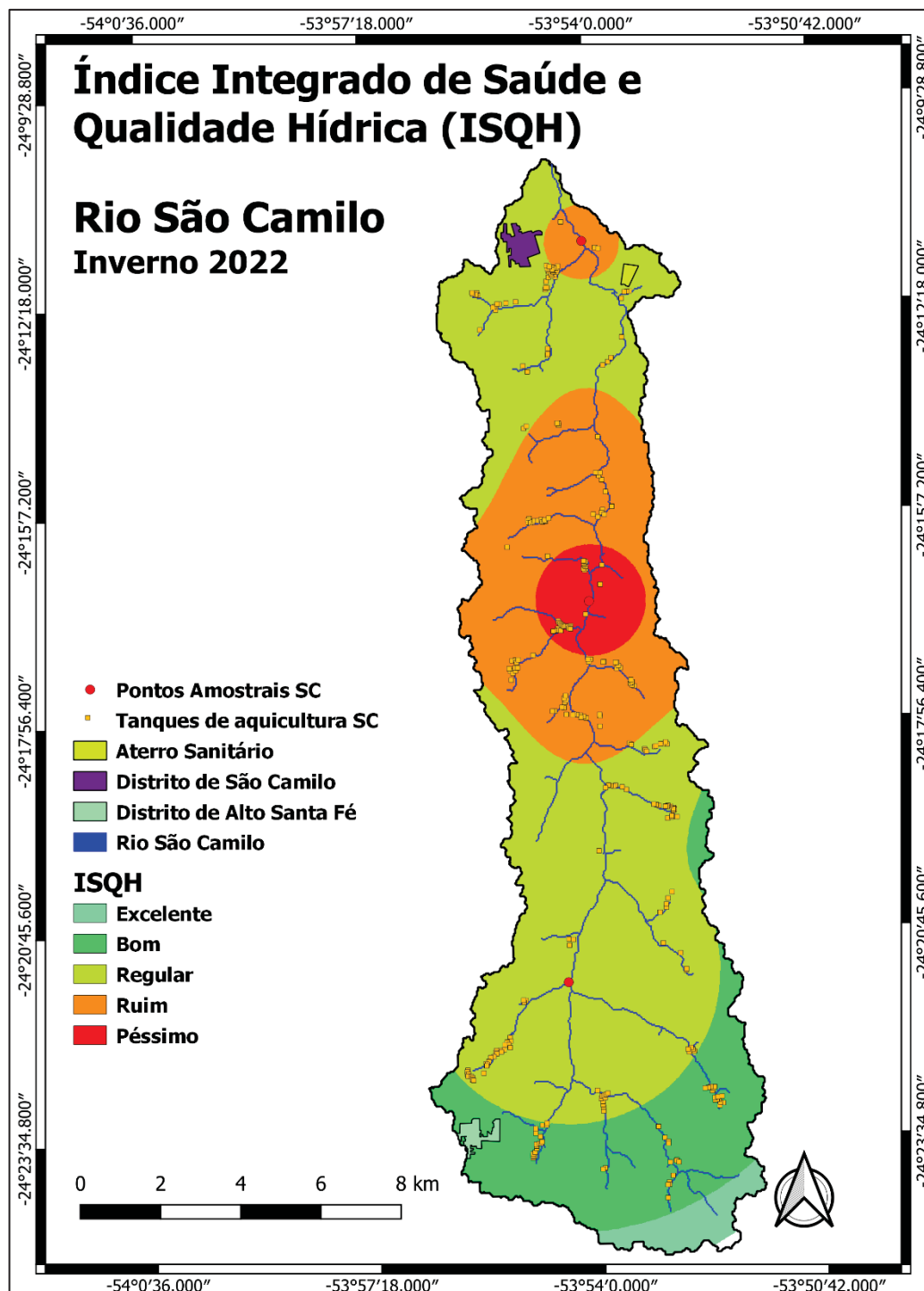
TABELA 8 – CLASSIFICAÇÃO EM RELAÇÃO A FAIXA DE ISQH.

ISQH	Classificação	Cor
0 – 0,25	Excelente	Azul
0,26 – 0,50	Bom	Verde
0,51 – 0,70	Regular	Amarelo
0,71 – 0,90	Ruim	Laranja
0,91 – 1	Péssimo	Vermelho

FONTE: Autor (2024).

