



**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO REGIONAL**

**FELIPE DAVID GEORGES GOMES**

**EFEITOS DA SAZONALIDADE CLIMÁTICA NA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS  
EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA**

Presidente Prudente - SP

2019



**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO REGIONAL**

**FELIPE DAVID GEORGES GOMES**

**EFEITOS DA SAZONALIDADE CLIMÁTICA NA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS  
EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA**

Dissertação apresentada à Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade do Oeste Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional – Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientador:  
Dra. Ana Paula Marques Ramos

Coorientadora:  
Dra. Patrícia Alexandra Antunes

Presidente Prudente - SP

2019

628.1  
G633e

Gomes, Felipe David Georges.  
Efeitos da sazonalidade climática na qualidade da  
água de rios em uma bacia hidrográfica / Felipe David  
Georges. – Presidente Prudente, 2019.  
49f.: il.

Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e  
Desenvolvimento Regional) - Universidade do Oeste  
Paulista – Unoeste, Presidente Prudente, SP, 2018.  
Bibliografia.  
Orientador: Ana Paula Marques Ramos

1. Índice de Qualidade da Água. 2. Uso e  
Cobertura do Solo. 3. Eutrofização. I. Título.

**FELIPE DAVID GEORGES GOMES**

**EFEITOS DA SAZONALIDADE CLIMÁTICA NA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS  
EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA**

Dissertação apresentada à Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade do Oeste Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional – Área de concentração: Ciências Ambientais.

Presidente Prudente, 14 de Dezembro de 2018

**BANCA EXAMINADORA**

---

Dra. Ana Paula Marques Ramos  
UNOESTE - Universidade do Oeste Paulista  
Presidente Prudente/SP

---

Dr. Marcelo Rodrigo Alves  
UNOESTE - Universidade do Oeste Paulista  
Presidente Prudente/SP

---

Dra. Tatiana Sussel Gonçalves Mendes  
UNESP - Universidade Estadual Paulista  
São José dos Campos/SP

Dedico este trabalho aos meus familiares que nunca mediram esforços para que eu prosseguisse na minha busca por novos conhecimentos.

## **AGRADECIMENTOS**

As professoras M.<sup>a</sup> Leila Maria Couto Esturaro e Leila Maria Sotocorno e Silva, pelo incentivo à obtenção do título de Mestre.

À minha mãe, que não mede esforços para que eu concretize meus objetivos, me auxiliando sempre no crescimento pessoal e profissional. E que me auxiliou e participou de algumas visitas a campo para identificação da área de estudo.

A Prof.<sup>a</sup> Dra. Patrícia Alexandra Antunes, pelo aceite de orientação desde o início do processo seletivo no Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional (PPGMADRE), e posterior colaboração para finalização desta pesquisa.

A Prof.<sup>a</sup> Dra. Ana Paula Marques Ramos, inicialmente coorientadora e que diante dos acontecimentos se tornou minha orientadora, agregando em muito no processo acadêmico e pessoal.

Ao meu namorado, Edson Marcelo pelas conversas, pelo ombro amigo e pelo apoio e torcida para concretização desta etapa.

Ao Daniel Angelo Macena, técnico do laboratório de química pelo auxílio com as análises físico-químicas e bacteriológicas.

A Ana Carolina Preto Malaman, Leonardo Mira do Nascimento Ferro e João Pedro Gasparotto que além do auxílio nas análises laboratoriais, participaram das visitas a campo e das coletas de água.

A Isabela Marega Rigolin Fuzeto, amiga da graduação para a vida, pelo apoio de sempre, e pela colaboração com a última coleta.

Aos colegas do Grupo de Pesquisa em Geotecnologias pelos momentos de conversas e troca de conhecimento.

Aos membros da banca de qualificação, Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Marcela Prado Silva Parizi e Prof. Dr. José Marcato Junior, tanto pela participação quanto pelas valiosas discussões e sugestões.

Aos membros da banca examinadora, Prof. Dr. Marcelo Rodrigo Alves e Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Tatiana Sussel Gonçalves Mendes.

Aos professores do PPGMADRE que me proporcionaram novos conhecimentos.

À CAPES pela taxa concedida através do Programa de Suporte à Pós-Graduação de Instituições de Ensino Particulares.

E a todos que de alguma forma contribuíram ou fizeram parte desta etapa da minha vida.

“Se não saís de ti, não chegas a saber quem és”  
(José Saramago - O conto da ilha desconhecida)

## RESUMO

### **Efeitos da sazonalidade climática na qualidade da água de rios em um bacia hidrográficas.**

As questões referentes à qualidade das águas é um tema de interesse mundial em função da importância que este recurso natural exerce sobre a vida terrestre e pela complexidade de suas relações ou interações com o meio. Assim, a quantidade e a qualidade das águas disponíveis sofrem variações influenciadas por processos naturais e antrópicos, como sazonalidade climática e dinâmica do uso e cobertura da terra (LULC). A evapotranspiração, juntamente com a precipitação, desempenha um papel fundamental no balanço hídrico como variável responsável pelos fluxos do sistema de drenagem. Neste estudo o objetivo foi delimitado a partir da necessidade de conhecer as fragilidades presentes no sistema de uma bacia hidrográfica, com vistas a subsidiar ações de controle da poluição ambiental e gestão de recursos hídricos da bacia hidrográfica do córrego Limoeiro. Apresentamos a influência do balanço hídrico climatológico na qualidade da água superficial e seus impactos quando interage com o LULC. Analisamos a qualidade das águas dessa região por meio dos parâmetros, oxigênio dissolvido, pH, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, nitrogênio total, fósforo total, turbidez, resíduos totais, *Escherichia Coli* e Clorofila a. A partir destes parâmetros estimamos os índices de qualidade da água e de estado trófico. O monitoramento da qualidade da água foi executado nas 4 estações do ano (primavera, verão, outono e inverno), a partir de 11 pontos de monitoramento. Verificamos que na campanha de campo correspondente ao verão, 73% dos pontos foram classificados com um índice de qualidade da água bom, enquanto no outono apenas 18% tiveram essa classificação. Durante o inverno, 55% foram classificados como bom e na primavera 82% dos pontos tiveram classificação boa ou ótima. Os índices do estado trófico variaram de hipereutróficos a ultraoligotróficos, com os piores índices obtidos para a estação com o maior déficit hídrico (inverno). Concluímos que a deficiência de água prejudica a qualidade da água superficial. Além disso, na estação sazonal com excesso hídrico, os pontos de monitoramento receberam maior interferência devido à poluição difusa causada pela interação entre o ciclo hidrológico e o LULC.

**Palavras-chave:** Índice de Qualidade da Água. Uso e Cobertura do Solo. Eutrofização.

## ABSTRACT

### **Effects of climatic seasonality on stream water quality in hydrographic basin.**

Water quality issues are a matter of worldwide interest due to the importance that this natural resource exerts on terrestrial life and the complexity of its relations or interactions with the environment. Thus, the quantity and quality of available waters suffer variations influenced by natural and anthropic processes, such as climatic seasonality and dynamics of land use and land cover (LULC). Evapotranspiration, together with precipitation, plays a key role in water balance as a variable responsible for drainage system flows. In this study, the objective was outlined from the need to know the weaknesses present in the system of a watershed, in order to subsidize actions of environmental pollution control and management of water resources of the Limoeiro stream watershed. We present the influence of climatological water balance on surface water quality and its impacts when interacting with LULC. We analyzed the water quality of this region through the parameters, dissolved oxygen, pH, biochemical oxygen demand, temperature, total nitrogen, total phosphorus, turbidity, total residues, Escherichia Coli and Chlorophyll a. From these parameters, we estimate the indices of water quality and trophic state. Water quality monitoring was performed in the 4 seasons (spring, summer, fall and winter) from 11 monitoring points. We verified that in the field campaign corresponding to the summer season, 73% of the points were classified with a useful water quality index, while in the autumn only 18% had this classification. During winter, 55% were classified as valuable and in the spring, 82% of the points had good or excellent ratings. Trophic state indices varied from hypereutrophic to ultraoligotrophic, with the worst indices obtained for the season with the highest water deficit (winter). We conclude that water deficiency impairs the quality of surface water. Moreover, in the seasonal station with water surplus, the monitoring points received more interference due to diffuse pollution caused by the interaction between the hydrological cycle and LULC.

**Keywords:** Index Water Quality. Land Use and Land Cover. Eutrophication.

## SUMÁRIO

<b>1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....</b>	<b>10</b>
<b>2 MANUSCRITO .....</b>	<b>11</b>
<b>3 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>51</b>

## 1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

A presente pesquisa é fomentada pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e vem sendo desenvolvida junto ao Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional (PPGMADRE) da Universidade do Oeste Paulista (UNOESTE) na linha de pesquisa “Avaliação e Análise de Impacto Ambiental”. Esse programa desenvolve um conjunto de estudos a partir de um Programa de Pesquisa Interdisciplinar (PROINTER), dentre eles o PROINTER “Recursos hídricos”, do qual o presente trabalho faz parte.

O PROINTER Recursos Hídricos é composto por 5 fases, dentre elas a de monitoramento da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica córrego Limoeiro por meio de análises físico-químicas e microbiológicas, visando compor os índices de qualidade de água propostos pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Com a finalidade de suprir uma das demandas desse projeto, delineamos a pesquisa intitulada “Efeitos da sazonalidade climática na qualidade da água de rios em uma pequena bacia hidrográfica”. Realizamos o levantamento e a análise de parâmetros físico-químicos e microbiológicos, buscando a associação desses parâmetros com as características da sazonalidade climática da área em estudo, e a forma de uso e cobertura da terra dessa região.

A presente dissertação está estruturada em três capítulos, sendo o primeiro de considerações iniciais e sua inserção na temática do PROINTER Recursos Hídricos. O capítulo 2 é composto pelo manuscrito originado da pesquisa, pelo qual se discute a influência da sazonalidade climática na qualidade das águas superficiais de bacias hidrográficas. O capítulo 3 traz as considerações gerais sobre o desenvolvimento do trabalho.

## 2 MANUSCRITO

Periódico pretendido: *Environmental Science and Pollution Research*

Link de acesso: (<https://link.springer.com/journal/11356>)

ISSN: 1614-7499 (Online)

Qualis CAPES na área de Ciências Ambientais: A1

## EFEITOS DA SAZONALIDADE CLIMÁTICA NA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA

### Effects of climatic seasonality on stream water quality in hydrographic basin

**RESUMO:** Devido à natureza sistêmica do meio ambiente, a quantidade e a qualidade da água disponível são submetidas a variações sazonais, influenciadas por processos naturais e antrópicos, como sazonalidade climática e dinâmica do uso e cobertura da terra (LULC). A evapotranspiração, juntamente com a precipitação, desempenha um papel fundamental no balanço hídrico como variável responsável pelos fluxos do sistema de drenagem. Neste estudo, apresentamos a influência do balanço hídrico climatológico na qualidade da água superficial e seus impactos quando interage com o LULC. Como estudo de caso, usamos uma bacia hidrográfica onde monitoramos 11 pontos durante as quatro estações do ano, a partir da qual estimamos os índices de qualidade da água e de estado trófico. Verificamos que na campanha de campo correspondente ao verão, 73% dos pontos foram classificados com um índice de qualidade da água bom, enquanto no outono apenas 18% tiveram essa classificação. Durante o inverno, 55% foram classificados como bom e na primavera 82% dos pontos tiveram classificação boa ou ótima. Os índices do estado trófico variaram de hipereutróficos a ultraoligotróficos, com os piores índices obtidos para a estação com o maior déficit hídrico (inverno). Concluimos que a deficiência de água prejudica a qualidade da água superficial. Além disso, na estação sazonal com excesso hídrico, os pontos de monitoramento receberam maior interferência devido à poluição difusa causada pela interação entre o ciclo hidrológico e o LULC.

