



UNIVERSIDADE TECNÓLOGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
MULTICAMPI APUCARANA E LONDRINA

LARISSA BAPTISTUCI PIACENZA

**EFEITO DA PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA PARA AS ESTRUTURAS
LIMNOLÓGICA E MICROBIOLÓGICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO
CAFEZAL**

LONDRINA

2021

LARISSA BAPTISTUCI PIACENZA

**EFEITO DA PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA PARA AS ESTRUTURAS
LIMNOLÓGICA E MICROBIOLÓGICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO
CAFEZAL**

EFFECT OF PLUVIOMETRIC PRECIPITATION ON THE LIMNOLOGICAL AND
MICROBIOLOGICAL STRUCTURES OF THE RIBEIRÃO CAFEZAL
HYDROGRAPHIC BASIN

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental / MultiCampi Apucarana e Londrina da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Área de Concentração: Engenharia Ambiental

Linha de Pesquisa: Monitoramento Ambiental

Orientador(a): Prof(a). Dr(a). Kátia Valéria Marques Cardoso Prates

Coorientador: Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira

LONDRINA

2021



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite que outros remixem, adaptem e criem a partir do trabalho para fins não comerciais, desde que atribuam o devido crédito e que licenciem as novas criações sob termos idênticos.

Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Câmpus Londrina



LARISSA BAPTISTUCI PIACENZA

**INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA PARA AS ESTRUTURAS LIMNOLÓGICA E
MICROBIOLÓGICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO CAFEZAL**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestra Em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Engenharia Ambiental.

Data de aprovação: 21 de Maio de 2021

Prof.a Katia Valeria Marques Cardoso Prates, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Daniel Meneguello Limeira, Doutorado - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Paraná (Ifpr)

Prof Mauricio Moreira Dos Santos, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 21/05/2021.

*Dedico este livro ao meus pais, Flávio e
Rosa Maria, razões da minha vida.*

AGRADECIMENTOS

Todos os dias, hoje não menos importante, agradeço a Deus pela vida, pelo dom da sabedoria e pela fé, sem estes não teria concretizado meu sonho.

À minha família, por viver cada momento ao meu lado, me dando motivos para continuar e entendendo, muitas vezes, a minha falta em momentos de saudade. Muito obrigada por me amarem, sem vocês, não sou.

À minha orientadora, amiga querida, Kátia Prates, que não mediu esforços para a realização deste trabalho em períodos tão difíceis vividos em uma pandemia.

Agradeço a Deus pelo dom dado à senhora, de ensinar e de acolher seus alunos, muitas vezes até como mãe. Obrigada pelos ensinamentos, conselhos, confiança e pela amizade. Sua contribuição para este trabalho é essencial e admirável. Com certeza tem um espaço especial para a senhora em meu coração.

Ao meu coorientador, Edson Fontes, primeira pessoa que procurei ao me candidatar no processo seletivo do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) e que soube me orientar com toda inteligência e engajamento, características ímpares de um professor. Ao senhor, minha gratidão e admiração.

Aos amigos que o PPGEA me deu, Natália Stier, Higgor Gois e Otávio Sobrinho, com certeza esse período de vida compartilhado com vocês renderá felizes lembranças. Contem sempre comigo.

Aos amigos, Thiago Henrique da Silva, Loueverton Antonio Rodrigues De Castro, Fernando Henrique Zaran Moreira e Isabela Bruna de Tavares Machado Bolonhesi gratidão por compartilharem seus conhecimentos e seus dias de folga para me acompanharem nos trabalhos em campo. Este trabalho tem também o mérito de vocês.

Aos membros da banca, obrigada por todas as considerações, ajudas e ensinamentos. São fundamentais para minha evolução pessoal e profissional.

Por fim, à UTFPR, por me acolher neste programa de pós-graduação e fornecer todos os subsídios necessários para conclusão deste trabalho. Muito obrigada!

“Deus viu e enumerou a sabedoria, fazendo chover a ciência e a inteligência, e exaltando a honra daqueles que a possuem. A raiz da sabedoria é temer ao Senhor, e seus ramos são vida longa.” (ECLESIÁSTICO 1, 17-18).

PIACENZA, Larissa Baptistuci. **EFEITO DA PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA PARA AS ESTRUTURAS LIMNOLÓGICA E MICROBIOLÓGICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO CAFEZAL**. 2021. 111 páginas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2021.

RESUMO

A bacia de manancial de abastecimento do ribeirão Cafezal é um dos principais mananciais de abastecimento da cidade de Londrina-PR. Com sua nascente na cidade de Rolândia, percorrendo o município de Cambé-PR, até a estação de captação da SANEPAR em Londrina-PR, percorre áreas urbanas e rurais, cruzando diferentes paisagens e usos do solo. A fim de avaliar a influência da precipitação pluviométrica nas estruturas limnológicas e microbiológicas da bacia, foi elaborada a série histórica pluviométrica e fluviométrica, e monitorados indicadores limnológicos (potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos e temperatura da água) e microbiológicos (coliformes totais, *Escherichia coli* e bactérias heterotróficas). Foram elaborados mapas para verificar se as condições geográficas da bacia e o uso do solo, sob efeito da pluviometria, têm influência nos indicadores monitorados. Por fim, foram aplicados testes estatísticos (PERMANOVA e Análise de Componentes Principais (ACP)) para testar a correlação e a variância entre os dados coletados. A Permanova demonstrou, de maneira geral, que a variação espacial não é um fator de segregação das estruturas limnológicas e microbiológicas e sim que estas são influenciadas pelo regime pluviométrico. A ACP corroborou o resultado da Permanova e demonstrou que as estruturas limnológicas e microbiológicas variam significativamente em função do regime pluviométrico, principalmente as variáveis oxigênio dissolvido, variando de 10,92 mg/L no período com menor volume de chuvas a 27,42 mg/L no período com maior volume de chuvas; *E.coli*, variando de $1,08 \times 10^3$ UFC no período com menor volume de chuvas a $6,2 \times 10^3$ UFC no período com maior volume de chuvas temperatura; pH, variando de 6,87 no período com menor volume de chuvas a 6,78 no período com maior volume de chuvas; coliformes totais, variando de $9,2 \times 10^3$ UFC no período com menor volume de chuvas a $2,1 \times 10^4$ no período com maior volume de chuvas; bactérias heterotróficas, variando de $2,13 \times 10^4$ UFC no período com menor volume de chuvas a $2,0 \times 10^5$ no período com maior volume de chuvas; e sólidos suspensos, variando de 99,33 mg/L no período com menor volume de chuvas a 37,27 mg/L no período com maior volume de chuvas.

Palavras-chave: Manancial de abastecimento; indicadores microbiológicos; indicadores limnológicos; uso e ocupação do solo; análise multivariada.

PIACENZA, Larissa Baptistuci. **EFFECT OF PLUVIOMETRIC PRECIPITATION ON THE LIMNOLOGICAL AND MICROBIOLOGICAL STRUCTURES OF THE RIBEIRÃO CAFEZAL HYDROGRAPHIC BASIN**. 2021. 111 pages. Dissertation (Master in Environmental Engineering) – Federal University of Technology – Paraná, Londrina, 2021.

ABSTRACT

The Cafezal stream water supply basin is one of the main water sources in the city of Londrina-PR. With its source in the city of Rolândia, traveling through the municipality of Cambé-PR, until the SANEPAR catchment station in Londrina-PR, it travels through urban and rural areas, crossing different landscapes and land uses. In order to assess the influence of precipitation on the limnological and microbiological structures of the basin, the historical rainfall and pluviometric series were elaborated, and limnological indicators (hydrogen potential, dissolved oxygen, electrical conductivity, suspended solids and water temperature) and microbiological (total coliforms, *Escherichia coli* and heterotrophic bacteria). Thematic charts were drawn up to verify whether the geographic conditions of the basin and land use have an influence on the monitored indicators. Finally, statistical tests (PERMANOVA and Principal Component Analysis) were applied to test the correlation and variance between the data collected. Permanova demonstrated, in general, that spatial variation is not a segregation factor of limnological and microbiological structures, but that they are influenced by the rainfall regime. The PCA corroborated the permanova result and demonstrated that limnological and microbiological structures vary significantly according to the rainfall regime, especially the variables dissolved oxygen, ranging from 10.92 mg/L in the period with the lowest rainfall volume to 27.42 mg/L in the period with the highest rainfall volume; *E.coli*, ranging from 1.08×10^3 CFU in the period with the lowest rainfall volume to 6.2×10^3 CFU in the period with the highest volume of temperature rainfall; pH, ranging from 6.87 in the period with the lowest rainfall volume to 6.78 in the period with the highest rainfall volume; total coliforms, ranging from 9.2×10^3 CFU in the period with the lowest rainfall volume to 2.1×10^4 in the period with the highest rainfall volume; heterotrophic bacteria, ranging from 2.13×10^4 CFU in the period with the lowest rainfall volume to 2.0×10^5 in the period with the highest rainfall volume; and suspended solids, ranging from 99.33 mg/L in the period with the lowest rainfall volume to 37.27 mg/L in the period with the highest volume of rainfall.

Keywords: Supply source; microbiological indicators; limnological indicators; land use and occupation; multivariate analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização geográfica da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal e das seções amostrais.....	44
Figura 2 – Ilustração da amostragem das métricas da vegetação ripária por meio de sorteio de margem e quadrantes espaçados em três metros.....	49
Figura 3 – Equipamento portátil multiparâmetro para coleta de variáveis limnológicas.....	50
Figura 4 – Placa Petrifilm após inoculação e incubação por 24h	51
Figura 5 – Placa Petrifilm Acqua após inoculação e incubação por 48h	52
Figura 6 - Série histórica de variação pluviométrica mensal de 1989 a 2019 na região metropolitana de Londrina-PR.....	54
Figura 7 - Gráfico da variação fluviométrica anual referente aos anos de 1989 a 2019 do Ribeirão Cafezal.....	55
Figura 8 – Monitoramento da tendência meteorológica (ago/20 a jan/21)	56
Figura 9 – Precipitação monitorada no período de agosto/20 a janeiro/21 tendo como referência a média histórica da região nos últimos 30 anos (1989-2019).....	57
Figura 10 – Monitoramento da precipitação antes e depois da coleta de dados <i>in situ</i>	59
Figura 11 - Carta de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.	60
Figura 12 –Microbacia hidrográfica do ribeirão Cafezal 1.	63
Figura 13 - Resultados das variáveis limnológicas na seção amostral 1.....	64
Figura 14 - Resultados das variáveis microbiológicas na seção amostral 1.....	65
Figura 15 –Microbacia hidrográfica do ribeirão Cafezal 2	66
Figura 16 –Resultados das variáveis limnológicas na seção amostral 2.....	67
Figura 17 –Resultados das variáveis microbiológicas na seção amostral 2.....	68
Figura 18 –Microbacia hidrográfica do córrego Pedroso	69
Figura 19 – Resultados das variáveis limnológicas na seção amostral 3.....	70

Figura 20 – Resultados das variáveis microbiológicas na seção amostral 3.....	71
Figura 21 – Microbacia hidrográfica do ribeirão Cafezal 4.....	72
Figura 22 - Resultados das variáveis limnológicas na seção amostral 4.....	73
Figura 23 - Resultados das variáveis microbiológicas na seção amostral 4.....	74
Figura 24 - Microbacia hidrográfica do ribeirão São Domingos.....	75
Figura 25 - Resultados das variáveis limnológicas na seção amostral 5.....	76
Figura 26 - Resultados das variáveis microbiológicas na seção amostral 5.....	77
Figura 27 - Microbacia hidrográfica do ribeirão Cafezal 6.....	78
Figura 28 - Resultados das variáveis limnológicas na seção amostral 6.....	79
Figura 29 - Resultados das variáveis microbiológicas na seção amostral 6.....	80
Figura 30 – Caracterização dos quadrantes avaliados na metodologia de análise da vegetação ripária.....	84
Figura 31 - Caracterização das seções amostrais nos períodos de seca e de chuva na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal nos pontos de amostragem....	86
Figura 32 –Monitoramento da condutividade elétrica nas seções amostrais da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.....	89
Figura 33 –Monitoramento dos sólidos dissolvidos na coluna d’água das seções amostrais da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.....	91
Figura 34 –Monitoramento do oxigênio dissolvido nas seções amostrais da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.....	93
Figura 35 –Monitoramento do potencial hidrogeniônico nas seções amostrais da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.....	95
Figura 36 –Monitoramento da temperatura da água nas seções amostrais do ribeirão Cafezal.....	96
Figura 37 –Monitoramento dos coliformes totais nas seções amostrais da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.....	97
Figura 38 – Monitoramento de <i>E. coli</i> nas seções amostrais da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.....	97
Figura 39 –Monitoramento de bactérias heterotróficas na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal	100
Figura 40 –Análise de componentes principais (ACP) da amostra espacial.....	105
Figura 41 –Análise de componentes principais (ACP) da amostra temporal.....	106

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros limnológicos analisados e seus limites permitidos para Classes II e III.....	23
Tabela 2 – Classificação do uso do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal e suas respectivas porcentagens de ocupação.....	63
Tabela 3 – Evolução da porcentagem de uso do solo da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.....	81
Tabela 4 – Análise da vegetação ripária na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal	82
Tabela 5 – Medidas de posição limnológicas e microbiológicas monitoradas na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal durante todo o período de monitoramento.....	102
Tabela 6 – Resultado da PERMANOVA espacial e temporal	104
Tabela 7 – Autovetores da matriz de correlação da ACP.....	105

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Classificação das águas doces pela Resolução CONAMA n° 357/2005, segundo os destinos de seus usos; e com as cores representativas de suas condições de qualidade.....	23
Quadro 2 – Localização geográfica das seções amostrais	44

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACP	Análise de Componentes Principais
ANA	Agência Nacional de Águas
APP	Área de Preservação Permanente
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CO ₃ ⁻	Ânion carbonato
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPC	<i>Clima Prediction Center</i>
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
E. coli	<i>Escherichia Coli</i>
GNSS	Sistema de Navegação Global por Satélite
H ⁺	Cátion hidrogênio
H ₂ CO ₃	Ácido carbônico
INPE	Instituto nacional de pesquisas espaciais
IRI	<i>International Research Institute for Climate and Society</i>
MDS	Modelo Digital de Superfície
MOD	Matéria orgânica dissolvida
O ₂	Oxigênio
OD	Oxigênio dissolvido
PCA	Principal Component Analysis
pH	Potencial hidrogeniônico
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
S.A	Seção amostral
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SIH	Sistema de Informações Hidrológicas
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
UFC	Unidade Formadora de Colônia
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
USGS	<i>United States Geological Service</i>
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná
VRB	Bílis vermelha violeta

Sumário

1 INTRODUÇÃO	45
1.1 OBJETIVOS	47
Objetivo geral	47
Objetivos específicos	47
2 REVISÃO DE LITERATURA	48
2.1 BACIAS HIDROGRÁFICAS: CONCEITO E DINÂMICA.....	48
2.2 CLASSIFICAÇÕES DAS ÁGUAS E USOS PREPONDERANTES	50
2.3 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	52
2.3.1 Geotecnologias para classificações de uso do solo	54
2.4 INTERFERÊNCIA DA PLUVIOMETRIA E DA FLUVIOMETRIA NA BACIA HIDROGRÁFICA.....	56
2.5 PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS.....	58
2.6 PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS	65
2.7 ANÁLISE MULTIVARIADA APLICADA EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS.....	68
3 MATERIAL E MÉTODOS	71
3.1 IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	71
3.2 MONITORAMENTO DA TENDÊNCIA METEOROLÓGICA E FLUVIOMÉTRICA 73	
3.3 MAPAS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	74
3.4 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS.....	75
3.5 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS	76
3.5.1 Concentração de coliformes totais e <i>Escherichia Coli</i>	76
3.5.2 Concentração de bactérias heterotróficas	77
3.8 ANÁLISE DOS DADOS.....	78
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
4.1 MONITORAMENTO DA TENDÊNCIA METEOROLÓGICA E FLUVIOMÉTRICA .	54
4.2 MAPAS DE USO E OCUPAÇÃO DE SOLO	60
4.2.1 Seção Amostral 1	63
4.2.2 Seção Amostral 2	66
4.2.3 Seção Amostral 3	69
4.2.4 Seção Amostral 4	72
4.2.5 Seção Amostral 5	75

4.3 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS.....	86
4.5 ANÁLISE MULTIVARIADA DOS DADOS	104
CONCLUSÕES	109
RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	109
REFERÊNCIAS.....	110

1 INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica corresponde a área geográfica delimitada pelo relevo e constituída por interações e articulações dos vários sistemas ambientais, tais como os ecossistemas, geossistemas e sociossistema (RODRIGUEZ, 2005). Para Nascimento e Villaça (2008), são unidades espaciais de fácil reconhecimento e caracterização, considerando que não há nenhuma área da superfície terrestre que não esteja inserida em uma bacia hidrográfica. Tonello (2005) afirma que a bacia hidrográfica deve ser considerada como unidade de planejamento buscando a conservação dos recursos hídricos, pois todas as variações ambientais que ocorrem em sua área de abrangência potencialmente influenciam a estrutura e dinâmica dos sistemas aquáticos presentes.

O comportamento hidrológico de uma bacia é controlado principalmente pelo clima, uso do solo e topografia (ELFERT e BORMANN, 2010). Identificar e reconhecer as relações entre esses fatores é um dos principais desafios da pesquisa hidrológica (GETACHEW e MELESSE, 2012). A resposta hidrológica de uma bacia hidrográfica também é influenciada por processos que ocorrem na atmosfera e aqueles associados às águas subterrâneas (BESKOW et al., 2009; CAO et al., 2011; XU et al., 2019).

As interferências naturais tais como eventos climáticos e meteorológicos extremos, podem ocorrer de diversas formas, como secas prolongadas, ondas de calor, tufões e enchentes, sendo que sua intensidade e frequência podem ser influenciadas de acordo com as mudanças climáticas e impactar diferentes escalas de análise. Entre os desastres hidrológicos mais comuns estão as enxurradas, alagamentos e inundações, que podem causar impactos sociais, econômicos e ambientais significativos (MARENGO, 2015). Em escala local, as mudanças climáticas têm sua origem a partir das alterações no uso e ocupação do solo afetando, além dos desastres mencionados, o ciclo hidrológico de uma bacia, a qualidade da água e sua disponibilidade (SANTOS et al., 2020).

Nesse contexto, as bactérias do grupo coliforme também têm sido utilizadas regularmente na avaliação da qualidade microbiológica de amostras ambientais (ROMPRÉ et al 2002; TALLON et al. 2005), e atendem a vários dos requisitos de um bom indicador de contaminação orgânica. Já as bactérias heterotróficas são definidas como microrganismos que requerem carbono orgânico como fonte de nutrientes para seu crescimento e para a síntese de material celular (BRASIL, 2004). A maioria das

bactérias heterotróficas, geralmente, não é patogênica, porém podem representar riscos à saúde, como também, deteriorar a qualidade da água, provocando odores e sabores desagradáveis (BRASIL, 2006).

No norte do Estado do Paraná, encontra-se a bacia de manancial do ribeirão Cafezal, responsável pelo abastecimento de água das três unidades político-administrativas que a compõem, sendo elas Rolândia-PR, Cambé-PR e Londrina-PR. Esta pesquisa objetivou avaliar os efeitos do regime de chuvas sobre as estruturas limnológica e microbiológica na bacia hidrográfica do Ribeirão Cafezal, bem como identificar quais variáveis dessas respectivas estruturas apresentaram maior correlação com os períodos de menor e maior intensidade de chuvas. Cabe ressaltar que essa bacia é caracterizada por múltiplas funcionalidades e metamorfoses dos espaços urbano e rural, permitindo tecer considerações a respeito dos impactos hidrológicos sobre o sistema.

1.1 OBJETIVOS

Objetivo geral

Analisar a influência do regime de chuvas sobre as estruturas limnológica e microbiológica na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal, caracterizado por cenários urbanos e rurais nos municípios de Londrina-PR, Cambé-PR e Rolândia-PR.

Objetivos específicos

- Identificar o padrão de variação das estruturas limnológica (variáveis físicas e químicas) e microbiológica (coliformes totais, *Escherichia coli* e bactérias heterotróficas) na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal, entre períodos de menor e maior intensidade pluviométrica, bem como entre as seções amostrais;
- Analisar o uso e ocupação da paisagem da bacia do Ribeirão Cafezal;
- Identificar quais variáveis limnológicas e microbiológicas apresentaram maior correlação com os períodos de menor e maior intensidade pluviométrica.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 BACIAS HIDROGRÁFICAS: CONCEITO E DINÂMICA

Segundo a Agência Nacional de Águas - ANA (2010), bacia hidrográfica é uma região geográfica limitada por um divisor de águas (terreno mais elevado), que direciona as águas da chuva (precipitação) de uma área mais alta para uma mais baixa, formando, a partir de vários afluentes, um curso de água principal. A qualidade e a quantidade da água presente em uma bacia são diretamente influenciadas pelas atividades humanas desenvolvidas ao longo do tempo. A forma de uso, tipos de solo e relevo, a vegetação local existente, o desmatamento e a presença de cidades exercem grande pressão sobre os recursos hídricos que compõem uma bacia hidrográfica.

De acordo com Schiavetti e Camargo (2002), a Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei nº 9.433 de 08 de janeiro de 1997, é o documento norteador para a gestão das bacias hidrográficas no Brasil desde o final da década de 1990. A Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Paraná foi instituída pela Lei nº 12.726, de 26 de novembro de 1999, tornando como princípios: a adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento, os seus usos múltiplos, o reconhecimento da água como um bem finito e vulnerável, o reconhecimento do valor econômico da água e o da gestão descentralizada e participativa.

A análise ambiental de uma bacia hidrográfica deve partir de uma avaliação complexa, holística e integrada do espaço geográfico, bem como de uma compreensão espacial dos elementos físicos e sociais, seus processos, suas relações e correlações, além da investigação das entradas e saídas de energia e matéria do sistema sociedade-natureza (LIMA e SILVA, 2015). Segundo esses autores, essa análise tem sido vinculada à concepção de alterações nas organizações dos arranjos espaciais provocados pelo mosaico de elementos introduzidos pelo homem ao longo do tempo, o qual deve ser confrontado com as potencialidades e limitações de uma dada área no tempo e no espaço.

Entende-se, deste modo, que as bacias hidrográficas são sistemas abertos, que recebem energia por meio de agentes climáticos e perdem energia por meio do deflúvio, podendo ser descritas em termos de variáveis interdependentes, que oscilam

em torno de um padrão. Dessa forma, mesmo quando perturbadas por ações antrópicas, encontram-se em constante transformação (LIMA e ZAKIA, 2000).

As bacias hidrográficas podem ser analisadas no contexto da paisagem, sendo esta vista como “herança de processos fisiográficos e biológicos, e patrimônio coletivo dos povos que historicamente as herdaram como território de atuação de suas comunidades” (AB’SABER, 2005), tornando-nos responsáveis, ética e culturalmente pela conservação do meio ambiente. Este tipo de responsabilidade envolve o uso e ocupação, o planejamento e ordenamento territorial visando o desenvolvimento sustentável. Ou seja, a percepção do conjunto é um importante requisito para o planejamento por meio da análise ambiental integrada, onde presume-se a consideração dos mecanismos que agregam harmonicamente a natureza, considerando a sua complexidade e heterogeneidade.

Como complemento, a análise da zona hiporreica, definida como um volume subsuperficial de sedimentos e um adjacente espaço poroso a um curso d’água onde ocorrem constantes trocas verticais ou laterais de compostos, se torna importante na avaliação de alterações hidrológicas em diferentes trechos do corpo hídrico. Sendo assim, esta zona de intercâmbio tem forte influência na ecologia, nos ciclos biogeoquímicos e temperatura dos cursos d’água, sendo um componente importante dos ecossistemas aquáticos (KOBAYAMA, 2003).

De um forma resumida, Ward (1989) define como dimensão longitudinal quando se refere aos processos que ocorrem no ambiente lótico desde a nascente até a foz; já a dimensão lateral é referenciada durante as interações entre a planície de inundação e da vegetação ciliar; a inter-relação entre as águas superficiais e subterrâneas é definida pelo autor como dimensão vertical; e por fim, a dimensão temporal ressalta a importância de se entender as dinâmicas e os processos ocorridos em função de possíveis efeitos adversos ocasionados, que possam atingir as comunidades aquáticas e os seus processos metabólicos.

Nesse contexto, todas as atividades realizadas na bacia hidrográfica desenvolvidas por indústrias, propriedades rurais e cidades refletem na qualidade da água do corpo hídrico, desde suas nascentes até a sua foz. É uma relação de causa-efeito. Por outro lado, a proteção das cabeceiras, dos parques e demais unidades de conservação, as ações de manejo do solo, o tratamento do esgoto e dos efluentes industriais, o tratamento dos resíduos sólidos e a redução do uso de agrotóxicos, são alguns dos fatores que contribuem de maneira acentuada para a conservação da

qualidade e da quantidade das águas, tanto as superficiais como as subterrâneas (Agência Nacional das Águas, 2010).

2.2 CLASSIFICAÇÕES DAS ÁGUAS E USOS PREPONDERANTES

A Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH, instituída pela Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, representa um marco na gestão dos recursos hídricos no Brasil. Elenca a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e prevê o enquadramento dos corpos d'água como principal instrumento de integração da qualidade e quantidade de água. Este enquadramento deve ser parte do processo de planejamento descentralizado e de gestão participativa, e a água como um bem dotado de valor econômico (BRASIL, 1997).

O enquadramento de corpos d'água estabelece o nível de qualidade a ser alcançado ou mantido ao longo do tempo. Mais do que uma simples classificação, o enquadramento deve ser visto como um instrumento de planejamento, pois deve tomar como base os níveis de qualidade que deveriam possuir ou ser mantidos para atender às necessidades estabelecidas pela sociedade e não apenas a condição atual do corpo d'água em questão (ANA, 2021).

Alves et al. (2018) menciona que a qualidade da água se constitui em um conjunto de condições e padrões essenciais para atender aos seus usos preponderantes, sejam eles atuais ou futuros. Para tanto, os autores trazem a necessidade em se estabelecer medidas operacionais que tem como objetivo conservar e melhorar a qualidade da água determinada para o corpo d'água, sendo que essas medidas podem ser possíveis por meio de monitoramentos ocorridos de forma temporal e espacial a partir da obtenção de um conjunto de variáveis físicas e químicas.

Para que o enquadramento seja aplicado é necessário que se avaliem os usos, que são feitos e os que se pretende fazer, das águas na bacia hidrográfica na qual o corpo d'água está inserido e, posteriormente, executar políticas públicas para que as metas sejam alcançadas (CARDOSO-SILVA et al., 2015).

Machado et al. (2019) comentam que há uma certa arbitrariedade na elaboração de diagnósticos, na definição dos parâmetros-base e na configuração de cenários para obtenção do enquadramento de corpos d'água. Este argumento serve de alerta por ser um dos instrumentos de gestão hídrica diretamente ligado com a

questão da qualidade e quantidade da água, sendo de grande importância para a concessão de outorgas e licenças ambientais.

Na Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005), atualmente são consideradas treze classes de enquadramento das águas, constituindo em cinco para águas doces, quatro para águas salobras e quatro para águas salinas, onde a classe I, nas três categorias, engloba a classe especial, a qual não se admite qualquer alteração por ação antropogênica, ou seja, prevê que sua condição seja mantida ao natural (BRASIL, 2005).

A classificação das águas doces e o destino de seus usos são apresentados no quadro 1, que varia desde as classes de qualidade excelente a ruim, e dos usos mais exigentes a menos exigentes.

Quadro 1 – Classificação das águas doces pela Resolução CONAMA n° 357/2005, segundo os destinos de seus usos; e com as cores representativas de suas condições de qualidade.

Classificação das águas doces				
Classe especial	Classe I	Classe II	Classe III	Classe IV
A – ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; B – à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; C – à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de proteção integral.	A – ao abastecimento para consumo humano após tratamento simplificado; B – à proteção das comunidades aquáticas; C – à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA 274/2000; D – à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; E – à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.	A – ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional; B – à proteção das comunidades aquáticas; C – à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA 274/2000; D – à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; E – à aquicultura e à atividade de pesca.	A – ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado; B – à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; C – à pesca amadora; D – à recreação de contato secundário; E – a dessedentação de animais.	A – à navegação; B – à harmonia paisagística.

FONTE: Adaptado de Brasil, (2005).

A bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal, objeto de estudo desta pesquisa, é enquadrada pelo Plano Diretor (revisão válida de 2018 a 2028) do município de Londrina (PR) como classe 2, uma vez que o ribeirão é um manancial de abastecimento humano, e como classe 3, já que percorre áreas urbanizadas e é utilizado para lançamento de efluentes, recebendo poluição difusa.

Ainda, a Resolução Conama n° 357/2005 e a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2017) estabeleceram parâmetros limnológicos a serem monitorados em ecossistemas aquáticos de classe II e III, definindo também os valores limites de cada variável e outras diretrizes. Portanto, a Tabela 1 apresenta os valores de referência para as variáveis de interesse neste estudo conforme a classificação do ribeirão Cafezal.

Tabela 1 – Parâmetros limnológicos analisados e seus limites permitidos para Classes II e III.

Variável limnológica	Valor de referencia
Temperatura da água (°C)	Não há
pH	6,0 a 9,0
Sólidos Dissolvidos Totais	≤ 500 mg/L
Condutividade Elétrica (µS/cm)	≤100 µS/cm
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	≥ 5 mg/L

FONTE: BRASIL (2005); CETESB (2017).

2.3 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

O território brasileiro é caracterizado por uma grande diversidade de tipos de solos, correspondendo diretamente à intensidade de manifestação das diferentes formas e tipos de clima, material de origem, relevo, vegetação e organismos associados, juntamente com o tempo, os quais por sua vez, condicionam diversos processos formadores de solos (LOMBARDI NETO, 1999; PRADO, 2001; REIS 2003, p.49).

Pode-se dizer que a bacia hidrográfica é a unidade ambiental mais adequada para o tratamento dos componentes e da dinâmica de padrão de uso do solo, evidenciando alternativas sustentáveis sob o prisma econômico, social e ambiental e suas implicações concernentes à gestão e ao planejamento como um todo (COIMBA, 1995, p.4).

Em uma bacia hidrográfica, o uso do solo gera uma dinâmica em sua utilização, processo que deve ser avaliado frequentemente para que não ocorram situações conflitantes (principalmente entre uso e aptidão). Existem ferramentas que permitem planejar e diagnosticar o uso e o potencial do solo em bacias hidrográficas, criando cenários e avaliando seu desempenho (SIRTOLI et al., 2003, p.18).

Silva et al. (2017) relatam que as medidas de proteção da vegetação e de otimização do uso e ocupação de uma área têm reflexos na conservação dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica, tanto de modo qualitativo quanto quantitativo. As ferramentas SIGs (Sistemas de Informações Geográficas) são importantes já que permitem a realização de análises complexas ao integrar dados de diversas fontes e ao criar banco de dados georreferenciados, tornando possível ainda a atualização das informações.

O mapeamento e o monitoramento do uso e cobertura do solo de uma dada região é de extrema importância para a compreensão da organização do espaço e das mudanças ocorridas, uma vez que, o meio ambiente está em constante transformação devido ao aumento das atividades antrópicas (SILVEIRA, 2014).

Uma gama diversificada de mudanças no uso e ocupação do solo está influenciando o regime hidrológico em muitas partes do mundo (CABALLERO et al., 2012; ZHOU et al., 2014; BOSMANS et al., 2017). Exemplos de tais mudanças são: desmatamento, degradação do solo, reflorestamento, restauração de áreas degradadas, florestas em transição, plantação comercial e de compensação de carbono, investimento em terras e agricultura mecanizada. Tratam-se de mudanças socioeconômicas, demográficas ou biofísicas, que estão por trás da variedade de mudanças no uso do solo (COSGROVE e LOUCKS, 2015).

De acordo com Tucci (1997), os principais impactos provocados pela urbanização nas redes de drenagem são o aumento do escoamento superficial, redução da evapotranspiração, redução do escoamento subterrâneo, rebaixamento do lençol freático, aumento da produção de resíduos sólidos proveniente de limpeza de ruas e da armazenagem inadequada do resíduo sólido pela população resultando na deterioração da qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Para riachos localizados em ambientes agropecuários alguns potenciais impactos são a redução diversidade de espécies da fauna aquática, alta vulnerabilidade e diferenças espaço-temporais provenientes da substituição de vegetação original por monoculturas e pastagens, compactação do solo e seus efeitos (FOLEY et al., 2012), o uso

descomedido de fertilizantes e pesticidas (WOODWARD et al., 2012; VIEIRA et al., 2016).