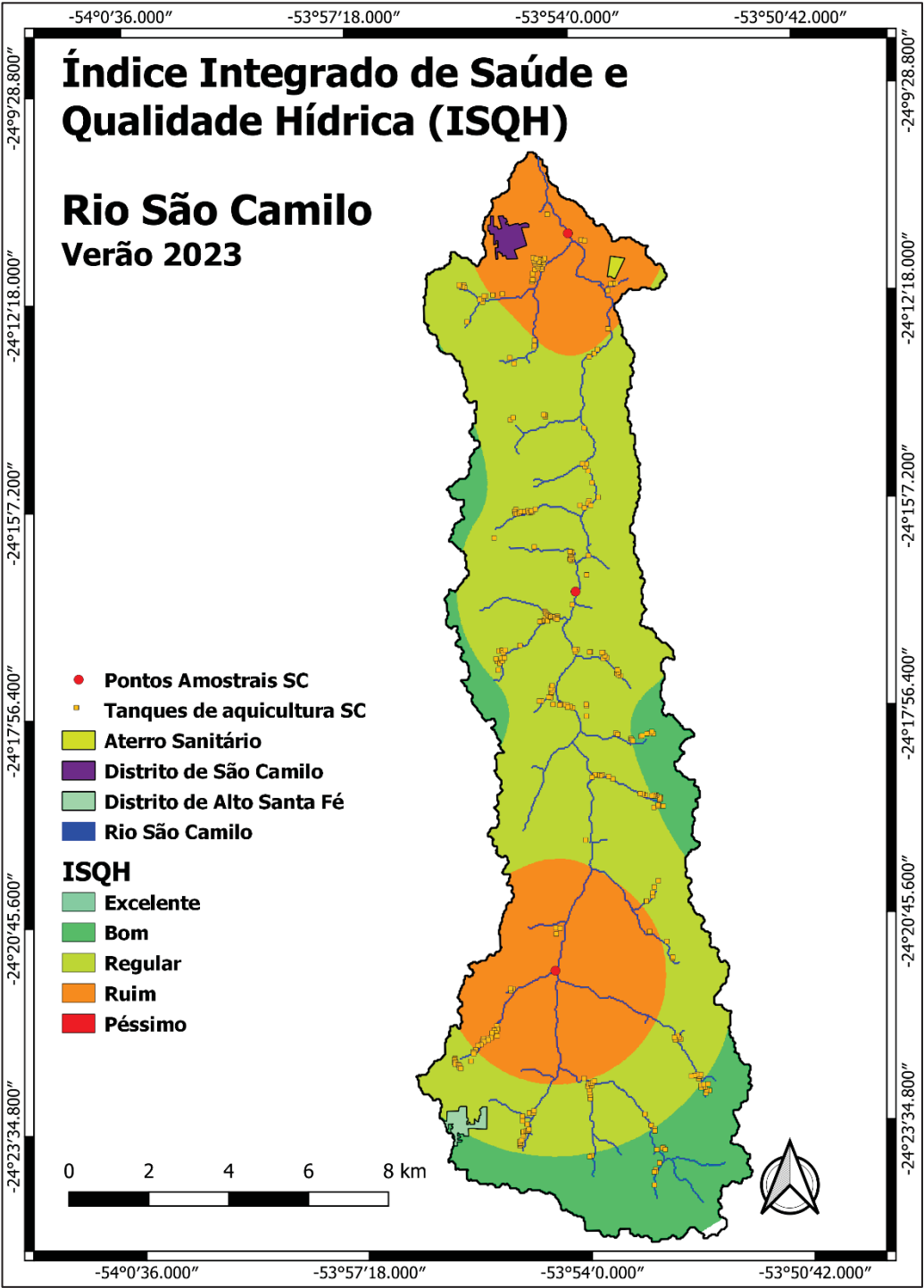
Para a microbacia do Rio São Camilo o índice variou de excelente a péssimo, no inverno (FIGURA 2), e de bom a regular, no verão (FIGURA 3).

FIGURA 2 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ISQH DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