**Palavras-chave:** Índice de Qualidade da Água; Uso e Cobertura do Solo; Eutrofização; Poluição Difusa; Água Superficial; Balanço Hídrico;

**ABSTRACT:** Due to the systemic nature of the environment, the quantity and quality of available water is submitted to seasonal variations, influenced by natural and anthropic processes, such as climate seasonality and land use and cover (LULC) dynamics. Evapotranspiration, along with precipitation, plays a fundamental role in water balance as a variable responsible for the drainage system flows. In this study we presented the influence of climatological water balance on surface water quality and your impacts when this interact with LULC. As a case study, we used a watershed where we monitored 11 points during the four seasons of the year, from which we estimate water quality and trophic state indices. We verified that in the field campaign corresponding to the summer season, 73% of the points were classified with a useful water quality index, while in the autumn only 18% had this classification. During winter, 55% were classified as valuable and in the spring 82% of the points had good or excellent ratings. Trophic state indices varied from hypereutrophic to ultraoligotrophic, with the worst indices obtained for the season with the highest water deficit (winter). We conclude that water deficiency impairs the quality of surface water. Moreover, in the seasonal station with water surplus, the monitoring points received more interference due to diffuse pollution caused by the interaction between the hydrological cycle and LULC.

**Keywords:** Index Water Quality; Land Use and Land Cover; Eutrophication; Diffuse Pollution; Surface Water; Water Balance;

## 2.1 Introdução

As questões referentes à qualidade das águas é um tema de interesse em todo o mundo devido a importância que este recurso natural exerce sobre a vida terrestre (Zhang, Chen e Li, 2018). Na tentativa de se estabelecer uma ferramenta de proteção, pesquisas em diferentes regiões do planeta, como a de Zhou, Wu & Peng (2012), Liu et al. (2014), Ren, Cui & Sun (2014), Ding et al. (2015), Yu et al. (2016), Ding et al. (2016), Giri & Qiu (2016), Huang et al. (2016), Lenart-Boroń et al. (2017), Melo et al. (2018), Zhang, Chen e Li (2018), e Woldeab (2019), Tanaka et al. (2016), vêm sendo desenvolvidas, sobretudo, visando entender os efeitos do uso e cobertura da terra na qualidade das águas. Os resultados são unânimes em apontar para um maior comprometimento da qualidade das águas em áreas densamente urbanizadas e destinadas a uso agrícola. Sendo evidenciada a forte relação entre a qualidade da água e a as atividades humanas (Darwiche-Criado et al., 2015).

Além dos fatores de ordem antrópica a qualidade das águas pode ser afetada por fatores naturais, tal como as mudanças climáticas que influenciam os processos hidrológicos (Arnell et al., 2015; Hosseini et al. 2017). A sazonalidade climática, ocasionada pela mudança do padrão pluvial, tem efeitos na qualidade das águas, pois representam uma perturbação nos cursos hídricos (LI et al. 2015). Estudos, como o de Pantoja et al. (2015), Puig, Salinas e Borús (2015), Zhang et al. (2015), Yevenes, Figueroa e Parra (2018), Zhang et al. (2017), Bhatti et al. (2018) e Wei et al. (2018), Xu et al. (2019) apontam a influência da sazonalidade nos parâmetros de qualidade de águas superficiais. Também, estudos como o de Park et al. (2011), Liu et al. (2017), Ojok et al. (2017) e Mohseni-Bandpei et al. (2018), apontam a sazonalidade pluviométrica como influenciador da variação dos parâmetros de qualidade das águas superficiais. Zhong et al. (2018) explanam que os fatores que afetam a qualidade da água superficial são diferentes nas quatro estações do ano. Por sua vez, as pesquisas de Kaseamsawat et al. (2015); Damasceno et al. (2015); Sener, Sener e Davraz (2017), Wang & Zhang (2018), e Amâncio et al. (2018) utilizam-se de índices para avaliar a qualidade de água.

Esses estudos, em geral, consideram como fator de sazonalidade o volume de precipitação, todavia, o ciclo hidrológico é um sistema composto pela interação de vários fatores, como: evaporação, condensação, precipitação, detenção e escoamento superficial, infiltração, percolação da água no solo e nos aquíferos e

escoamentos fluviais (Righetto,1998). Em uma escala de pequenas bacias hidrográficas, a evapotranspiração tem papel fundamental no balanço hídrico, isto é, na entrada e na saída de água e, juntamente com a precipitação, é a variável responsável pela vazão do sistema de drenagem (Pereira et al., 2007).

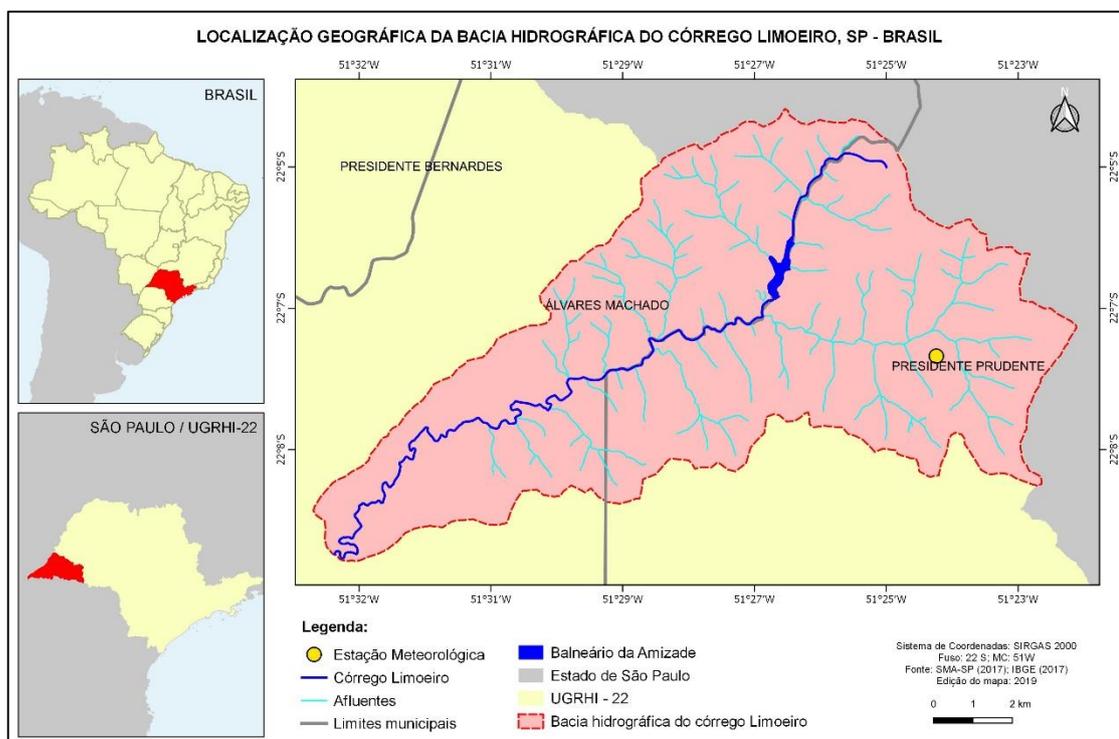
Nesse sentido, aplicar o conceito de balanço hídrico climatológico para caracterizar a relação entre sazonalidade climática e qualidade das águas superficiais de bacias hidrográficas, apresentando resultados a respeito dos níveis de estado trófico, é fundamental para delinear estratégias de gerenciamento de recursos hídricos e identificar as ameaças primárias de contaminação desses recursos, buscando mitigar as cargas de poluentes difusos. Essa é uma temática inédita para as bacias hidrográficas da região do extremo oeste do estado de São Paulo, Brasil, na qual reside mais de meio milhão de habitantes. Diante do contexto apresentado, este trabalho teve por objetivo caracterizar a qualidade das águas superficiais de bacias hidrográficas de pequeno porte em função da sazonalidade climática, verificando as possíveis influências do uso e cobertura da terra na qualidade das águas e seu nível de estado trófico. Para alcançar o objetivo proposto, definimos os seguintes objetivos específicos: (I) caracterizar o uso e a cobertura da terra da bacia hidrográfica em diferentes períodos do ano (verão e primavera); (II) identificar a qualidade físico-química e microbiológica das águas superficiais da bacia hidrográfica; (III) estimar o balanço hídrico para a bacia em estudo considerando 30 dias anteriores a data das coletas; (IV) determinar o índice de qualidade da água e o índice de estado trófico das águas da bacia.

## **2.2 Área de Estudo**

Adotamos a bacia hidrográfica do córrego Limoeiro, a oeste do estado de São Paulo, como estudo de caso. Essa bacia tem 92 km<sup>2</sup> de área e a extensão dos cursos hídricos totaliza 124,95 km. Esta bacia está localizada na 22<sup>a</sup> Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI – 22) do estado de São Paulo, nos municípios de Presidente Prudente e Álvares Machado (Figura 1).

A partir do mapa de zoneamento urbano (Figura 2), observa-se que área urbana de Presidente Prudente ocupa grande parte dessa bacia, e o adensamento

urbano da cidade de Álvares Machado ocupa uma pequena porção ao norte da bacia. A população estimada para essa bacia é de 251.902 habitantes (IBGE, 2018).