Portanto, mudanças na composição do uso do solo podem ser reconhecidas por meio das variações na composição do material orgânico dissolvido, que, por sua vez, pode refletir os impactos humanos no ecossistema fluvial. Cabe ressaltar que a composição do material orgânico dissolvido não é apenas um indicador dos impactos antropogênicos nos ecossistemas fluviais, como também desempenha um papel importante no processo de ciclagem de carbono pelo processamento de comunidades microbianas nos ecossistemas de água doce (BALCH E GUE GUEN, 2015; SHIN et al., 2016; WILLIAMS et al., 2016; WILSON et al., 2016).

De acordo com Mehri et al. (2018), em áreas afetadas pelas atividades antrópicas, o planejamento do uso do solo é considerado um ato urgente para a mitigação dos impactos gerados. Neste sentido, a classificação de solos conforme a capacidade de uso é um instrumento valioso para o planejamento do uso sustentável deste recurso (ATALAY, 2016).

2.3.1 Geotecnologias para classificações de uso do solo

Sensoriamento remoto pode ser definido como qualquer processo por meio do qual é coletada informação a respeito de um objeto, área ou fenômeno, sem contato direto com eles (Eastman, 1997). O termo sensoriamento remoto é uma área de conhecimento dentro das geociências que vem sendo associado mais especificamente com a indicação de interações entre os materiais da superfície terrestre e a energia eletromagnética. As geotecnologias são essenciais nesse processo por otimizar a produção de informações necessárias para o estudo da dinâmica de uso e ocupação de uma área.

A Embrapa (2014), define geotecnologias como um conjunto de hardware (ex.: satélites, Sistema de Navegação Global por Satélite - GNSS, câmaras) e de software (ex.: de Sistema de Informação Geográficas - SIG, de Processamento Digital de Imagens - PDI), capaz de armazenar e processar dados geográficos e de produzir informações geoespaciais, as quais são aplicadas, por exemplo, na análise da conservação dos recursos naturais.

Para coletar dados a distância, permitindo a visualização e interpretação do uso dos recursos naturais, teve início na década de 1970 o programa Landsat (Land

Remote Sensing Satellite) coordenado pela Agência Espacial Norte Americana (NASA). O programa Landsat tem por objetivo monitorar os recursos naturais da Terra de forma contínua, fornecendo cenas em determinados intervalos de tempo (FIORENZANO, 2011). Atualmente a missão Landsat está na oitava geração (Landsat 8), operando com sensor multiespectral OLI (Operational Land Imager) e com sensor termal TIRS (Thermal Infrared Sensor), capturando cenas com 30 metros de resolução espacial (INPE, 2019).

Considerando o ambiente urbano, Novack (2009) alega que as técnicas de sensoriamento remoto permitem a distinção e categorização de objetos do ponto de vista físico e espacial. Contudo, mesmo que indiretamente e com certo grau de imprecisão, o sensoriamento remoto permite a coleta de informações sobre as práticas dinâmicas que ocorrem no território e de certa forma individualizar o uso do solo.

O mapeamento do uso e da cobertura do solo pode ser realizado de forma manual por meio de interpretação visual de imagens (vetorização) ou automatizada por meio de algoritmos classificadores, supervisionados ou não supervisionados. De toda forma, esta técnica é conhecida como Classificação Digital de Imagens, que é quando se rotula um pixel da imagem, atribuindo a ele uma classe que identifica como aquela porção da cobertura superficial é usada (MOREIRA, 2003). Em outras palavras, a Classificação Digital de Imagens é um processo de extração de informações em imagens para reconhecer padrões e objetos homogêneos que são utilizados para mapear áreas da superfície terrestre que correspondam aos temas de interesse (MOREIRA, 2003).

Um fator que é determinante na qualidade da classificação, está relacionado aos dados que serão utilizados, sobretudo, ao nível de detalhamento. Isto normalmente está relacionado à escala, que, no caso de imagens para sensoriamento remoto, vincula-se à resolução espacial. Dependendo da finalidade, dados em escalas de menor detalhamento podem ser adequados para estudos em escala de abrangência regional ou global. Porém, no caso de estudos em escala local, ou que se exige maior detalhamento, a utilização de dados de melhor resolução espacial é um ponto preponderante, podendo resultar em produtos com maior confiabilidade (INPE, 2020).

A classificação não supervisionada, utilizada neste trabalho, agrupa os pixels segundo as suas características espectrais, organizando-os em agrupamentos

denominados de clusters (aglomeração). Os parâmetros mais utilizados para definir os clusters são as médias, variância e covariância, pelos quais a proximidade espectral dos pixels no espaço multidimensional é definida. Portanto, os clusters definem classes espectrais de acordo com o nível de cinza fornecido pelo pixel, agrupando-os de acordo com a sua homogeneidade. O analista, dessa maneira, fornece alguns parâmetros para a classificação, como o número máximo e mínimo de classes desejadas e o número de iterações (EASTMAN, 1997). A cada iteração recalculam-se e reclassificam-se os pixels, considerando-se novos valores médios. Este método de classificação também é conhecido como Isoseg.

No estudo de comparação entre classificadores não supervisionados, como o usado nesta pesquisa, descrito por Silva (2009), utilizou-se os algoritmos do Isodata e Kmédias, sendo que o último foi quem apresentou a melhor performance em mapear áreas com profundas alterações causadas pela ação antrópica, com pouca precisão para o mapeamento de áreas naturais. Moreira (2007) salienta que esse classificador comumente é empregado para identificar a quantidade de classes e as variações espectrais dos pixels de uma determinada área que se deseja estudar.

Pode-se dizer que, no caso das classificações não supervisionadas, quanto maior a heterogeneidade das amostras, maior a certeza de que todas as classes possíveis estarão representadas (NOVO, 1989).

2.4 INTERFERÊNCIA DA PLUVIOMETRIA E DA FLUVIOMETRIA NA BACIA HIDROGRÁFICA

O sistema climático é altamente complexo, composto por cinco componentes principais: a atmosfera, a hidrosfera, a criosfera, a superfície terrestre e a biosfera e as interações entre eles. O sistema climático evolui no tempo sob a influência de sua própria dinâmica interna e por causa de forças externas, como erupções vulcânicas, variações solares e forças induzidas pelo homem, como a composição variável da atmosfera e a mudança no uso do solo (WMO, 2019).

O clima constitui um importante elemento da paisagem que compõe as características ambientais de uma bacia hidrográfica, sendo um de seus principais formadores. Em razão disso, para o desenvolvimento de qualquer atividade humana torna-se de suma importância o conhecimento detalhado de sua dinâmica com os demais elementos do ambiente (MENDONÇA, 1997).

Precipitação pluviométrica ou chuva é o processo pelo qual a água condensada na atmosfera atinge gravitacionalmente a superfície terrestre. A variabilidade temporal e espacial das chuvas é importante na manutenção e conhecimento do clima local (GRIMM, 1999). De acordo com Shelton (2009) a vazão é o escoamento da água em um canal natural, como resultante da precipitação que cai em uma área a montante do ponto de referência. Portanto, a vazão fluvial é resultante de toda a água captada pela bacia hidrográfica proveniente da precipitação pluviométrica. Para o autor, a vazão é considerada uma fonte de informação valiosa para entender como ocorre a interação entre o sistema climático e o sistema hidrológico. Este autor explica ainda que a precipitação produz um aumento na vazão média dos rios, enquanto que períodos de seca e diminuição da precipitação resultam em uma diminuição da vazão fluvial.

A mudança climática pode interferir na redução da qualidade da água bruta e pode representar riscos para a qualidade da água potável, mesmo com tratamento convencional, devido à interação de vários fatores, como aumento de temperatura; aumento da carga de sedimentos, nutrientes e poluentes devido a fortes chuvas; aumento da concentração de poluentes durante secas; e interrupção das instalações de tratamento durante as inundações (IPCC,2014).

O conhecimento espaço-temporal da variabilidade das chuvas em uma bacia hidrográfica disponibiliza, além de dados para o abastecimento público e zoneamento agrícola, uma ferramenta de grande valor para proposição de ações de mitigação de impactos ambientais gerados pelos processos erosivos, apontando possíveis áreas que apresentem maior suscetibilidade, evitando desta forma o assoreamento de cursos d'água e nascentes que comprometam o potencial hídrico existente (DZIUBATE, 2013).

A análise da distribuição e variabilidade temporal e espacial da precipitação pluviométrica em bacias hidrográficas permite a compreensão da dinâmica pluvial de uma região. Vários estudos no Estado do Paraná já abordaram a variabilidade da precipitação em bacias hidrográficas, com o rio Ivaí (BALDO, 2006), rio Iguaçu (AZEVEDO, 2006), rio Paraná (ZANDONADI, 2013), rio Piquiri (CORREA, 2013) e rio Pirapó, Paranapanema III e IV (TERASSI, 2015).

O estudo de Luz, et al. (2009), por exemplo, na bacia hidrográfica do rio São Francisco (PE), mostra a influência da precipitação e das inundações sazonais e a participação e resistência dos grupos tróficos. O sucesso na composição da

assembleia de peixes em planícies inundáveis é determinado pela duração do pulso de inundação, uma vez que sua colonização ocorre durante os períodos de cheia, aumentando a quantidade de alimento e áreas para abrigo. A extinção ocorre durante o período de seca, com o aumento do nível de predação e redução da oferta de alimento, abrigo e dos níveis de oxigênio dissolvido (HALYC E BALON, 1983; JUNK et al. 1989).

Conforme Novo (1986), Pereira Filho (2005) e Araújo e Fonseca (2016), uma análise multitemporal realizada sobre a superfície aquática, ou em qualquer outro ambiente, é importante ser efetuada para se comparar um mesmo ambiente em dois ou mais períodos. Quando este tipo de análise é realizado em ambientes aquáticos auxilia no monitoramento das suas dinâmicas naturais e antrópicas.

Estudos de correlação entre a precipitação pluviométrica e a vazão fluvial em bacias hidrográficas vêm sendo discutidos no âmbito acadêmico, como Ferreira et.al (2020), por serem um importante indicador da vulnerabilidade da sociedade frente às intempéries climáticas. Explicar a dinâmica entre essas variáveis hidrológicas auxilia no entendimento e prevenção de alagamentos, baixa produtividade agrícola, transtornos de mobilidade urbana devido alagamento, processos erosivos, entre outros.

O estudo da variabilidade das chuvas no Estado do Paraná requer para seu entendimento os atributos e controles climáticos compreendidos pela escala regional. Deve-se, então, relacionar com os fatores de impactos ligados a sazonalidade, padrões e ciclos naturais e transformações históricas (antrópicas e naturais) da paisagem (SANT'ANNA NETO, 2008).

2.5 PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS

Os estudos limnológicos são fundamentais para implantação de medidas de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos, bem como para um melhor acompanhamento de ações de conservação e restauração de ecossistemas aquáticos continentais. Os estudos de limnologia começaram no início do século XVIII com medidas de temperatura em lagos e, conseqüentemente, o reconhecimento da temperatura e densidade da água como uma das mais importantes variáveis ambientais (ESTEVES, 1998). O mesmo autor destaca ainda que o ambiente aquático apresenta características peculiares, tais quais a alta capacidade para solubilização

de compostos orgânicos e inorgânicos, possibilitando que os organismos, em especial os autótrofos, possam absorvê-los por toda a superfície do corpo; gradientes verticais e horizontais que, em certos casos, se tornam evidentes por meio da distribuição desigual de luz, nutrientes, temperatura e gases; o baixo teor de sais dissolvidos típicos de ambientes de água doce; além da alta densidade e viscosidade, que influenciam diretamente a locomoção dos organismos aquáticos.

No contexto da limnologia, o estudo do ciclo hidrológico assume importância na medida em que influencia diretamente a distribuição e a extensão dos corpos de água continentais. O balanço entre os diferentes elementos do ciclo hidrológico determina as características hidrológicas e geoquímicas dos corpos de água. Este fenômeno é ainda mais acentuado nas regiões onde, além de intensa evaporação, o lençol freático localiza-se próximo à superfície (cerca de um metro). Neste caso, a água subterrânea ascende por capilaridade, liberando sais na superfície do solo. Em períodos de chuvas intensas, estes sais podem ser carregados para os corpos de água, onde se acumulam. Em particular, suas propriedades peculiares da expansão térmica, seu alto calor específico e as características líquidas e sólidas da água formam um ambiente estratificado que controla as dinâmicas químicas e biológicas dos ambientes aquáticos (PEDROSO, 2010).

Hidrologicamente, o rio é um sistema aberto, com fluxo contínuo da nascente à foz, cujo vetor é determinante das características de cada unidade fluvial e da comunidade biótica que a constitui, as quais apresentam adaptações que as tornam capazes de evitar a deriva em direção à foz. Toda a região pelágica está caracterizada pela instabilidade da água; na região bentônica tem-se uma composição de diferentes tipos de comunidades, em dependência da força de água ou da velocidade da correnteza ou, em última análise, da declividade do rio. As comunidades se tornam, por este motivo, bioindicadores que caracterizam as condições ambientais em distintas zonas do rio (SCHÄFER, 1985). Ainda de acordo com o mesmo autor, obtém-se uma divisão ecológica do rio, hipotética, pela inclusão dos seguintes fatores: teor de oxigênio, temperatura da água, oscilação diária ou anual da temperatura, quantidade de material suspenso, consumo de oxigênio, carga de nutrientes, desenvolvimento de uma comunidade autóctone e distribuição de formas bióticas adaptadas em dependência da velocidade da água.

A temperatura também influi nos movimentos de convecção da água. Naturalmente, este parâmetro pode ser afetado pela incidência de luz solar,

sombreamento das árvores, profundidade da coluna d'água, além da transferência de calor por radiação, condução e convecção. Alterações de origem antropogênicas são decorrentes da entrada de efluentes aquecidos, através das águas de resfriamento e de efluentes industriais (KLEEREKOPER, 1990; VON SPERLING, 2005; BRAGA et al., 2005; DERÍSIO, 2007).

A penetração da energia solar no meio aquático depende basicamente dos processos de absorção - possui propriedades específicas em termos de variações no coeficiente de atenuação K (m^{-1}) por absorção e espalhamento - e sua intensidade debaixo d'água que varia com o comprimento de onda. A radiação solar que atinge a superfície da água é modificada por reflexão e refração na interface ar/ água. O efeito da refração é modificar a distribuição angular subaquática na água. Reflexão e refração não dependem apenas no ângulo de incidência da luz, mas também no estado da superfície dos corpos d'água (calmos ou com ondas sob o efeito do vento). Toda a absorção da radiação solar que atinge um corpo d'água é atribuída a quatro componentes do ambiente aquático: o meio aquático, compostos dissolvidos, organismos fotossintetizantes (principalmente fitoplâncton e macrófitas aquáticas) e material particulado (orgânico e inorgânico) (Kirk, 1980).

De acordo com Von Sperling (2005) e Fatma (1999), os elementos e parâmetros influenciados direta ou indiretamente pela temperatura são:

- a) A solubilidade e transferência de gases na água;
- b) A velocidade das reações, especialmente nas reações lentas (exemplo: reações bioquímicas – enzimáticas);
- c) A quantidade de oxigênio disponível (quando $T^{\circ} >$, diminui o oxigênio);
- d) A densidade e viscosidade da água, alternado a sedimentação de materiais;
- e) A ação tóxica de muitas substâncias;
- f) O metabolismo e atividades dos organismos, podendo alterar o ciclo reprodutivo de alguns organismos;
- g) O tempo de vida de algumas espécies aquáticas.

De todos os gases que se encontram de forma dissolvida na água, o oxigênio dissolvido é considerado o mais significativo para os ecossistemas aquáticos, por ter uma atuação vital nos processos dinâmicos do meio aquoso (ESTEVES, 2011).

A disponibilidade de oxigênio é um parâmetro influenciado pela temperatura da água do corpo hídrico, por isso Bottino (2008) sugere a avaliação desse gás e sua

íntima relação com a queda de temperatura, a pressão atmosférica e o aumento da solubilidade do oxigênio (FIGUR; REIS, 2017).

Entende-se saturação de oxigênio como sendo a quantidade máxima de oxigênio que pode ser dissolvida na água em determinada pressão e temperatura. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas são o consumo pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos como, por exemplo, o ferro e o manganês. Portanto, para se obter a saturação de oxigênio, que é expressa em porcentagem, deve-se sempre relacionar os teores absolutos de oxigênio dissolvido com a temperatura e pressão atmosférica (ESTEVES, 2011).

A concentração de matéria orgânica dissolvida (MOD), em conjunto com a luz solar, também afeta a disponibilidade e distribuição de oxigênio. Em ecossistemas aquáticos com altas concentrações de MOD, a luz solar causa fotoxidação da MOD e, no processo, consome grandes quantidades de oxigênio, o que reduz sua disponibilidade nas camadas fóticas da coluna d'água, acarretando no aumento da concentração de compostos orgânicos dissolvidos refratários que são assimilados pelo bacterioplâncton (LINDEL e RAI, 1994; AMADO et al, 2006; ESTEVES, 2011).

Baixas concentrações de oxigênio indicam processos de consumo por meio de substâncias lançadas na água (atividade microbiana), ou seja, há alta produção de gás carbônico e correspondente consumo de oxigênio. Elevada saturação da concentração do oxigênio da água próximo à superfície pode ser resultado de alta atividade biológica (fotossíntese), com elevado consumo de gás carbônico e intensa produção de O_2 . Esse processo é encontrado em ecossistemas aquáticos mais profundos, onde ocorre o chamado "estratificação térmica": a zona fótica é caracterizada pelo recebimento de calor solar e intensa atividade fotossintética, enquanto que a zona afótica o consumo de MOD é maior que a produção de O_2 (FATMA, 1999; ESTEVES, 2011).

Com a desestratificação térmica da coluna d'água, ocorre a mistura entre as zonas fótica e afótica, podendo ser observado o enriquecimento de toda a coluna d'água com relação ao oxigênio. Este efeito da concentração de matéria orgânica sobre a dinâmica do oxigênio pode se manifestar durante períodos de chuvas ou, eventualmente, por ocasião de ventos e chuvas fortes e duradouras (ESTEVES, 2011).

O potencial hidrogeniônico (pH) é uma medida do caráter ácido de uma solução. É gerado pela atividade do íon hidrogênio, sendo medido potenciometricamente e apresentado em uma escala antilogarítmica (ESTEVES, 1998). Nos cursos d'água o pH está relacionado com a dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, fotossíntese, oxidação da matéria orgânica e ação antrópica por meio de despejos domésticos e industriais (VON SPERLING, 2005).

A influência ambiental direta do pH sobre ecossistemas aquáticos naturais dá-se também devido aos seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Além disso, como efeito indireto, em determinadas condições, o pH pode contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados. Outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes (CETESB, 2013). Por exemplo, as concentrações de alumínio dissolvido em águas com pH neutro variam de 0,001 a 0,05 mg/L, mas aumentam para 0,5 mg/L em águas mais ácidas ou ricas em matéria orgânica e a solubilidade é baixa em pH entre 5,5 e 6,0.

Carvalho et al. (2000) afirmam que com o aumento das chuvas, o pH tende a subir e aproximar-se da neutralidade, pois ocorre maior diluição dos compostos dissolvidos e escoamento mais rápido. Isso é causado pelo aumento no volume de água que faz com que a acidez da água diminua. Esteves (1998) diz que na maioria das águas naturais o pH é influenciado pela concentração de H^+ originado da dissociação do ácido carbônico, que gera valores baixos de pH, e das reações de íons carbonato e bicarbonato com a molécula de água, que elevam os valores de pH para a faixa alcalina. Além de se inter-relacionarem, as variáveis físico-químicas também são influenciadas pelo meio externo, como pela ocorrência de precipitação.

Segundo Pedrozo (2010) o pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes e, ao mesmo tempo, de mais difícil interpretação. Esta complexidade na interpretação dos valores de pH se deve ao grande número de fatores que podem influenciá-lo:

- a) Pela concentração de íons H^+ originados da dissociação do ácido carbônico ($H_2CO_3 \rightleftharpoons 2H^+ + CO_3^-$), que gera valores baixos de pH;
- b) Pelas reações de íons carbonato e bicarbonato com a molécula da água que elevam os valores de pH para a faixa alcalina.

O mesmo autor ainda relata que vários fatores podem influenciar na composição iônica dos corpos da água, como:

- a) A geologia da área de drenagem dos efluentes;

- b) A geologia da bacia de acumulação do corpo hídrico;
- c) O regime de chuvas.

A turbidez pode ser entendida como o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao tentar atravessar a massa d'água. Esta redução pode se dar por absorção e espalhamento. A atenuação ocorre devido à presença de sólidos dissolvidos, como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e detritos orgânicos (algas, bactérias, etc.) (CETESB, 2013).

O aumento da turbidez, segundo Kleerekoper (1990), Von Sperling (2005), Braga et al., (2005) e Derísio (2007), pode influenciar:

- a) A penetração de luz (afetando indiretamente a fotossíntese);
- b) Os organismos, através do aumento da abrasão, entupimento do sistema respiratório e prejuízo na capacidade de alimentação;
- c) A natureza do substrato quando sedimentam;
- d) Adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional de uma água (estética);
- e) Pode estar associada a compostos tóxicos e organismos patogênicos.

Neste caso, esse parâmetro se resume como sendo uma variável intrinsecamente vinculado com a presença de material em suspensão que promove a diminuição da transparência da água (RAPOSO; BARROS; JUNIOR, 2009; CHAGAS, 2015).

A cor da água surge, em geral a partir da presença de matéria orgânica e/ou inorgânica, substâncias húmicas, taninos, mas também por substâncias metálicas como o ferro, manganês e por resíduos industriais fortemente coloridos (Cornationi, 2010).

Conforme Knighton (1998), a carga suspensa de sólidos é originada em sua maioria do escoamento superficial das vertentes e, secundariamente, da erosão das margens do corpo hídrico. É constituída por silte e argila e se mantém em suspensão praticamente o tempo todo pela turbulência do fluxo, depositando-se apenas em condições de fluxo laminado de baixíssimas velocidades.

Nos corpos hídricos a matéria orgânica detrital alóctone, em geral, origina-se dos processos de lixiviação do solo e dos detritos de origem terrestre, do afluxo de matéria orgânica particulada grosseira (folhas, flores, frutos, fezes e carcaças de animais) e do aporte de matéria orgânica particulada fina (ALLAN, 1996).

Von Sperling (2005) também avalia os sólidos em suspensão na coluna d'água justificando que todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos, que podem ser classificados por tamanho e estado (em suspensão ou dissolvidos), pelas características químicas (voláteis ou fixos) e pela sua sedimentabilidade (em suspensão sedimentáveis ou não sedimentáveis).

Uma das variáveis que tem relação direta com o comportamento dos sedimentos é a vazão. Medeiros, Segundo e Magalhães (2015) explicam que com o aumento da vazão, a velocidade do escoamento fluvial e a capacidade do transporte do rio são estimuladas, e ainda, a lavagem das margens são incrementadas, adicionando material particulado e dissolvido durante o transporte.

As substâncias orgânicas que ocorrem em águas naturais têm uma origem complexa (erosões, escoamento fluvial, enchentes, etc.) e inúmeras e variadas reações na água, dependendo da foto-redutora e processos fotooxidativos. Estas substâncias orgânicas dissolvidas incluem vários estágios de decomposição da vegetação natural e desempenham um papel essencial no interior dos sistemas aquáticos. As substâncias húmicas estão presentes em todas as águas naturais como moléculas dissolvidas, suspensões coloidais ou partículas. O componente dissolvido é sempre o mais significativo em termos de impacto na biologia e química da água (TUNDISI, 2011).

As substâncias húmicas constituem, portanto, um componente essencial da composição de matéria orgânica dissolvida em águas naturais. Água de cor marrom claro é uma das características especiais de ecossistemas aquáticos com substâncias húmicas dissolvidas, conforme descrito por Naumann (1921, 1931, 1932).

Souza e Knoppers (2003) constata a existência de uma correlação entre os parâmetros morfológicos e da vazão em função da produção dos sedimentos que se encontram na sua forma em suspensão, sendo essa modificadas consideravelmente em relação aos diversos efeitos adversos, oriundos das ações antrópicas sobre as bacias de drenagem.

A condutividade elétrica consiste em um parâmetro limnológicos que representa a capacidade que a água possui em transportar corrente elétrica, mediante a presença das concentrações iônicas, diante disso, quanto maior a for a presença de cátions e ânions, maior será o valor de condutividade aferido (ESTEVEZ, 1998; CETESB, 2017). Estes íons podem ter origem antropogênica (descargas industriais,

esgotos domésticos provenientes de residências e do comércio) ou geogênica (decomposição de rochas).

A precipitação, um fator de influência primária nos trópicos, não é apenas uma fonte direta de íons, mas também fornece um meio para dissolver rochas e solos (Payne, 1986).

Em relação ao metabolismo do ecossistema aquático, Esteves (1998) relaciona a condutividade elétrica com a capacidade de propagar energia às partículas e nutrientes sólidos dissolvidos na água, podendo ajudar na identificação de fontes poluidoras. O valor da condutividade elétrica é inversamente proporcional ao valor do índice pluviométrico, isto é, quanto maior o valor da condutividade elétrica, menor o valor do índice pluviométrico, e vice-versa.

A carga de sais na água é composta por cátions (sódio, cálcio, magnésio e potássio) e ânions (cloreto, sulfato, bicarbonato, carbonato e nitrato). Altas cargas de sais na água têm seus efeitos negativos principalmente em períodos de baixa vazão. A condutividade pode afetar as comunidades aquáticas, pois cada biocenose é composta por organismos fisiologicamente diferentes e sua regulação pode ser dependente do teor destes sais (FATMA, 1999).

A condutividade de diferentes águas reflete um grande número de fenômenos complexos: dependendo da concentração iônica, há uma correlação entre a condutividade e nutrientes do fitoplâncton e macrófitas. Em certos ecossistemas aquáticos, a condutividade também depende da alcalinidade ou acidez (pH) da água (TUNDISI, 2011).

2.6 PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS

A qualidade microbiológica da água tem sido avaliada comumente pela verificação dos microrganismos indicadores. Tratam-se de organismos não patogênicos ou com baixa patogenicidade, cujas características assemelham-se aos patogênicos. Isto significa que a presença de um microrganismo indicador pode sugerir a presença de microrganismos patogênicos. A presença de patógenos entéricos em corpos d'água pode ocorrer de várias maneiras, como, incluindo transbordamento de esgotos, sistemas de esgotos que não estão funcionando corretamente, escoamento de esterco de animal e escoamento de águas pluviais urbanas poluídas.

Dentre os indicadores de contaminação fecal, os mais frequentemente utilizados são os coliformes totais e os termotolerantes (BRASIL, 2006; EMILIANO; ANDRÉ, 2012; MENEZES et al., 2013). Contudo, a qualidade microbiológica de um corpo d'água pode ser aferida utilizando indicadores complementares, como a densidade de bactérias heterotróficas (ARAUJO et al., 2015).

A USEPA (United States Environmental Protection Agency) lista critérios para um organismo ser um indicador ideal de contaminação fecal. Dentre eles destacam-se: deve estar presente sempre que patógenos entéricos estejam presentes; estar presente em todos os tipos de água; ter um tempo de sobrevivência no ambiente mais longo do que o patógeno entérico mais resistente; não deve crescer na água e deve ser encontrado em intestinos de animais de sangue quente (MATTHIENSEN, 2014).

O grupo Coliforme consiste em vários gêneros de bactérias pertencentes à família Enterobacteriaceae. A definição histórica deste grupo está baseada no método usado para sua detecção (por meio da possibilidade de fermentação da lactose), e não na sua sistemática. Desse modo, quando a técnica de fermentação é empregada, o grupo é definido por compreender todos os gêneros de bactérias anaeróbias facultativas (não apenas as de origem fecal), gram-negativas e não formadoras de esporos, em forma de bacilos, oxidase-negativas, caracterizadas pela atividade da enzima β -galactosidase. Podem crescer em meios contendo agentes tenso-ativos e fermentar a lactose nas temperaturas de 35°C, com produção, em 48 horas, de ácidos e de gás (APHA, 2012; BRASIL, 2005).

Este grupo é considerado complexo já que existem microrganismos de origem fecal e não fecal. Trata-se da única variável microbiológica que compõe o índice de qualidade da água, sendo representados principalmente pela *Escherichia coli* e, também por algumas bactérias dos gêneros *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*, representantes do grupo dos coliformes termotolerantes. Dentre esses microrganismos, a *E. coli* é a única espécie do grupo dos coliformes termotolerantes cujo habitat exclusivo é o intestino humano e de animais homeotérmicos, onde ocorre em densidades elevadas” (BRASIL, 2005; CETESB, 2016). Von Sperling (2005) também corrobora que *E. coli* é a única que dá garantia de contaminação exclusivamente fecal. Ainda segundo o autor, a sua detecção não dá garantia de que a contaminação seja humana, uma vez que esta bactéria também pode ser encontrada em fezes de outros animais homeotérmicos.

Nesse sentido, a proteção da saúde pública preconizou a *E.coli* como um indicador microbiológico da segurança do tratamento da água (EDBERG et al., 2000; APHA, 2012; SILVA et al., 2017).

A Resolução Conama n° 357 de 2005 (BRASIL, 2005) determina os valores máximos permitidos para a avaliação microbiológica de sistemas lóticos:

“Coliformes termotolerantes: para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA n° 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliforme termotolerante de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente”.

A Portaria de Consolidação n°5 de 2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017), em seu anexo XX, define as bactérias heterotróficas como um grupo capaz de produzir unidades formadoras de colônias na presença de compostos orgânicos contidos em meio de cultura apropriado, sob condições pré-estabelecidas de incubação: 35,0, \pm 0,5°C por 48 horas. A mesma portaria limita ainda a contagem destas em sistemas de distribuição em 500 UFC/mL. A contagem de bactérias heterotróficas, genericamente definidas como microrganismos que requerem carbono orgânico como fonte de nutrientes, fornece informações sobre a qualidade bacteriológica da água de uma forma ampla (FREIRE; LIMA, 2012).

As bactérias heterotróficas podem estar diretamente relacionadas com a disposição de resíduos orgânicos provenientes de atividades humanas e de animais, que, quando dispostos no ambiente de maneira inadequada, podem contaminar os corpos d'água, oferecendo assim, riscos à saúde humana em decorrência do consumo de água contaminada e outros usos. Este quadro pode ser mais crítico no início de períodos chuvosos, com o carreamento de material trazido do escoamento superficial difuso na bacia hidrográfica (Souza et al., 2017).

A substância orgânica, dissolvida na água doce, consiste de centenas de componentes diferentes, cada um presente em quantidades mínimas. É provável que as bactérias, constantemente, removam alguns dos componentes mais simples, que, por sua vez, são formados continuamente pela degradação de moléculas maiores. Por se verificar a importância de determinados componentes orgânicos para os organismos aquáticos é que se determina a taxa de sua formação e ingestão, mais

que sua concentração absoluta em um dado tempo, pois é potencialmente de maior importância. A substância orgânica solúvel representa uma fonte de energia para os microrganismos heterotróficos em ambiente aquático (SIOLI e KERR, 1978).

2.7 ANÁLISE MULTIVARIADA APLICADA EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

A denominação “Análise Multivariada” corresponde a um grande número de métodos e técnicas que utilizam simultaneamente um amplo conjunto de variáveis na interpretação teórica de tendências sobre um determinado objeto de estudo. A análise estatística multivariada tem sido empregada em diferentes áreas do conhecimento. Em recursos hídricos, Ceballos (1995), Silva (1997), Aguilera et al. (2001), Brito (2003), Gatzke (2017), entre outros, utilizaram-nas para avaliar impactos ambientais e/ou identificar variáveis de maior significância no conjunto das variáveis que definem a qualidade das águas.

Segundo Morrison, (1976), a análise multivariada tem como objetivo o resumo de um conjunto de variáveis, considerando a variância do conjunto de dados. Análise multivariada considera a dependência entre as variáveis-respostas (covariância), fato que na análise univariada não é contemplado. A utilização de apenas uma variável pode ser uma simplificação perigosa, não evidenciando de forma adequada as verdadeiras causas de variações intrínsecas aos dados do estudo, e deixando fora da análise a importante informação de covariabilidade entre as variáveis.

Para JR (2009), para uma análise ser considerada verdadeiramente multivariada, todas as variáveis devem ser aleatórias e inter-relacionadas de tal maneira que seus diferentes efeitos não podem ser significativamente interpretados em separado.