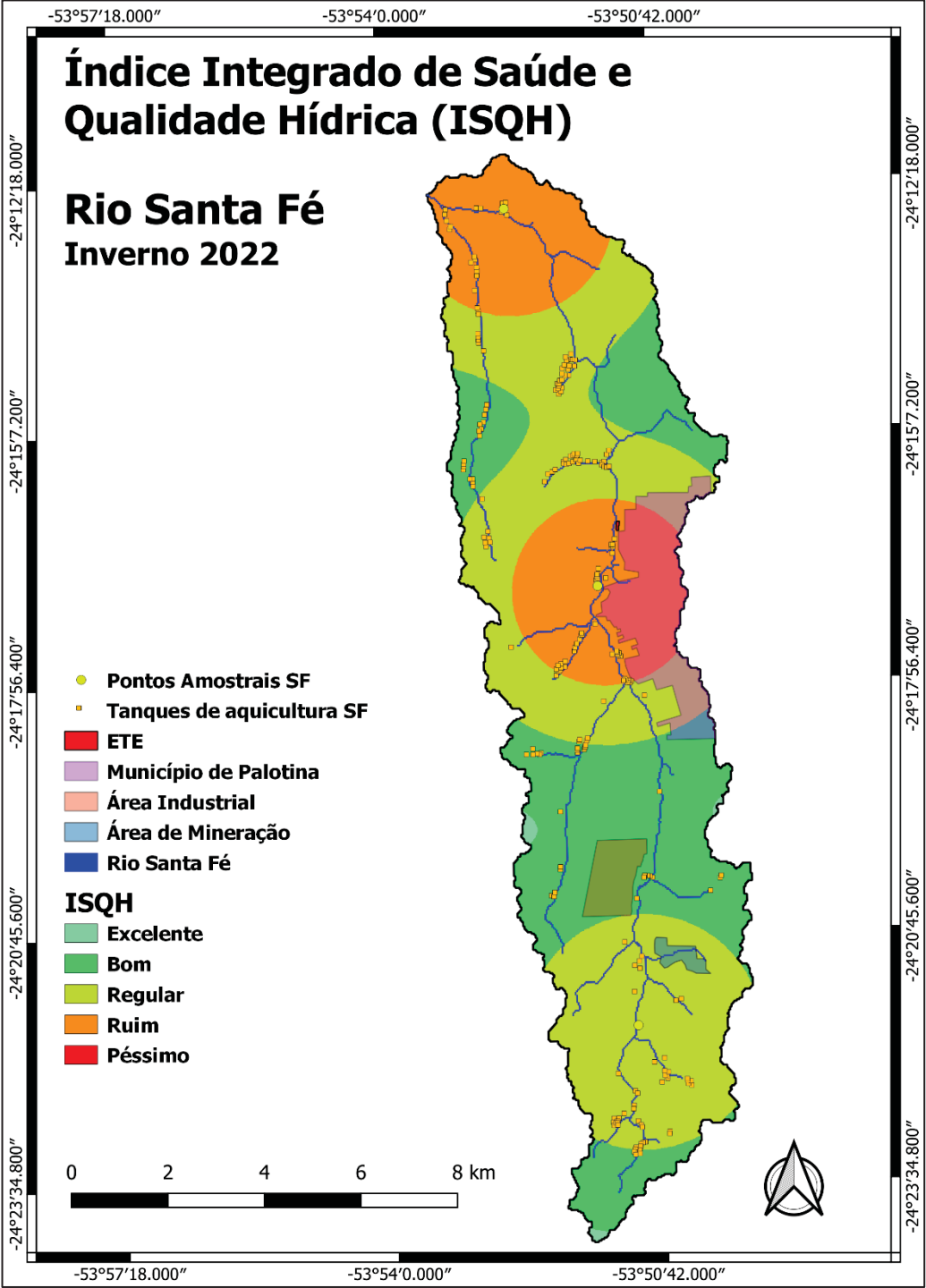
FIGURA 3 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ISQH DO RIO SÃO CAMILO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

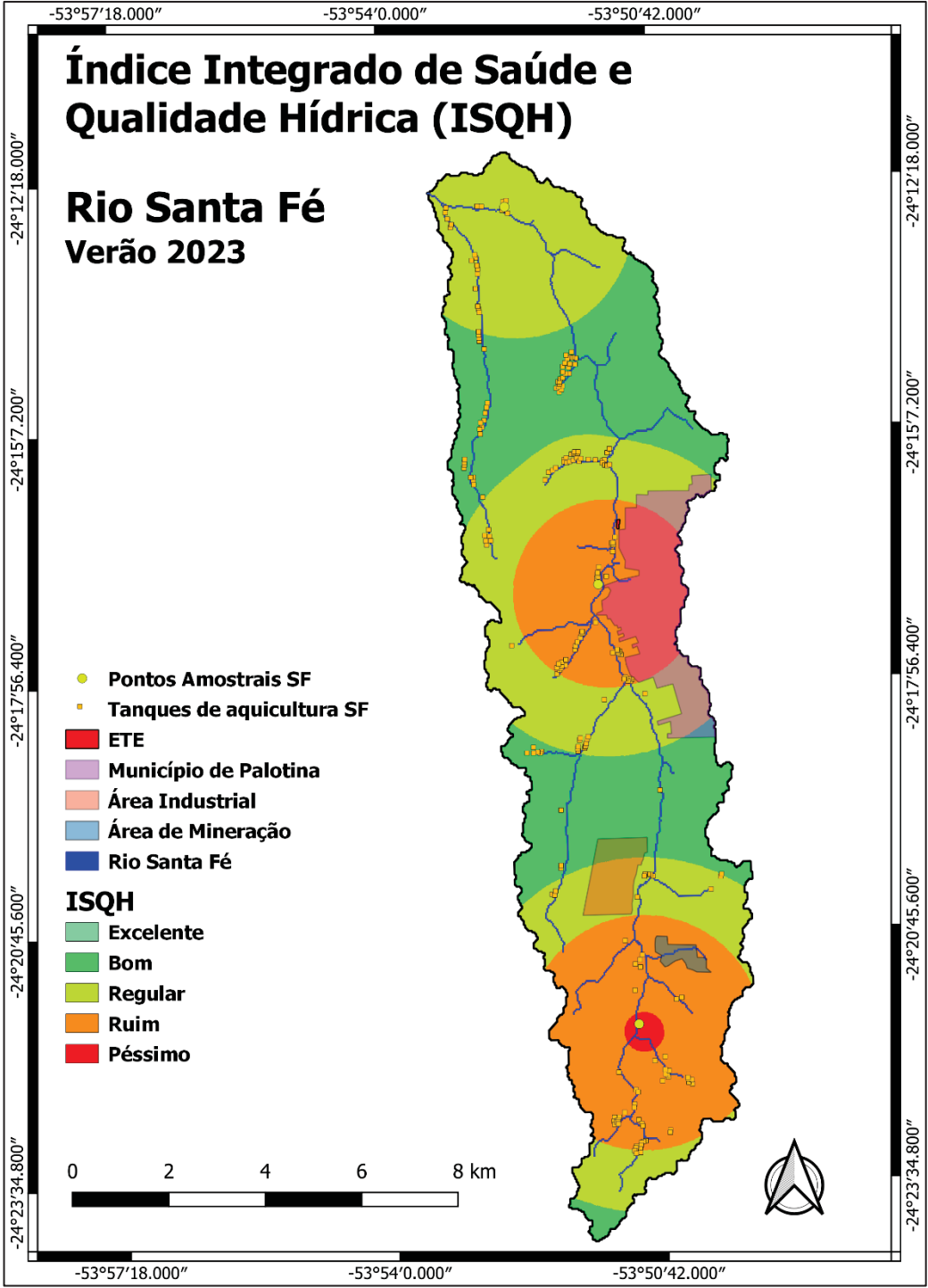
Para a microbacia do Rio Santa Fé o índice variou de bom a ruim, no inverno (FIGURA 4), e de bom a péssimo, no verão (FIGURA 5).