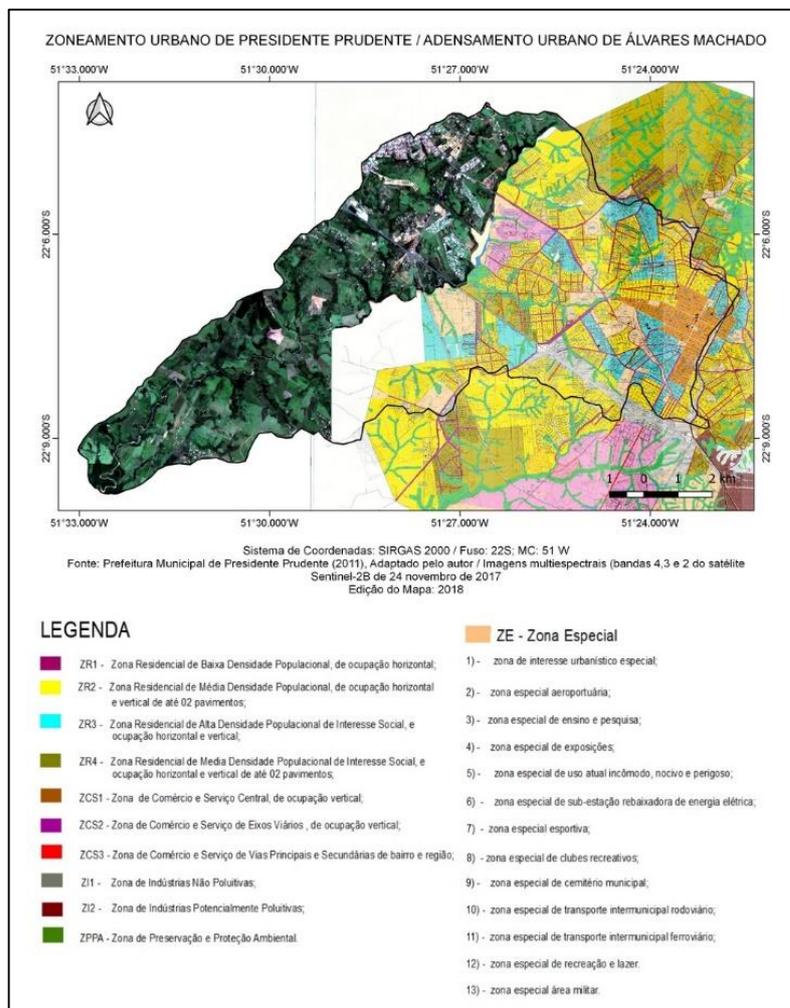


**Figura 1.** Localização geográfica da bacia hidrográfica do córrego Limoeiro, SP - Brasil.

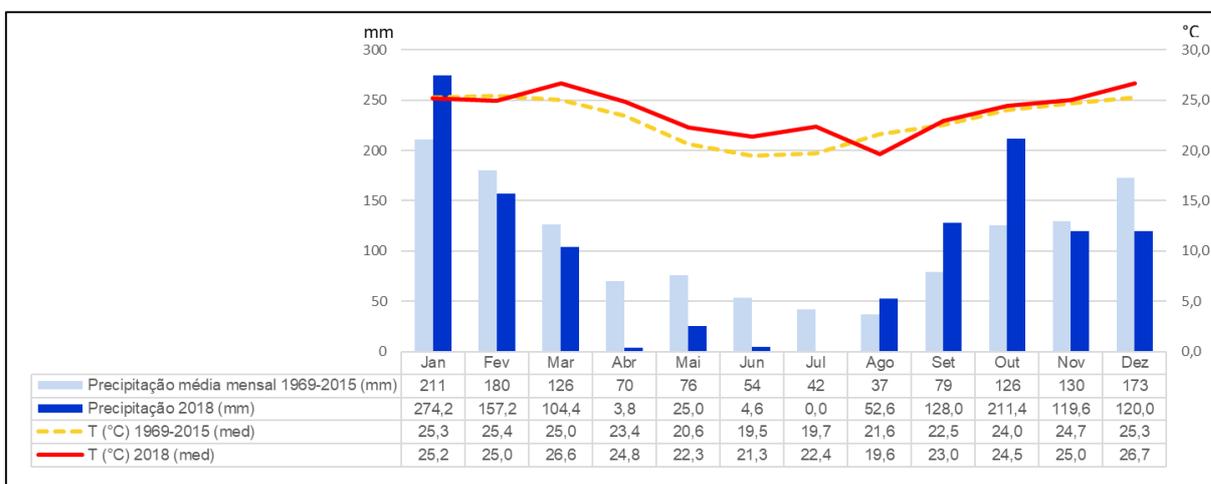
O gráfico da Figura 3 ilustra a distribuição da temperatura (em ° Celsius) e da precipitação (em mm) durante o período de 1969 a 2015, e para o ano de 2018. Os dados do período de 1969 a 2015 foram cedidos pela Estação Meteorológica da Universidade Estadual Paulista (Figura 1) localizada na cidade de Presidente Prudente – SP. Os dados de 2018 foram obtidos na página *online* do Instituto Nacional de Meteorologia que disponibiliza os dados de estações meteorológicas espalhadas por todo o território brasileiro.

Observamos (Figura 3) que a temperatura média mensal variou de 19,5 °C, no mês mais frio, a 25,4 °C, no mês mais quente, durante os 46 anos de análise disponibilizados pela estação meteorológica. A temperatura mínima absoluta desse período foi de -1,8 °C, e a máxima de 39,9 °C, correspondendo a uma amplitude de temperatura de 41,7°C. Além disso, a precipitação média anual foi de 1318 mm entre 1969 e 2015, e a média mensal variou entre 37 mm e 211 mm (Figura 3). A partir desses dados, constatamos que a área em estudo é caracterizada por períodos com maior índice pluviométrico na estação da primavera e verão (meses de outubro a

março). Ademais, que a média das temperaturas mensais se comportam em conformidade com a estação climática, isto é, no verão e na primavera, as temperaturas são mais elevadas, e no outono e inverno são mais amenas.



**Figura 2.** Zoneamento urbano de Presidente Prudente - SP.



**Figura 3.** Dinâmica meteorológica de 2018 e características climáticas de 1969-2015.

Ao comparar a dinâmica meteorológica do ano de 2018 com as características climáticas de 1969 a 2015 observamos que nos meses de janeiro, fevereiro e agosto a temperatura média foi mais amena, enquanto que nos demais meses a média de temperatura registrada se mostra mais elevada. Quanto a precipitação, observamos um aumento em relação à média mensal de 1969-2015 em janeiro, agosto, setembro, outubro e novembro e uma diminuição do volume de chuvas nos demais meses, sendo esta diminuição principalmente nos meses correspondentes as estações climáticas outono e início do inverno (abril, maio, junho e julho), onde a redução do volume de chuvas ultrapassam 60%.

## 2.3 Metodologia

Os procedimentos metodológicos foram compostos por quatro etapas mostradas no fluxograma da Figura 4, delimitação dos pontos amostrais, caracterização da qualidade das águas superficiais, Investigação da mudança de uso e cobertura da terra e delimitação da sazonalidade climática.

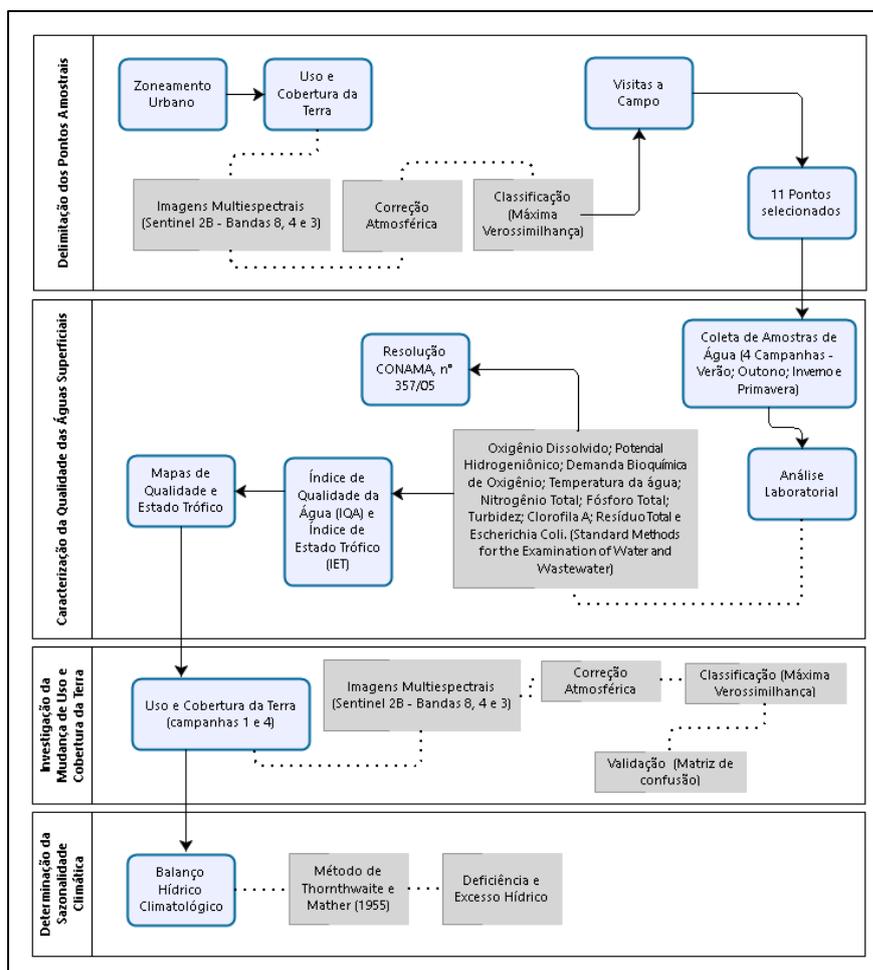


Figura 4. Fluxo de trabalho.

Para desenvolver o estudo de caso, foram definidos 11 pontos de coleta de água na bacia hidrográfica do córrego Limoeiro. Essa definição foi realizada com base em três aspectos: consulta ao mapa de zoneamento urbano da cidade de Presidente Prudente (Figura 2), ao mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2017 e por visitas de campo. O mapa de zoneamento de Presidente Prudente - SP foi cedido pela prefeitura municipal dessa cidade. O mapa de zoneamento urbano de Álvares Machado não foi utilizado, devido a indisponibilidade do mapa e pelo fato de apenas uma pequena porção do adensamento urbano desta cidade ocupar a área de estudo não influenciando diretamente em relação as formas de zoneamento, visto ainda que a cidade possui uma população estimada em apenas 24.830 hab. (IBGE, 2018).

O mapa de uso e cobertura da terra, ano de 2017, foi elaborado a partir de uma classificação supervisionada de imagens multiespectrais do satélite Sentinel-2B, que tem resolução espacial de 10 metros. As cenas foram obtidas no Serviço Geológico dos Estados Unidos (<https://espa.cr.usgs.gov/ordering/new/>) e corrigidas do efeito da atmosfera para se obter os dados em refletância de superfície. A classificação das imagens foi realizada pelo algoritmo de Máxima Verossimilhança, adotando a composição colorida RGB (8,4,3). Para treinamento desse algoritmo, utilizamos uma chave de interpretação de seis classes temáticas: lagoa/represa, área urbanizada, vegetação arbórea, vegetação herbácea, cultura e solo exposto. O mapa classificado apresentou um índice Kappa de 99,38%, representando uma classificação muito boa, segundo Monserud and Leemans (1992).

Para a caracterização da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do córrego Limoeiro utilizamos 10 parâmetros físico-químicos: oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura da água (T), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), turbidez (Turb.), clorofila-a (Cl-a) e resíduo total (RT). O parâmetro microbiológico utilizado foi o *Escherichia coli* (*E. coli*). Na caracterização da qualidade das águas superficiais são esses os principais parâmetros físico-químico e microbiológico utilizados

Para atender ao objetivo proposto, analisamos o conjunto de parâmetros físico-químicos e microbiológico em 4 campanhas de campo, correspondendo as quatro estações do ano (verão, outono, inverno e primavera). A primeira campanha de coleta das águas ocorreu em 26 de fevereiro de 2018 (verão), a segunda em 18 de

junho de 2018 (outono), a terceira em 10 de setembro de 2018 (inverno) e a última em 26 de novembro de 2018 (primavera).