Usualmente, o teste de hipótese ($H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_k$ versus H_A : pelo menos duas μ 's são diferentes) deve ser a primeira etapa da análise de dados multivariados oriundos de mais de duas populações. Seu resultado apenas evidencia a significância ou não do efeito dos vetores de médias de tratamentos. Como regra geral para a análise multivariada, a equação do modelo estatístico tem a mesma expressão da equação para a situação univariada, com os termos escalares substituídos por vetores, onde cada um dos termos é um vetor de dimensão “v” cujos elementos são identificados pelo mesmo símbolo do fator com acréscimo de um “j” subscrito para

identificar a correspondente variável-resposta: $y_{ikl} = \mu + a_k + b_l + ab_{kl} + e_{ikl}$, μ é a média geral esperada, a_k é o efeito diferencial do nível i do fator A, b_l é o efeito diferencial do nível l do fator B, ab_{kl} é o efeito diferencial da interação do k -ésimo nível do fator A com o l -ésimo nível do fator B, e e_{ikl} é o erro experimental (GOTELLI, 2011).

A análise de variância multivariada por permutação (PERMANOVA) é um método não paramétrico onde as somas das distâncias quadradas entre os pontos e seu centroide é igual a soma das distâncias entre os pontos ao quadrado dividido pelo número de pontos (e.g. Kendall & Stuart 1963; Gower 1966; Calínski & Harabasz 1974; Seber 1984; Pillar & Orlóci 1996; Legendre & Legendre 1998; Legendre & Anderson 1999).

A grande diferença da PERMANOVA para as análises de variância multivariada mais comuns como a ANOVA e a MANOVA é: No caso de uma análise com base nas distâncias euclidianas, a média para cada variável nas observações dentro de um grupo constitui a medida da localização central para o grupo em espaço euclidiano, denominado centróide. Para muitas distâncias mede, no entanto, o cálculo de uma localização central pode ser problemático. Por exemplo, no caso da medida semimétrica de Bray-Curtis, uma média simples entre as réplicas não corresponde ao 'centro de localização' no espaço multivariado de Bray-Curtis. Ainda, os resultados (em termos de somas de quadrados, quadrados médios e pseudo F-ratios) obtidos para termos individuais em uma análise multivariada podem ser interpretados da mesma forma que normalmente são para ANOVA univariada. A diferença é que a hipótese que está sendo testada para qualquer termo particular é hipótese multivariada (ANDERSON, 2001).

O mesmo autor ainda comprova usando banco de dados ecológicos: Supondo que a hipótese nula seja verdadeira e os grupos não sejam realmente diferentes (em termos de sua composição e / ou suas abundâncias relativas de espécies, conforme medido pelas distâncias Bray – Curtis). Neste caso, então as observações multivariadas (linhas) seriam intercambiáveis entre os diferentes grupos. Assim, os rótulos nas linhas que os identificam como pertencentes a um determinado grupo pode ser aleatoriamente embaralhado (permutado) e um novo valor de F obtido.

A análise de componentes principais (Principal Component Analysis – PCA ou ACP) é a maneira mais simples para ordenar os dados. O uso básico da ACP reduz a dimensionalidade de dados multivariados. Em outras palavras, a partir da ACP são criadas poucas variáveis-chave (onde cada uma é composta de muitas das variáveis

originais) que caracterizem o máximo possível a variação em um conjunto de dados multivariado. O atributo mais importante da ACP é que as novas variáveis não são correlacionadas umas com as outras (GOTELLI, 2011).

A ACP é bem sucedida na medida em que existem fortes intercorrelações nos dados originais. Além disso, o método matemático procura maximizar a variância entre os objetos. Diferentemente de outras análises de ordenação, só é possível utilizar a distância euclidiana como coeficiente de similaridade na ACP (PROVETE et. al, 2011).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Em virtude da declividade do relevo, o sistema hidrográfico do norte do Paraná está inclinado no sentido de Oeste para Leste, em direção ao Rio Tibagi, que tem sentido Sul-Norte, desaguando no Rio Paranapanema. Dentre os afluentes do Rio Tibagi, encontra-se a bacia hidrográfica do Ribeirão Cafezal, com área de 20.621,7 hectares, localizada entre as latitudes 23° 16' S e 23° 24' S, e as longitudes 51° 07' W e 51° 23' W, abrangendo os municípios de Cambé, Londrina e Rolândia. É o segundo principal sistema de captação de água que abastece o município de Londrina. Apresenta uma dinâmica própria em relação à evolução do uso agrícola do solo, que até o ano de 1975 predominava a cultura permanente do café, a qual foi substituída por culturas temporárias (principalmente pela soja e pelo trigo). No seu sistema hidrográfico, a bacia é composta por 23 afluentes diretos, entre os quais o Ribeirão São Domingos, Pedroso, Unda do Salto, Ciclone e Esperança, além de 17 outros sem denominação conhecida e mais 10 afluentes indiretos distribuídos ao longo dos 41 km de extensão do Ribeirão Cafezal (Silva, 2006).

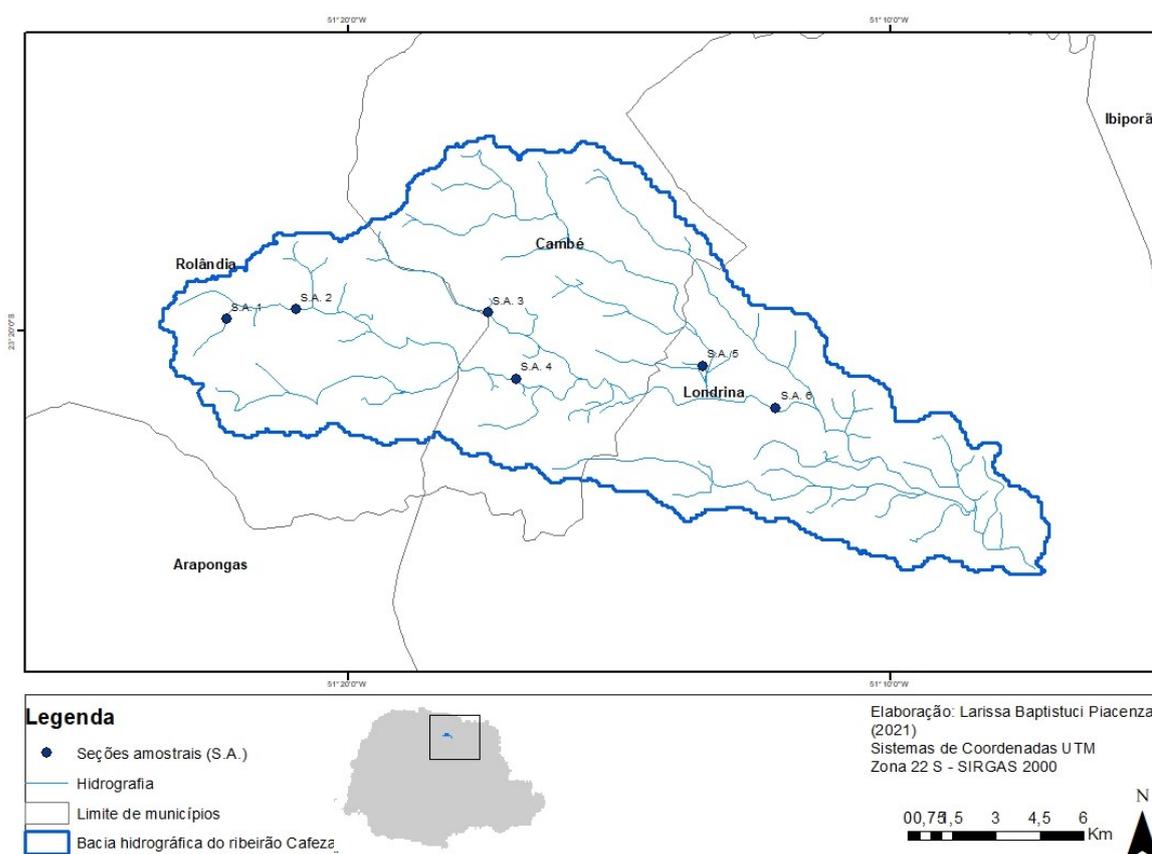
O ribeirão Cafezal nasce no município de Rolândia-PR, passando pelo município de Cambé-PR e Londrina-PR com foz no ribeirão Três Bocas, sendo um importante afluente rio Tibagi. Além disso, o ribeirão Cafezal é um dos principais mananciais responsáveis para suprir a demanda por água destes municípios, com destaque para a área urbana de Londrina-PR (principal município da região norte do estado do Paraná), representando 36% da água captada (ANA, 2019).

Para avaliar o efeito do período de chuvas nas estruturas limnológicas e microbiológicas da bacia do Ribeirão Cafezal optou-se por utilizar 6 das 9 seções amostrais monitorados pela SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná) e por Machado (2013) em seu estudo intitulado “Qualidade microbiológica da água e das características ambientais da bacia de manancial de abastecimento do Ribeirão Cafezal” por serem afluentes do ribeirão Cafezal. O requisito de seleção das seis seções amostrais se embasou na acessibilidade viária ao corpo hídrico. No Quadro 2 e na Figura 1 tem-se a localização geográfica dos pontos amostrais.

Para a coleta de dados limnológicos e microbiológicos, a fim de constatar as influências do balanço hídrico, foram realizadas visitas mensais às seções amostrais

entre o período de setembro/2020 a janeiro/2021, estabelecendo dois grupos em relação à intensidade pluviométrica na bacia (período de menor intensidade: meses de setembro a novembro de 2020 com volume médio igual a 50,3 mm; e o período de maior intensidade: meses de dezembro de 2020 e janeiro de 2021 com volume médio igual a 127,8 mm). Além disso, foram realizadas outras visitas para identificação e caracterização dos principais aspectos naturais e antrópicos na bacia em estudo, possibilitando a avaliação das características biogeofísicas ao longo do gradiente longitudinal observadas nos pontos amostrais da bacia hidrográfica.

Figura 1 – Localização geográfica da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal e das seis seções amostrais utilizadas neste trabalho.



FONTE: Autoria própria, 2021.

Quadro 2 – Localização geográfica das seções amostrais.

Seção amostral	Microbacia	Corpo hídrico amostrado	Latitude do ponto amostrado	Longitude do ponto amostrado
Seção amostral 1	Ribeirão. Cafezal 1	Córrego Marabu	23°19'31.83"S	51°22'4.66"O
Seção amostral 2	Ribeirão Cafezal 2	Córrego Amoreira	23°19'15.58"S	51°20'40.31"O
Seção amostral 3	Córrego Pedrozo	Rib. Pedroso	23°19'40.39"S	51°17'22.93"O
Seção amostral 4	Cafezal 4	Córrego Verdade	23°20'30.27"S	51°16'41.06"O
Seção amostral 5	Ribeirão São Domingos	Rib. São Domingos	23°20'26.85"S	51°13'19.22"O
Seção amostral 6	Cafezal 6	Rib. Cafezal	23°21'28.18"S	51°11'41.01"O

BASEADO EM: SIGLON (2021).

FONTE: autoria própria, 2021.

3.2 MONITORAMENTO DA TENDÊNCIA METEOROLÓGICA E FLUVIOMÉTRICA

A bacia hidrográfica estudada se localiza na Zona Tropical do Paraná, segundo Maack (2002), com a classificação climática de acordo com Köppen representada por um clima subtropical úmido (com verão quente), com temperaturas do mês mais frio variando entre 18°C e 13°C, e do mês mais quente superiores a 22°C, sendo úmido com chuvas distribuídas em todos os meses.

Para relacionar a precipitação, a vazão e o uso do solo com as estruturas limnológicas e microbiológicas na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal foram elaboradas as séries históricas da variação pluviométrica e de variação fluviométrica dos últimos trinta anos (1989 a 2019) a partir do banco de dados do Instituto das Águas do Paraná (SIH –IAT). Para a organização e interpretação dos dados foi utilizado planilha eletrônica, onde foram calculadas médias históricas mensais da precipitação e vazão do ribeirão Cafezal, sendo, posteriormente, estes dados organizados em gráficos para melhor visualização dos resultados.

O intenso processo de ocupação do solo, que na área urbana têm gerado superfícies mineralizadas/impermeabilizadas, e na área rural têm exposto grandes extensões de solo direto à radiação solar e outros fenômenos meteorológicos, vêm alterando os processos físicos, principalmente na baixa atmosfera no que concerne o balanço energético e o ciclo hidrológico. A fim de quantificar a intensidade do processo de impermeabilização, uso do solo e as consequências diretamente relacionadas aos corpos hídricos, realizou-se um levantamento fluviométrico do corpo d'água nos últimos 30 anos a partir do banco de dados do Sistema de Informações Hidrológicas (SIH) do Instituto das Águas do Paraná (ÁGUASPARANÁ).

3.3 MAPAS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A fim de identificar e verificar quais feições paisagísticas da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal que influenciam nas estruturas limnológicas e microbiológicas do corpo hídrico durante os eventos pluviométricos, foi produzidos mapas de uso do solo com sua respectiva porcentagem de ocupação em hectares.

Foram utilizados dados em formato matricial (raster) disponíveis gratuitamente no USGS (*United States Geological Service*), como imagens do satélite Landsat 8 datadas em agosto/2020, sensor OLI, com 30 metros (m) de resolução espacial, e um Modelo Digital de Superfície (MDS) do SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), com resolução espacial de 30 m.

Com o auxílio do Software ArcGis®10.3, foram criados shapes (shapefile. Shp) necessários para o mapeamento das feições de uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica. Para o mapeamento utilizou-se como base o *Manual Técnico de Uso da Terra* de 2013, elaborado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, que define os procedimentos metodológicos para elaboração de mapa temático de uso da terra a fim de, interpretar e padronizar as cores (RGB) no mapeamento.

Para auxiliar no processo de classificação não supervisionada das imagens, seis classes temáticas foram identificadas na bacia hidrográfica, a saber: solo exposto, área agrícola, área urbana, área de preservação permanente (APP), pastagem, hidrografia e uso não identificado.

A partir de modelos numéricos de elevação, com resolução de 30 metros, disponibilizados pelo topodata (Caleriano, 2005) foi possível determinar as direções do fluxo de água na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal e, dessa forma, delimitar as

microbacias das seções amostrais. A partir disso, foram produzidas sete cartas temáticas de uso do solo, sendo uma avaliando toda a bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal e as outras seis avaliando cada seção amostral considerando o ponto amostral como exutório. Com essa metodologia é possível avaliar as influências do uso e ocupação do solo que atuam pontualmente em cada seção amostral.

3.4 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS

A fim de alcançar os objetivos elencados neste trabalho, as variáveis limnológicas estudadas foram:

- a) Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$);
- b) Sólidos totais dissolvidos (PPM);
- c) Oxigênio dissolvido (mg/L e % de saturação);
- d) Potencial Hidrogeniônico;
- e) Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$).

Para a análise destes parâmetros foi utilizado o equipamento portátil multiparâmetro HANNA HI98194 (Figura 3).

Figura 3 - Equipamento portátil multiparâmetro para coleta de variáveis limnológicas.



FONTE: Hanna Instruments (2019).

3.5 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS

Para análise dos parâmetros microbiológicos foram analisados a presença de bactérias do grupo Coliformes: coliformes totais, *Escherichia Coli* e bactérias heterotróficas.

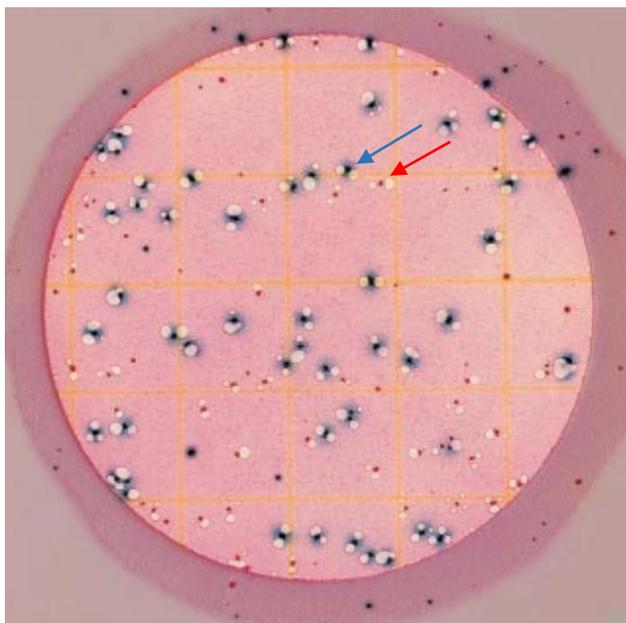
3.5.1 Concentração de coliformes totais e *Escherichia Coli*

Para a contagem de colônias de bactérias do grupo Coliformes totais e *E. coli* utilizou-se Placas Petrifilm EC 3M. As placas para contagem de coliformes contêm nutrientes do meio Vermelho Violeta Bile (VRB), um agente geleificante solúvel em água fria e um indicador tetrazólico que facilita a enumeração das colônias. O filme superior retém o gás formado pelos coliformes fermentadores de lactose.

A inoculação é feita em superfície plana, posicionando uma pipeta com amostras de 1mL no centro da placa. Após abaixar o filme plástico em cima da placa, usa-se o difusor para distribuir o inóculo completamente na área circular antes do gel se formar. Dentro de um minuto ocorre a solidificação do gel, e, em seguida, incubase a placa em estufa por 24 horas a 35°C.

Neste procedimento, as bactérias do grupo coliformes produzem ácido e gás a partir da lactose durante a fermentação metabólica. O ácido faz com que o indicador de pH altere a cor do meio. Assim, as colônias de coliformes que crescem na Placa Petrifilm EC formando colônias vermelho mais escuro e com gás retido ao redor das colônias indica coliformes totais confirmados. Durante a análise das placas após incubação, qualquer azul na colônia (azul a vermelho-azulado) confirma a presença de *E.coli* (Figura 4).

Figura 4 – Placa Petrifilm após inoculação e incubação por 24h.



Seta azul – Indica a colônia de E.coli com presença de gás formada após período de incubação;

Seta vermelha – indica a colônia de coliformes totais com presença de gás formado após período de incubação.

FONTE: 3M do Brasil LTDA (2021).

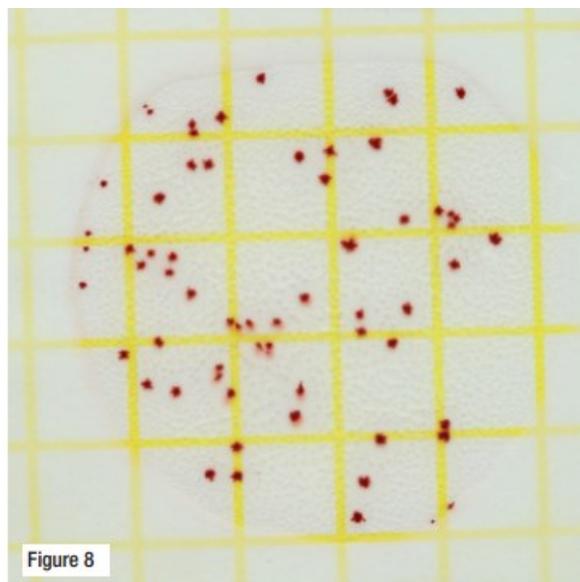
3.5.2 Concentração de bactérias heterotróficas

Para identificação das colônias de bactérias heterotróficas foram utilizadas Placas Petrifilm Aqua Heterotrophic 3M. As placas para inoculação da amostra contêm nutrientes de bÍlis vermelha violeta (VRB), um gelificante solúvel em água fria e um indicador de tetrazólio que facilita a enumeração de colônias.

A inoculação é feita em superfície plana, posicionando uma pipeta com amostras de 1mL (se necessário, pode ser realizada diluição da amostra) no centro da placa. Após abaixar o filme plástico, usa-se o difusor para distribuir o inóculo completamente na área circular antes do gel se formar. Dentro de um minuto ocorre a solidificação do gel, e, em seguida, incuba-se a placa em estufa por 48 horas a 35°C.

As colônias avermelhadas são identificadas a partir de sua associação com o gás produzido, o qual indica bactérias heterotróficas presentes (Figura 5).

Figura 5 – Placa Petrifilm Acqua após inoculação e incubação por 48h.



FONTE: 3M do Brasil LTDA, 2021.

3.8 ANÁLISE DOS DADOS

Os efeitos dos períodos de menor e maior intensidade pluviométrica (temporal) bem como da variação espacial (entre as seções amostrais) sobre as estruturas limnológica e microbiológica da bacia do Ribeirão Cafezal foram testados a partir da análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA) no Software *Past* (Hammer, 2020). A PERMANOVA permuta a matriz de distância Mahalanobis, gerando os valores das variáveis categóricas ao acaso. A distância estatística Mahalanobis pode ser expresso como uma proporção de similaridade ou dissimilaridade (distância) nos dados, onde, em vez de tratar todos os valores de igual modo, quando calcula a distância ao ponto central, pondera-os pela diferença à amplitude de variação na direção do ponto de teste. Portanto se o resultado da matriz original for muito improvável de ser encontrado ao acaso, rejeitamos a hipótese nula, e aceitamos que de fato existe uma associação entre as categorias (fatores/classes) com a matriz de distância (Gotelli e Ellison, 2010).

Para identificar quais variáveis das estruturas limnológica e microbiológica se revelaram mais correlacionadas com os períodos de menor e maior intensidade pluviométrica e com as seções amostrais da bacia do Ribeirão Cafezal aplicou-se a

análise de componentes principais (ACP), a partir do software *Pc Ord 5* (MCCUNE e MEFFORD, 2011) e do *Statística 10.1* (STATSOFT, 2015).

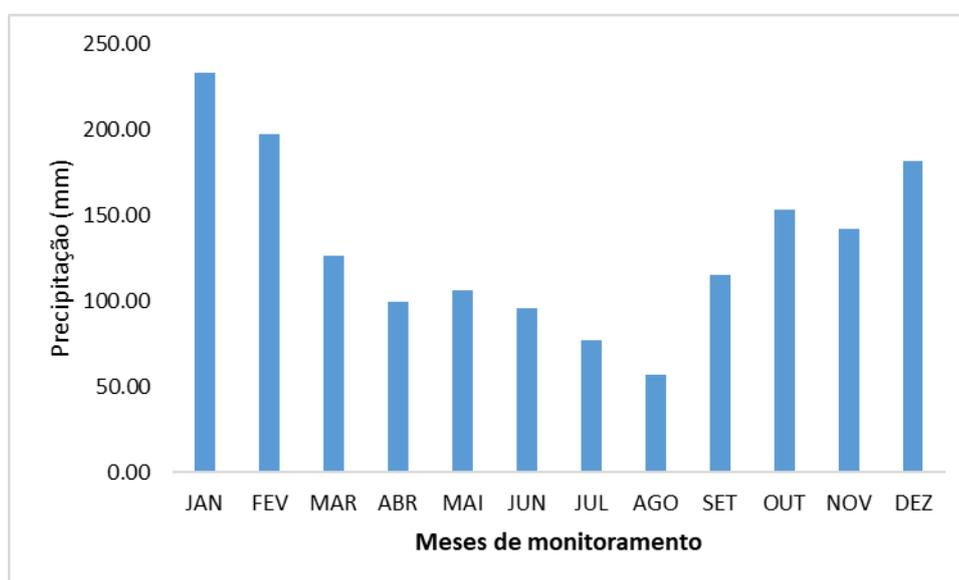
A ACP reduz a dimensionalidade dos dados, indicando tendências de organização espacial e temporal das informações. Além disso, os componentes principais são extraídos de uma matriz de correlação de Pearson gerada pela análise, sendo influenciadas, então, pelas variáveis de maior variância.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 MONITORAMENTO DA TENDÊNCIA METEOROLÓGICA E FLUVIOMÉTRICA

A fim de verificar o comportamento da precipitação na bacia hidrográfica, obteve-se a série histórica dos últimos 30 anos (1989 a 2019) com as médias mensais sazonais pluviométricas da região metropolitana de Londrina-PR (Figura 6) fornecidas pelo banco de dados do Sistema de Informações Hidrológicas (SIH) do Instituto das Águas do Paraná (ÁGUASPARANÁ - IAT).

Figura 6 – Série histórica de variação pluviométrica mensal de 1989 a 2019 na região metropolitana de Londrina-PR.



BASEADO EM: Banco de dados do SIH (2021).
 FONTE: Autoria própria, 2021.

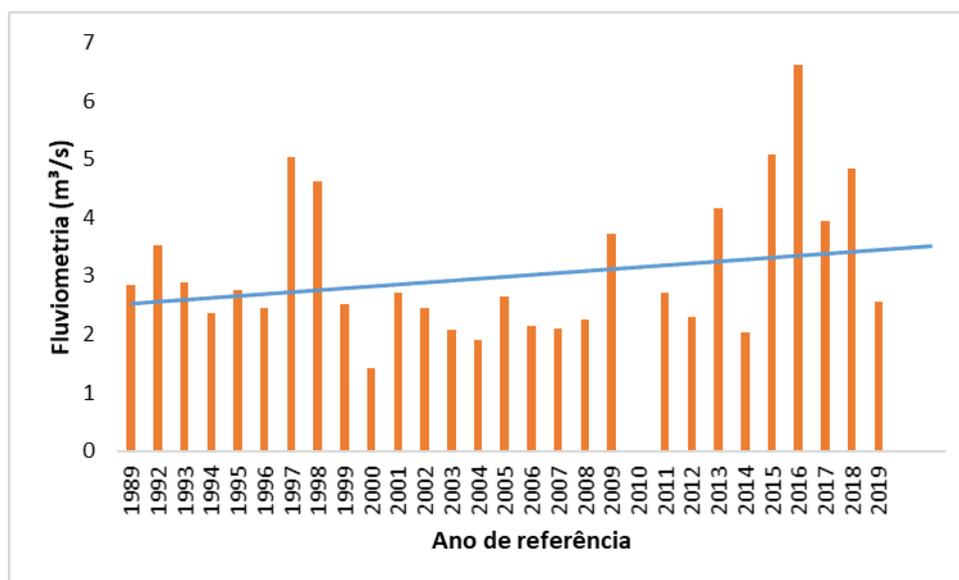
Analisando os dados pluviométricos constata-se que entre os meses de agosto e janeiro há um aumento no volume das precipitações. Em contrapartida, os meses de fevereiro a agosto apontam comportamento decrescente em relação ao volume precipitado. A partir dessa análise é possível definir, entre o período de monitoramento deste estudo (setembro/2020 a janeiro/2021), que os meses de menor pluviosidade são setembro, outubro e novembro, enquanto os meses de maior volume pluvial são dezembro e janeiro.

Ferreira (2017) afirma ser importante detectar se há aumento ou redução progressiva de temperatura ou pluviosidade em escala mesoclimática para a identificação de externalidades produzidas pelas mudanças no uso do solo ou pelas

mudanças climáticas globais sobre os regimes hidropiuviométricos das bacias hidrográficas. As chuvas e a disponibilidade de recursos hídricos afetam atividades humanas diversas, incluindo pesca, navegação, abastecimento público de água, agricultura e produção de energia hidroelétrica.

A figura 7 apresenta a série histórica fluviométrica na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal, de 1989 a 2019.

Figura 7 – Gráfico da variação fluviométrica anual referente aos anos de 1989 a 2019 do Ribeirão Cafezal.



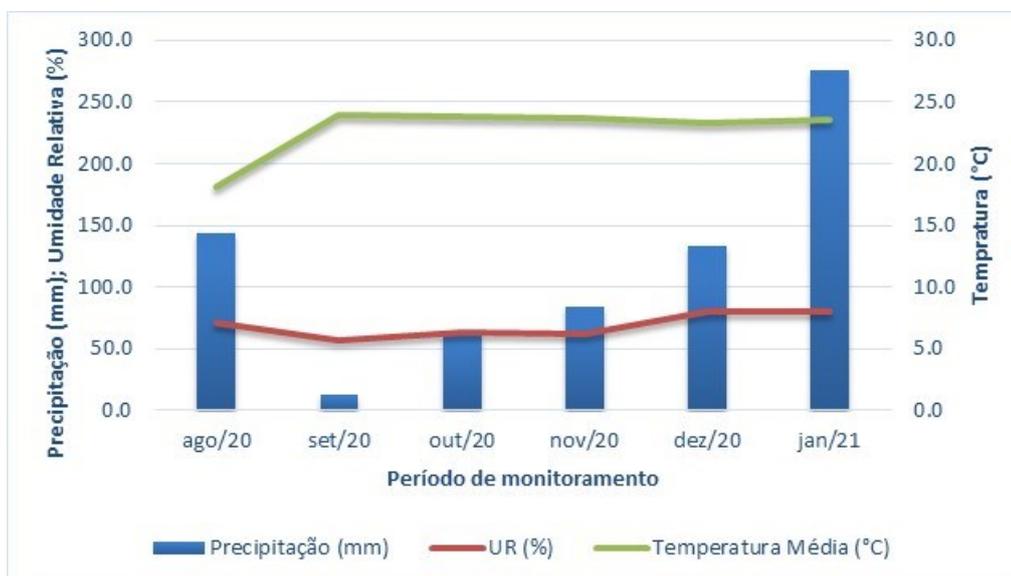
BASEADO EM: Banco de dados do SIH (2021).
 FONTE: Autoria própria, 2021

A linha de tendência dos dados pontilhada na Figura 7 indica a previsão linear do comportamento da vazão do ribeirão Cafezal após 2019, onde é possível verificar que o comportamento médio dos valores de vazão não tem a mesma tendência da precipitação. Isso pode indicar que o uso e ocupação do solo interfere na dinâmica fluviométrica da bacia hidrográfica.

Segundo Santos e Ferreira (2014) em prazos mais ou menos longos, as vazões máximas e mínimas das drenagens superficiais podem apresentar tendências de incrementos ou de redução e essas são importantes para identificar possíveis interferências causadas pelas mudanças de uso e ocupação do solo.

O monitoramento da tendência meteorológica, assim como a temperatura e a umidade relativa no período de agosto/20 a janeiro/21 estão representados na Figura 8.

Figura 8 – Monitoramento da tendência meteorológica (ago/20 a jan/21).



BASEADO EM: Banco de dados do Instituto de Água e Terra, 2021.

FONTE: Autoria própria, 2021

Os dados de precipitação da zona metropolitana de Londrina-PR apresentaram tendência para aumento pluvial a partir do mês de outubro. Diferente do volume de chuvas apresentado na série histórica (figura 9, em 2020 o mês de agosto teve maior volume de chuvas que o mês de setembro, o qual foi caracterizado por ser o mês mais seco neste ano. Os valores de umidade relativa do ar e temperatura média não apresentaram grandes variações durante os meses monitorados, com valores médios de 69% e 22,8°C, respectivamente.

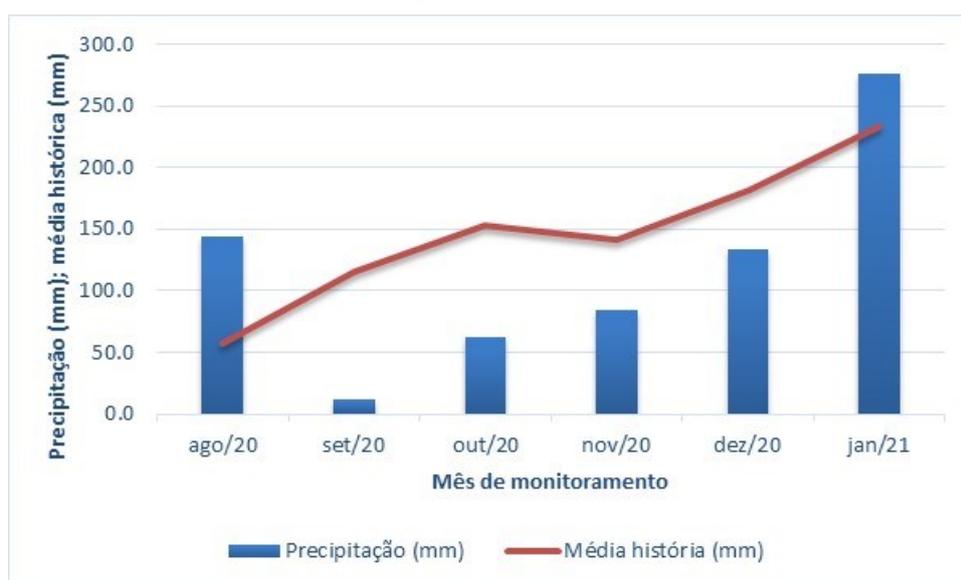
Barbieri, et al. (2009), ao fazerem o estudo da relação entre os desastres naturais e as anomalias de precipitação para a região Sul do Brasil, enfatizam que são vários os fatores que provocam a variabilidade da precipitação na região Sul do Brasil, como o fenômeno El Niño e a La Niña (ENOS), que provocam impactos na circulação atmosférica regional e global.