FIGURA 4 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ISQH DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

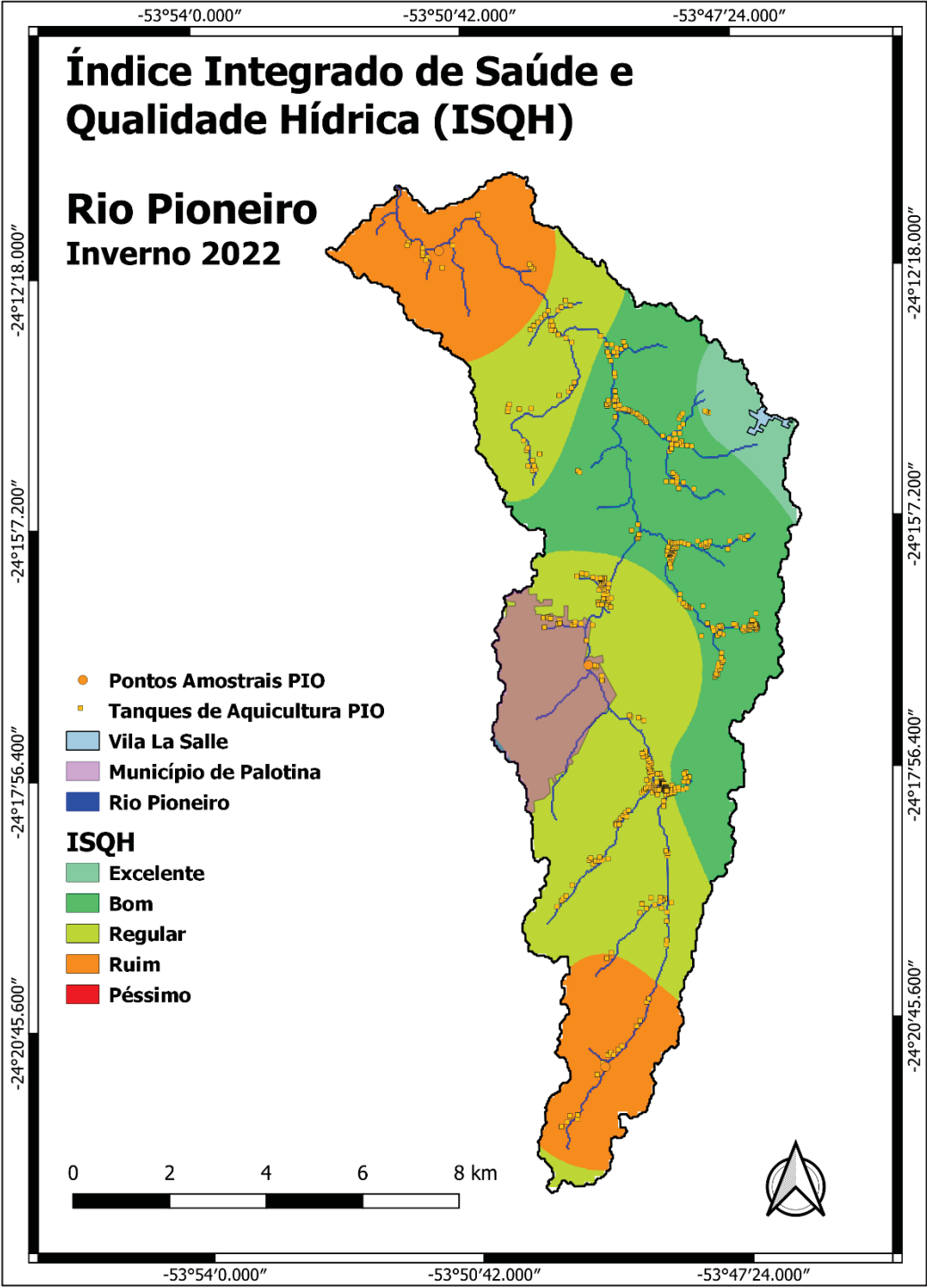
FIGURA 5 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ISQH DO RIO SANTA FÉ, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