Os parâmetros OD, temperatura e pH foram medidos *in loco*, para cada uma das campanhas. O OD e a temperatura foram medidos utilizando um medidor portátil de oxigênio dissolvido (Marca Hanna, modelo HI 9146-04), e o pH medido por meio de papel indicador de pH (Marca Merck). O valor do pH foi confirmado em laboratório com pHmetro de bancada (Marca Quimis). Para a análise dos demais parâmetros físico-químicos e microbiológico, a coleta foi realizada manualmente, em frascos de vidro âmbar previamente preparados, amostras de água na seção transversal do córrego Limoeiro e seus afluentes.

Todos os procedimentos metodológicos das análises dos parâmetros físico-químicos e microbiológico foram realizados em conformidade com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). Os resultados obtidos para os parâmetros analisados foram comparados com os valores definidos pela Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, nº 357/05, sendo os padrões estabelecidos para rios de classe 2 (Tabela 1).

**Tabela 1 – Limites estabelecidos para rios de classe 2**

Parâmetros	Rio de classe 2 - CONAMA nº 357/2005, Brasil
O.D.	Não inferior a 5 mg/L
<i>Escherichia Coli</i>	1,00x10 <sup>03</sup> UFC/100ml (valor máximo)
pH	Entre 6 e 9
DBO	5 mg/L (valor máximo)
Nitrogênio Total	pH até 7,5.....3,7 mg/L (valor máximo)
	pH 7,51 à 8.....2,0 mg/L (valor máximo)
	pH 8,01 à 8,5.....1,6 mg/L (valor máximo)
	pH acima de 8,5.....0,5 mg/L (valor máximo)
Fósforo Total	0,1 mg/L (valor máximo)
Turbidez	100 UNT (valor máximo)
Resíduos Totais	500 mg/L (valor máximo)
Clorofila-a	30 µg/L (valor máximo)

Para cada campanha de campo na bacia hidrográfica em estudo, foi determinado o Índice de Qualidade das Águas (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET). O IQA é um índice criado em 1970 pela *National Sanitation Foundation* e adaptado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) de São Paulo para estudos de análise da qualidade das águas no Brasil. Esse índice é calculado usando o produtório ponderado dos parâmetros: OD, coliformes termotolerantes, pH, DBO, T, NT, PT, Turb. e RT, cujos pesos são respectivamente 0,17; 0,15; 0,12; 0,10;

0,10; 0,10; 0,10; 0,08 e 0,08. O IET é um índice proposto por Lamparelli (2004), para o estado de São Paulo, e estimado em função da média aritmética simples entre os Índices de Estado Trófico do Fósforo, o IET (PT), e o da clorofila a, o IET (Cl). Essa ponderação engloba a causa e o efeito do processo de eutrofização das águas, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas e cianobactérias (CETESB, 2017). As classes e seus intervalos adotados pelo IQA e pelo IET, para o estado de São Paulo, estão apresentados na Tabela 2 e Tabela 3, respectivamente (CETESB, 2017).

**Tabela 2 - Classificação do IQA para o estado de São Paulo.**

<b>Classe do IQA</b>	<b>Intervalo do IQA</b>
Ótima	$79 < \text{IQA} \leq 100$
Boa	$51 < \text{IQA} \leq 79$
Regular	$36 < \text{IQA} \leq 51$
Ruim	$51 < \text{IQA} \leq 36$
Péssima	$\text{IQA} \leq 19$

Utilizamos os valores do IQA e IET, estimados para cada um dos 11 pontos amostrais, para a produção do mapa de qualidade das águas e estado trófico da bacia hidrográfica do córrego Limoeiro em cada campanha de campo. Na elaboração desse mapa, o valor do respectivo índice foi atribuído de um ponto até o ponto subsequente, de acordo com o fluxo das águas.

Foram gerados um mapa de uso e cobertura da terra para a campanha 1 (verão) e outro para a campanha 4 (primavera), seguindo os mesmos procedimentos realizados para a geração do mapa do ano de 2017, citado anteriormente. As imagens sentinel 2B utilizadas, datam de 22 de fevereiro de 2018 e 20 de outubro de 2018. Para a validação da classificação utilizamos o índice Kappa por meio do cálculo da matriz de confusão (Cohen, 1960). O padrão de comparação (verdade terrestre) utilizado para gerar a matriz de confusão foram imagens de satélite Planet com resolução espacial de 3 metros, datadas de 25 de fevereiro e 22 outubro, ambas do ano de 2018.

A associação entre a qualidade das águas e a sazonalidade climática foi investigada utilizando os dados de precipitação e temperatura do ano de 2018 da estação meteorológica da UNESP, disponibilizados *online* pelo Instituto Nacional de Meteorologia. Com base nesses dados, e utilizando o método proposto por Thornthwaite e Mather (1955), foi estimado o balanço hídrico climatológico sequencial

diário para a bacia hidrográfica do córrego Limoeiro, todavia para realização das análises dos dados considerou-se uma somatória dos 30 dias que antecederam cada coleta. Esse método considera a entrada de água no sistema representada pela precipitação, e a demanda atmosférica (retirada de água) representada pela evapotranspiração potencial.

Primeiramente estimou-se a evapotranspiração potencial (ETP) pelo método de Thornthwaite (1948), a partir da temperatura média e do fotoperíodo. Posteriormente estes valores estimados foram subtraídos dos valores registrados para precipitação (P). Tais dados foram organizados numa tabela facilitando a resolução do Balanço hídrico climatológico. Para o passo seguinte foi considerada como capacidade de água disponível, 100 mm, valor definido em função do tipo de solo. Na sequência os valores de negativo acumulado (NAc) e armazenamento (ARM) foram calculados simultaneamente, considerando alguns critérios apresentados pelo método. O cálculo seguinte visou identificar a variação de umidade do solo (ALT) subtraindo do ARM do dia o ARM do dia anterior. Na coluna seguinte da tabela preenchemos cada linha com a evapotranspiração real, calculada a partir da ETP, ALT e P. Por fim estimamos a deficiência e o excedente hídrico.

**Tabela 3** - Classificação do IET para rios segundo Índice de Lamparelli e suas principais características.

Nível Trófico	IET	Características do nível trófico
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água.
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	Corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes.
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	Corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.
Hipereutrófico	$IET > 67$	Corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a

episódios florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

---

Fonte: CETESB, 2018

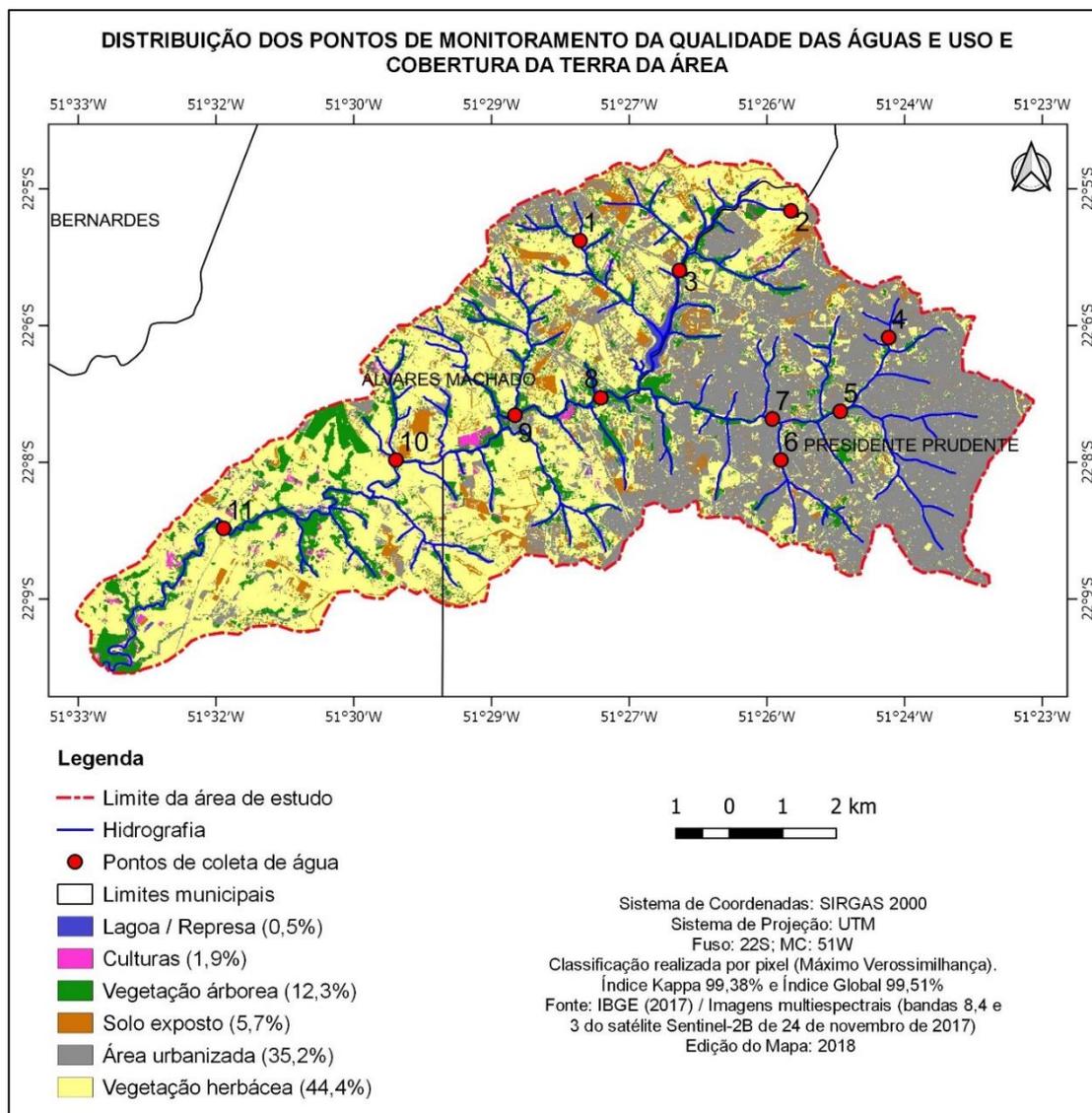
## 2.4 Resultados e discussão

### 2.4.1 Pontos de monitoramento da qualidade das águas

No mapa da Figura 5 estão ilustrados o uso e a cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Limoeiro, para o ano de 2017, e a distribuição espacial dos 11 pontos de coleta das águas superficiais nessa área. Identificamos que mais de 1/3 (35,2%) da bacia hidrográfica em estudo é recoberta por área urbana, sendo está concentrada no perímetro urbano de Presidente Prudente - SP e de Álvares Machado - SP. A vegetação herbácea ocupa cerca de 44,4% da área, correspondendo em sua maioria às áreas de pastagem, o que evidencia uma forte atividade agropecuária na região.