O ENOS refere-se às situações nas quais o oceano Pacífico Equatorial está mais quente (El Niño) ou mais frio (La Niña) do que a média normal histórica. A mudança na temperatura do oceano Pacífico Equatorial acarreta efeitos globais na temperatura e precipitação. A previsão da ocorrência de ENOS em 2020 realizada pelo International Research Institute for Climate and Society (IRI)/Clima Prediction Center (CPC) indicou condições de neutralidade do ENOS (INPE, 2020).

Andrade e Nery (2003) realizaram um trabalho sobre precipitação pluviométrica na bacia do rio Ivaí em diferentes escalas, entre elas a mensal e observaram que a área apresenta uma definição de períodos úmidos e seco bem definido. Estando os meses de dezembro, janeiro e fevereiro entre os mais chuvosos, ao contrário dos meses de junho, julho e agosto que são marcados por períodos secos. Os mesmos autores, também relacionaram a variabilidade das chuvas à ocorrência dos fenômenos de El Niño e La Niña, pois anos de atuação de tais fenômenos, podem explicar a variação da pluviosidade em toda a região Sul do Brasil.

A Figura 9 indica o volume precipitado no período de agosto/20 a janeiro/21 em comparação com a média histórica nos últimos 30 anos.

Figura 9 – Precipitação monitorada no período de agosto/20 a janeiro/21 tendo como referência a média histórica da região nos últimos 30 anos (1989-2019).



FONTE: Autoria própria, 2021.

Considerando a precipitação como principal entrada do balanço hídrico de uma bacia hidrográfica, os dados da Figura 9 indicam a taxa de entrada maior que a média histórica apenas nos meses de agosto/20 e janeiro/21. Isso corrobora a tendência de redução do volume de chuvas para os próximos anos indicada pela média histórica (Figura 2).

O conhecimento do comportamento do regime pluviométrico se torna necessário para a avaliar sua influência no uso do solo da bacia hidrográfica. Por exemplo, pode-se planejar medidas de minimização de impactos no carreamento de

sólidos para o corpo hídrico, assim como evitar contaminações por agrotóxicos e fertilizantes. Ou ainda, prever eventos extremos relacionados com o ciclo hidrológico.

Dubreuil et al (2017), subsidiados na análise das temperaturas e precipitações médias anuais e de acordo com a classificação climática de Köppen, caracterizam o tipo climático Cfa como predominante no Paraná, ou seja, um clima subtropical com temperatura média no mês mais frio inferior a 18°C e temperatura média no mês mais quente acima de 22°C, com verões quentes, geadas pouco frequentes e com tendência de concentração das chuvas no verão, mas sem estação seca definida.

As análises das tendências pluviométricas para a região sul do Brasil, a partir de uma série de dados de 38 localidades (oito situadas no Paraná), permitiram indicar que as alterações são mais evidentes na porção norte regional, ou seja, no estado do Paraná (MENDONÇA, 2014). O autor constatou que a tendência de elevação dos totais médios anuais é mais representativa na porção centro-sul, da ordem de 100 a 300mm), especialmente ao longo da grande bacia do rio Iguaçu. Enquanto na porção centro-norte desse estado foi registrada tendência à redução pluviométrica, de cerca de até 200mm, opostamente à porção centro-sul.

Ely (2017), analisando as tendências espaço-temporais das precipitações anuais para o estado do Paraná, constatou que a maior parte do estado apresenta reduções nas precipitações anuais, mas com valores modestos que variam de 1,50 a 10,22mm. Ricce et al. (2009) também analisou a tendência da precipitação no estado do Paraná e concluíram que não houve tendência significativa de precipitação, porém ressaltam que a distribuição da precipitação tem sido mais inconstante nos últimos anos.

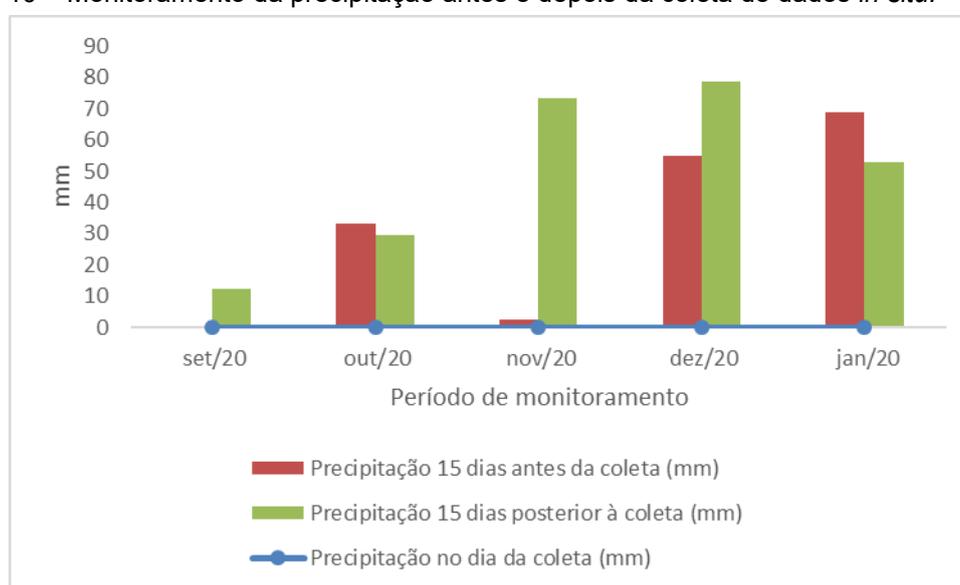
Oliveira (2018) afirma que no início deste século, os resultados obtidos mediante estudos observacionais destacaram que a ocorrência de extremos no ciclo hidrológico pode estar intimamente ligada às mudanças no balanço de radiação e conseqüentemente de temperatura. Esses estudos realizados estimam que a atividade humana seja talvez a principal responsável das alterações na gestão dos recursos hídricos, bem como tornou-se claro que o desenvolvimento e o crescimento populacional acabaram por intensificar e alterar os ciclos naturais.

Trenberth (2011) corroborou a afirmação anterior mediante perspectiva obtida de que o aumento da temperatura no globo acarretaria em descargas de chuva mais intensas, conseqüentemente, alterações nos fluxos de água. Tal informação, foi baseada na acentuação do processo de evaporação capaz de garantir maior

disponibilidade de vapor d'água na atmosfera. O estudo ressaltou, ainda que, essa relação deve ser levada em consideração devido à sua capacidade de alterar as condições temporais e acarretar longos períodos sem chuva, bem como fortes enchentes e inundações nos centros urbanos.

A fim de avaliar a influência direta da precipitação nos dados coletados, monitorou-se o volume de chuvas no dia de coleta de dados *in situ*; quinze dias antes da data de cada coleta mensal, e quinze dias posteriores ao dia da realização da coleta (Figura 10).

Figura 10 – Monitoramento da precipitação antes e depois da coleta de dados *in situ*.



BASEADO EM: Banco de dados do Instituto de Água e Terra, 2021.

FONTE: Autoria própria, 2021

Em todos os dias definidos para coleta de dados não houve ocorrência de eventos chuvosos. Porém, nos meses de outubro, dezembro e janeiro, o volume de precipitação antes da data do monitoramento pode influenciar nos resultados obtidos nestes meses. Já nos meses de setembro e novembro essa influência foi reduzida, principalmente em setembro, uma vez que não houve precipitação nos quinze dias anteriores ao dia da coleta deste mês. Ainda, deve ser considerado o volume de chuvas nos dias posteriores à data do monitoramento, uma vez que seu acumulo influenciará no mês seguinte.

Desse modo, pode-se afirmar que o mês de dezembro recebeu um volume alto de precipitação acumulada, principalmente, de novembro.

4.2 MAPAS DE USO E OCUPAÇÃO DE SOLO

O levantamento do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal está representado na Figura 11, a qual indica a distribuição das classes analisadas: área de preservação permanente, área agrícola, pastagem, solo exposto, área urbana, uso não identificado e hidrografia.

Na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal verifica-se apenas 1,13% de ocupação do solo por áreas de preservação permanente, em contrapartida, encontra-se 33% de maior ganho percentual das áreas agrícolas e 15,70% por área urbana, caracterizando a bacia com cenários heterogêneos (Tabela 2).

Tabela 2 – Classificação do uso do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal e suas respectivas porcentagens de ocupação.

Classificação de uso do solo	Área total (hectares)	% de ocupação
Área urbanizada (impermeabilizada)	2.934,134	15,70%
Pastagem	4.437,439	23,75%
Área agrícola	6.164,546	33,00%
Solo exposto	4.275,497	22,88%
APP	211,235	1,13%
Uso não identificado	655,929	3,51%

FONTE: Autoria própria, 2021.

Oliveira (2018) afirma que diversos estudos têm buscado identificar mais precisamente a relação causa-efeito entre as alterações geradas pelo desenvolvimento humano, como: o crescimento e adensamento populacional em grandes centros urbanos, a supressão vegetal e o aumento do aporte de nutrientes em mananciais, além da intensa modificação da dinâmica do uso e ocupação do solo e suas diretas consequências quando na ocorrência de eventos chuvosos, por exemplo. O aumento da vazão nos riachos está atrelado à disposição populacional no meio urbano e rural, as condições socioeconômicas das unidades de Federação e o uso e ocupação do solo (OLIVEIRA, 2018).

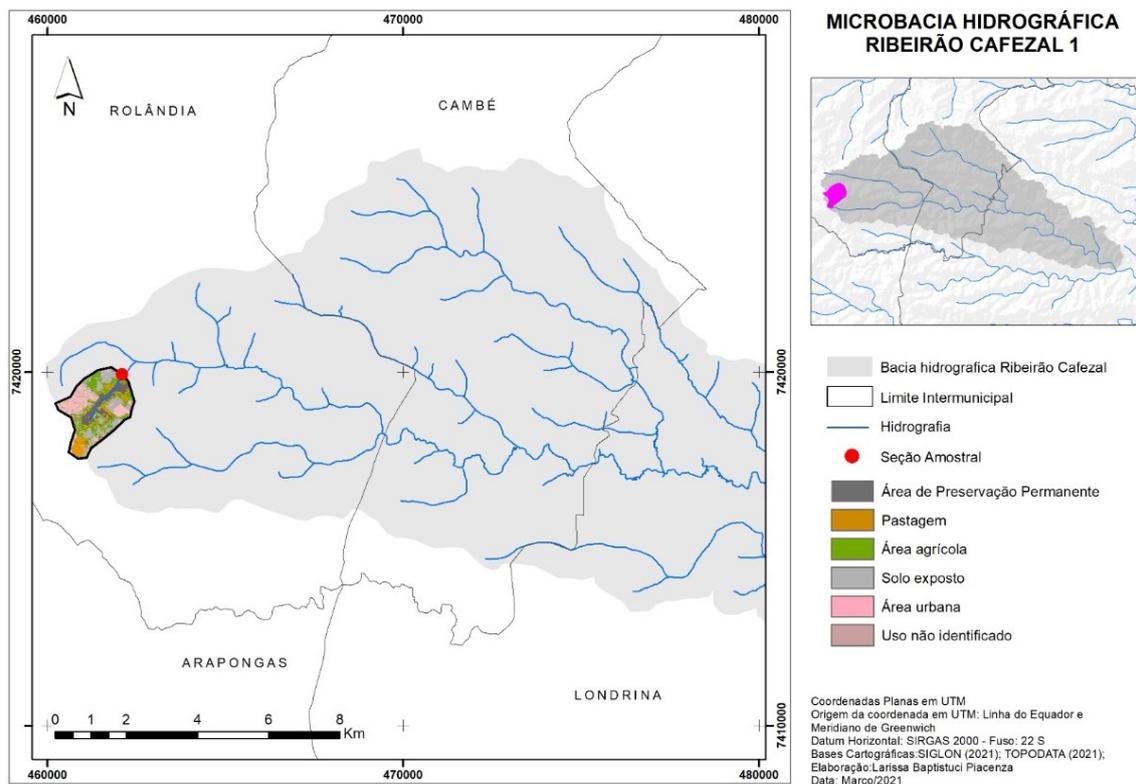
Furtado (2020) estudou a bacia hidrográfica do rio Murucupi, no Pará, de 1990 a 2019, onde comprovou que as dinâmicas do uso e cobertura do solo estão baseadas na consolidação das áreas urbanizadas, uma vez que esta área triplicou de tamanho em 2019 (acréscimo de 484 ha), deixando apenas pequenos mosaicos fragmentados de vegetação florestal ao Sul e ao Norte da bacia. Em 2019 mais de 50% da bacia era constituída por área urbanizada, permitindo inferir que desde 2010 a pressão antrópica sobre a bacia se deu de maneira intensa, induzindo o surgimento de problemas ambientais de origem e dimensões variadas, como por exemplo a precariedade do saneamento básico.

4.2.1 Seção Amostral 1

A nascente do ribeirão Cafezal localiza-se próxima à seção amostral 1 (microbacia hidrográfica do ribeirão Cafezal 1), na cidade de Rolândia-PR, possui 322 hectares de área e se encontra margeada por 13,2% de APP; 19,1% por pastagens;

29,1% por áreas agrícolas; 21% por solo exposto; e 12,9% por áreas urbanas (Figura 12).

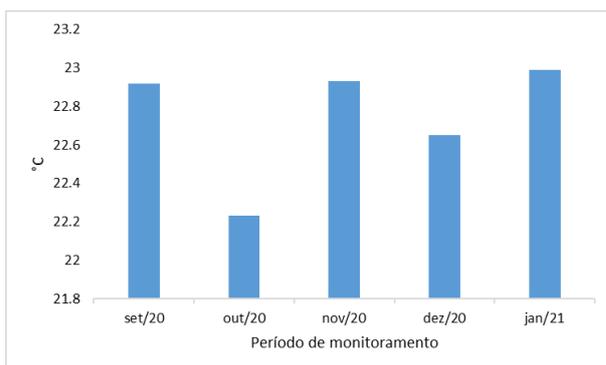
Figura 12 – Microbacia hidrográfica do ribeirão Cafezal 1.



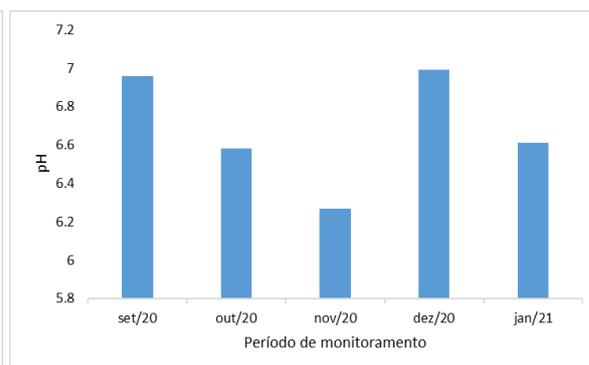
FONTE: Autoria própria, 2021.

As estruturas limnológicas e microbiológicas da S.A 1 (figura 13 e 14) podem receber influências antrópicas indiretas no ribeirão Cafezal, sendo elas, um frigorífico de aves; um condomínio de chácaras; e um hotel a menos de 2 km do curso d'água.

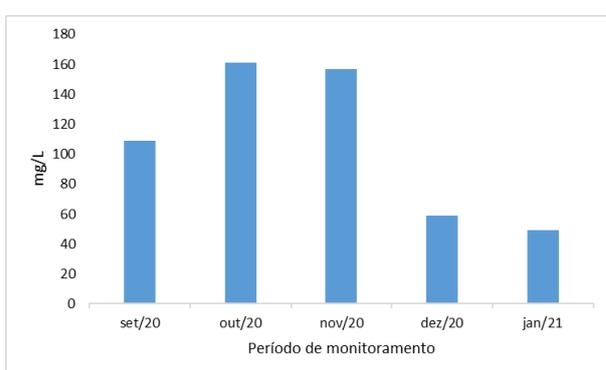
Figura 13 – Resultados das variáveis limnológicas na seção amostral 1.



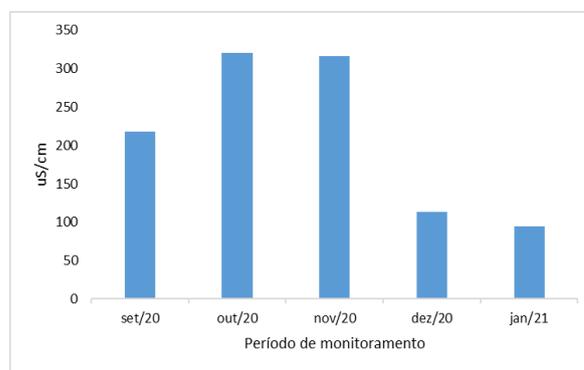
(A) Temperatura da água



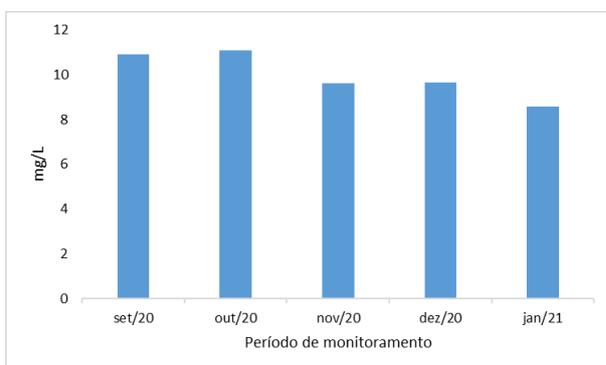
(B) Potencial hidrogeniônico



(C) Sólidos dissolvidos



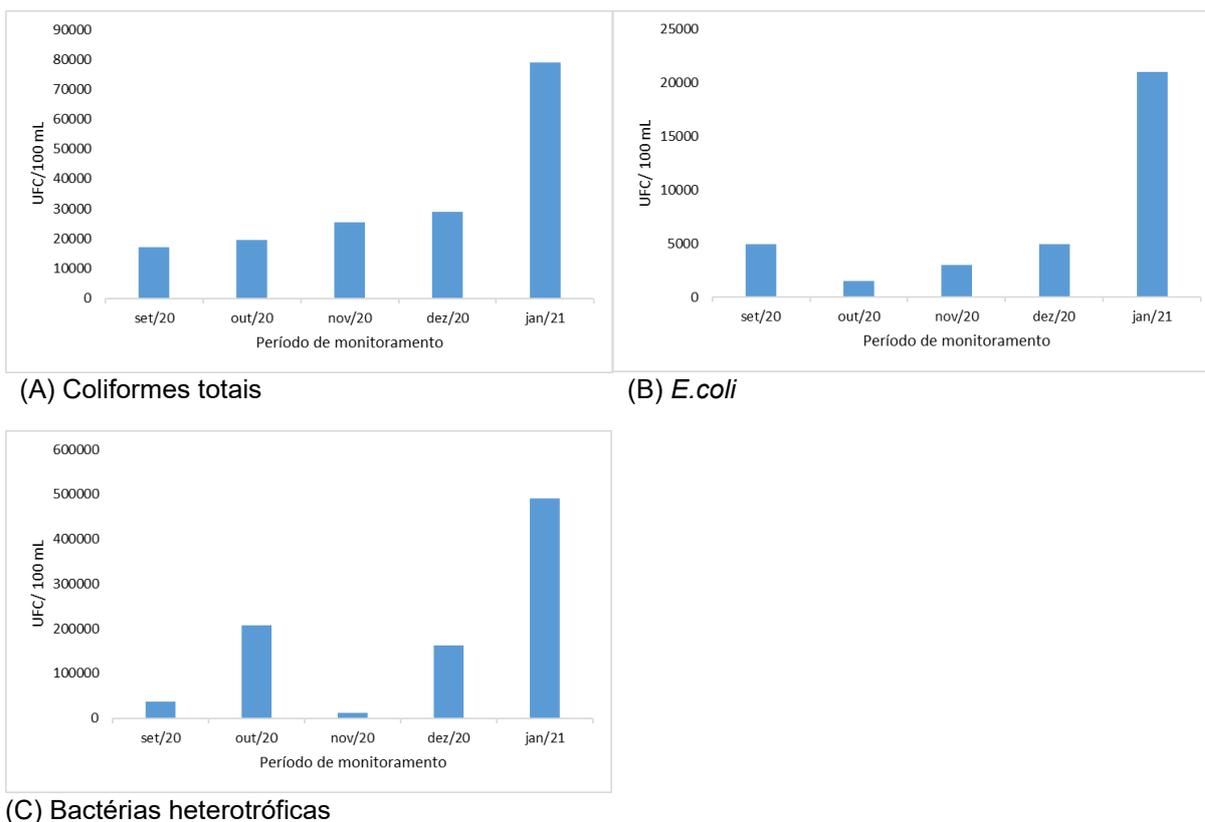
(D) Condutividade elétrica



(E) Oxigênio dissolvido

Fonte: Autoria própria, 2021.

Figura 14 – Resultados das variáveis microbiológicas na seção amostral 1.



Fonte: Autoria própria, 2021.

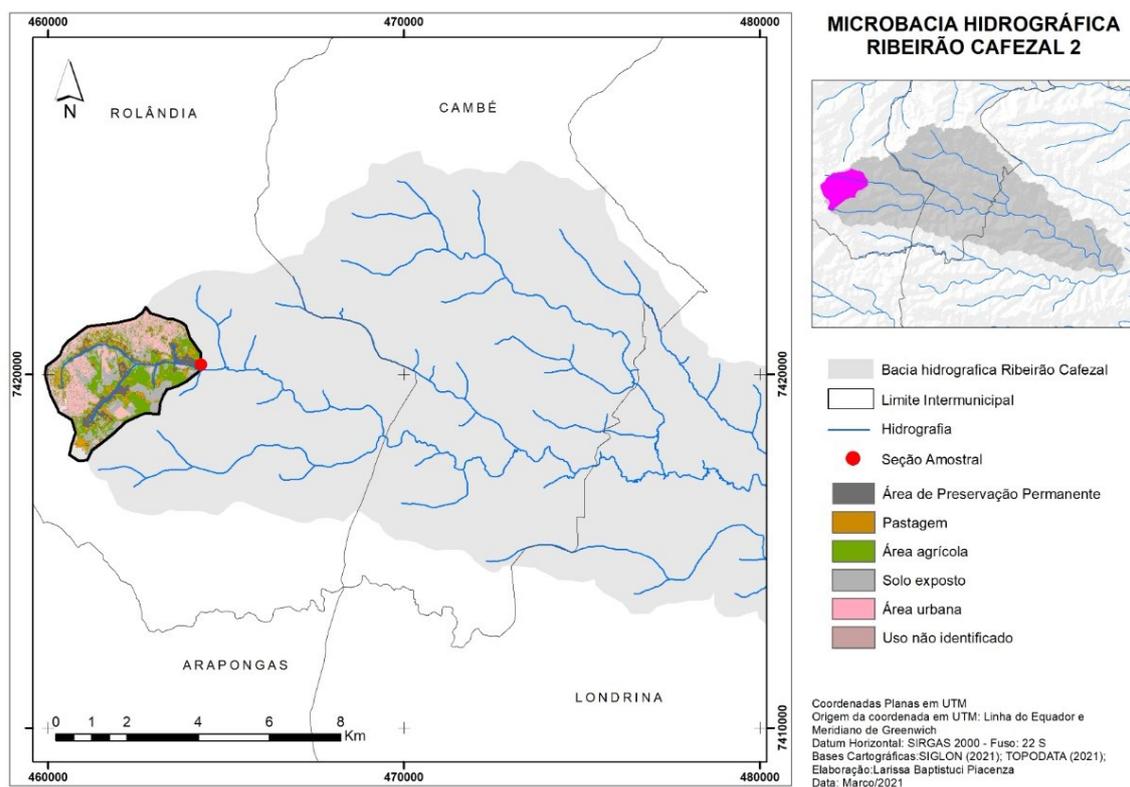
Destaca-se nesta seção amostral as unidades formadoras de colônias de coliformes totais, *E. coli* e bactérias heterotróficas no período com maior incidência de precipitação. Os valores encontrados podem ser relacionados a influência antrópica, o que justifica, principalmente, contaminação fecal no corpo receptor.

A redução dos valores de sólidos dissolvidos nos meses de dezembro e janeiro explica a influência das chuvas na concentração dessa variável. O pH e a condutividade elétrica podem ter relação com o desenvolvimento de coliformes totais e *E. coli*, ou seja, caso ocorra carreamento de dejetos ou efluentes industriais nos episódios chuvosos, estas variáveis podem ser alteradas.

4.2.2 Seção Amostral 2

A Figura 15 identifica a microbacia hidrográfica do ribeirão Cafezal 2 conforme o uso do solo e a direção do fluxo de água. A seção possui 1071 hectares de área e é caracterizada por 11,3% de APP; 11,3% de pastagem; 23,9% de áreas agrícolas; 28,6% de solo exposto; 18,9% de área urbanizada.

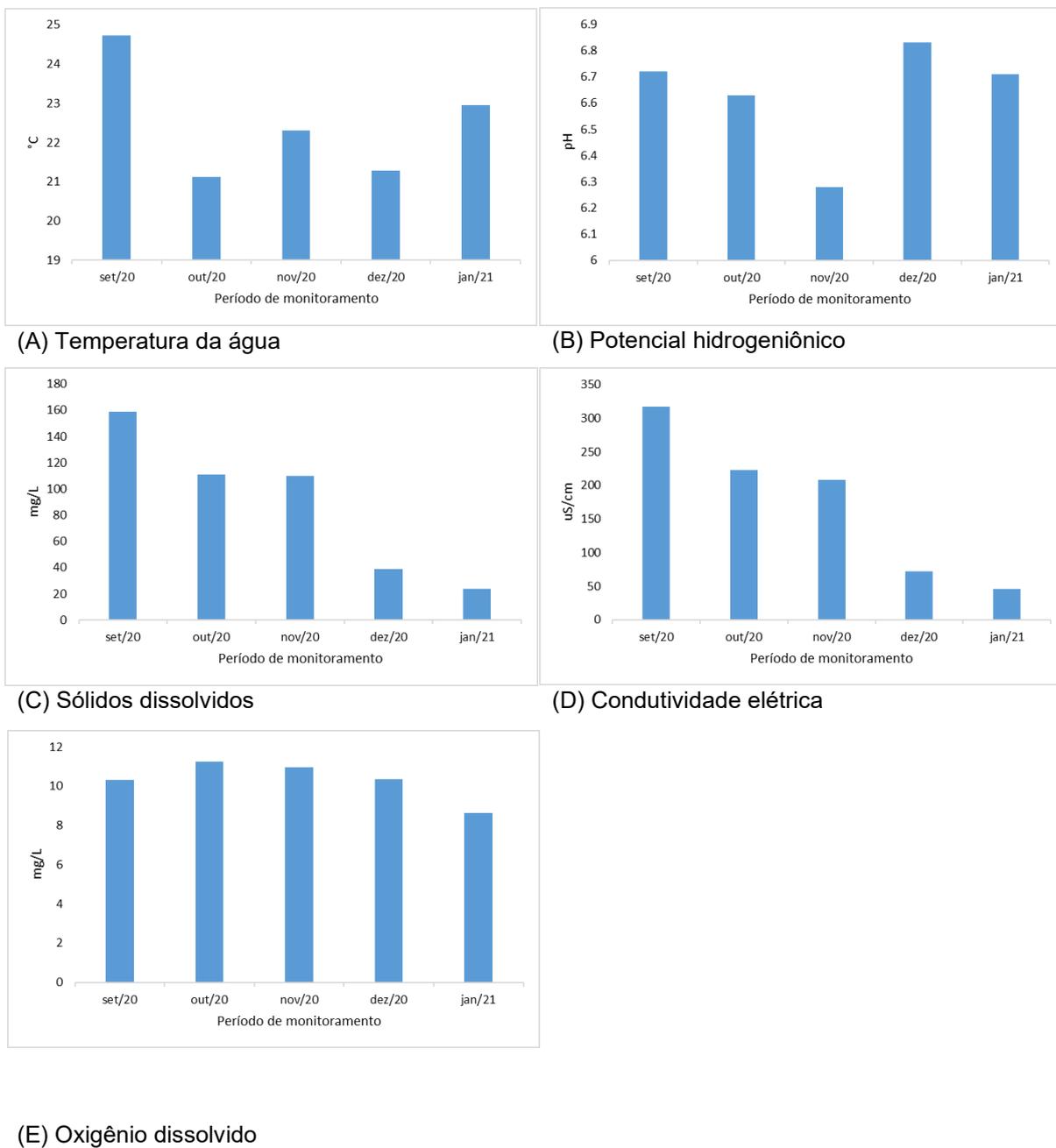
Figura 15 – Microbacia hidrográfica do ribeirão Cafezal 2.



FONTE: Autoria própria, 2021.

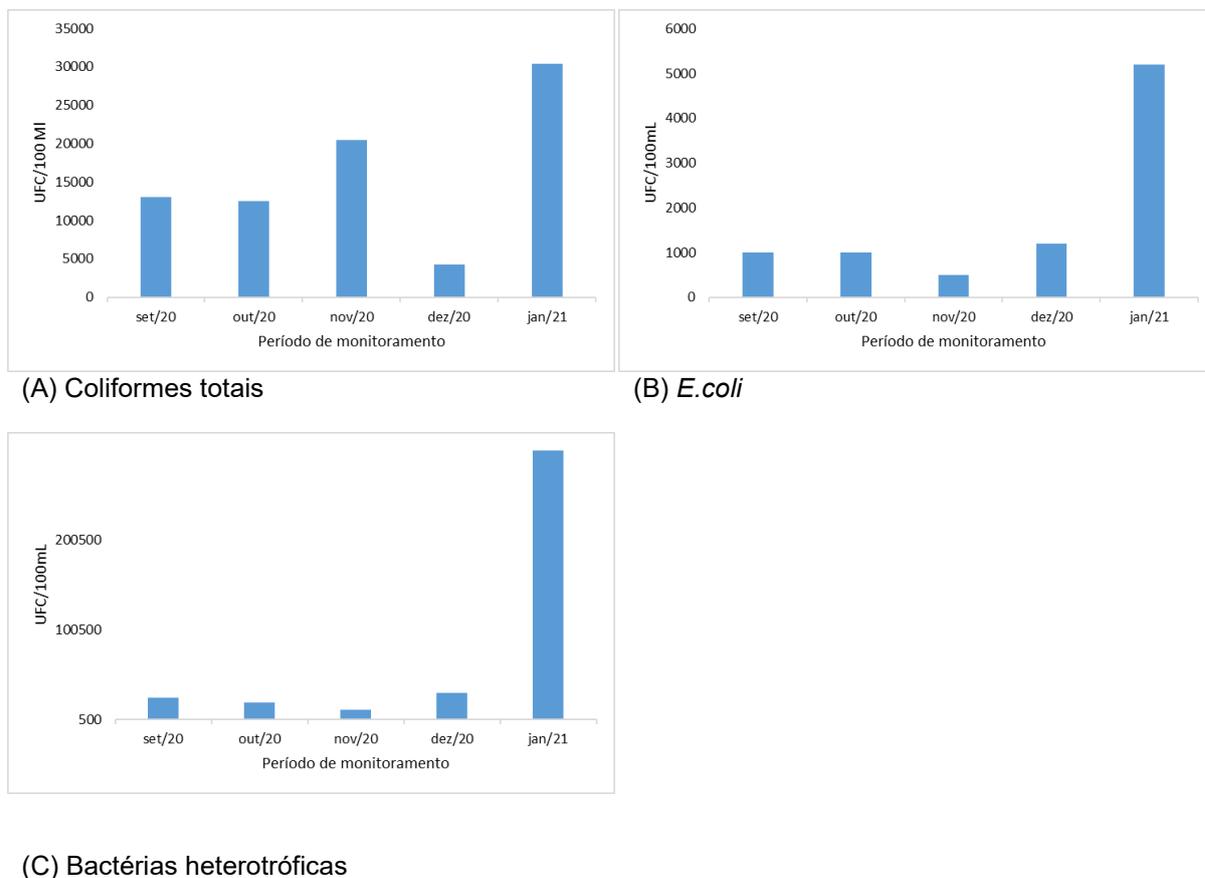
A seção amostral 2, em Rolândia-PR, recebe influência das variáveis antropogênicas na composição da vegetação ripária. A presença de dissipador de energia hidráulica e da rodovia estadual PR-170 interferem na área de preservação permanente e, conseqüentemente, na redução de infiltração e percolação da água pluvial e no carreamento de sólidos para o ribeirão Cafezal. Essas variáveis impactam o desenvolvimento da vegetação secundária e de espécies animais e vegetais do habitat local, assim como nas variáveis limnológicas e microbiológicas (Figuras 16 e 17).