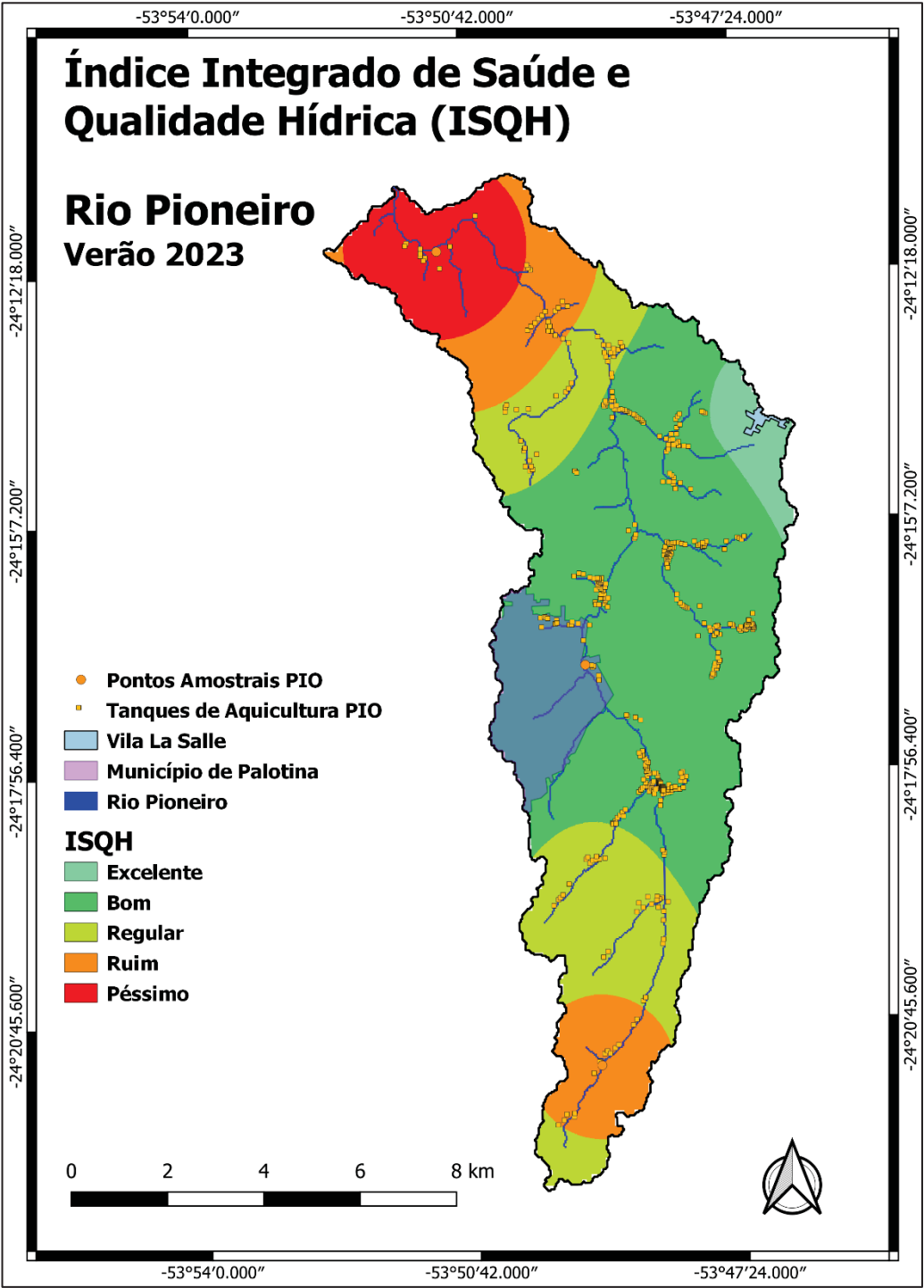
Para a microbacia do Rio Pioneiro o índice variou de excelente a ruim, no inverno (FIGURA 6), e de excelente a péssimo, no verão (FIGURA 7).