A bacia em estudo tem aproximadamente 6% de sua área classificada como solo exposto, isto é, áreas com vegetação suprimida para o desenvolvimento de diferentes atividades atópicas, como o plantio de culturas ou a realização de construções civis. Essas áreas são fortes candidatas à ocorrência de processos erosivos, contribuindo para a degradação ambiental da região. As áreas mapeadas como culturas totalizam menos de 2% da área total da bacia hidrográfica (Figura 5).

Notamos (Figura 5) que as áreas de vegetação arbórea estão distribuídas, principalmente, ao longo dos cursos hídricos da bacia, ocupando 12,3% de sua área. Embora a presença da vegetação ciliar seja fundamental para a proteção das águas, as visitas in loco comprovaram que, em grande parte da extensão dos cursos hídricos da bacia em estudo, as Áreas de Preservação Permanente (APP) estão degradadas. Esse é um aspecto que favorece o escoamento superficial e o aumento de processos erosivos, a poluição e a contaminação das águas superficiais de bacias hidrográficas.



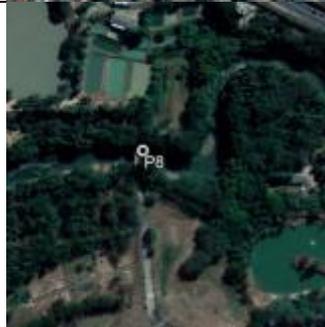
**Figura 5.** Distribuição dos pontos de monitoramento da qualidade das águas e uso e cobertura da terra da área.

Ao analisarmos a distribuição espacial (Figura 5) dos 11 pontos de caracterização da qualidade das águas da bacia hidrográfica, observamos que esses têm uma distribuição homogênea na bacia hidrográfica. Esses pontos de amostragem estão localizados em (Quadro 1): diferentes tipos de zoneamento urbano; trechos de cursos hídricos com e sem canalização; áreas com e sem vegetação; área rural cercada por mata ciliar em bom estado de conservação; área rural cercada por mata ciliar degradada e; áreas de vegetação herbácea, onde o curso hídrico é fonte de dessedentação animal, de recreação primária ou receptor de descarte de efluentes da estação de tratamento de esgoto da cidade de Presidente Prudente.

**Quadro1** Imagens, localização e descrição dos pontos de amostragem

Ponto	Foto do local de amostragem	Localização dos pontos amostrais em imagem do <i>Google Eath</i>	Descrição do ponto de amostragem
1			Localizado no município de Álvares Machado, possui mata em seu entorno, todavia encontra-se com processos erosivos, tendo árvores caídas. Este ponto sofre influência da área urbana de Álvares Machado, sendo possível visualizar uma grande quantidade de resíduos dentro do curso d'água e no seu entorno, tais como pneus, sacos plásticos, utensílios domésticos, dentre outros.
2			Corresponde a nascente do córrego Limoeiro. Sofre influência de área residencial de Presidente Prudente, com média densidade populacional. Encontra-se em propriedade privada, com criação esporádica de equinos. As áreas de preservação permanente encontram-se totalmente degradadas, com intensos processos erosivos. Observa-se também o pisoteio de animal ao entorno do curso hídrico e a nascente cercada por diversos tipos de resíduos sólidos.
3			Encontra-se a cerca de 3 km de distância da nascente do córrego Limoeiro, próximo à Rodovia Arthur Boigues Filho que liga os municípios de Presidente Prudente e Álvares Machado. Sofre influência urbana de áreas destinadas à média e baixa densidade populacional e de área destinada a zona especial. Suas matas ciliares encontram-se parcialmente degradadas e há bolsões de areia dentro do córrego. Este ponto fica antes do balneário da Amizade, local destinado a recreação aquática da população.

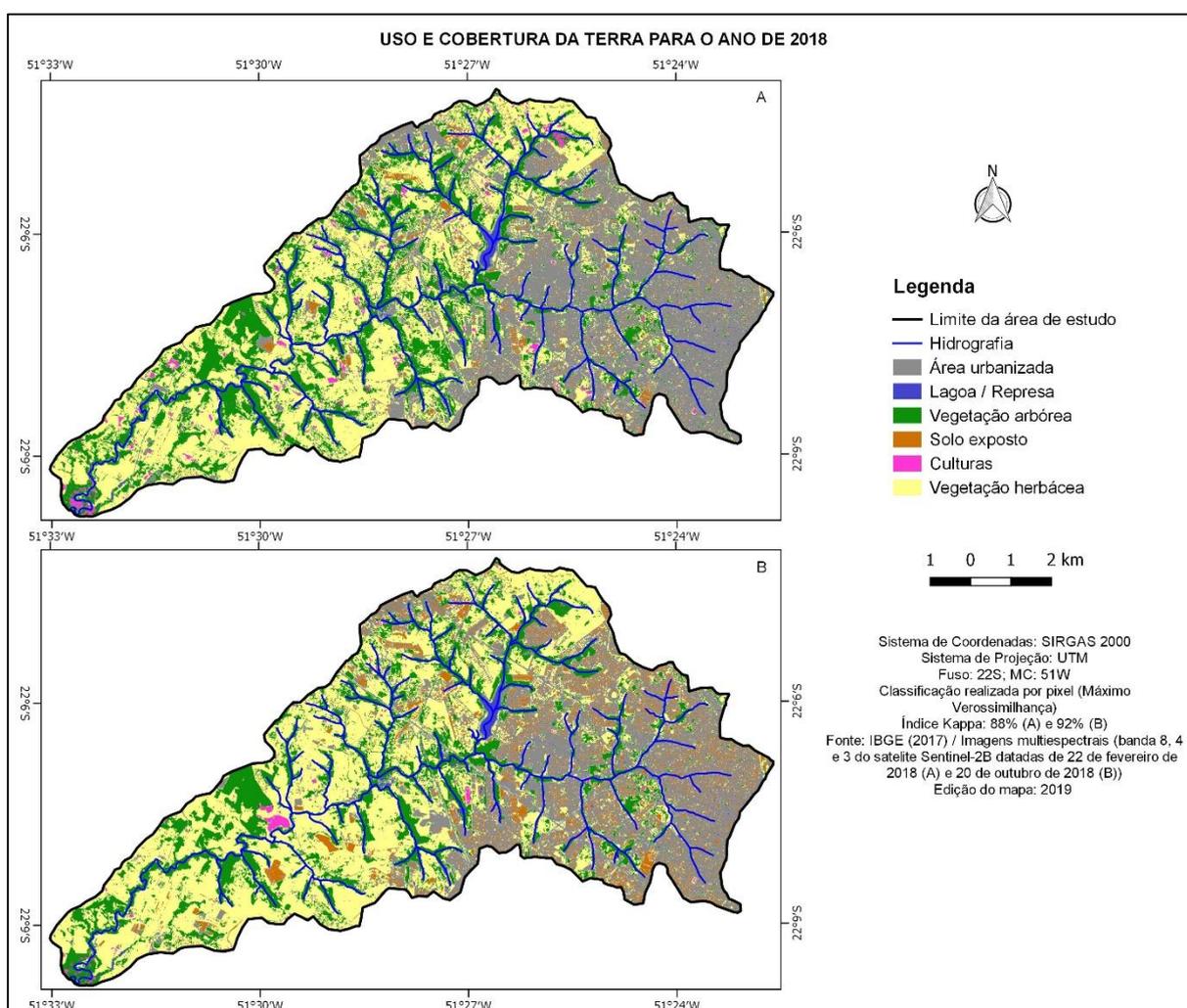
4			<p>É afluente direto do córrego do Veado, este curso hídrico encontra-se com o leito canalizado. Está localizado dentro do Parque ecológico Nelson Bugalho, em zona de média e alta densidade populacional. No dia da visita ao ponto, observou-se uma grande quantidade de resíduos em suspensão, além de animal doméstico morto dentro do córrego.</p>
5			<p>Localiza-se no córrego do Veado, afluente do córrego Limoeiro. Próximo a ele, há zonas destinadas ao comércio e serviços centrais e zona residencial de média densidade populacional. Está localizado próximo a supermercados e a um shopping center de Presidente Prudente e encontra-se com o leito canalizado. Na margem esquerda a área de preservação permanente encontra-se preservada e cercada, todavia é possível observar uma grande quantidade de resíduos sólidos urbanos em seu entorno e dentro do curso d'água. Na margem direita a vegetação encontra-se degradada.</p>
6			<p>É afluente do córrego Limoeiro, também possui seu leito canalizado. Situa-se entre áreas destinadas a zona de indústrias não poluitivas, residencial de média densidade populacional e zona especial. As indústrias observadas próximo a área são tais como, marmoraria, indústria de cimento, cal e argamassa, indústria de embalagens e indústria moveleira. Ao entorno do ponto de coleta existe uma extensa área vegetada com algumas árvores.</p>

7			<p>Encontra-se sobre influência de áreas destinadas a zona residencial de média densidade populacional e a zona especial. Em termos de zona especial, suas margens possuem um frigorífico e um curtume. Este ponto encontra-se em um trecho canalizado e na data da visita sua água apresentava um odor desagradável.</p>
8			<p>Localiza-se no córrego Limoeiro, dentro do Campus de uma Universidade de Presidente Prudente e está localizado antes do descarte do efluente da estação de tratamento de esgoto. Suas matas ciliares encontram-se em bom estado de conservação, todavia observa-se processos erosivos nas margens.</p>
9			<p>Encontra-se em área rural, possui matas ciliares preservadas, dentro de uma propriedade privada e a seção amostrada está após o descarte de efluentes da estação de tratamento de esgoto dos municípios de Presidente Prudente e Álvares Machado.</p>

10			<p>Selecionado por permitir uma caracterização de como as áreas exclusivamente rurais afetam a qualidade do córrego do Limoeiro. Este ponto encontra-se em propriedade privada, onde há criação de gado bovino. As matas ciliares encontram-se parcialmente degradadas, observam-se processos erosivos, o pisoteio de gado nas margens do rio e plantação de culturas nos arredores.</p>
11			<p>Localizado a jusante do córrego Limoeiro, foi definido próximo a ponte da estrada vicinal Vereador José Molina. Neste ponto, as matas ciliares encontram-se degradadas e observou-se o pisoteio de animais, indício de que tais águas são utilizadas para dessedentação animal.</p>

### 2.4.2 Uso e cobertura da Terra na bacia hidrográfica

Podemos observar na Figura 6, os mapas de uso e cobertura da terra para os períodos que antecederam a primeira e a última campanha de coleta de água. Verificamos que o uso e cobertura da terra na bacia para o período referente à primeira campanha (verão) está distribuído da seguinte forma: 1% de lagoa/represa; 2% de culturas; 4% de solo exposto; 26% de vegetação arbórea; 28% de área urbana e; 39% de vegetação herbácea. Enquanto que para o período referente à quarta campanha (primavera), obtivemos: 1% de lagoa/represa; 1% de culturas; 6% de solo exposto; 21% de vegetação arbórea; 28% de área urbana e; 43% vegetação herbácea.