Figura 16 – Resultados das variáveis limnológicas na seção amostral 2.



Fonte: Autoria própria, 2021.

Figura 17 – Resultados das variáveis microbiológicas na seção amostral 2.



Fonte: Autoria própria, 2021.

Nesta seção amostral o comportamento das variáveis microbiológicas também se destacou devido ao aumento considerável das unidades formadoras de colônias paralelo ao aumento das chuvas. O volume de água que chega ao canal fluvial pode justificar o carreamento de substâncias e sólidos que interferem no desenvolvimento das bactérias, assim como na alteração de variáveis limnológicas, tais como o oxigênio dissolvido e a condutividade elétrica, por exemplo.

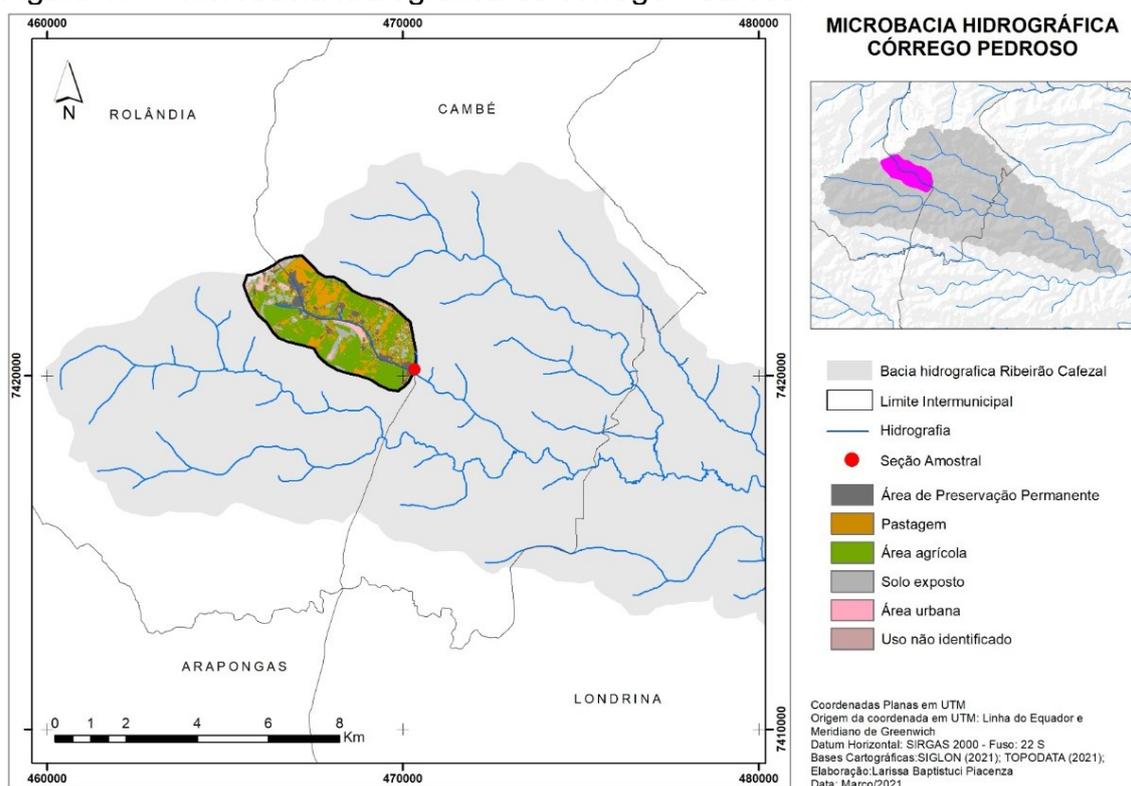
O potencial hidrogeniônico, nesta seção, aumentou com os episódios de chuvas, indicando que pode haver carreamento de substâncias para o canal fluvial, resultado da impermeabilização do entorno da seção amostral.

4.2.3 Seção Amostral 3

A caracterização da seção amostral 3 (microbacia hidrográfica do córrego Pedroso), no município de Cambé-PR, com área de 3652 hectares, apresenta espaços dedicados à agricultura, com influência direta de plantio de soja e trigo nos

seis metros após o leito do rio em ambas as margens. Há ainda fragmentos florestais menores dispersos no trecho do curso do rio. O uso do solo é caracterizado por 13,2% de APP; 19,5% de pastagem; 29,1% de áreas agrícolas; 21% de solo exposto; e 3,83% de área urbana (Figura 18).

Figura 18 – Microbacia hidrográfica do córrego Pedroso.

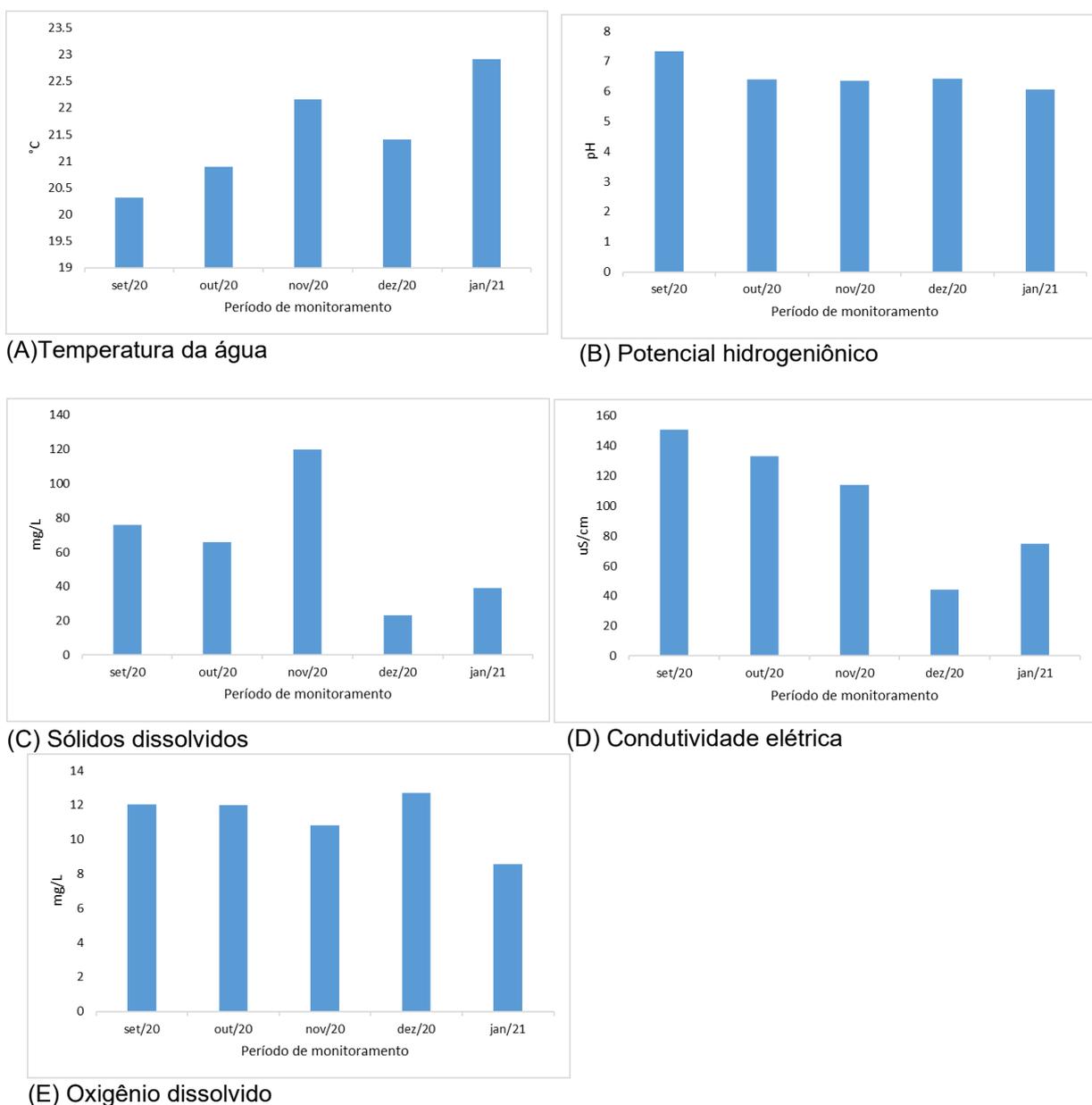


FONTE: Autoria própria, 2021.

Os resultados que se destacaram durante o período de monitoramento das variáveis limnológicas e microbiológicas (Figuras 19 e 20) também foram as unidades formadoras de colônias de coliformes totais, *E.coli* e bactérias heterotróficas. No período com menor volume de precipitação, por exemplo no mês de novembro, não houve desenvolvimento de colônias de *E.coli*. Em contrapartida, no mês de janeiro, caracterizado por ter maior volume de chuvas no ano, o desenvolvimento desses indicadores praticamente triplicou. Este resultado sugere que pode haver carreamento de dejetos fecais provenientes do entorno, seja de animais que pastam nas propriedades rurais e buscam o corpo hídrico para beber água, como de propriedades rurais sem tratamento de esgoto doméstico.

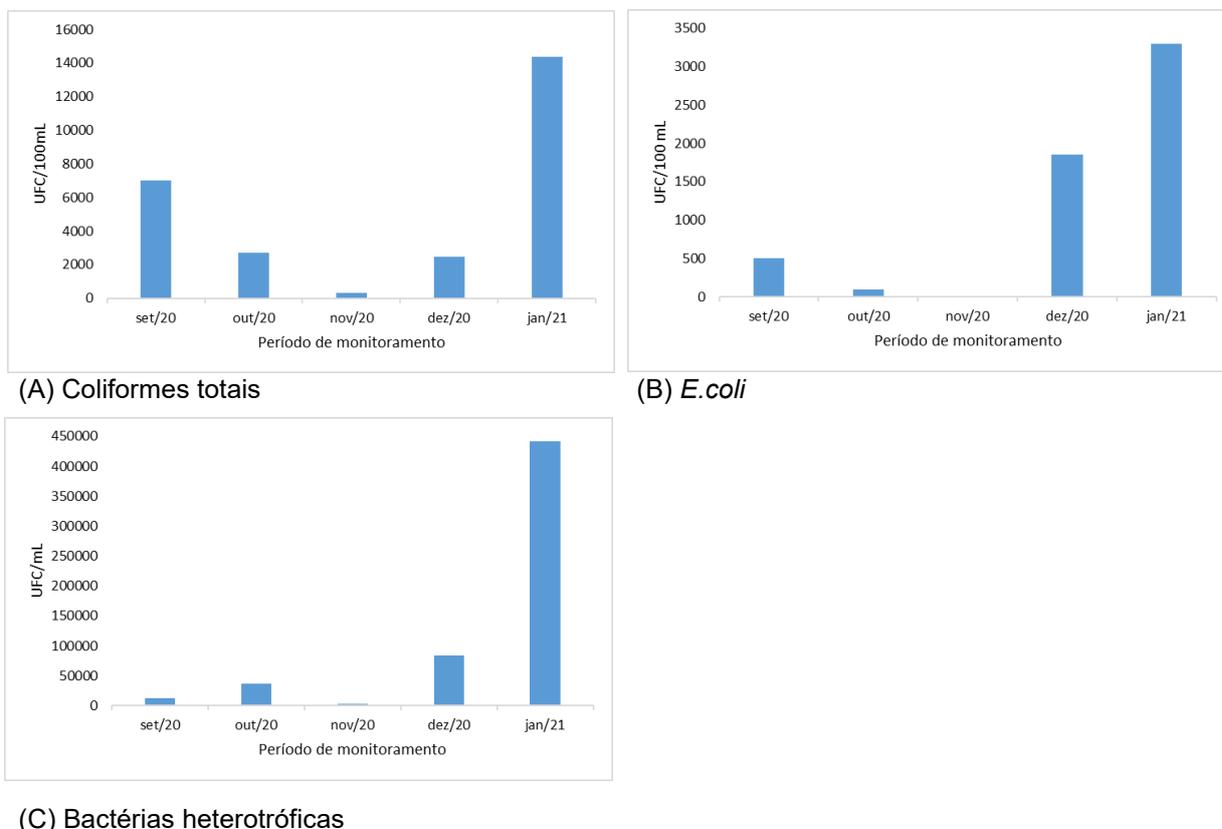
O aumento das unidades formadoras de colônias de bactérias heterorólicas caracteriza o carreamento de matéria orgânica para o canal fluvial, proveniente dos fragmentos florestais.

Figura 19 – Resultados das variáveis limnológicas na seção amostral 3.



FONTE: Autoria própria, 2021.

Figura 20 – Resultados das variáveis microbiológicas na seção amostral 3.



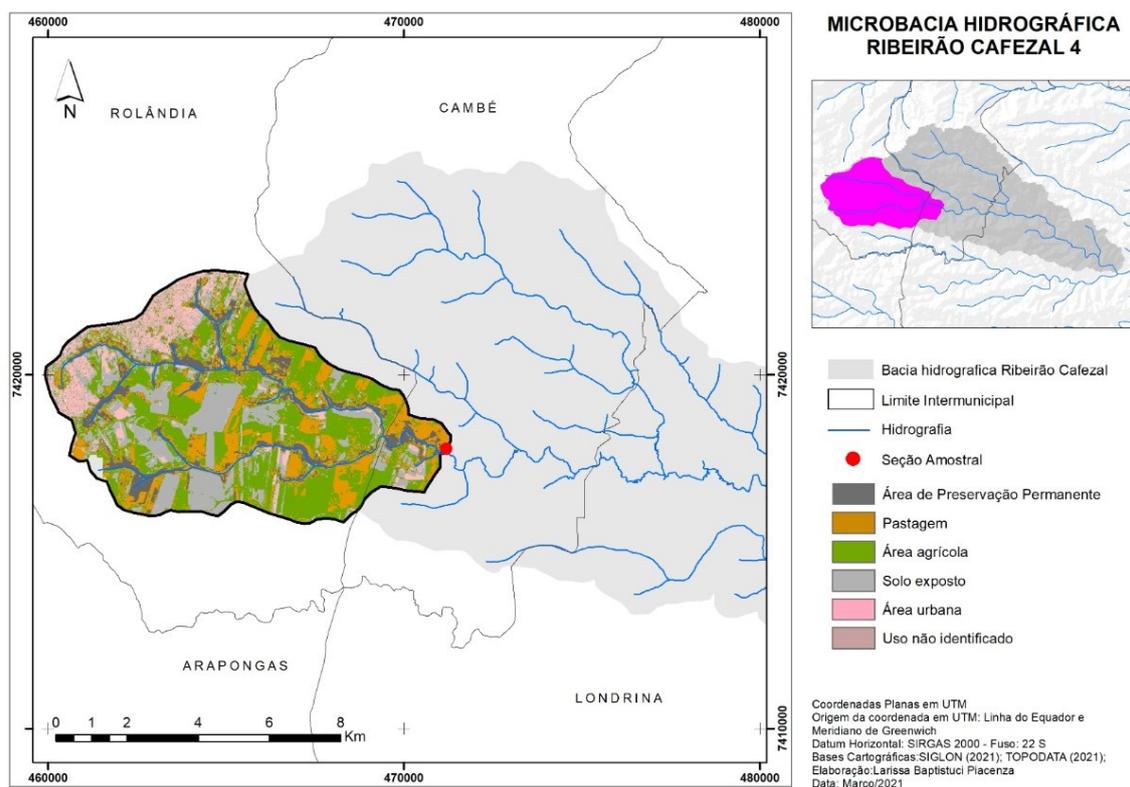
FONTE: Autoria própria, 2021.

Ainda, nesta seção amostral, entre o mês de dezembro e janeiro, o comportamento dos sólidos dissolvidos e da condutividade elétrica foram diretamente proporcionais ao aumento de chuvas. O mesmo não aconteceu para a concentração de oxigênio dissolvido, o que corrobora o resultado das unidades formadoras de colônias de bactérias heterotróficas, ou seja, o aporte e consumo de matéria orgânica por esses microrganismos reduz a quantidade de oxigênio dissolvido na coluna d'água.

4.2.4 Seção Amostral 4

A seção amostral 4 (microbacia hidrográfica do ribeirão Cafezal 4), também no município de Cambé-PR, possui área de 5075 hectares e é marcada pelo cultivo de bambus no local correspondente à área de preservação permanente e ainda pelo cultivo agrícola de soja e trigo. Além disso, taboas estão presentes em parte do corpo hídrico. Compõem o uso do solo: 10,6% de APP; 20,9% de pastagem; 35,3% de áreas agrícolas; 23% de solo exposto; e 7,8% de área urbana (Figura 21).

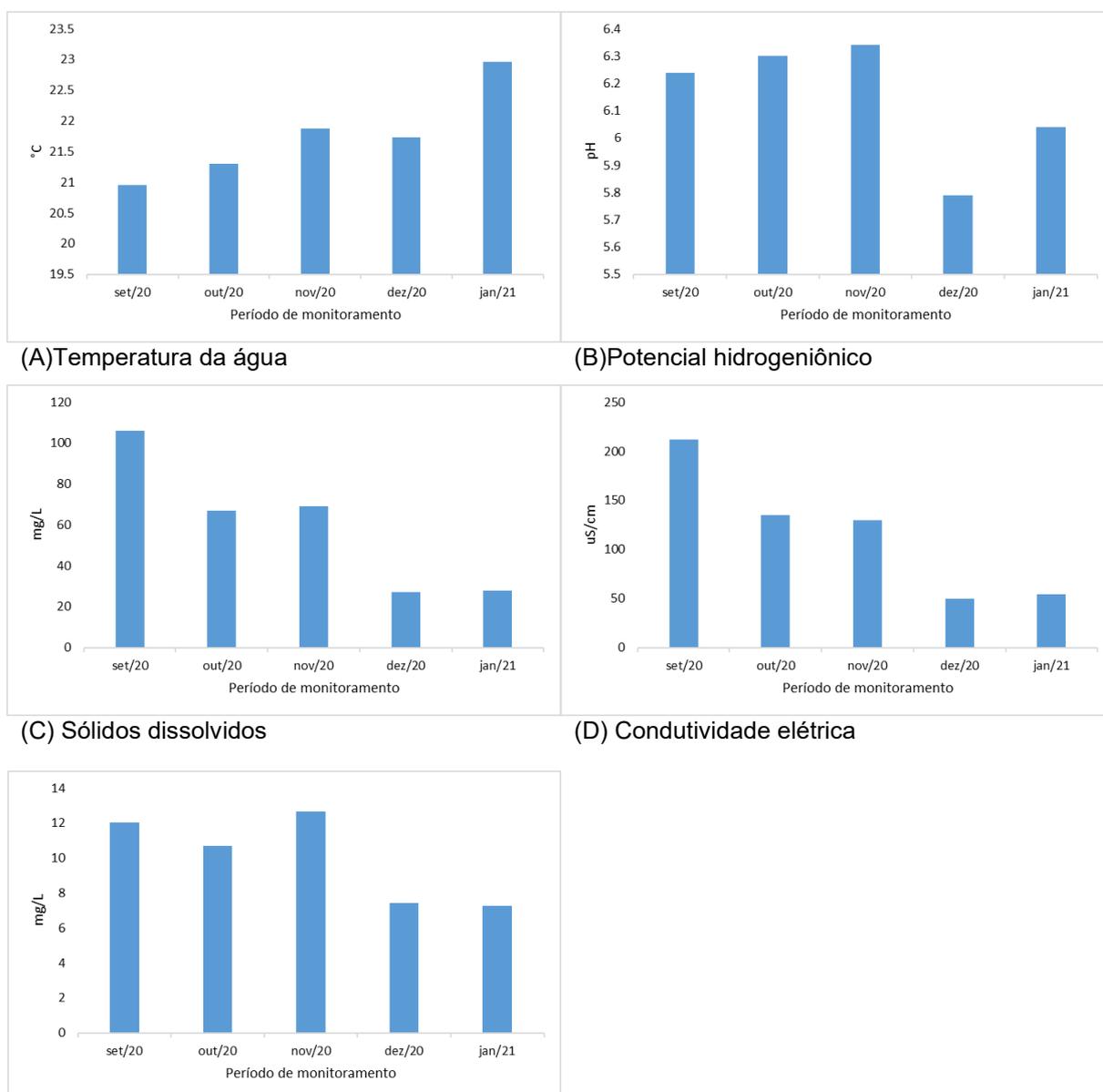
Figura 21 – Microbacia hidrográfica do ribeirão Cafezal 4.



FONTE: Autoria própria, 2021.

Nesta seção amostral, os resultados encontrados para as variáveis limnológicas e microbiológicas (Figuras 22 e 23) indicaram a influência da precipitação em todas as variáveis. Elevados volumes de chuvas nos meses de dezembro e janeiro reduziram as concentrações de sólidos dissolvidos, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. Porém, ao contrário das outras seções amostrais nesse período, o mês de janeiro não apresentou redução em relação a dezembro. O aumento do pH e da condutividade elétrica indicam carreamento de substâncias para o canal fluvial durante os episódios de chuvas. Além disso, como o oxigênio dissolvido não reduziu em janeiro, nesta seção amostral as atividades das bactérias na decomposição de material orgânico não foram intensas a ponto de diminuir a concentração desta variável.

Figura 22 – Resultados das variáveis limnológicas na seção amostral 4.



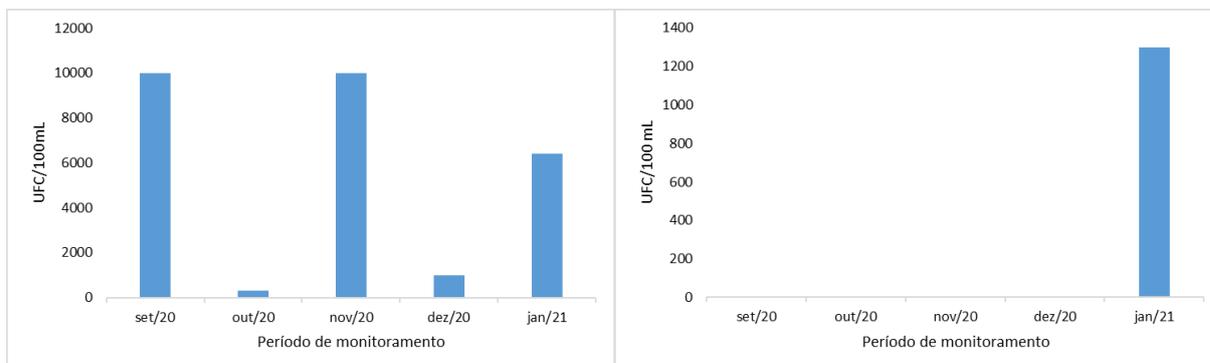
(E) oxigênio dissolvido

FONTE: Autoria própria, 2021.

Os meses de setembro, novembro e janeiro apresentam desenvolvimento de unidades formadoras de colônias de coliformes totais, as quais podem ser provenientes do uso e ocupação do solo do entorno dessa seção amostral. Já a *E.coli* apresentou comportamento excepcional nesta seção amostral: apenas no mês de janeiro houve contaminação fecal. Isto pode ser justificado por carreamento ou lançamento de dejetos pontualmente neste mês, caracterizado por maior volume de chuvas.

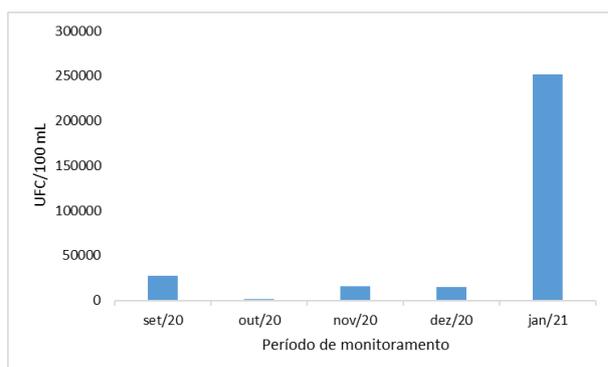
O desenvolvimento das unidades formadoras de colônias de bactérias heterotróficas foi elevado no mês de janeiro, indicando o carreamento de matéria orgânica para o leito do ribeirão Cafezal.

Figura 23 – Resultados das variáveis microbiológicas na seção amostral 4.



(A) Coliformes totais

(B) *E. coli*



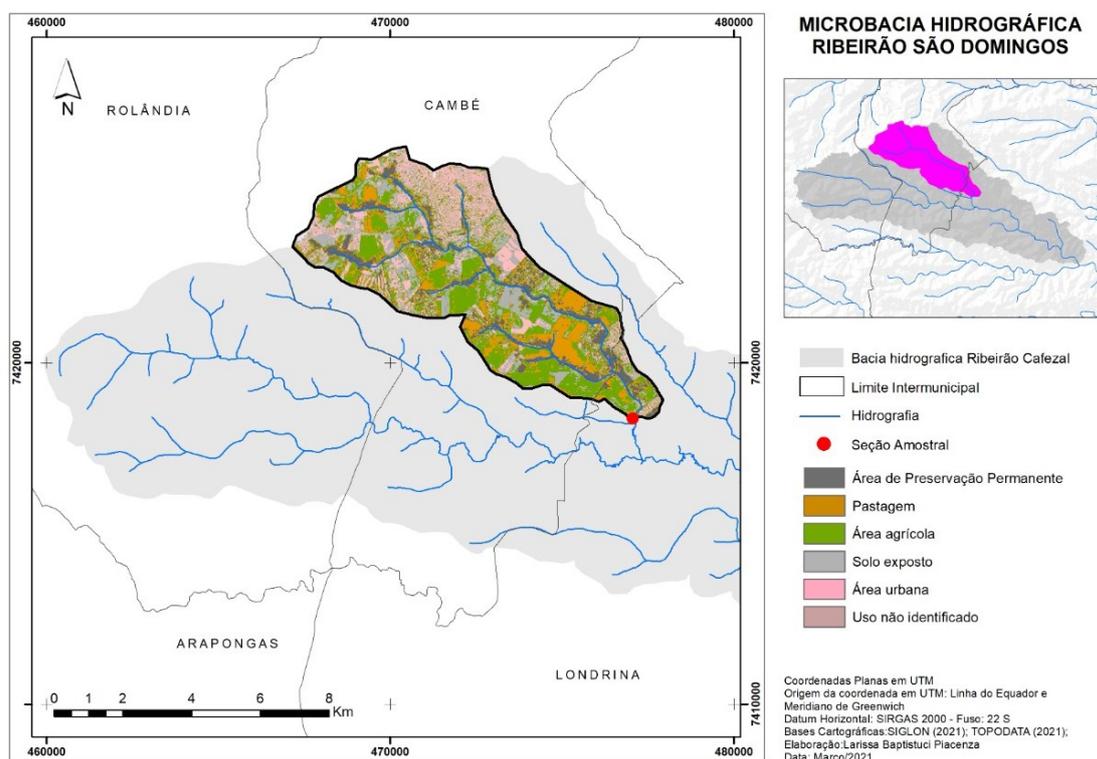
(C) Bactérias heterotróficas

FONTE: Autoria própria, 2021.

4.2.5 Seção Amostral 5

A seção amostral 5 (microbacia hidrográfica do ribeirão São Domingos) (Figura 24), está localizada em Londrina-PR, possuindo 1017 hectares de área. O uso do solo desta área é caracterizado por 11,6% de APP; 24,7% de pastagem; 47,5% de área agrícola; 11% de solo exposto; 3,8% de área urbana.

Figura 24 – Microbacia hidrográfica do ribeirão São Domingos.

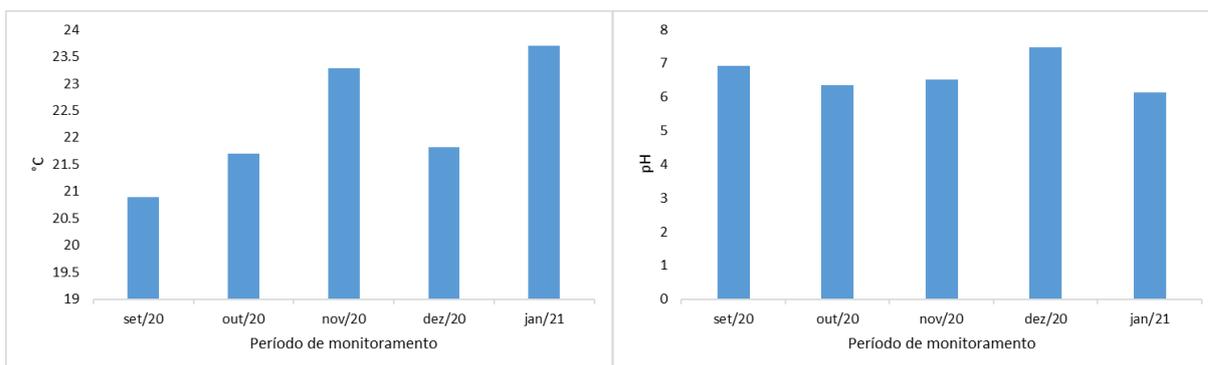


FONTE: Autoria própria, 2021.

O entorno desta seção amostral é caracterizado por condomínios residenciais de alto padrão e por áreas rurais. Os resultados encontrados no monitoramento das variáveis limnológicas e microbiológicas (Figuras 25 e 26) indicaram a influência antrópica do entorno no desenvolvimento das unidades formadoras de colônias de coliformes totais, *E.coli* e bactérias heterotróficas, uma vez que os meses de novembro e janeiro se destacaram. Como o mês de novembro não é caracterizado por elevado volume de precipitação, pode-se afirmar que não apenas a precipitação influencia no comportamento destes microrganismos.

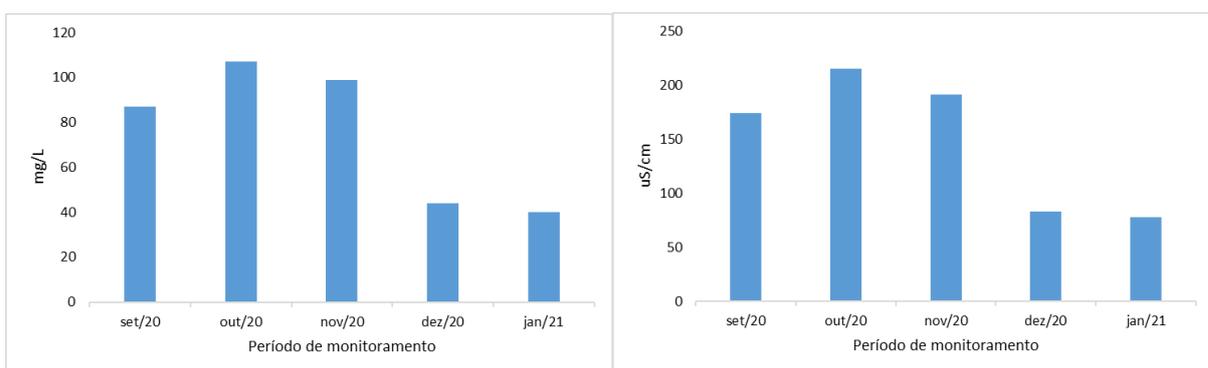
O potencial hidrogeniônico pode corroborar a influência antrópica uma vez que não houve redução desta variável no período de maior incidência de chuvas, oposto das outras seções amostrais.

Figura 25 – Resultados das variáveis limnológicas na seção amostral 5.