FIGURA 6 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ISQH DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO INVERNO DE 2022.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

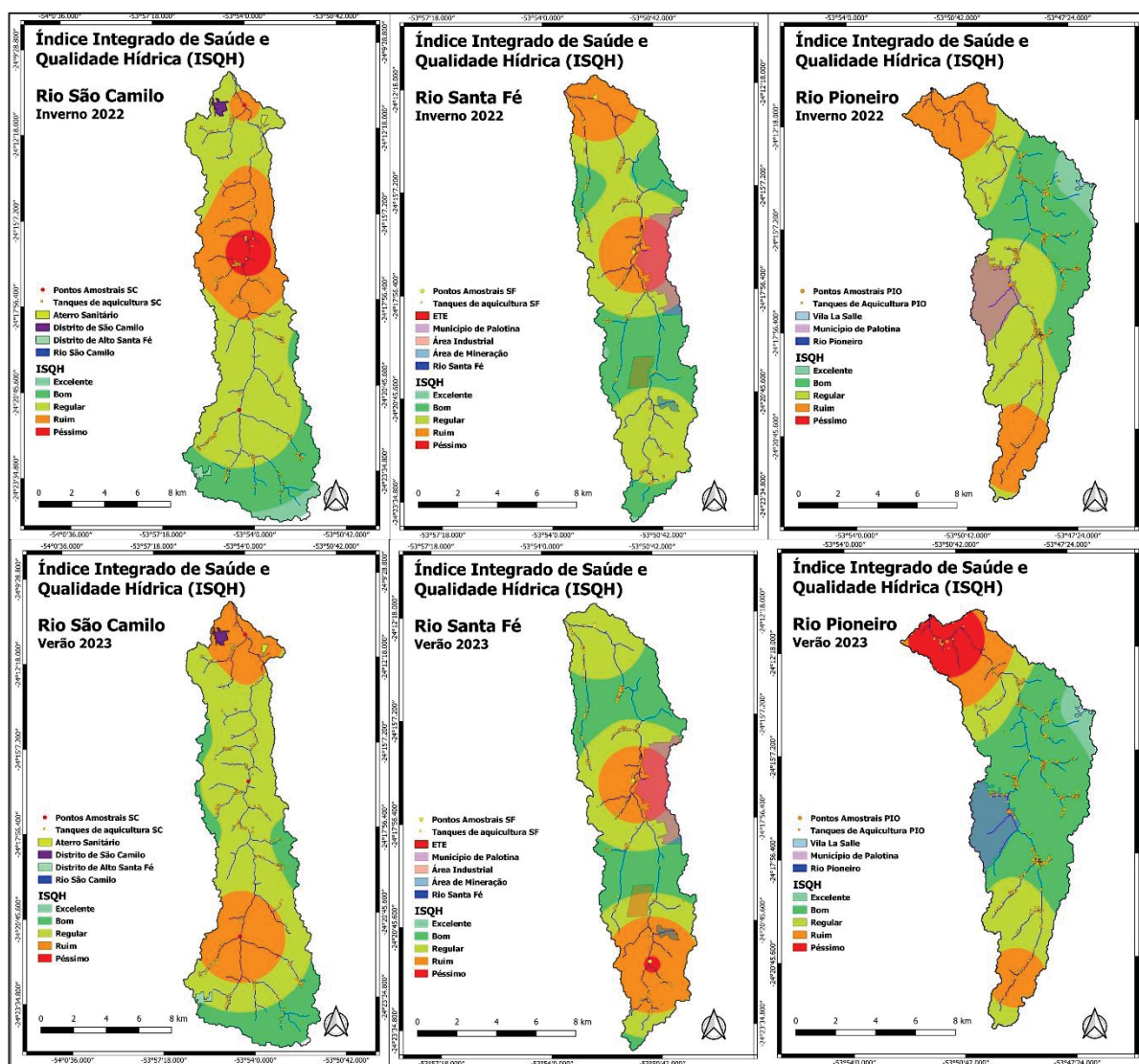
FIGURA 7 – INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DO ISQH DO RIO PIONEIRO, PARA A ESTAÇÃO DO VERÃO DE 2023.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

Para fins de comparação os mapas do ISQH produzidos para as três microbacias avaliadas, em ambas as estações, inverno de 2022 e verão de 2023, foram agrupados na Figura 8.

FIGURA 8 – QUADRO COMPARATIVO DOS MAPAS ISQH PARA AS MICROBACIAS DOS RIOS SÃO CAMILO, SANTA FÉ E PIONEIRO, NAS ESTAÇÕES INVERNO DE 2022 E VERÃO DE 2023.



LEGENDA: Sistema Geodésico de Referência SIRGAS2000. FONTE: Autor (2024).

5.6 DISCUSSÃO

O cálculo do ISQH, resultado da agregação dos índices IQA, IBR e ILH por meio do método AHP demonstrou-se consistente ($RC < 0,1$), indicativo de que classificação proposta na matriz de comparação pareada foi realizada de modo adequado, como pode ser observado em outros estudos de qualidade e saúde dos ecossistemas aquáticos, que integram índices diversos e SIG, por meio do método AHP (MISHRA *et al.*, 2024; YUAN *et al.*, 2022).