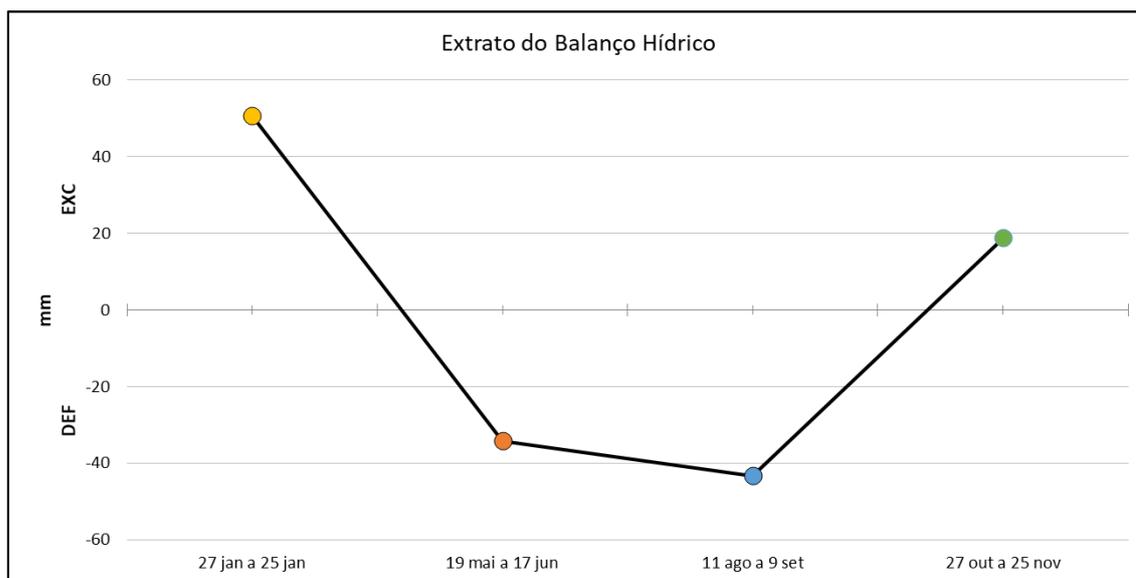
**Figura 6.** Mapa de uso e cobertura da terra para as campanhas 1 - verão (A) e 4 - Primavera (B)

Verificamos pouca mudança no uso e cobertura da terra na área de estudo entre a estação do verão e a primavera. Comparando os mapas gerados para o verão e primavera notamos uma maior variação nas classes de vegetação arbórea e vegetação herbácea. Na primavera a vegetação arbórea diminuiu 5% e a vegetação herbácea aumentou 4% em relação ao período do verão. Tal variação pode ser explicada pela alteração dos parâmetros atmosféricos. Considerando que quanto mais umidade um objeto possui, maior é sua emissividade (Jensen, 2009), as alterações causadas pelo aumento dos padrões de precipitação pluviométrica interferem na densidade da vegetação, resultando em massa vegetal mais densa. Isso explica o aumento de vegetação arbórea da Figura 6a, período em que houve um maior excedente hídrico, bem como o aumento da vegetação herbácea no período em que o excedente foi menor (Figura 6b). Tal fator pode ser ainda responsável pelo aumento de solo exposto (Figura 6b) no período em que houve uma diminuição no volume de precipitação em relação ao período da classificação na Figura 6a. Outro fator para o aumento de solo exposto, bem como a diminuição de cultura na Figura 6b é a rotação de culturas.

#### 2.4.3 Sazonalidade do balanço hídrico climático da bacia hidrográfica do córrego Limoeiro

Na Figura 7 verificamos o extrato do balanço hídrico estimados para as quatro campanhas de campo. Onde registramos um excedente hídrico de 50,7 mm referente aos trinta dias que antecederam a data da coleta da primeira campanha de campo que ocorreu no mês de fevereiro de 2018, correspondendo à estação do verão. Na segunda campanha de campo, mês de junho do mesmo ano e estação do outono, houve uma deficiência hídrica equivalente a - 34,2 mm. Na terceira campanha de campo, mês de setembro, estação do inverno, a deficiência hídrica atingiu - 43,3 mm. Na última campanha os trinta dias que antecederam a coleta realizada em novembro, primavera, totalizaram um excedente hídrico de 18,8 mm.

Comparando essas quatro campanhas constatamos que o balanço hídrico da campanha referente à primavera esteve num patamar intermediário entre os déficits registrados e o excedente da campanha do verão. Todavia, esta apresenta um valor díspar do balanço hídrico das campanhas anteriores.

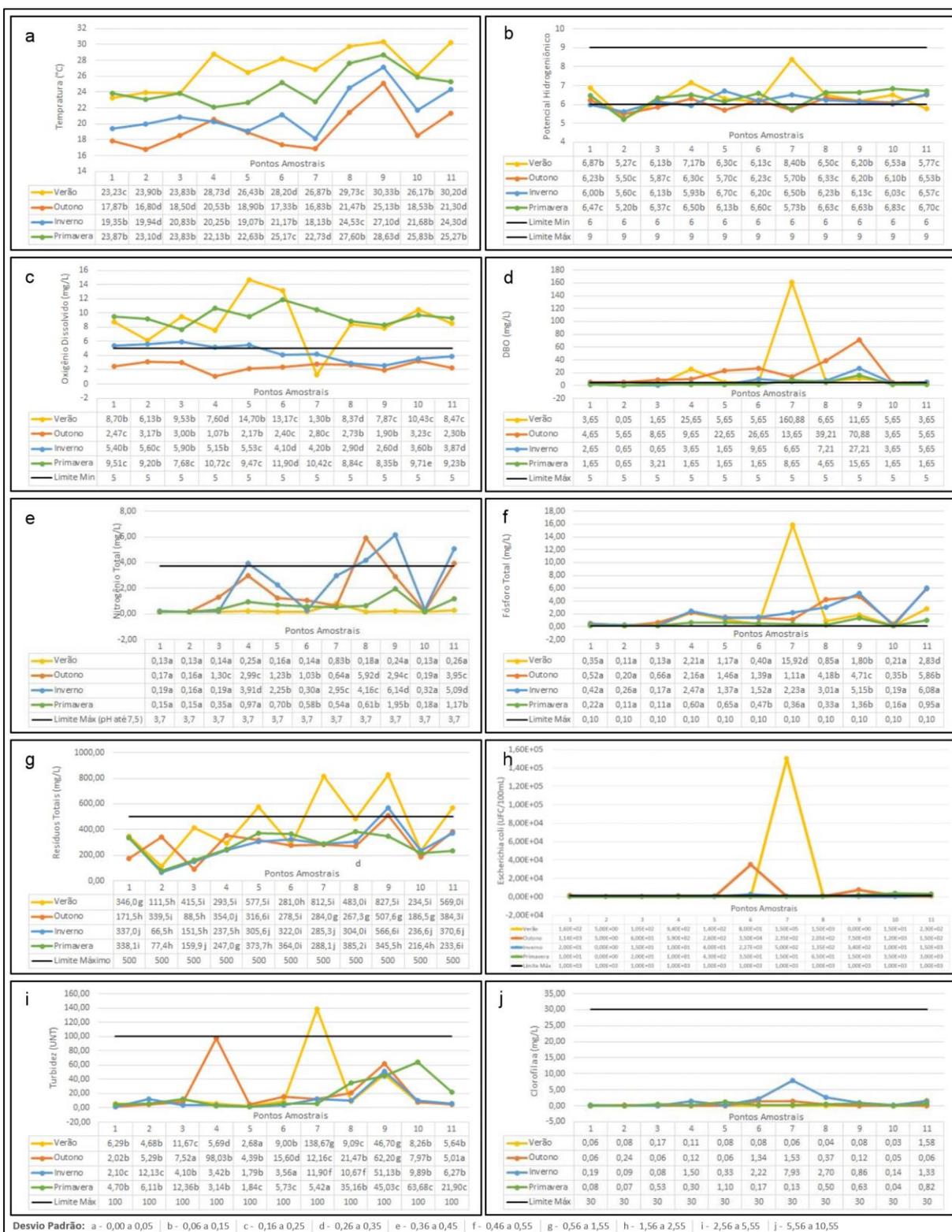


**Figura 7.** Extrato do balanço hídrico climatológico do córrego Limoeiro

Os excedentes e as deficiências hídricas dependem da quantidade de precipitação e do processo de evapotranspiração, influenciando o volume de água da hidrosfera (Pereira et al., 2007). Quando ocorre precipitação, e o balanço hídrico apresenta *déficit*, as partículas do solo absorvem uma maior quantidade de água, completando a capacidade de água disponível (Teixeira et al., 2009). Quando o balanço hídrico apresenta excesso de água, devido ao solo estar com seus poros preenchidos, as águas pluviais são drenadas para baixo ou lateralmente, aumentando o volume de água dos lençóis subterrâneos e superficiais (Lepsch, 2002).

#### 2.4.4 Parâmetros indicadores da qualidade de águas superficiais da bacia hidrográfica

Apresentamos na Figura 8, os gráficos referentes aos resultados obtidos nas análises laboratoriais para os parâmetros físico-químicos e microbiológico nos 11 pontos de coleta, considerando as estações do ano. Identificamos que os valores das temperaturas da água (Figura 8a) foram menores nas estações do outono (campanha 2) e inverno (campanha 3) comparado aos valores medidos na estação do verão (campanha 1) e primavera (campanha 4).



**Figura 8.** Parâmetros físico-químicos e microbiológico do córrego Limoeiro

Analisando a média de temperatura dos dias da coleta (verão igual à 26,35° C; primavera igual à 25,65° C; inverno igual à 24° C e outono igual a 19,65°)

notamos uma relação entre a temperatura da água e a temperatura atmosférica. Verificamos, ainda, uma diferença de temperatura da água entre um ponto de coleta e outro.

No período de maior irradiação solar, o verão, nos pontos onde o córrego se encontra canalizado e com incidência direta do sol (por exemplo, nos pontos 4, 6 e 11), as temperaturas foram mais elevadas em relação àquelas registradas nos pontos circundados por vegetação com grande dossel (ex.: 10). Isso demonstra a influência do uso e da cobertura da terra na qualidade das águas superficiais. Resultados similares são mostrados por Arcova e Cicco (1999), Donadio et al. (2005) e Marmontel e Rodrigues (2015). Esses trabalhos evidenciam que as menores temperaturas para a água foram registradas nos trechos dos cursos hídricos com maior sombreamento ocasionado pela vegetação arbórea.

Em nosso estudo de caso, com exceção dos pontos 9 e 11, referente à campanha 1 (Figura 8a), todos os demais pontos apresentaram a temperatura da água variando entre 4° e 30°C. Essa é a faixa esperada para as águas superficiais (Branco, 1986). Todavia dos pontos que apresentam temperatura acima da faixa estabelecida pela resolução CONAMA, nº 357/05, notamos que apenas o ponto 9 não possui valor dentro do desvio padrão. Em nenhum ponto de coleta, para todas as campanhas, foi identificada uma temperatura da água superior ao valor registrado para o ponto 9. As visitas *in loco* revelaram que há uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) próxima e à montante da região desse ponto, onde ocorre descarte de efluentes dessa ETE, que possivelmente está influenciando a temperatura da água.