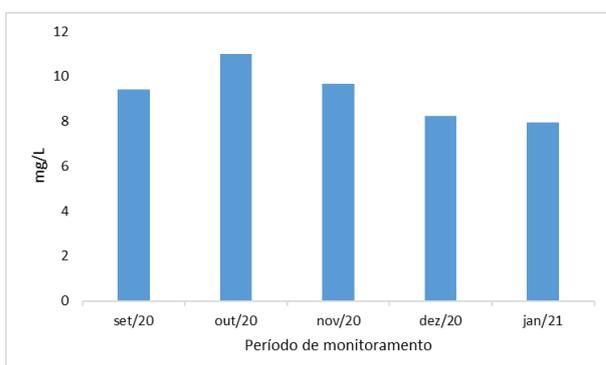
(A) Temperatura da água

(B) Potencial hidrogeniônico



(C) Sólidos dissolvidos

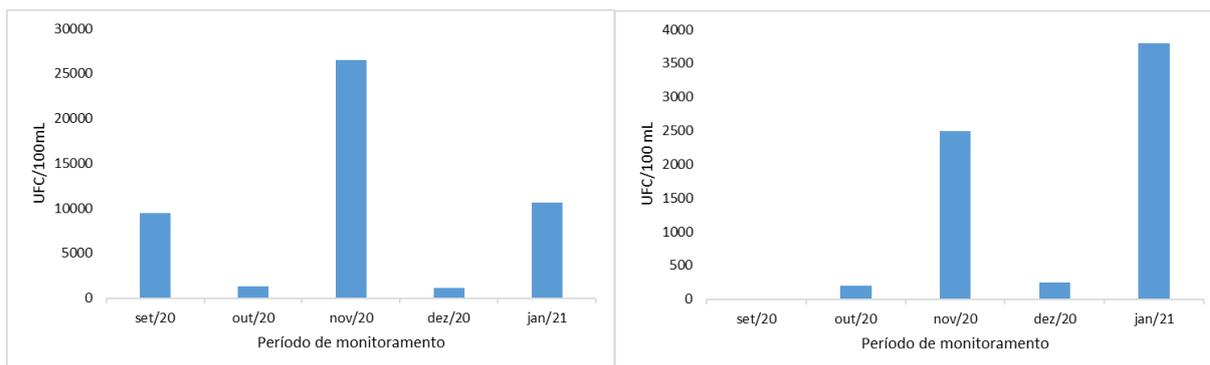
(D) Condutividade elétrica



(E) Oxigênio dissolvido

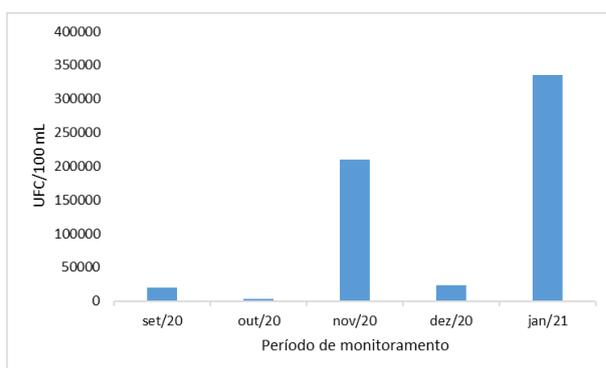
FONTE: Autoria própria, 2021.

Figura 26 – Resultados das variáveis microbiológicas na seção amostral 5.



(A) Coliformes totais

(B) *E. coli*



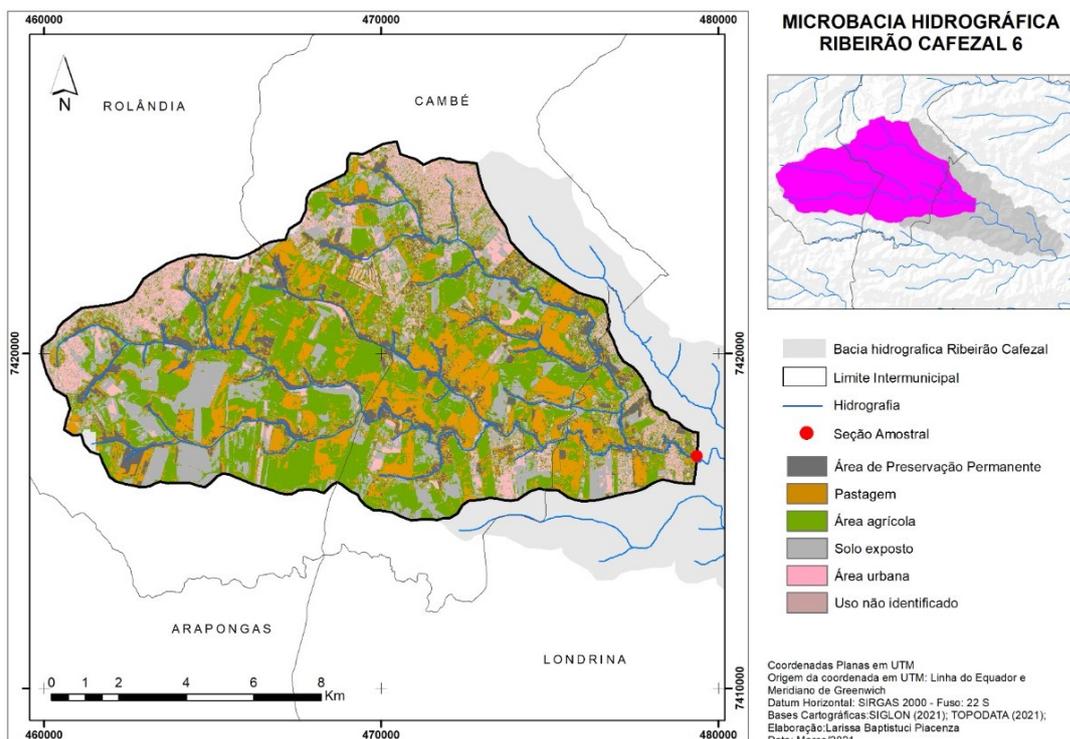
(C) Bactérias heterotróficas

FONTE: Autoria própria, 2021.

4.2.5 Seção Amostral 6

A Figura 27 identifica a microbacia hidrográfica do ribeirão Cafezal 6 onde encontra-se a seção amostral 6, considerada o exutório da área de estudo e também caracterizada pela estação de captação de água da Sanepar, possuindo 13226 hectares de área. Compõem o uso do solo: 11,6% de APP; 22,9% de pastagem; 33,9% de área agrícola; 20,7% de solo exposto; e 8,7% de área urbana.

Figura 27 – Microbacia hidrográfica do ribeirão Cafezal 6.



FONTE: Autoria própria, 2021.

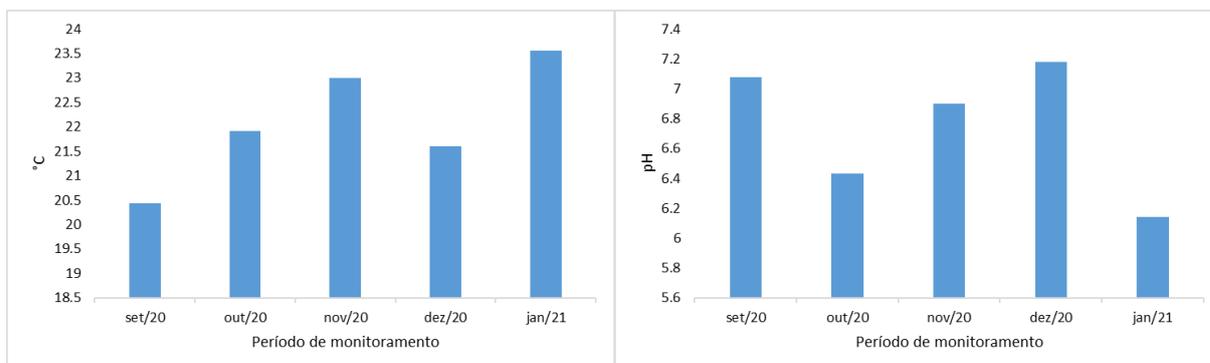
Nesta seção amostral, os resultados encontrados no período de monitoramento das variáveis limnológicas e microbiológicas (Figuras 28 e 29) indicaram carreamento de sólidos e matéria orgânica para o corpo hídrico no período de chuvas, corroborando o consumo de oxigênio dissolvido neste período. O potencial hidrogeniônico diminuiu no mês de janeiro, indicando a possibilidade de diluição da concentração devido ao maior volume de precipitação.

O entorno desta S.A é caracterizado pela estação de captação de água da Sanepar, pequenas áreas rurais com acessibilidade via estradas com pavimentação e alguns condomínios residenciais. A área de preservação permanente nesta S.A é íntegra em alguns pontos do corpo hídrico, o que justifica o aporte de matéria orgânica e o desenvolvimento de unidades formadoras de colônias de bactérias heterotróficas no período chuvoso.

O aumento gradual das concentrações de coliformes totais concomitante ao aumento do volume de chuvas (dezembro e janeiro) se relaciona ao carreamento desses microrganismos para o corpo d'água. As unidades formadoras de colônias de *E.coli*, em crescente aumento nos meses de novembro e dezembro, seguido de redução da concentração em janeiro podem ser associadas ao carreamento de

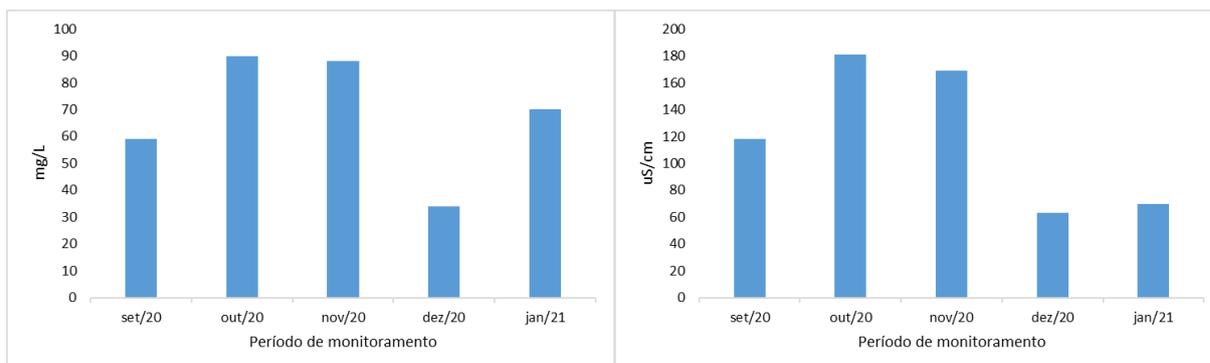
dejetos para o ribeirão Cafezal, oriundos das atividades pastoris. Em função do maior volume precipitado em janeiro, houve redução do carreamento desses microrganismos.

Figura 28 – Resultados das variáveis limnológicas na seção amostral 6.



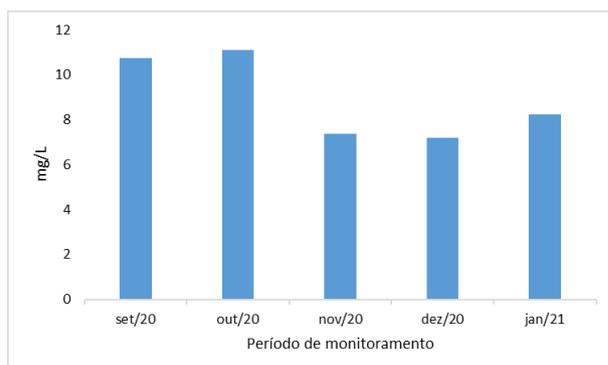
(A) Temperatura da água

(B) Potencial hidrogeniônico



(C) Sólidos dissolvidos

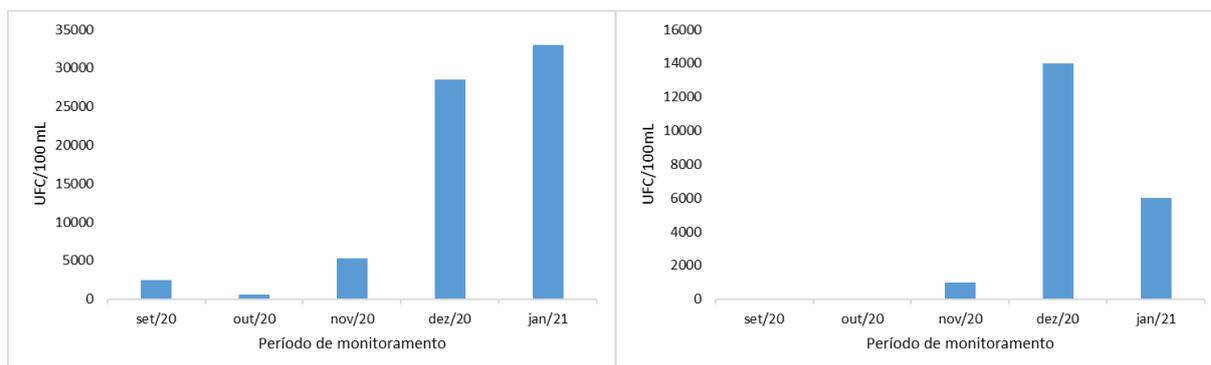
(D) Condutividade elétrica



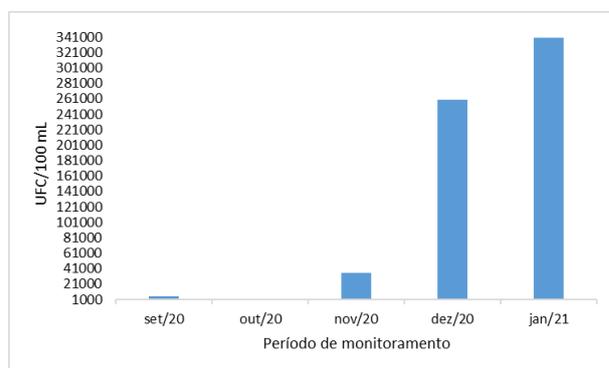
(E) Oxigênio dissolvido

FONTE: Autoria própria, 2021.

Figura 29 – Resultados das variáveis microbiológicas na seção amostral 6.



(A) Coliformes totais

(B) *E. coli*

(C) Bactérias heterotróficas

FONTE: Autoria própria, 2021.

Silva (2015) afirma que a bacia do ribeirão Cafezal é muito utilizada na horticultura e criação de animais. Seu entorno vem sofrendo alterações nos últimos anos, devido à expansão urbana, tanto na região da nascente, como no trecho final, margeado por bairros e condomínios de alto padrão e de chácaras da região sul de Londrina. O mesmo autor, avaliando o uso e ocupação do solo desta bacia em 2004, encontrou 12% de áreas impermeabilizadas e 41% de áreas cobertas por culturas temporárias.

A Tabela 3 apresenta o monitoramento temporal do uso do solo referente às áreas urbanas e áreas agrícolas da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.

Tabela 3 – Evolução da porcentagem de uso do solo da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.

USO DO SOLO	Silva (1980)	Silva (2004)	Silva (2015)	Piacenza (2021)
Área urbana (%)	5,6	12,7	13,70	15,7
Área agrícola (%)	55,1	52,2	50,85	33,0

FONTE: Autoria própria, 2021.

Pode-se afirmar que o uso do solo da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal está evoluindo na urbanização de áreas que, há alguns anos, eram caracterizadas por cultivos agrícolas. Essa alteração pode influenciar diretamente nas estruturas limnológicas e microbiológicas do ribeirão, considerando a vegetação ripária atual e a preservação das APPs.

A área norte da bacia do ribeirão Cafezal, onde estão estabelecidas as áreas metropolitanas das cidades de Rolândia-PR e Cambé-PR; e a área sul de Londrina-PR, são as mais densamente povoadas e com maior cobertura de solo impermeabilizado. Porém, os valores relativamente menores de uso do solo para áreas urbanas, associados a intensa ocupação urbana da região norte da bacia justificam que a mesma esteja em significativo processo de ocupação, ou seja, evoluindo de um perfil rural para urbano (MORAIS, 2015). A mesma autora ainda explica que o processo de urbanização tende a criar áreas com superfícies impermeáveis, que elevam o escoamento superficial das águas pluviais nas cidades, alterando as estruturas e dinâmicas das bacias.

Machado (2013) também estudando a qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal, constatou que as alterações na qualidade das águas podem ser provocadas pelas mudanças no uso do solo e na cobertura vegetal da bacia. Além disso, afirmou que as características do entorno na bacia de manancial são evidenciadas no que tange a sua poluição, ou seja, locais assoreados e com grande erosão, proximidade com áreas urbanas e zonas de pastagens, criação de gado e APP alterada são fatores que contribuem ainda mais para a contaminação do corpo d'água.

Avaliando a qualidade ecológica como base de todos os serviços ecossistêmicos no estudo da bacia hidrográfica de Pingjiang (China), Zhu *et al.* (2020) concluiu que as zonas com baixo grau de qualidade ecológica estavam distribuídas

principalmente nas áreas de baixa inclinação associadas a atividades humanas como densas áreas residenciais e bases industriais. Já as zonas com excelente grau de qualidade ecológica eram caracterizadas por baixa interferência de áreas urbanas e agrícolas, além da periferia dessas áreas possuírem baixas áreas montanhosas e cobertura vegetal densa.

No contexto da degradação de corpos hídricos que atravessam áreas urbanizadas, Leal (1995) afirma que a cidade causa alteração ao sistema bacia hidrográfica, com a subtração ou adição de elementos, matérias e energias. Por exemplo, as vertentes e os fundos de vales são desmatados e impermeabilizados, isso diminui a infiltração e a recarga do lençol freático e acelera o escoamento superficial para os rios (CALHEIROS et al., 2004).

Segundo Martins (2009), o lançamento de resíduos agrícolas nos cursos da água aumenta a carga orgânica e inorgânica, elevando a turbidez. No período chuvoso, tal fato pode ser explicado, devido ao início das atividades agrícolas, onde o uso de defensivos e fertilizantes agrícolas, quando removidos dos solos pelas chuvas para os corpos hídricos, faz com que os sedimentos em suspensão (turbidez) sejam ricos em fósforo (BRITO *et al.*, 2005).

A Figura 31 identifica a variação da vazão e o carreamento de sólidos para o ribeirão Cafezal após os eventos chuvosos nos pontos de coleta de amostras para as análises limnológicas e microbiológicas.

Figura 31 – Caracterização das seções amostrais nos períodos de seca e de chuva na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal nos pontos de amostragem.



A – Seção amostral 1 no período seco



A' – Seção amostral 1 no período chuvoso



B – Seção amostral 2 no período seco



B' – Seção amostral 2 no período chuvoso



C – Seção amostral 3 no período seco



C' – Seção amostral 3 no período chuvoso

continua

Figura 31 – Caracterização das seções amostrais nos períodos de seca e de chuva na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal nos pontos de amostragem.

continuação



D – Seção amostral 4 no período seco



D' – Seção amostral 4 no período chuvoso



E - Seção amostral 5 no período seco



E' - Seção amostral 5 no período chuvoso



F – Seção amostral 6 no período seco



F' – Seção amostral 6 no período chuvoso

FONTE: autoria própria, 2021.

No estudo de Rocha et al. (2019), no Rio Paraíso - GO, os valores registrados de turbidez na estação seca foram menores do que na estação chuvosa, o que pode ser explicado, devido ao fato de não haver o escoamento superficial no período seco que cause a remoção das partículas de solo para rede de drenagem. Já a condutividade elétrica teve valores baixos devido a interferência do substrato da formação geológica da Cobertura Arenosa Indiferenciada e dos solos pertencentes à classe Cambissolo que são pouco desenvolvidos e constituídos por rochas resistentes ao intemperismo.

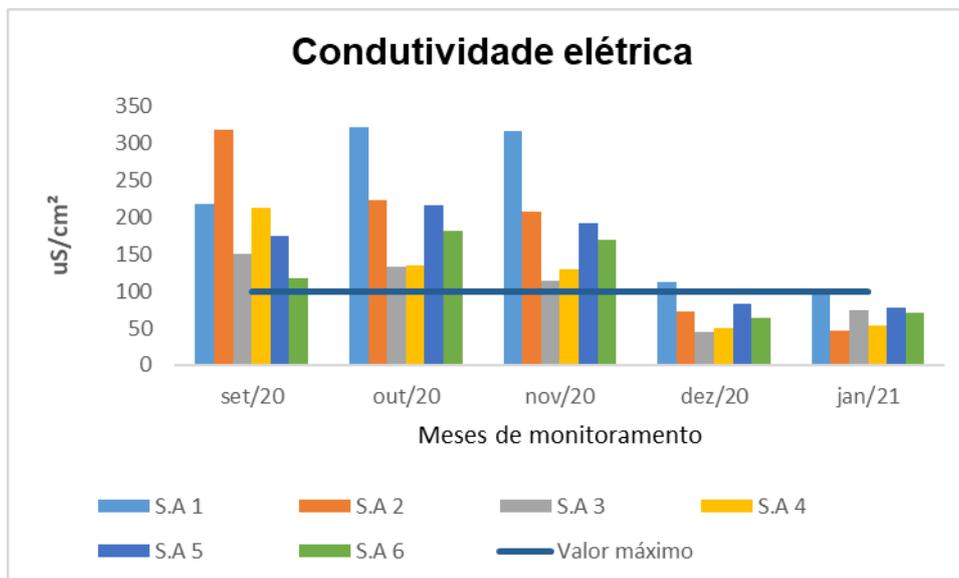
Os valores de turbidez do estudo de Silva et. al (2020) na bacia hidrográfica do rio Espírito Santo (Juiz de fora-MG) apresentam maior variação em épocas chuvosas nos pontos 1 e 2, assim como o parâmetro cor aparente, o que é possivelmente justificado pelo carreamento de sólidos em suspensão e dissolvidos provocados pela precipitação, que alteram a turbidez da água, modificando também a sua cor.

As alterações dos tipos de uso e cobertura do solo, por exemplo, a conversão de florestas para uso agrícola ou urbano estão associadas à diminuição da qualidade da água (TUCCI, 2007). Portanto, é necessário relacionar as condições de cobertura vegetal ou o efeito da vegetação e da paisagem na zona ripária com as variáveis de qualidade da água, conforme seu uso preponderante, de modo a subsidiar os instrumentos de planejamento e de uso do solo na bacia (BONNET et al., 2008).

4.3 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS

A partir dos valores encontrados para as variáveis limnológicas monitoradas no período de estudo foram elaborados gráficos para interpretação dos resultados. A Figura 32 apresenta os resultados de condutividade elétrica, tendo como referência o valor máximo estabelecido pela Resolução Conama n° 357/2005 para corpos d'água Classe II.

Figura 32 – Monitoramento da condutividade elétrica nas seções amostrais da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.



FONTE: autoria própria, 2021.

A análise dos dados das amostras de água mostrou que na seção amostral 1, exceto no mês de dezembro/20 e janeiro/21, a variável condutividade elétrica apresentou valores acima do valor de referência. A seção amostral 2, 3, 5 e 6 apresentaram valores decrescentes no período monitorado. A seção 4 teve como exceção no comportamento decrescente o mês de janeiro/21, com um aumento de 4 uS/cm em relação ao mês anterior.

O valor mínimo monitorado durante este estudo correspondeu a 44 uS/cm e o máximo a 321 uS/cm, apresentando o maior desvio padrão entre as variáveis limnológicas monitoradas (195,86). Este resultado pode ter sido obtido por interferência do período de estiagem, já que os valores dessa variável se comportaram de maneira inversamente proporcional a pluviosidade.

Esteves (1998) e Silva et al. (2008), afirmam que com baixas precipitações e predominância de rochas magmáticas na bacia de drenagem, a composição da água é, geralmente, determinada por produtos oriundos do intemperismo destas rochas, alterando as concentrações de alguns componentes da água.

A bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal pertence a Formação Serra Geral, a qual é composta principalmente por rochas vulcânicas básicas, toleíticas e andesitos basálticos subordinadas a ocorrência riolitos e riolitos de textura afanítica, coloração cinza e negra. Os topos dos derrames é geralmente amigdaloidal,

apresentando grande desenvolvimento de juntas verticais e horizontais com intrusões alcalinas e de pequenas lentes de arenito, com manto de intemperismo pouco espesso em algumas localidades e de até 30 metros nas regiões mais elevadas topograficamente (MILANI, 1997; MINEROPAR, 2001).

Nesse sentido a composição iônica da água pode ser determinada pela composição das rochas, mas o uso do solo também pode modificar diretamente a composição da água refletindo na condutividade elétrica (ESTEVES, 2011; SPERLING, 2017). Nas seções amostrais a jusante, mais próximas do exutório, o recebimento de cargas iônicas provenientes de ações do intemperismo de todo o leito fluvial pode se apresentar mais intenso. Ao contrário, no caso das seções amostrais à montante, por exemplo na seção amostral 1, quando há elevada concentração da condutividade elétrica, este fato pode estar associado ao carreamento de poluentes.

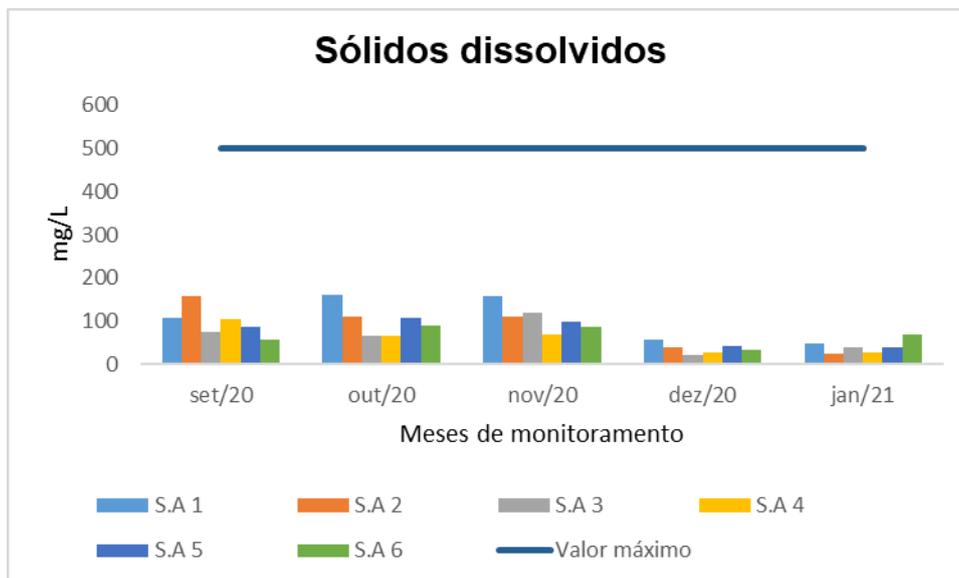
No estudo de Soares et al. (2019) o resultado do monitoramento da condutividade elétrica no rio Parnaíba apresentou valores diretamente proporcionais ao período chuvoso. Ainda Marmontel e Rodrigues (2015) e Piratoba et al. (2017), também encontraram os maiores valores no período chuvoso. No entanto, o comportamento da condutividade elétrica no presente estudo se apresentou de maneira inversa à incidência da precipitação.

Em geral, níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados. Os principais agentes poluidores associados aos valores de condutividade elétrica são as atividades ligadas a agropecuária, como irrigação e toxicidade, por exemplo (VON SPERLING, 2014).

Tomando-se como parâmetro os valores limítrofes adotados pela Resolução Conama n° 357/2005 para corpos d'água Classe II e acordo com SPERLING (2014), pode-se inferir que entre os meses setembro a novembro de 2020 a Bacia do Ribeirão Cafezal apresentou sinais de impacto em todos os pontos amostrados.

Os resultados encontrados para a variável sólidos dissolvidos estão apresentados na Figura 33, com indicação do valor máximo de referência para corpos d'água Classe II definido pela Resolução Conama n° 357/2005.

Figura 33 – Monitoramento dos sólidos em suspensão na coluna d'água das seções amostrais da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.



FONTE: autoria própria, 2021.

O aporte de sólidos na água pode ocorrer naturalmente por meio dos processos erosivos, pela decomposição de organismos e por resíduos orgânicos, ou ainda por processos antrópicos, causados pelo lançamento de resíduos líquidos e sólidos. Já a condutividade da água depende das concentrações iônicas e da temperatura, além de indicar a quantidade de sais existentes (sólidos dissolvidos) na coluna d'água, portanto, pode ser considerada uma medida indireta da concentração de poluentes (CETESB, 2018, p. 4).

Neste estudo, a concentração de sólidos dissolvidos na coluna d'água diminuiu no período em que houve maior volume de chuvas. Mesmo com essa redução, a seção amostral 6, em exceção, apresentou maiores valores em Janeiro/21 do que no mês de Dezembro/20, indicando aumento proporcional a pluviosidade. Além disso, a seção amostral 6 é considerada o exutório neste monitoramento, recebendo toda a carga de sólidos dissolvidos das outras seções amostrais.

Ainda de acordo com Esteves (1998), a tomada de dados *in situ* em época de estiagem tende a apresentar valores contrários à época chuvosa porque o baixo índice pluviométrico é insuficiente para propiciar a entrada de nutrientes por meio do escoamento de chuvas. Assim, o que prevalece é o aumento da dissolução de sólidos na água, já que nesse período a solubilidade das partículas é mais estável. Enquanto

na época chuvosa a água absorve e arrasta os sedimentos e a matéria orgânica, podendo influenciar outros parâmetros limnológicos.

Ferreira Júnior (2019) em seu estudo na bacia hidrográfica do rio Miriti (AM), não encontrou grandes discrepâncias nos valores encontrados para condutividade elétrica e sólidos dissolvidos, isto deve-se principalmente pelo grande volume de água que dilui a quantidade de efluentes lançados. Havendo uma relação inversa entre o volume da água e esses dois parâmetros, quando menor o volume maior será a concentração de sólidos dissolvidos e conseqüentemente, maior será a capacidade de condução elétrica. Esta afirmação corrobora o resultado encontrado na seção amostral 1 deste estudo, que apresentou a maior concentração de sólidos dissolvidos nos meses com menor volume de chuvas. Este fato pode ser justificado pelo menor volume de água do corpo hídrico e pela área ocupada por solo exposto, conforme Figura 11, uma vez que o solo sem cobertura vegetal se torna vulnerável a erosões e carreamentos de sólidos.

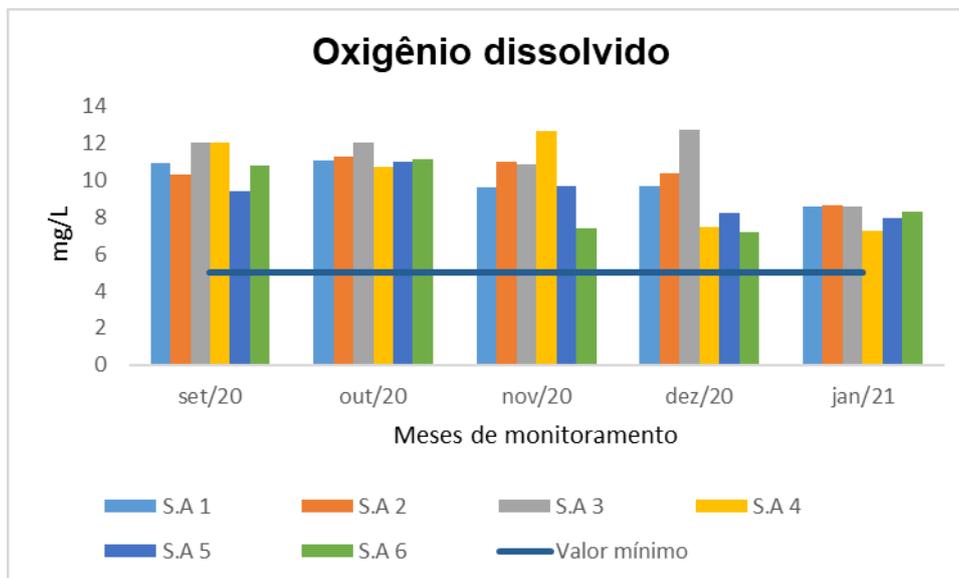
Ribeiro et al. (2016) avaliando a bacia hidrográfica do rio Anicuns (GO) no período chuvoso e seco também obtiveram resultados para sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica com comportamentos inversamente proporcionais ao período de estiagem.

Os valores encontrados para a variável oxigênio dissolvido no período de monitoramento estão apresentados na Figura 34, com indicação do valor máximo de referência para corpos d'água Classe II definido pela Resolução Conama n° 357/2005.

O oxigênio dissolvido (OD) apresentou variação, diretamente ligada ao tipo do percurso nos pontos amostrados, ambiente lótico decorrente da geomorfologia local, com influência das construções de estradas rurais entre a cidade de Londrina e Cambé. Este parâmetro apresentou pouca variação ao longo do período de monitoramento, tendo suas principais alterações nos trechos de influência antrópica, variando de 7,18 a 12,67, ou seja, acima do valor de referência (5mg/L).

No estudo de rios que atravessam áreas urbanas da cidade de Cuenca (Equador), Jerves-Cobo et al. (2018) encontrou níveis de OD próximos da saturação durante a estação seca e chuvosa, com valores mais elevados no período de estiagem. Outra característica apresentada foram valores mais altos nos pontos a montante, se opondo aos resultados de nutrientes e DBO.

Figura 34 – Monitoramento do oxigênio dissolvido nas seções amostrais da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.



FONTE: autoria própria, 2021.

Os menores valores de OD foram evidenciados no mês de janeiro, caracterizado pelos eventos chuvosos frequentes. Este comportamento também pode indicar decomposição de material orgânico proveniente do carreamento devido ao aumento pluvial. Outra recorrência notável é a queda dos valores nas seções margeadas por áreas urbanas, ou seja, com maiores possibilidades de lançamentos de efluentes, como por exemplo as seções amostrais 1 e 6.