A lógica utilizada na atribuição dos pesos, de modo crescente, para cada um dos índices foi o seguinte: (I) o ILH é o índice mais significativo dos três, uma vez que danos histopatológicos são em sua maioria irreversíveis, e portanto possuem elevado impacto sobre a saúde dos animais; (II) o IBR por indicar o estresse oxidativo é condicionado pela qualidade da água, acompanhando sua variação, à medida que piores condições de qualidade contribuem para o aumento do estresse, podendo resultar em danos histológicos e genéticos, enquanto melhores condições de qualidade contribuem para a sua redução; e (III) o IQA por indicar a qualidade das águas é condicionado por fatores ambientais e antrópicos diversos, como pluviosidade, temperatura, concentrações de contaminantes, entre outros, podendo variar entre uma amplo espectro de qualidade, de um momento para outro.

Os mapas resultantes da interpolação do ISQH, na estação inverno, demonstraram que a rede de drenagem da microbacia do Rio São Camilo apresentou qualidade e saúde regular, na maior parte de sua extensão, com trechos ruins e péssimos nos arredores do ponto intermediário SC2, indicando elevado impacto nesse trecho do rio, região predominantemente agrícola, mas que nesse período encontrava-se suspensa na maior parte das três microbacias avaliadas, devido a imposição do vazio sanitário da soja.

A rede de drenagem do Rio Santa Fé apresentou trechos majoritariamente com qualidade e saúde boa e regular, com trechos ruins nos arredores do ponto intermediário (SF2), trecho sob a influência de atividades agrícolas, aquícolas, industriais e urbanas, e do ponto a montante (SF3), localizado na região exutória da microbacia, sob influência de atividades agrícolas e aquícolas. Apesar das baixas temperaturas do período não favorecerem a produção de efluentes, os baixos índices de precipitação podem ter favorecido o aumento das concentrações de contaminantes nessas águas, reduzindo sua qualidade e comprometendo a saúde desses animais.

A rede de drenagem do Rio Pioneiro também apresentou trechos majoritariamente com qualidade e saúde boas e regulares, com trechos ruins nos arredores dos pontos PIO1 e PIO3,

indicando que o nível de impacto sobre as águas e sua biota é elevado nos pontos à montante e jusante, respectivamente, ambos sob influência de atividades agrícolas e aquícolas.

Na estação verão, a rede de drenagem da microbacia do Rio São Camilo também apresentou qualidade e saúde regular, na maior parte de sua extensão, com trechos ruins nos arredores do ponto a montante (SC1) e do ponto a jusante (SC3), ambos sob elevada influência agrícola, que nessa estação encontrava-se entre as safras de soja e milho, período de intensa atividade nas três microbacias avaliadas.

O Rio Santa Fé apresentou trechos majoritariamente com qualidade e saúde boas e regulares, com trechos ruins e péssimos nos arredores do ponto a montante (SF1), sob influência de atividades agrícolas e aquícolas, e ruins nos arredores do ponto intermediário (SF2), sob influência de atividades agrícolas, aquícolas, urbanas e industriais, indicando um elevado impacto nesses dois trechos do rio. Diferentemente do que foi observado na estação do inverno, no verão as elevadas temperaturas favorecem a produção de efluentes urbanos, aquícolas e indústrias, enquanto os elevados índices de precipitação observados podem ter contribuído para a lixiviação e carreamento de contaminantes diversos que podem ter contribuído de modo sinérgico para perda de qualidade dessas águas e consequente comprometimento da saúde desses animais.

A rede de drenagem do Rio Pioneiro também apresentou trechos majoritariamente com boa qualidade e saúde, com trechos ruins e regulares nos arredores do ponto a montante (PIO1) e péssima no ponto a montante (PIO3). Pequenos trechos de excelente saúde e qualidade hídricas podem ser observadas à oeste da microbacia do Rio Pioneiro em ambas as estações, indicando baixo impacto nessa região da microbacia.

5.7 CONCLUSÃO

O método AHP demonstrou-se efetivo na construção do ISQH a partir dos índices IQA, IBR e ILH anteriormente calculados, possibilitando a análise integrada da saúde e qualidade hídricas dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro.

Evidencia-se por meio do ISQH a predominância de áreas de saúde e qualidade ruins e regulares nos três rios avaliados, em ambas as estações, demonstrando a deterioração sistêmica da qualidade das águas dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro, bem como da saúde das populações de *H. ancistroides*.

Os mapas de fácil interpretação visual obtidos por meio da técnica de interpolação espacial do ISQH podem contribuir aos tomadores de decisão na elaboração de políticas públicas adequadas, colaborando para a recuperação e conservação desses ecossistemas.