A comparação entre os resultados obtidos para pH (Figura 8b) nos mostra que não houve um padrão entre as campanhas em relação a sazonalidade climática e os valores registrados para pH. Todavia, nota-se que os pontos 2 e 3 se comportam de maneira semelhante em relação ao ponto anterior nas 4 campanhas. Em 11,4 % das amostras de água (total de 44), o valor do pH foi abaixo da faixa estabelecida pela resolução CONAMA nº 357/2005, que é de 6 a 9, mesmo considerando o desvio padrão. Do percentual de amostras que tiveram o pH abaixo da faixa usual, total de 5 amostras, 4 foram referentes ao ponto 2. Essa diminuição do pH em todas as amostras deste ponto pode estar sendo influenciada pela grande quantidade de resíduos sólidos na nascente do córrego que vão desde materiais orgânicos até resíduos eletrônicos. A mudança de pH serve como indicador de poluição e está relacionada a solubilidade e disponibilidade biológica de compostos

químicos, tais como nutrientes e metais pesados. No caso dos metais pesados o grau de solubilidade determina a toxicidade, tendendo a ser mais tóxicos em pH mais baixo, visto que a acidez proporciona uma maior solubilidade dos compostos (USGS, 2018). Processos metabólicos naturais dos micro-organismos que estabilizam a matéria orgânica são inibidos com valores de pH fora da faixa usual (6 a 9) (Branco, 1986) afetando outros parâmetros de qualidade das águas.

Para OD (Figura 7c), identificamos uma melhora nas estações em que houve excedente hídrico (verão e primavera), sendo que 95,5% das amostras tiveram valores acima dos registrados para as campanhas referente ao outono e inverno (período em que foi estimado deficiência hídrica). De forma similar ao constatado para o oxigênio dissolvido no presente estudo de caso, Ma et al. (2015) verificaram uma elevação dos valores obtidos para esse parâmetro na estação chuvosa, apontando como fator preponderante a maior dissolução do oxigênio atmosférico no perfil hídrico. Essa maior dissolução é ocasionada pela turbulência gerada pelas águas pluviais na superfície aquática. No mesmo sentido Li et al. (2015) explanam que fortes chuvas misturaram completamente as águas do reservatório estudado, produzindo uma alta concentração de OD. Estudos como o de Mei et al. (2014) e Liu et al. (2014), também, confirmam uma melhora na maioria dos valores dos parâmetros físico-químicos analisados na estação chuvosa.

Adicionalmente, constatamos que em 40,9% das amostras os valores de OD registrados estiveram abaixo do limite mínimo estabelecido pela resolução CONAMA, n° 357/05, (Tabela 1). Destes 4,9%, 94,4% foram registrados nas estações com *déficit* hídrico (outono e inverno), estando bem abaixo dos valores registrados para a campanha referente ao verão e a primavera. Na campanha do verão chamamos a atenção ao ponto 7. A amostra deste ponto sofreu uma diminuição de no mínimo 4,83 mg/L de oxigênio dissolvido em relação as demais amostras do mesmo período. Possivelmente, essa diminuição está associada a um possível descarte de efluentes industriais, visto que este ponto se encontra após área destinada a um curtume e um frigorífico. A inferência deste descarte, também, está associada ao forte odor sentido no dia da coleta de água.

Assim como no parâmetro OD, observamos para o parâmetro DBO (Figura 8d) uma interferência por este possível descarte. Nota-se no ponto 7 um aumento de aproximadamente 28 vezes os valores de DBO registrados para os pontos a jusante (4 e 5). Outro ponto a se destacar é o ponto 9, onde podemos

identificar a influência do uso e cobertura da terra (quadro 1) atrelada a sazonalidade climática. No ponto 9 verificamos que quanto maior a deficiência hídrica maior é a demanda bioquímica de oxigênio pelo ecossistema aquático. A campanha do verão e da primavera, como mostrado na seção 2.4.2, tiveram o maior índice pluviométrico, registrando no ponto 9 os menores valores para DBO, já no período de *déficit* hídrico (outono e inverno) temos neste ponto os maiores valores de DBO. Ademais, quando comparados a legislação vigente (Tabela 1) apenas 47,7% das amostras analisadas estão dentro do limite mínimo exigido.

Em relação aos parâmetros químicos, nitrogênio total (Figura 8e) e fósforo total (Figura 8f), identificamos que na maioria dos pontos (ex.: 1, 2, 5, 8, 9 e 11) as concentrações foram menores no período do verão e primavera, possivelmente associados a maior dissolução destes compostos. Novamente, atentando para o ponto 7, observamos na campanha do verão o maior valor registrado para a concentração de fósforo. Mohseni-Bandpei et al. (2018) aponta um aumento na concentração dos parâmetros no período do inverno. Quanto à comparação aos valores máximos, que consta na lei (Tabela 1), 90,9% dos valores resultantes para a concentração de fósforo estão acima do permitido e os outros 9,1% estão no limite. Para o nitrogênio, apenas 13,6% das amostras apresentam valores acima do exigido. Vale salientar que embora seja nutriente para as espécies vegetais, esses dois elementos químicos em excesso podem ser prejudiciais a todo ecossistema. Atualmente as poluições difusas de nitrogênio e fósforo são os principais responsáveis pela eutrofização. (Beusen et al., 2016). O excesso destes elementos nas águas superficiais pode ser indicativo do descarte de esgotamento sanitário e efluentes industriais (CETESB 2017).

Em 45,5% (5 de 11 pontos) das amostras coletadas na campanha verão e primavera, os valores do parâmetro resíduo total (Figura 8g) apresentaram-se maiores em comparação com aqueles registrados nas campanhas referentes ao outono e inverno, evidenciando uma maior interação da água que entra no sistema litosfera-hidrosfera. Uma maior quantidade de água escoada superficialmente em períodos de excedente hídrico, levando para os cursos hídricos uma maior quantidade de poluentes e de partículas do solo (Teixeira et al., 2009). As partículas de solo são carregadas em maior quantidade no período chuvoso principalmente pela falta de cobertura vegetal, assim as águas do escoamento superficial originam ou intensificam processos erosivos. Nos 54,5 % dos pontos amostrados em que essa dinâmica não

ocorre, a justificativa se dá pela maior influência do uso e cobertura da terra na qualidade das águas. O ponto 2, que teve a maior quantidade de resíduos medidos na campanha do outono, possivelmente, sofreu influência do pisoteio de equinos presentes na área do ponto amostral na época da coleta. Já no ponto 6, que teve o maior peso de resíduos por litro registrado no inverno, pode ter sofrido influência do gradeamento de terra que estava ocorrendo próximo ao ponto amostral. Por sua vez, o ponto 11, que conforme o fluxo da drenagem sofre influência do ponto que o antecede (ponto 9), teve a menor quantidade de resíduos totais registrada na primavera (coleta realizada em 26 de novembro), época em que provavelmente há uma diminuição da quantidade de esgoto doméstico gerado em função das férias universitárias. Conforme resolução CONAMA, nº 357/05, verificamos que das 44 amostras analisadas, 13,6% foram registradas com valores de resíduo total acima do limite máximo permitido. Sendo os pontos 5, 7, e 11 para a campanha referente ao verão e o ponto 9 nas campanhas de verão, outono e inverno.

O parâmetro microbiológico analisado foi a bactéria do grupo coliformes, *E. coli*. Estes microrganismos permitem a detecção de agentes patogênicos na água, indicando contaminação por fezes animais, de modo a sugerir contaminação por descarte de esgoto doméstico ou de alguns setores industriais (ex.: frigoríficos, granjas) de forma clandestina ou com baixa eficiência de tratamento. Vinte e cinco por cento das amostras analisadas (Figura 8h) apresentaram valores acima do estabelecido pela resolução CONAMA, nº 357/05. Dentre essa porcentagem, a maior quantidade de *E. coli* registrada foi para o ponto 7, campanha referente ao verão, corroborando com o indicativo de um possível descarte clandestino de efluentes.

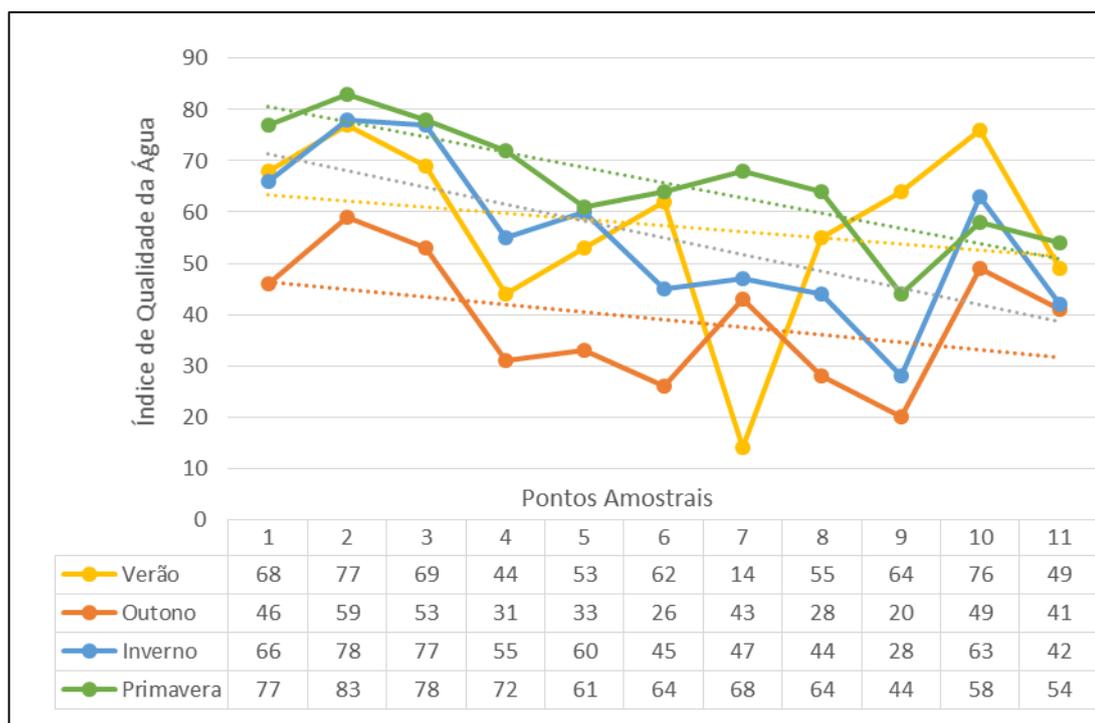
O parâmetro físico turbidez, tem relação com a transparência dos fluídos, e sofre influência dos sólidos em suspensão, ou seja, de compostos não dissolvidos na água. Esse parâmetro tem uma relação com a interação ótica, de modo que quanto menos turvo maior será a penetração dos raios solares nas águas, contribuindo ou prejudicando os microrganismos que ali vivem, bem como as reações entre os compostos químicos presentes nesta água (CETESB, 2017). As análises realizadas (Figura 8i) nos mostra que apenas 2,3% (1 amostra) das amostras analisadas possuem medida acima do valor que consta na legislação para águas superficiais de classe 2. Este valor registrado também se associa ao possível descarte de efluentes industriais de maneira clandestina.