Vilela (2018) corrobora este resultado com seu estudo sobre a qualidade da água de mananciais empregados na irrigação e lavagem de hortaliças da região de Apucarana (Paraná), onde obteve-se baixos teores de oxigênio dissolvido no período chuvoso, podendo indicar a decomposição da matéria orgânica por bactérias aeróbias.

O comportamento da variável potencial hidrogeniônico monitorada durante os meses de estudo estão apresentados na Figura 35, com indicação da faixa de valores de referência para corpos hídricos Classe II definido pela Resolução Conama n° 357/2005.

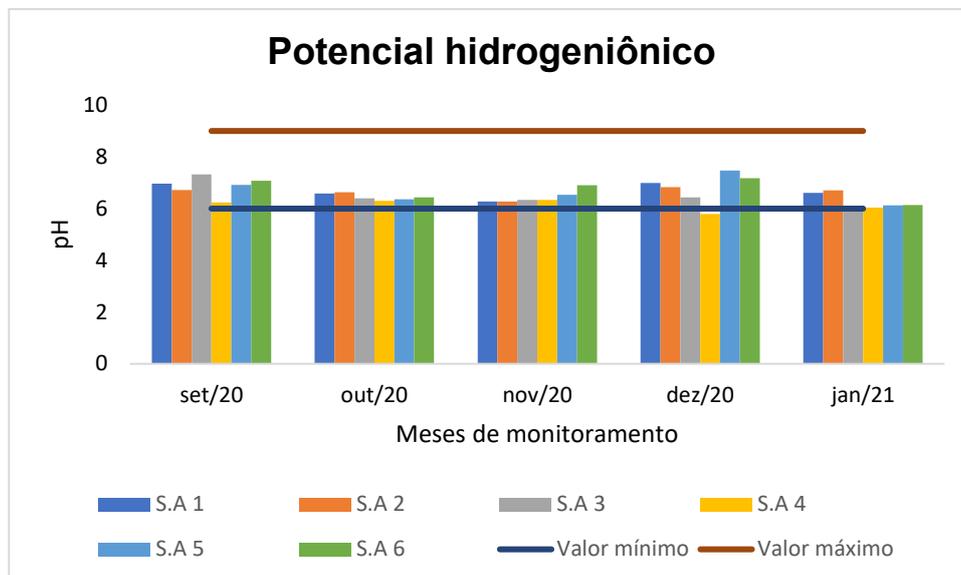
O potencial hidrogeniônico apresentou valores dentro do limite estabelecido pela legislação na maior parte do período de amostragem em todas as seções amostrais, com apenas uma exceção no P4 em dezembro/20 chegando a 5,79. Maiores valores de pH podem estar relacionados à atividade agrícola, como no caso

das seções amostrais 3 e 4. O decréscimo nos valores, como na seção amostral 6, pode ser justificado pela influência da precipitação, a qual pode interferir na diluição de compostos iônicos que controlam a variação do potencial hidrogeniônico.

Braz (2020) apresentou os mesmos resultados na avaliação físico química e microbiológica da qualidade da água do rio Cachoeira (BA) abrangendo períodos chuvosos e de estiagem. Este resultado se deve a capacidade de tamponamento pelo ecossistema de maneira que o pH pode variar de ligeiramente ácido até alcalino, levando-se em consideração o índice pluviométrico associado a decomposição de matéria orgânica em uma bacia hidrográfica.

Além disso, Ras (2006) explica que provavelmente a presença de ácidos fúlvicos e húmicos, resultantes da degradação de matéria orgânica do solo presente nas águas de áreas com vegetações nativas, influenciam no resultado de potenciais hidrogeniônicos médios.

Figura 35 – Monitoramento do potencial hidrogeniônico nas seções amostrais da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.



FONTE: autoria própria, 2021.

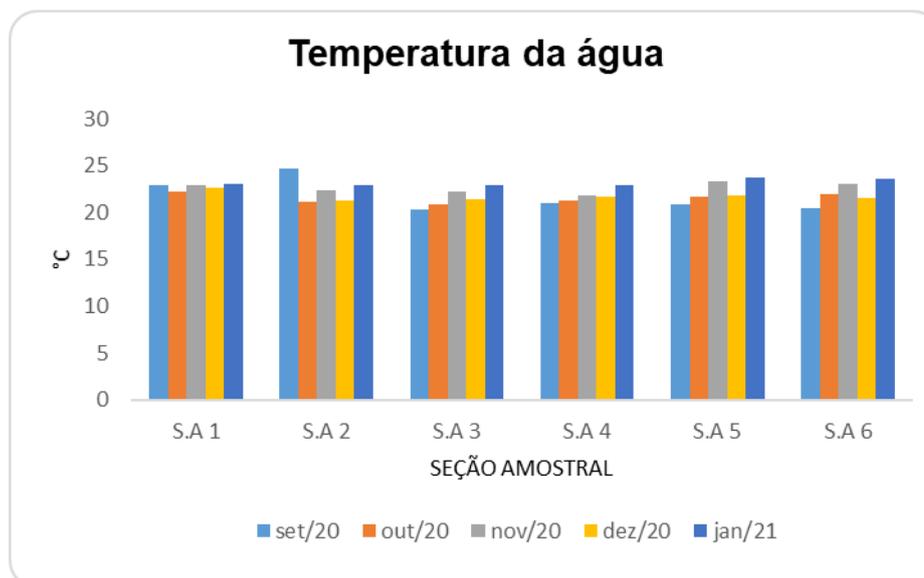
Segundo Maier (1987) uma pequena diminuição no pH pode estar associada ao aumento no teor de matéria orgânica que leva a consequente queda na quantidade de oxigênio dissolvido disponível no corpo d'água. Para essa autora o pH nas águas dos rios brasileiros varia de neutro a ácido e pode se alterar ao longo do rio. Um exemplo dessa variação é o rio Amazonas que apresenta elevação gradativa do pH 4,0 atingindo o máximo de 7,8 praticamente em águas marinhas.

Carvalho et al. (2000) afirmam que com o aumento das chuvas, o pH tende a subir e aproximar-se da neutralidade, pois ocorre maior diluição dos compostos dissolvidos e escoamento mais rápido. Isso é causado pelo aumento no volume de água que faz com que a acidez da água diminua. Ao contrário, neste estudo, a redução do pH com o aumento do volume de chuvas pode ser explicado pelo aporte de matéria orgânica no corpo hídrico, o que corrobora também o aumento de unidades formadoras de colônias de bactérias heterotróficas (Figura 26).

Esteves (1998) diz que na maioria das águas naturais o pH é influenciado pela concentração de H^+ originado da dissociação do ácido carbônico, que gera valores baixos de pH, e das reações de íons carbonato e bicarbonato com a molécula de água, que elevam os valores de pH para a faixa alcalina. Apesar de se inter-relacionarem as variáveis físico-químicas podem ser influenciadas do meio externo, como a ocorrência de precipitação.

O monitoramento da temperatura da água do ribeirão Cafezal durante os meses de estudo estão apresentados na Figura 36.

Figura 36 – Monitoramento da temperatura da água nas seções amostrais do ribeirão Cafezal.



FONTE: autoria própria, 2021.

A temperatura da água manteve a média de 21°C durante todo o período amostrado. Isso provavelmente está associado ao período de coleta das amostras e medições in loco, que foram das 7 horas manhã até 11 horas em todos os meses. O adensamento da vegetação ripária nas margens favorece o sombreamento do corpo hídrico, mantendo a temperatura constante, com pouca variação ao longo do dia, de 26,3°C a 29,5°C (SIMEPAR,2021).

Algumas variáveis se mantiveram mais estáveis no período de estiagem e no período de chuva, sendo elas o oxigênio dissolvido, o potencial hidrogeniônico e a temperatura da água, o que se assemelha ao estudo de Rocha (2018) na bacia hidrográfica do rio Verdinho (Goiás) durante campanhas no período chuvoso e mais seco de 2015 a 2016.

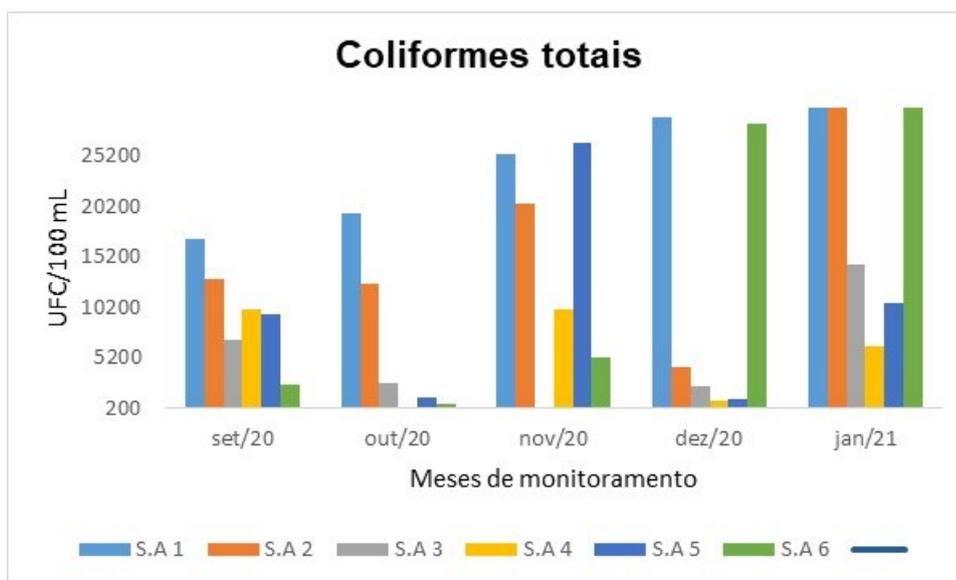
4.4 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS

Os parâmetros microbiológicos amostrados de setembro/20 a janeiro/21 foram influenciados pelo período de maior volume de precipitação. Além disso, a

caracterização geofísica de cada seção amostral é verificada também no comportamento dos indicadores microbiológicos.

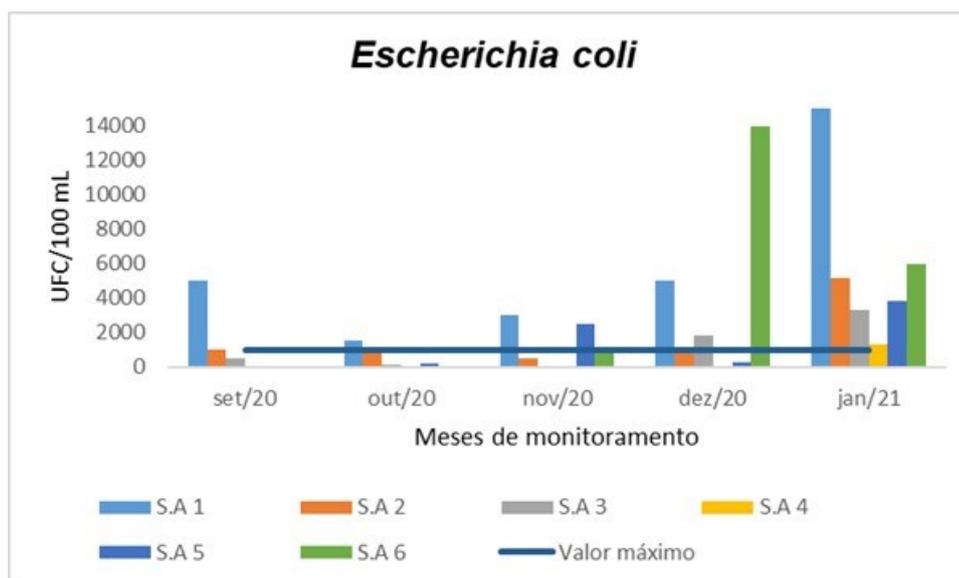
Os resultados o monitoramento dos coliformes totais e *Escherichia Coli* estão dispostos na Figura 37 e 38, respectivamente.

Figura 37 – Monitoramento dos coliformes totais nas seções amostrais da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.



FONTE: autoria própria, 2021.

Figura 38 – Monitoramento de *E. coli* nas seções amostrais da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.



FONTE: Autoria própria, 2021.

As colônias de coliformes totais apresentaram valores diretamente proporcionais à pluviosidade, principalmente na seção amostral 1. No mês de janeiro, nesta seção, evidenciou-se $7,9 \times 10^4$ UFC/100mL, enquanto durante a estiagem, quando não há aporte de nutrientes do entorno, não foram evidenciadas formações de colônias em várias seções amostrais, como na S.A 3, S.A 4, S.A 5 e S.A 6. O valor elevado na S.A 1 no mês de Setembro/20 pode ser justificado devido ao volume de chuvas no mês de Agosto/21, conforme Figura 9.

Rocha et al. (2019), no Rio Paraíso – GO também encontraram comportamentos semelhantes para coliformes no período seco. O menor valor encontrado foi de 0,00NMP/100mL, em área de preservação (nascente do rio Paraíso), caracterizado por água límpida e baixo teor de nutrientes e, enquanto o maior valor de 6.073,0NMP/100mL, próximo à rodovia BR-060, área sob influência agrícola com muitas sedes de fazendas ao redor do trecho amostral.

Kasper (2016), avaliando o arroio Clarimundo (Cerro Largo-RS), identificou o aumento no número de coliformes totais conforme a ordem espacial dos pontos amostrados, sendo os menores valores detectados no inverno, e os maiores, detectados tanto no verão quanto no outono.

Von Sperling (2007) corrobora estas considerações afirmando que os coliformes totais podem ser entendidos de maneira simplificada como coliformes “ambientais”, uma vez que podem ocorrer em solos e águas não contaminados representados como microrganismos de vida livre, e não apenas como contaminantes fecais. Pela mesma razão, os coliformes fecais são preferivelmente chamados de coliformes termotolerantes, já que são resistentes a altas temperaturas, porém não necessariamente possuem origem fecal. A *E. coli*, por sua vez, garante a contaminação exclusivamente fecal.

Com relação aos dados microbiológicos amostrados, o número de colônias de *E. Coli* teve maior crescimento no período chuvoso em todas as seções amostrais (Figura 25), alcançado valor máximo de $2,1 \times 10^4$ UFC/100 mL na seção amostral 1 e, valor mínimo de 0 UFC/ML em várias seções amostrais nos meses de setembro/20, outubro/20, novembro/20 e dezembro/20. Obteve-se assim um desvio padrão, quando comparados os dois períodos de amostragem, de $1,49 \times 10^4$ UFC/100 mL de água monitorada.

Ainda, de acordo a legislação, as águas de classe II (caso do ribeirão Cafezal) não devem ultrapassar 1000 UFC em cada 100 mL em 80% das amostras.

Do total de 36 amostras coletadas, apenas 33,3% apresentaram resultados de quantificação de coliformes totais abaixo de 1.000 UFC/100 mL.

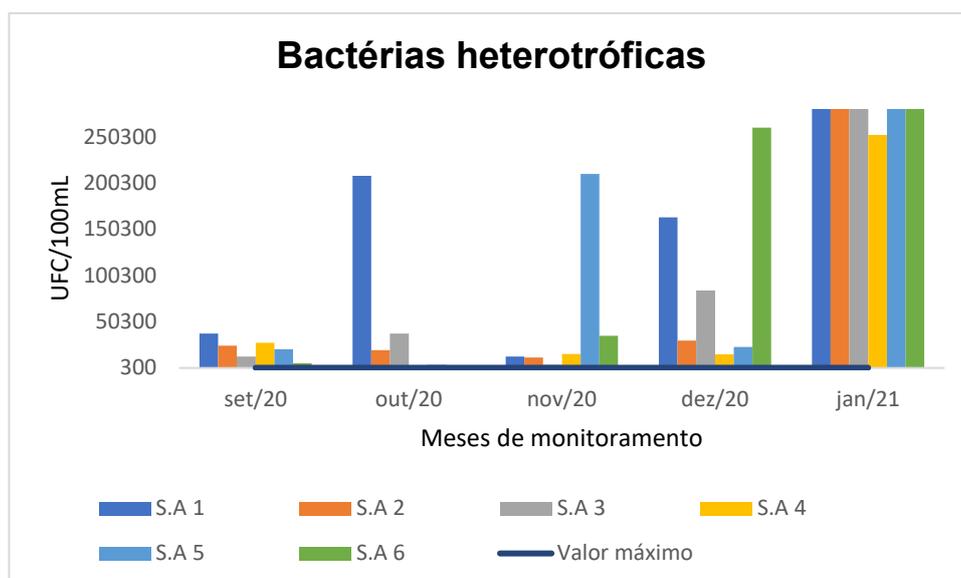
A Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde de 28 de setembro de 2017, em seu artigo 31º, determina ainda o monitoramento de cistos de *Giardia.spp* e oocistos de *Cryptosporidium spp* nos pontos de captação de água quando for evidenciado mais de 1000 UFC/100mL de *E. coli*. Considerando essa determinação e os dados encontrados no mês de janeiro/21, o monitoramento de cistos de *Giardia.spp* e oocistos de *Cryptosporidium spp* seria necessário em todas as seções amostrais no referido mês.

A presença de fezes na água pode indicar risco de contaminação pela presença de organismos patogênicos, pois é provável a existência associada de helmintos, bem como bactérias e vírus causadores de patologias humanas, principalmente do trato gastrointestinal (ALESSIO et.al, 2009). O fato de colônias de *E. coli* serem encontradas em 77,8% das amostras pode ser proveniente das áreas rurais e urbanas (geralmente sem acesso ao tratamento de esgoto público) e de animais homeotérmicos silvestres ou relacionados ao uso do solo para pastagem.

Machado (2013), monitorando as mesmas seções amostrais do ribeirão Cafezal, obteve presença de *E. coli* em todos os pontos de monitoramento, confirmando a poluição por microrganismos de origem fecal.

Os resultados encontrados no monitoramento de bactérias heterotróficas durante o período de estudo estão evidenciados na Figura 39.

Figura 39 – Monitoramento de bactérias heterotróficas na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal.



FONTE: autoria própria, 2021.

As bactérias heterotróficas apresentaram maiores concentrações no período chuvoso em todas as seções amostrais. Este resultado pode ser explicado devido ao aporte de matéria orgânica durante os eventos de chuvas proveniente do solo, ou ainda devido ao carreamento de dejetos fecais no corpo hídrico

De acordo Sirigati et al. (2005) a contaminação de mananciais por bactérias heterotróficas pode ser devido ao aumento de descargas de dejetos nos corpos hídricos.

Kasper (2016) também usou as bactérias heterotróficas como indicadores de contaminação no arroio Clarimundo, encontrando densidades médias de $2,96 \times 10^3$ UFC/mL, $6,77 \times 10^3$ UFC/mL e $1,49 \times 10^5$ UFC/mL. Na bacia hidrográfica no ribeirão Cafezal, os resultados encontrados ficaram acima dos resultados encontrados no arroio Clarimundo, evidenciando densidades altas em todas as seções amostrais no período de maior volume de chuvas. Este resultado corrobora o aumento do consumo de oxigênio dissolvido no corpo hídrico (Figura 21) usado para degradação de compostos orgânicos.

Gomes et. al (2017) também monitorou coliformes totais, *E.coli* e heterotróficas no manancial de abastecimento da zona urbana de Caririaçu (Ceará), chamado “açude dos carneiros”. A contaminação do manancial foi relacionada ao uso do manancial como fonte de contato primário pela população local, usado também por animais como fonte refrescante tanto para matar a sede e quanto para banho,

contaminação por dejetos fecais, decomposição de matéria orgânica advinda de animais mortos nas encostas do manancial.

A Tabela 5 organiza os parâmetros limnológicos e microbiológicos monitorados no período de estudo da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal conforme suas medidas de posição. Os valores mínimos de cada parâmetro identificam o menor valor monitorado nos meses de estudo. Os valores máximos indicam o maior valor encontrado para a variável no período de monitoramento. O valor médio evidencia a média dos resultados monitorados em todas as seções amostrais de setembro/20 a janeiro/21.

Para o cálculo do valor médio no período com maior volume de chuvas foram selecionados os dados de todas as seções amostrais da variável monitorada nos meses de dezembro/20 e janeiro/21. Para o valor médio no período de menor volume de chuvas tomou-se como referência os dados da variável monitorada no período de setembro/20, outubro/20 e novembro/20.

Tabela 5 - Medidas de posição limnológicas e microbiológicas monitoradas na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal durante todo o período de monitoramento.

Parâmetros	Temperatura	Oxigênio dissolvido	Condutividade elétrica	Potencial hidrogeniônico	Sólidos dissolvidos	Coliformes totais	Escherichia coli	Bactérias heterotróficas	Precipitação
Unidade de medida	°C	mg/L	uS/cm		mg/L	UFC/100 mL	UFC/100 mL	UFC/100 mL	mm
Valor de referência*		5,00	100	6,0 a 9,0	500	1.000	1.000	500	
Valor mínimo	18,30	7,18	44	6,21	23	300	0	2,4 x 10 ³	12,2
Valor máximo	24,72	12,64	321,0	7,47	159,0	7,90 x 10 ⁴	2,10 x 10 ⁴	4,90 x 10 ⁵	276,0
Valor médio	21,51	9,91	182,5	6,84	91,0	3,95 x 10 ⁴	1,05 x 10 ³	2,45 x 10 ⁵	118,7
Desvio padrão	4,54	3,87	195,87	0,89	96,17	5,56 x 10 ⁴	1,48 x 10 ⁴	3,46 x 10 ⁵	65,76
Coefficiente de variação (%)	21	39	107	13	106	139	141	139	53
Valor Médio Período com maior volume de chuvas	21,75	27,42	70,83	6,78	37,67	2,1 x 10 ⁴	6,2 x 10 ³	2,0 x 10 ⁵	204,8
Valor médio Período com menor volume de chuvas	21,7	10,92	198,33	6,87	99,33	9,2 x 10 ³	1,08 x 10 ³	2,13 x 10 ⁴	53
Coefficiente de variação (%)	0	61	67	1	64	55	99	115	51

*Valor de referência baseado na Resolução CONAMA n°357/2005; Portaria de Consolidação n°5 de 2017 do Ministério da Saúde

FONTE: Autoria própria, 2021

4.5 ANÁLISE MULTIVARIADA DOS DADOS

Os valores de $P_{\text{seudo F}}$ e P valor encontrados na PERMANOVA espacial (Tabela 6), de acordo com o índice de similaridade de Mahalanobus, permitem afirmar que o gradiente longitudinal da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal não possui diferenças significativas que influenciem nas estruturas limnológicas e microbiológicas.

Tabela 6 – Resultado da Permanova espacial e temporal.

Permanova	P valor	$P_{\text{SEUDO F}}$	Soma total de quadrados	Soma dos quadrados dentro dos grupos
Espacial	0,0909	1,247	29	23,02
Temporal	0,0001	3,123	28	25,1

Fonte: Autoria própria, 2021.

Já os valores de Pseudo F e P valor encontrados na PERMANOVA temporal (Tabela 6) indicaram correlação entre o período mais chuvoso e o período menos chuvoso e as variáveis limnológicas e microbiológicas monitoradas neste estudo.

Alves (2017) usou a PERMANOVA para comparar os valores médios dos parâmetros físico-químicos da água entre os seis pontos de coleta no córrego Cantagalo. Maiores valores médios de temperatura, STD, condutividade e turbidez foram registrados para os pontos sob influência urbano/industrial (P3 e P4), enquanto os maiores valores de pH foram observados no ponto P6, menos impactado.

Souza (2018). A partir da PERMANOVA realizada com os dois primeiros eixos da ACP em seu estudo no rio Vermelho (MT) indicou variação significativamente diferente para as variáveis limnológicas entre os períodos seco e chuvoso. Assim, demonstraram de forma bem nítida que as variações na cor, turbidez, fósforo total estão associadas ao período chuvoso e sólidos totais, amônia e Escherichia coli com o período seco.

A tabela 7 apresenta os autovetores da matriz de correlação gerados para cada variável na ACP.

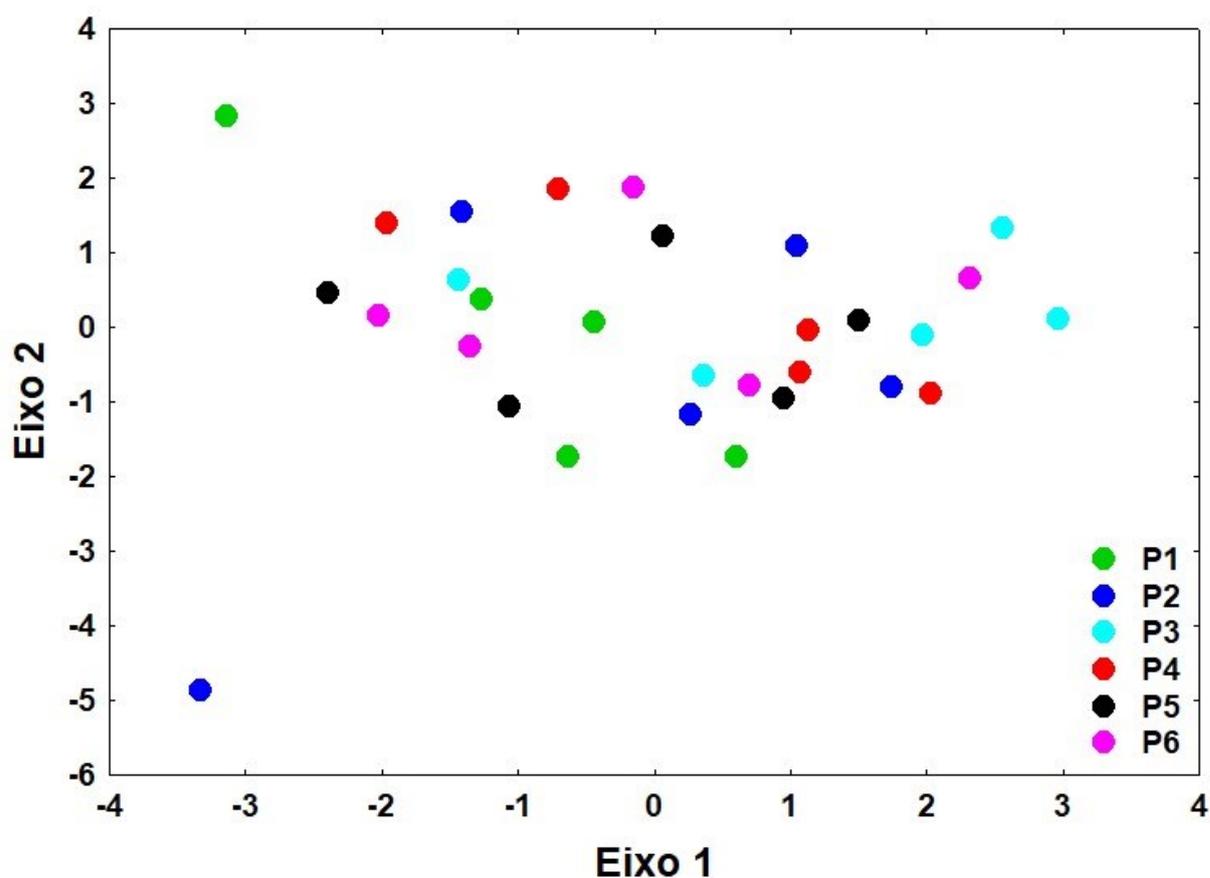
Tabela 7 – Autovetores da matriz de correlação da ACP.

VARIÁVEL	EIXO 1	EIXO 2
Temperatura	-0,9218	-0,2632
Oxigênio dissolvido	0,7581	-0,5328
Condutividade elétrica	-0,3691	-0,6364
Potencial hidrogeniônico	0,1897	0,1244
Sólidos em suspensão	0,3173	-0,8240
Coliformes totais	-0,9223	-0,2614
<i>E.coli</i>	0,4909	-0,0283
Bactérias heterotróficas	0,0876	-0,7169

Fonte: Autoria própria, 2021.

A ACP da amostra espacial (Figura 40) demonstra que não há diferença significativa entre as seções amostrais.

Figura 40 – Análise de componentes principais (ACP) da amostra espacial.



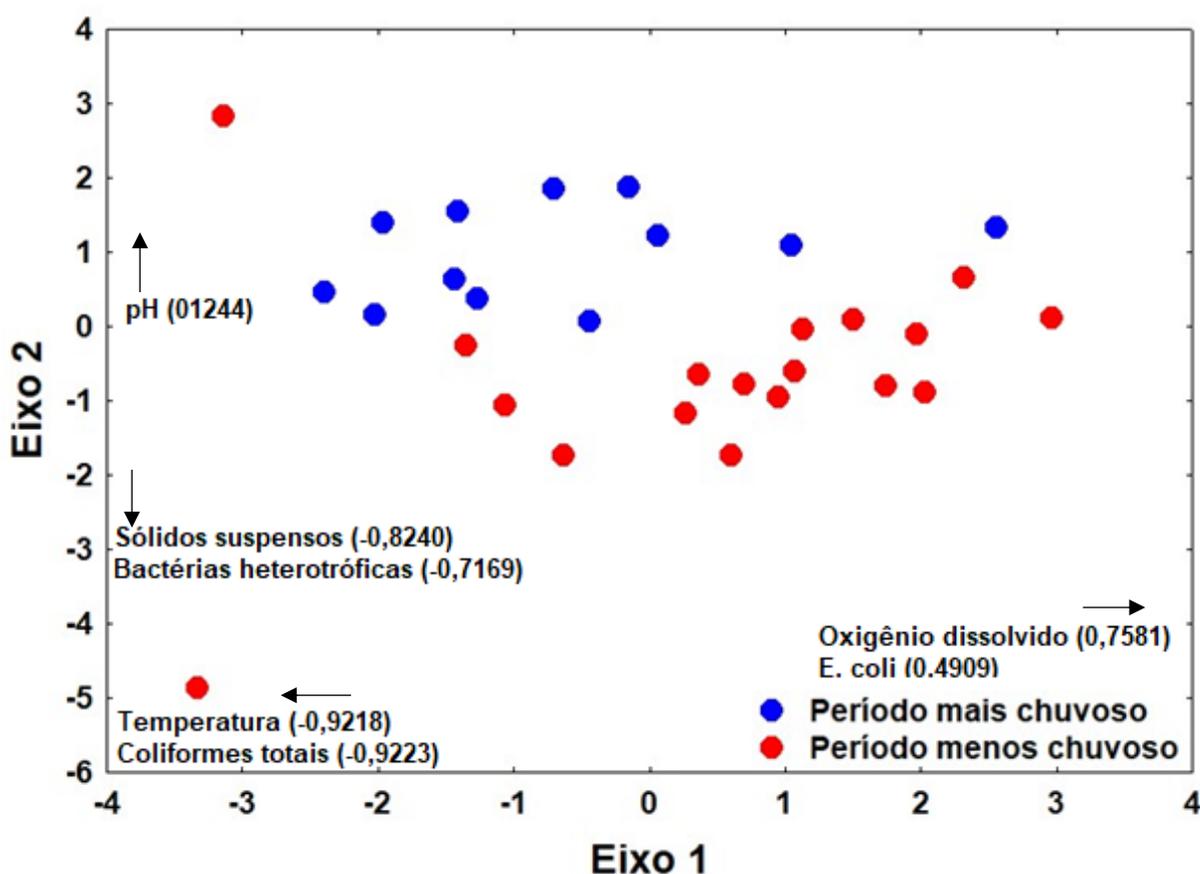
Fonte: Autoria própria, 2021.

Santos et al. (2018), avaliando a qualidade da água em rios de Pernambuco, utilizou a ACP a fim de reduzir a quantidade de variáveis ambientais e medir a força

das variáveis sobre as unidades amostrais. As unidades foram concentradas em dois grupos com 61,18% das informações, de acordo com a similaridade das variáveis físico-químicas. Este resultado foi explicado devido um mesmo rio estar localizado em municípios distintos, podendo sofrer ações antrópicas diferentes em cada local.

Já ACP da amostra temporal (Figura 41) permite afirmar que a precipitação pluviométrica influencia mais significativamente as estruturas limonológicas e microbiológicas do ribeirão Cafezal que o gradiente longitudinal.

Figura 41 – Análise de componentes principais (ACP) da amostra temporal.



Fonte: Autoria própria, 2021.

O eixo 1 da ACP temporal ilustra a influência do regime de chuvas nas variáveis “oxigênio dissolvido” e “*E.coli*”, quando segrega o período menos chuvoso (vermelho) à direita; e o período mais chuvoso (azul) à esquerda do gráfico, influenciando diretamente as variáveis “temperatura” e “coliformes totais”. O eixo 2 corrobora o eixo 1 segregando o período mais chuvoso na área superior do gráfico, com influência direta no potencial hidrogeniônico; e o período menos chuvoso na

porção inferior com influência nas variáveis “sólidos suspensos” e “bactérias heterotróficas”.