REFERÊNCIAS

- ASADABADI, M. R.; CHANG, E.; SABERI, Are MCDM methods useful? A critical review of Analytic Hierarchy Process (AHP) and Analytic Network Process (ANP). **Cogent Engineering**, v.6, 2019.
- AMENTA, P.; LUCADAMO, A.; MARCARELLI, G. On the choice of weights for aggregating judgments in non-negotiable AHP group decision making. **European Journal of Operational Research**, v.288, n.1, p.294 – 301, 2020.
- BARREDO J. I. Sistemas de Información Geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio. RA-MA Editorial, Madrid, Spain, 1996.
- COLIN, E. C. **Pesquisa Operacional: 170 aplicações em estratégia, finanças, logística, produção, marketing e vendas**. Livros Técnicos e Científicos, 528p., 2007.
- DAS, S.; SARKAR, S.; KANUNGO, D. P. GIS-based landslide susceptibility zonation mapping using the analytic hierarchy process (AHP) method in parts of Kalimpong Region of Darjeeling Himalaya. **Environ Monit Assess**, v.194, n.234, 2022.
- KHAN, A. U.; ALI, Y. Analytical Hierarchy Process (AHP) And Analytic Network Process Methods and Their Applications: A Twenty-Year Review From 2000-2019. **International Journal of the Analytic Hierarchy Process**, v.12 n.3 2020.
- LEAL, J. E. AHP-express: A simplified version of the analytical hierarchy process method. **MethodsX** 7, v.100748, 2020.
- MISHRA, A. P.; SINGH, S.; JANIC, M.; SINGHD, K. A.; PANDE, C. B.; VARADE, A. M. Assessment of water quality index using Analytic Hierarchy Process (AHP) and GIS: a case study of a struggling Asan River. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v.104, n.5, p.1159–1171, 2024.
- PANT, S.; KUMAR, A.; RAM, M.; KLOCHKOV, Y.; SHARMA, H. K. Consistency Indices in Analytic Hierarchy Process: A Review. **Mathematics**, v.10, n.1206, 2022.
- RIDWAN, M. A.; SOEMARNO; IMAM, S.; ASMAUL, M. S. Exploring the Potential and Benefits of AHP and GIS Integration for Informed Decision-Making: A Literature Review. **Ingénierie des Systèmes d'Information**, v.28, n.6, 2023.
- SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v.15, n.3, p. 234-281, 1977.
- SAATY, T. L. **The analytical hierarchy process: planning, priority setting, resource allocation**. New York: McGraw-Hill, 287p, 1980.
- SAATY, T. L.; VARGAS, L. G. **Prediction, Projection and Forecasting**. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, 251 p., 1991.

MALCZEWSKI, J. Local Weighted Linear Combination. **Transactions in GIS**, v.15, n.4, p.439 – 455, 2011.

TAVANA, M.; SOLTANIFAR, M.; ARTEAGA, F. J. S. Analytical hierarchy process: revolution and Evolution. **Annals of Operations Research**, v.326, p.879 – 907, 2023.

YUAN, Q.; WU, H.; ZHAO, Y.; ZHANG, Y.; YAO, R.; ZHAO, Y.; YAN, W. Ecosystem health of the Beiyun River basin (Beijing, China) as evaluated by the method of combination of AHP and PCA. **Environmental Science and Pollution Research**, v.29, p.39116–39130, 2022.

6. CONCLUSÕES GERAIS

As águas dos Rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro apresentaram baixa qualidade, em ambas as estações amostradas, demonstrando que a rede hídrica de suas respectivas microbacias se encontra sob a influência que grandes quantidades de sedimentos, nutrientes como nitratos, nitritos e fosfatos, e contaminantes de origens diversas, como efluentes domésticos, agrotóxicos e metais, que atuam de modo sinérgico, comprometendo sua qualidade.

Os biomarcadores de bioquímicos demonstraram que as populações *H. ancistroides* dos referidos rios encontram-se sob elevado estresse oxidativo hepático e de neurotoxicidade, decorrente da baixa qualidade das águas e da ação misturas complexas de contaminantes.

Os biomarcadores histopatológicos e de genotoxicidade demonstraram que as populações de *H. ancistroides* encontram-se com a saúde debilitada, tendo apresentado uma miríade de alterações hepáticas e branquiais graves, que podem comprometer a sobrevivência desses animais e o equilíbrio desses ecossistemas.

O emprego do método AHP possibilitou a agregação dos índices IQA, IBR e ILH de modo satisfatório, tendo como resultado mapas de fácil interpretação de saúde e qualidade hídrica, capazes de embasarem propostas de políticas e programas de recuperação e conservação desses rios e seus respectivos ecossistemas, cuja urgente necessidade comprovou-se por meio desse estudo.

7. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com base nos resultados obtidos neste trabalho, os autores recomendam que outros pesquisadores deem continuidade à investigação sobre a qualidade e a saúde dos ecossistemas dos rios São Camilo, Santa Fé e Pioneiro. Para isso, sugere a adoção de outras abordagens metodológicas, como estudos sobre biodiversidade, riqueza, abundância e distribuição de espécies aquáticas, contribuindo, assim, para a conservação e recuperação desses ecossistemas.

Os autores também sugerem aos órgãos fiscalizadores e da gestão pública redobram seus esforços com o objetivo de mitigar os efeitos de toda e qualquer atividade antrópica potencialmente poluidora desses recursos hídricos, por meio de programas de monitoramento, recuperação e conservação ambientais.