Ainda, as variáveis “temperatura”, “coliformes totais”, “oxigênio dissolvido” e “*E.coli*” são responsáveis pela segregação das variáveis durante os eventos pluviométricos.

Zimmermann et al. (2008), monitorando o rio Tibagi na região de Ponta Grossa (PR), através da ACP, conseguiu representar aproximadamente 66% da variância dos dados originais. A primeira componente principal (PC1) discriminou as amostras em função da sazonalidade. As amostras relativas ao período de maior precipitação foram discriminadas por influência dos parâmetros sólidos totais, turbidez, DBO₅, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, nitrogênio nitrato, nitrogênio nitrito, nitrogênio orgânico, NTK, fósforo total, cloreto, precipitação mensal, vazão, temperatura do ar e da água. Já as amostras do período de menor precipitação foram discriminadas pela elevação da concentração de oxigênio dissolvido, com teores que variaram de 6,9 a 8,0 mg L⁻¹, pH e nitrogênio amoniacal, cujos valores mais elevados foram nos 2 meses de menor precipitação na região.

Medeiros et al. (2018), também avaliando a influência da precipitação na qualidade da água do rio Longá, no Piauí (TO) tanto no quesito espacial como temporal, encontrou variância acumulada de 58,64% para os dados monitorados de janeiro a dezembro de 2015. A CP1 explicou 17,37% da variância total dos dados e teve como variável mais expressiva a condutividade elétrica seguida da turbidez. A CP2 correspondeu a 15,28% da variação total dos dados para a qualidade da água, formada pelas variáveis DBO e *E. coli*. As demais CPs foram formadas por variáveis menos expressivas, de modo geral, são resultados da pressão que as atividades antropogênicas exercem sobre os corpos hídricos. A CP3 explicou uma variação de 14,83% e as variáveis que a compõem são temperatura, pH e fósforo total, sendo o último apresentando uma correlação negativa

Loverde-Oliveira et al. (2012) reduziu a dimensionalidade das variáveis limnológicas ambientais monitoradas nas lagoas de inundação do pantanal norte através da APC, explicando no eixo 1 49,3% da variabilidade dos dados. As variáveis que melhor representaram esse eixo foram condutividade (0,93), pH (0,82) e transparência da água (-0,91). O segundo eixo explicou 26,8% da variação, onde a temperatura (-0,85) e a profundidade da coluna d'água (0,71) foram as variáveis mais

representativas. Ainda, a abundância de espécies não foi influenciada pelas variáveis monitoradas.

CONCLUSÕES

O presente estudo permitiu verificar que a bacia de manancial de abastecimento do ribeirão Cafezal apresenta variações em suas estruturas limnológicas e microbiológicas conforme o volume pluviométrico.

A avaliação do uso do solo da bacia hidrográfica subsidiou a discussão da variação dos resultados encontrados para estruturas ambientais conforme os eventos chuvosos, caracterizando as influências antrópicas do entorno de cada seção amostral.

Para todas as seções amostrais analisadas, a PERMANOVA demonstrou que não há correlação significativa entre o gradiente longitudinal da bacia e a variação o volume de chuvas. Já na avaliação do regime pluviométrico, a PERMANOVA e a ACP demonstraram correlação significativa com as estruturas limnológicas e microbiológicas e o período com maior volume de chuvas, destacando a correlação das seguintes variáveis: temperatura, coliformes totais, oxigênio dissolvido e *E.coli*.

Portanto, este trabalho evidencia a importância da conservação ambiental da bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal, uma das mais importantes bacias de abastecimento urbano na cidade de Londrina a fim de minimizar os efeitos adversos da precipitação e para que os processos hidrológicos ocorram com equidade e as normas legais sejam atendidas em sua totalidade.

RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Em função da variabilidade do regime meteorológico e das possibilidades de intercorrências durante as coletas de dados in loco nas seções amostrais, sugere-se para trabalhos futuros coletas mensais durante todo o ano de estudo. Dessa forma é possível comparar a variabilidade dos dados nas estações conforme a influência do regime climático e do volume de chuvas. Também pode ser avaliado outros indicadores limnológicos, como por exemplo a concentração de fósforo e nitrogênio no corpo hídrico, corroborando a possibilidade de carreamento de matéria orgânica e dejetos fecais.

REFERÊNCIAS

- 3M do Brasil. **3M™ Petrifilm™ Aqua Heterotrophic Count**. Sumaré-São Paulo. 2021.
- 3M do Brasil. **3M™ Petrifilm™ para Contagem de E.coli e Coliformes (EC)**. Sumaré-São Paulo. 2021.
- AB'SABER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: Potencialidades Paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.
- AGUILERA, P.A., CASTRO, H., RESCIA, A., SCHMITZ, M.F., 2001. **Methodological development of na index of coastal water quality: application in a tourist area**. Environmental Management 27, 295-301.
- ALLAN, J.D. Stream Ecology. **Structure and function of running waters**. London: Chapman & Hall, 1996.
- ANA. **Agência nacional de águas e saneamento básico**. Brasília-DF. Brasil. 2021.
- ANDERSON, M.J. 2001. **A new method for nonparametric multivariate analysis of variance**. Austral Ecology, 26: 32–46.
- ANDRADE, T.A., 1989. **Métodos estatísticos e econométricos aplicados à análise regional**, in: Haddad, P.R., Ferreira, C.M.C., Boisier, S., Andrade, T.A. (Ed). Economia regional: teorias e métodos de análise. 1 ed. BNB-ETENE, Fortaleza, pp.427-507.
- ANDRADE, A. R.; NERY, J. T. **Análise da pluviométrica diária, mensal e Interanual da bacia hidrográfica do rio Ivaí, Brasil**. Investigaciones Geográficas, Boletim del Instituto de Geografia, UNAM No. 52, 2003, 7-30 p. 2003.
- APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for examination of water and waste water**. American Public Health Association, Washington D.C, 9221 D e F. 22st ed. 2012.
- ARAUJO, F.V.; VIEIRA, L.; JAYME, M. M. A.; NUNES, M. C.; CORTÊS, M. **Avaliação da qualidade da água utilizada para irrigação na bacia do Córrego Sujo**, Teresópolis, RJ.
- ATALAY, I. 2016. **A New Approach to the Land Capability Classification: Case Study of Turkey**. Procedia Environmental Science, v. 32, p. 264-274.
- BARBIERI, Daniela W. FERREIRA, Camila C.; SAITO, Sílvia M.; SAUSEN, Tania M.;HANSEN, Marco A. F. **Relação entre os desastres naturais e as anomalias de precipitação para a região Sul do Brasil**. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, INPE, p. 3527-3534, 25-30 abril 2009
- BARCELLOS, C. S. M.; ROCHA, M.; RODRIGUES, S. L.; COSTA, C. C.; OLIVEIRA, R. P.; SILVA, J. I. JESUS, M. F. R.; ROLIM, G. R.;**Avaliação da qualidade da água e percepção higiênico-sanitária na área rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil**, 1999-2000. Caderno Saúde Pública RJ. vol.22, n.9, pp. 1967-1978, 2006.
- BARROS F. V. M; ARCHELA, S. R.; BARROS, F. N. O.;THÉRY, H.; MELLO, A. M.; GRATÃO, B. H. L.;.Curso e Percurso das Águas , **Atlas Ambiental da Cidade de Londrina**, Londrina –PR, 2008.
- BARTRAM J, COTRUVO J, EXNER M, FRICKER C, GLASMACHER A. (2003). **Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health**, Ed, IWA Publishing, pp.:7–16.

BONNET, P. R. B., FERREIRA, G. L., LOBO, C. F. **Relações entre a qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica**. Rev. Árvore, vol.32 no.2 Viçosa Mar./Apr. 2008.

BOULTON, A.J. & FOSTER, J. **Effects of buried leaf litter and vertical hydrologic exchange on hyporheic water chemistry and fauna in a gravel-bed river in northern New South Wales**. Freshwater Biology 40: p.229-243,1998.

BRANCO, S.M. & ROCHA, A.A. **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo, CETESB, 1977. p. 7-25, 37-39.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria MS n.º 518/2004**. Editora do Ministério da Saúde, Brasília 2009. 32 p.

BRASIL. **Vigilância e Controle da Qualidade da Água para Consumo Humano**, 2006. Ministério da Saúde, Brasília, DF.

BRAZ. **Avaliação físicoquímica e microbiológica da qualidade da água do rio Cachoeira, Bahia, BR**. J. of Develop., Curitiba, v. 6, n. 8, p. 61258-61269 aug. 2020.

BRITO, L.T.L., 2003. **Avaliação de impactos das atividades antrópicas sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Salitre-Bahia e classificação das fontes hídricas**. Tese (Doutorado). Campina Grande, UFCG. Cadernos de Saúde Coletiva, v. 23, n. 4, p.380 - 385, 2015.

CALHEIROS, R. de Oliveira et al. **Preservação e Recuperação das nascentes**. Piracicaba: Comitê de Bacias Hidrográficas dos Rios PCJ-CTRN, 2004. XII 40p.: il

CARVALHO, A.R.; Schlittler, F.H.M.; Tornisiolo, V.L. 2000. **Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água**. Química Nova, 23(5): 618-622.

CEBALLOS, B.S.O., 1995. **Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do Trópico Semi-Árido**. Tese (Doutorado). São Paulo, USP.

CETESB. **Variáveis de qualidade das águas**. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental.

CHAGAS, D. S. **Relação entre concentração de sólidos suspensos e turbidez da água medida com sensor de retroespalhamento óptico**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2015.

CHRISTOVÃO, D. de A. **Padrões bacteriológicos**. In: Água. qualidade, padrões de potabilidade e poluição. São Paulo, CETESB, 1974. p. 57-119

CHRISTOVÃO, D. de A. **Contaminação de alface (Lactuca sativa) por microrganismos de origem fecal: estudo de métodos bacteriológicos para sua determinação, medida de sua intensidade na cidade de São Paulo e eficiência de alguns tratamentos na sua redução**. São Paulo, 1958. Tese de Cátedra – Faculdade de Higiene e Saúde Pública da USP.

COIMBRA, M. et al. **Técnicas multivariadas aplicadas ao estudo da fauna do solo: contrastes multivariados e análise canônica discriminante**. Revista Ceres, vol. 54, n° 313, maio-junho, 2007, pp. 271-277. Universidade Federal de Viçosa, Brasil.

CONAMA. Resolução n. 20 de 18 de junho de 1986. **Enquadramento dos corpos d'água, doce, salina e salobra em função de seus usos**. Conselho Nacional do Meio. Ministério do Meio Ambiente, 1986.

CONAMA. Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. **Classificação de corpos d'água e diretrizes ambientais**. Conselho Nacional do Meio. Ministério do Meio Ambiente.

Cosgrove, W.J., Loucks, P., 2015. Water management: **Current and future challenges and research directions**. Water Resources Research 51, 4823–4839.

CRUZ, C.D., CARNEIRO, P.C.S., 2003. **Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético**, 2 ed. Editora UFV, Viçosa.

EASTMAN, J.R. **IDRISI for Windows. User's guide, version 2.0**. Worcester – MA: Clark University, 1997.

DERÍSIO, J.C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 3º Edição. São Paulo: Signus Editora, 2007. 192p

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa, 2 ed. 2006.

EMBRAPA. **Sistema Orbitais de Monitoramento e Gestão Territorial – LANDSAT – Land Remote Sensing Satellite**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.

ESTEVES, F. DE A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência: FINEP, 1988. 575p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FATMA **Relevância dos parâmetros de qualidade da água aplicados à águas correntes. Parte I: Características gerais, nutrientes, elementos-traço e substâncias nocivas inorgânicas, características biológicas**. Fundação de meio Ambiente de Santa Catarina, Florianópolis, 1999.

FERREIRA, F. L et al. **Tendências em séries hidrológicas e de mudanças no uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Guanhães, Minas Gerais**. Braz. J. Anim. Environ. Res., Curitiba, v. 3, n. 2, p.447-459, abr./jun. 2020.

FERREIRA JÚNIOR, J.C. **Limnologia e sensoriamento remoto: Qualidade da água do rio Miriti (Manacapuru/AM) e contribuição para a gestão dos recursos hídricos / João Carlos Ferreira Júnior**. Manaus: [s/n], 2019.

FIGUR, C.; REIS, J. T. **A influência do uso e cobertura da terra nos parâmetros da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Abaúna, em Getúlio Vargas, RS**. Ciência e Natura, v.39 n.2, p. 352 – 365, 2017.

FOLEY, J. A. et al. **Solutions for a cultivated planet**. Nature, v. 478, n. 7369, p. 337- 342, 2012.

FUJIHARA, A.k.; **Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte de geoprocessamento**. Piracicaba, 2002. 118p.

FURTADO, L.G.; MORALES, G.P.; SILVA, D.F.; PONTES, A.N. **Transformações do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Murucupi, Barcarena, Pará**. Revista Brasileira de Geografia Física, v.13, n.0,5 (2020) 2340-2354.

FLORENZANO, T. G.. **Iniciação em sensoriamento remoto**. 3ª ed. São Paulo: Oficina de textos, 2011. 128p.

FRANCO BDGM, LANDGRAF M. **Microbiologia dos Alimentos**. São Paulo: Atheneu, 2008. p.182.

FREIRE, R; LIMA, R. **Bactérias heterotróficas na rede de distribuição de água potável no município de Olinda-PE e sua importância para a saúde pública**. Olinda-PE, p. 91-93. 2012.

GAMBAROTTO, B. L. **Proposta de índice de integridade ambiental aplicado a riachos de mata atlântica e aplicação de testes de validação com parâmetros da assembleia de peixes**. Trabalho de conclusão de curso – UTFPR. 2014.

- GATZKE, E. G. **Integridade ambiental de bacias hidrográficas submetidas a diferentes graus de conservação**. Dissertação de mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Londrina: [s.n.], 2017
- GELDREICH EE. **The bacteriology of water**. In: **Microbiology and microbial infections**. 9th ed. London: Arnold; 1998.
- GELDREICH, E.E. **Aspectos microbiológicos dos esgotos e dos processos de tratamento**. In: **Desinfecção de águas**. São Paulo, CETESB, 1974. p. 115-34.
- GELDREICH, E.E. **Fecal coliform and fecal *Streptococcus* density relationships in waste discharges and receiving waters**. *CRC Crit. Rev. environm. Control*, 6:349-69, 1976.
- GELDREICH, E.E. **Fecal coliform concept in stream pollution**. *Wat. Sew. Wks*, 114, 1967.
- GELDREICH, E.E. **Qualidade microbiológica em águas potáveis**. In: **Desinfecção de águas**. São Paulo, CETESB, 1974. p. 73-93.
- GOMES, D. C.; VITAL, V. I.; BARROS, P. F. S.; SANTOS, E. L.; SILVA, R. O. M.; SANTOS, F. A. V. **Análise bacteriológica da água de abastecimento da zona urbana e rural de Caririaçu-CE**. *Rev. Interfaces*, vol. 5, n°15, 39-43, 2017.
- GOTELLI, N. J. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011. 528 p.
- GUERRA, N. M. M. et al. **Ocorrência de *Pseudomonas aeruginosa* em água potável**-DOI: 10.4025/actascibiolsoci. v28i1. 1053. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 28, n. 1, p. 13-18, 2008.
- GRIMM, Alice Marlene. **Material básico de estudo para os alunos da Disciplina Meteorologia Básica da Universidade Federal do Paraná**. 1999.
- HALYC, L.C. & BALON, E.K. 1983. **Structure and ecological production of the fish taxocene of a small floodplain system**. *Can. J. Zool.* 61(2):2446-2464.
- IAT. Instituto Água e Terra. **Comitê da bacia hidrográfica do rio Tibagi (BHT)**. 2016.
- IPCC. **Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Chapter 8: Urban Areas. Contribution of working** [SILVA, J.; DODMAN, D.; MASKEY, A.; GAJJAR, S. P.; TUTS, R]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2014.
- JERVES-COBO R, LOCK K, VAN BUTSEL J, PAUTA G, CISNEROS F, NOPENS I, GOETHALS PLM, **Biological impact assessment of sewage outfalls in the urbanized area of the Cuenca River basin (Ecuador) in two different seasons**, *Limnologica* (2018).
- JR, Joseph F Hair. **Análise multivariada dos dados**. 6° ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.
- KNIGHTON, A. D. Riverbank erosion in relation to stream flow conditions. *River BollinDean, Cheshire. East Midlands Geographer*. v. 5, p. 416-426. 1998.
- KOPP, M.M., SOUZA, V.Q., COIMBRA, J.L.M., LUZ, V.K., MARINI, N., OLIVEIRA, A. C., 2007. **Melhoria da correlação cofenética pela exclusão de unidades experimentais na construção de dendogramas**. *Revista da Fazva* 14, 46-53.
- LEPSCH, I. F.; BELLINAZZI JR., R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C. R. 1983. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Campinas: SBCS. 175p.
- LEPSCH, I. F.; ESPINDOLA, C. R.; VISCHI FILHO, O. J.; HERNANI, L. C.; SIQUEIRA, D. S. 2015. **Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Viçosa, MG: SBCS. 170p.

LIMA e SILVA, 2015. **Revista Equador** (UFPI), Vol. 4, Nº 4, p.3-20.

LIMA, W.P.; ZAKIA M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES; R.R.; LEITÃO. F.; H.F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2 ed. São Paulo: Universidade de São Paulo. 2000, p. 33-43.

LOPES, I. C. P.; CAMPOS, J.A. **Capacidade de uso da terra da sub-bacia do Córrego Maria Comprida usando Sistemas de Informações Geográficas**. Journal of Environmental Analysis and Progress V. 04 N. 02 (2019) 110-121.

LOVERDE-OLIVEIRA, S.M.; PIETRO-SOUZA, W.; CARDOSO, S. J.; FANTIM-CRUZ, I.; MATEUS, L.P. Fatores associados à distribuição espacial do fitoplâncton em lagos de inundação (Pantanal norte, Brasil). *Oecologia Australis.*, 16(4):770-781, 2012.

LUZ, S.C.S., EL-DEIR, A.C.A., FRANÇA, E.J. & SEVERI, W. **Fish assemblage structure in a marginal lake disconnected from the submedium São Francisco River, Pernambuco**. *Biota Neotrop.*,

MACHADO, T.B.I. **Qualidade microbiológica da água e das características ambientais da bacia de manancial de abastecimento do ribeirão Cafezal**. 2013. 85 f. Monografia Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2013.

MAIER, M.H. 1987. **Ecologia da bacia do rio Jacaré Pepira (47°55" - 48°55"W; 22°30" - 21°55"S - Brasil): qualidade da água do rio principal**. *Ciência e Cultura*, 39(2): 164-185.

MARMONIER, P.;VERVIER, p.;GIBERT, J.; DOLE-OLIVER,M.J.; **Biodiversity in ground Waters**. *Trends in Ecology and Evolution*. 8:p.392-394, 1993.

MARMONTEL, C. V. F.; RODRIGUES, V. A. **Parâmetros Indicativos para qualidade da água em nascentes com diferentes coberturas de terra e conservação da vegetação ciliar**. *Floresta e Ambiente* v. 22, n. 2, p. 171181, 2015.

MARTINS, A. S. **Avaliação das águas superficiais sob uso e ocupação na sub - bacia do rio Candeias/RO-Amazônia ocidental**. Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio ambiente. Porto Velho-RO, 2009, 124p.

MEDEIROS; P. R. P., GEÓRGENES, C. S.; HILÁRIO, M.; MELO, E. M.. **Comportamento da turbidez e material em suspensão, em um rio com vazão regularizada por sistema de barragens em cascata: Rio São Francisco (NE, Brasil)**. *Geochimica Brasiliensis* 29(1): 35-44, 2015.

MEDEIROS, P. R. P.; SEGUNDO, G. H. C.; MAGALHÃES, E. M. M. **Comportamento da turbidez e material em suspensão, em um rio com vazão regularizada por sistema de barragens em cascata: Rio São Francisco (NE, Brasil)**. *Geochimica Brasiliensis*, 29, p. 35-44, 2015.

MEDEIROS, W. M. V.; SILVA, C. E.; LINS, R. P. M. **Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil**. *Revista Ambiente & Água*, vol. 13, nº2, Taubaté, 2018.

MEHRI, A.; SALMANMAHINY, A.; TABRIZI, A. R. M.; MIRKARIMI, S. H.; SADODDIN, A. 2018. **Investigation of likely effects of land use planning on reduction of soil erosion rate in river basins: Case study of the Gharesoo River Basin**. *CATENA*, v. 167, p. 116-129.

MISRA KK. **Safe water in rural áreas**. *Int J Health Educ* 1975;18:53-9.

MISHRA, S.K., Singh, V.P., 2003. **Soil Conservation Service Curve Number (SCS-CN) Methodology**. Springer Verlag, Berlin, pp. 516.

MISHRA, V., Cherkauer, K.A., Niyogi, D., Lei, M., Pijanowski, B.C., Ray, D.K., Bowling, L.C., Yang, G.,

2010. **A regional scale assessment of land use/land cover and climatic changes on water and energy cycle in the upper Midwest United States**. *Int. J. Climatol.* 30, 2025–2044

MOITA NETO, J.M., MOITA, G.C., 1998. **Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados**. *Química Nova* [online] 21. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40421998000400016>. Acesso em: 11/10/2019.

MONTGOMERY, D.R., BUFFINGTON, J.M., 1997. **Channel-reach morphology in mountain drainage basins**. *Geol. Soc. Am. Bull.* 109, 596–611.

MORAIS, M. L. R. **Uso e ocupação do solo e sua relação com as características limnológicas da bacia do Ribeirão Cafezal – Londrina/PR**. Monografia (Curso Superior de Engenharia Ambiental) - Campus Londrina, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina 2015.

MOREIRA, M.A. **Fundamentos de Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. 2ª ed. Viçosa, UFV, 2003.

Morrison DE, (1976) **Multivariate statistical methods**. New York, McGraw-Hill. 338p.

NABIOLLAHI, K., Golmohamadi, F., Taghizadeh-Mehrjardi, R., Kerry, R., Davari, M., 2018. **Assessing the effects of slope gradient and land use change on soil quality degradation through digital mapping of soil quality indices and soil loss rate**. *Geoderma* 318, 16–28.

NASCIMENTO, W. M.; VILLAÇA, M. G.. **Bacias hidrográficas: Planejamento e gerenciamento**. *Revista eletrônica da associação dos Geógrafos Brasileiros, Tres Lagoas*, n. 7, maio de 2008.

NOVACK, T. **Classificação da cobertura da terra e do uso do solo urbano utilizando o sistema InterIMAGE e imagens do sensor Quick-Bird**. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). 214p. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos; (INPE-16594- TDI/1580), 2009.

NOVO, Evlyn Márcia L. de Moraes. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações**. 2ª ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1989. 308 p.

PEDROZO, Catarina da Silva. **Indicadores ambientais em ecossistemas aquáticos** / Catarina da Silva Pedroso, Simone Catarina Kapusta – Porto Alegre: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul, 2010.

OKSANEN, F. G.B. et al. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.4-2. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 03/12/2019.

OLIVEIRA, D.H.M.C.. **Extremos de precipitação e vazão associados às características naturais e antrópicas das regiões hidrográficas do São Francisco e do Paraná**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Ciências Exatas de Terra, Programa de PósGraduação em Ciências Climáticas. Natal, 2018.

OLIVEIRA, W.E. **Qualidade, impurezas e características físicas, químicas e biológicas das águas**. Padrões de potabilidade. Controle e qualidade da água. In: *Técnica de abastecimento e tratamento de água*. São Paulo, CETESB, 1076. p. 29-36, 49-62.

ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD. **Normas internacionales para el agua potable**. 3ªed. Ginebra, 1972.

PIRATOBA, A. R. A; RIBEIRO, H. C. M; MORALES, G. P.; GONÇALVES e GOLÇALVES, W. **Caracterização de parâmetros da qualidade da água na área portuária de Barbacena, PA, Brasil**. *Rev. Ambiente & Água*. v. 12, n. 13, p. 435-456, 2017.

PRADO, P. I., LEWINSOHN, T. M., CARMO, R. L., HOGAN, D. J. **Ordenação Multivariada na Ecologia e seu Uso em Ciências Ambientais**. Ambiente e Sociedade, Campinas, SP: v.10, p. 69-83, 2002.

PROVETE, D.B.; SILVA, F.R.; SOUZA, T.G. **Estatística aplicada a ecologia usando o R**. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". São José do Rio Preto-SP. 2011.

RAPOSO, A. A.; BARROS, L. F. P.; JUNIOR, A. P. M. **O parâmetro de turbidez das águas como indicador de impactos humanos na dinâmica fluvial da bacia do rio maracujá – Quadrilátero Ferrífero/MG**. In: XIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, 2009, Viçosa. Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. Viçosa, 2009, p. 01-17.

REINHARDT, N.M. **Condições sanitárias das águas de poços rasos da área não servida pela rede de abastecimento público de água do município de Curitiba, Paraná, 1975**. São Paulo, 1978. [Dissertação de Mestrado – Faculdade de Saúde Pública da USP].

RIBEIRO, T.G., BOAVENTURA, G.R., CUNHA, L.S., PIMENTA, S.M. **Estudo da qualidade das águas por meio da correlação de parâmetros físico-químicos, bacia hidrográfica do ribeirão Anicuns**. Geochimica Brasiliensis 30(1): 84-94, 2016.

RICCE, W.S.; CARAMORI, P.H.; MORAIS, H.; SILVA, D.A.B. & Ataíde, L.T. (2009) – **Análise de tendências na temperatura e precipitação em Londrina, estado do Paraná**. In: XV Congresso Brasileiro de Agrometeorologia. Belo Horizonte, MG.

ROCHA, I.R. **Influência da bacia hidrográfica nas análises limnológicas e espectrais das águas do reservatório salto do rio Verdinho – GO** [manuscrito] / Isabel Rodrigues da Rocha. – 2018.

ROCHA H. M, CABRAL J. B. P, BATISTA D. F, OLIVEIRA L. G. **Avaliação físico-química e microbiológica das águas da bacia hidrográfica do rio Paraíso Jataí-GO**. Geosul, Florianópolis, v.34, n.72, p.51-74, mai/ago. 2019.

Rodriguez, J. M. M. **Planejamento Ambiental: bases conceituais, níveis e métodos**. In: Cavalcanti, A.P.B. (org.) **Desenvolvimento Sustentável e Planejamento – Bases teóricas e conceituais**. Fortaleza: UFC – Imprensa Universitária 2005.

SANTOS, V. M. N. **Escola, cidadania e novas tecnologias: investigação sobre experiências de ensino com o uso de sensoriamento remoto**. São Paulo. 150p. Dissertação de mestrado. Faculdade de Educação da Universidade de São Paulo, 1999.

SANTOS, N. B. C, SANTOS, R.H. G, SILVA, R. F. **Aplicação da análise multivariada e da Resolução CONAMA 357/2005 para análise da qualidade da água em rios de Pernambuco**. Revista Brasileira de Geografia Física, vol. 11, nº5, 2018, 1859-1875.

SAUER, C. O. **A morfologia da paisagem**. Publicado originalmente como "The morphology of landscapc", University of California, publications in Geography, vol. 12, nº 2, 1925, pp. 19-54. Traduzido por Gabriele Corrêa Braga, bolsista CNPq/UERJ. Revisão de Roberto Lobato Corrêa, Departamento de Geografia, UFRJ.

SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de Bacias Hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus, Ba: Editus, 2002. 293p. : il.

SIH – Sistema de Informações Hidrológicas. Instituto Água e Terra. Paraná.

SILVA, A.S., 1997. **Impacto ambiental del uso de los recursos suelo y agua en áreas agrícolas bajo riego: estudio aplicado a zonas áridas brasileñas y españolas**. Tese (Doutorado). Madrid, Universidade Politécnica de Madrid.

- SILVA, J.A. **Tendências do novo rural na bacia hidrográfica do ribeirão Cafezal**. 2006.117f. Dissertação (Mestrado em Geografia, Meio Ambiente e Desenvolvimento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2006.
- SILVA, R. V. E. **Avaliação de classificadores Não-supervisionados, Isodata e K-means, para o uso da terra na bacia do rio das Ondas**. 2009. 37 f. Monografia (Graduação) Universidade de Brasília (UnB). Brasília, 2009.
- SILVA, I. R.; BROVINI, E. M.; PEREIRA, R. O.; GOMES, M.H.R. **Influência da precipitação e do uso e ocupação do solo na qualidade da água da bacia do ribeirão Espírito Santo – Juiz de Fora/MG**. Revista de estudos ambientais (online). V.22, n.1, p 35-51, jan./jun.2020.
- SIGRH – Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. **Enquadramento dos corpos de água em classes segundo os usos preponderantes: correlação com plano de bacia, sistema de informação e monitoramento**. Coordenadoria de Recursos Hídricos – CRHi: São Paulo.
- SIRIGATI, P. et al. **Gestão da qualidade ambiental da água de mananciais de abastecimento público como estratégia de redução de custos**. XXV Encontro Nacional de Engenharia de Produção – Porto Alegre, RS, v. 1, n. 1, 2005.
- SOARES, R. D. B.; CRUZ, R. W. L.; SILVA, C. E. **A influência da precipitação na variabilidade da qualidade da água do rio Parnaíba**. Brazilian Journal of Development., Curitiba, v. 5, n. 9, p.16643-16672, sep 2019.
- SOLAKIAN, J., MAGGIONI, V., LODHI, A., GODREJ, A. **Investigating the use of satellite-based precipitation products for monitoring water quality in the Occoquan Watershed**. Journal of hydrology: Regional Studies (2019)
- SOUZA, N. S.; SOUZA, W. J.; CARDOSO, M. S. **Caracterização hidrológica e influência da cobertura do solo nos parâmetros de vazão do Rio das Fêmeas**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. V.22, n. 3 . p. 453-462, 2017.
- TONELLO, K. C.. **Análise hidroambiental da bacia hidrográfica da cachoeira das Pombas, Guanhães, MG**. Dissertação (Mestrado em Ciências florestal). Programa de Pós Graduação em Ciência Florestal, Universidade federal de Viçosa, 2005.
- TRENBERTH, K. E. **Changes in precipitation with climate change**. Climate Research. Vol.47: 123–138, 2011.
- TUCCI, C. E. M. ; MELLER, A. **Regulação das águas pluviais urbanas**. Rega – Revista de Gestão da América Latina, Porto Alegre: v. 4, n. 1, p. 75 – 89, 2007.
- TUNDISI, J. G. e TUNDISI, T.M. **Limnologia**. Oficina de Textos. 2008.
- USEPA & USGS (U.S. Environmental Protection Agency & U.S. Geological Survey), 2005. **National hydrography dataset plus – NHDPlus**. Edition 1.0.
- VIEIRA, C. E. D. et al. **Multiple biomarker responses in Prochilodus lineatus subjected to short-term in situ exposure to streams from agricultural areas in Southern Brazil**. Science of the Total Environment, v. 542, p. 44-56, 2016.
- VILELA, V. L. D. **Qualidade da água de mananciais empregados na irrigação e lavagem de hortaliças da região de Apucarana, Paraná** / Vera Lúcia Delmônico Vilela – Londrina: [s/n], 2018.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3a ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2005.
- WHETTON, R., ZHAO, Y., SHADDAD, S., MOUAZEN, A.M., 2017. **Nonlinear parametric modelling to study how soil properties affect crop yields and NDVI**. Comput. Electron. Agric. 138, 127–136.

WMO – **WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION**. 2019.

WHO (2011). **Guidelines for drinking-water quality**, 4 edition pp: 298– 300.

WOODWARD, G. et al. **Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning**. Science, v. 336, n. 6087, p. 1438-1440. 2012.

XU et al. **Responde of water quality to land use and sewage outfalls in diferent seasons**. Science of total environment (2019)134014.

ZENG, N., 2018. **Seasonal cycle and interannual variability in the Amazon hydrologic cycle**. J. Geophys. Res. [Atmos.] 104, 9097–9106.

ZIMMERMANN, C.M.; GUIMARÃES, O. M.;PERALTA-ZAMORA, P. G. **Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA)**. Química nova, vol. 31, n°7, São Paulo, 2008.

ZHU et al., 2020. **Relationship between ecological quality and ecosystem services in a red soil hilly watershed in southern China**. Ecological Indicators. Key Laboratory of Poyang Lake Watershed Agricultural Resources and Ecology of Jiangxi Province, Jiangxi Agricultural University, Nanchang, Jiangxi 330045, China, College of Land Resource and Environment, Jiangxi Agricultural University, Nanchang, Jiangxi 330045, China.