Por fim, o último parâmetro a ser apresentado, clorofila-a (biomassa fitoplanctônica), é usado como um bom indicador de qualidade da água e eutrofização (Mcquatters-Gollop et al., 2009; Ninčević-Gladan et al. 2015; Guo et al., 2018; Pérez-Ruzafa et al., 2019) e como visto na Figura 8j, o teor de clorofila-a em todos os pontos estiveram bem abaixo dos valores máximos estabelecidos pela resolução CONAMA, nº 357/05.

#### 2.4.5 Índice de qualidade das águas superficiais

O gráfico da Figura 9 mostra os valores do Índice de Qualidade das Águas para os 11 pontos de monitoramento na bacia hidrográfica em estudo por estação climática. Comparando os resultados da campanha do outono, período com o maior déficit hídrico, com aqueles das campanhas do verão, inverno e primavera, notamos que o valor do IQA piorou em 91% dos pontos, a única exceção foi o ponto 7 (ver Figura 9).

Para o IQA das campanhas referente ao outono, inverno e primavera, é possível afirmar que houve uma melhora na qualidade das águas para os períodos climáticos em que a deficiência hídrica foi menor e/ou houve excedente hídrico. Essa melhora no valor do IQA é explicada em função da melhoria dos valores da maior parte dos parâmetros utilizados no cálculo do IQA. Todavia, quando verificamos a campanha referente ao verão, em que houve o maior excedente hídrico, há uma maior discrepância entre os valores obtidos em cada ponto para esta campanha.



**Figura 9.** Índice de qualidade de águas nos 11 pontos de monitoramento por estação climática.

Embora os 11 pontos analisados nas campanhas do outono, inverno e primavera apresentem valores distintos em função da sazonalidade, verificamos uma forte associação entre os valores de IQA dos pontos dessas três campanhas. Essas correlações podem ser percebidas através das linhas de tendências (Figura 9). Assim, o coeficiente de correlação ( $R$ ) entre o outono e inverno foi  $R=0,838$ , entre outono e primavera  $R=0,663$  e entre inverno e primavera  $R=0,822$ . O mesmo não ocorre ao comparar os dados de IQA das três campanhas citadas anteriormente com a campanha do verão, onde os coeficientes de correlação são: verão e outono ( $R=0,272$ ), verão e inverno ( $R = 0,435$ ) e verão e primavera ( $R=0,120$ ).

No período de maior excedente hídrico (verão), constatamos que em alguns pontos (ex: 2, 3, 4 e 5) o valor do IQA (Figura 9) esteve abaixo dos valores obtidos para a campanha do inverno e da primavera. Em outros pontos (ex.: 9 e 10) o valor do IQA apresentou um nível melhor que das demais campanhas, e no ponto 7 observamos uma piora drástica do valor do IQA, sendo o mais baixo encontrado durante as quatro campanhas. Quando comparamos os dois períodos de excedente hídrico e os índices de qualidade de água (Figura 7 e Figura 9) podemos inferir que o volume maior de chuvas para o verão, ocasionando maior excedente no balanço

hídrico, e a interação com o uso e cobertura da terra ocasionaram uma maior variação na qualidade das águas por meio de poluição difusa.

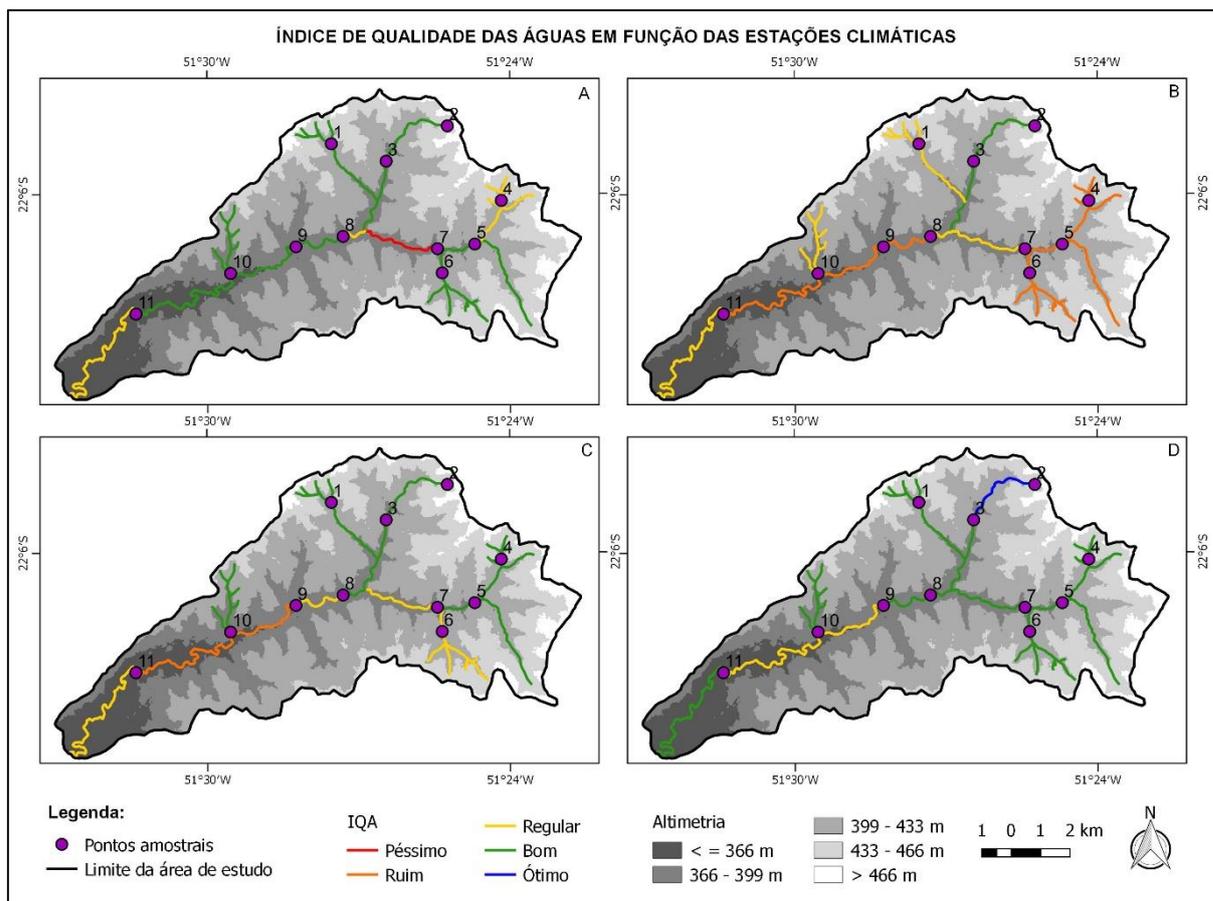
Assim na campanha 4 (primavera) cuja o excedente hídrico foi menor em 63% em relação ao verão a maioria dos pontos (ex.:1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 11) tiveram o melhor índice de qualidade entre as quatro campanhas de análise. Essa melhora demonstra que embora haja contribuição no aumento do volume fluvial e das águas subterrâneas, o menor volume de precipitação em relação a campanha do verão, faz com que haja diminuição do escoamento superficial e conseqüentemente uma menor quantidade de poluentes difusos chegam as águas superficiais. No ponto 10, o fato do IQA estar abaixo dos índices registrados no inverno e verão pode ser explicado pela movimentação de tratores agrícolas na área próxima ao ponto amostral no dia da coleta de amostra de água. Nas áreas agrícolas, além dessa movimentação de maquinários pesados, Poudel (2016) aponta que o uso de agrodefensivos, o escoamento superficial e os processos erosivos possibilitam o aumento de cargas orgânicas e químicas no corpo de água. Já no ponto 9 o melhor índice para a campanha do verão pode ser explicado pela maior dissolução dos esgotos domésticos em função do maior volume de águas. Neste ponto, ainda, se observa (Figura 6) cobertura florestal, diminuindo a chegada dos contaminantes difusos de modo a contribuir com uma melhora na qualidade da água.

A exemplo do ponto 9, na campanha referente ao verão podemos observar (Figura 9) que nas quatro campanhas de campo os pontos com melhores valores de IQA (ex.: 1, 3 e 10) estão distantes das áreas de alta densidade urbana e estão cercados com vegetação arbórea. A cobertura vegetal é importante na interceptação no escoamento das chuvas, pois atua como barreira para os contaminantes (Tucci, 2012). Além disso, atua como filtro controlando e diminuindo os sedimentos e poluentes que são transportados no escoamento superficial (Ding et al., 2013). A Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO, 2008) e estudos como o de Wang, Xu e Zhang (2014), Ding et al. (2015) e Zhang, Chen e Li (2018) demonstram que a cobertura da terra por vegetação arbórea está relacionada à boa qualidade da água, uma vez que desempenha papel significativo na melhoria da qualidade da água em bacias hidrográficas com as mais variadas características. Essas áreas vegetadas atuam como zona de detenção dos nutrientes (Ding et al., 2015).

Nosso estudo de caso comprova que, no período com maior excedente hídrico (verão), as áreas urbanas afetaram negativamente a qualidade das águas. Porém, que as áreas de pastagem, ou com matas ciliares, controlaram os efeitos negativos trazidos pelo volume de precipitação. De modo similar, Zhou, Wu e Peng (2012), Ding et al. (2016) e Huang et al. (2016) concluíram que o uso da terra para fins residenciais e agrícolas afetam negativamente a qualidade das águas. Por outro lado, as pastagens têm um efeito positivo possibilitando a melhora na qualidade das águas superficiais (Ding et al., 2013).

No mesmo sentido que é evidenciado pelos resultados do nosso estudo de caso, Park et al. (2011), Liu et al. (2017); Ojok, Wasswa e Ntambi (2017) e Mohseni-Bandpei et al. (2018) afirmam a influência da sazonalidade climática na mudança da qualidade das águas superficiais. Também Li et al (2015) verificam que as variações nos padrões de precipitação afetam negativamente as águas de um reservatório. Ademais, Damasceno et al. (2015), Medeiros et al. (2017) e Amâncio et al. (2018) mostram uma variação no IQA ao comparar períodos chuvosos e secos. Os pontos amostrais analisados por Damasceno et al. (2015) apresentaram melhora nos valores do IQA na estação chuvosa. A mesma situação encontrada para 54,5% dos pontos (ex.: 1, 6, 8, 9, 10 e 11) do presente estudo de caso. Isso é explicado pela diluição da concentração de contaminantes devido ao aumento da vazão hídrica.

Na Figura 10, apresentamos os mapas de Índice de Qualidade das Águas para as campanhas de campo referente as quatro estações climáticas. Constatamos que em 73% dos pontos de monitoramento na campanha referente ao verão o IQA foi classificado como bom, 18% como regular e 9% como péssimo.



**Figura 10.** Índice de qualidade das águas nas estações do verão (A), outono (B), inverno (C) e primavera (D)

Para a coleta referente ao outono, esses valores foram ainda piores. Observamos os valores dos IQA distribuídos da seguinte forma: 55% dos pontos com IQA ruim, 27% com IQA regular e 18% com IQA bom. Para a campanha referente ao inverno, notamos que: 55% dos pontos apresentaram Índice de Qualidade das Águas bom; 36% IQA regular e; 9% IQA ruim. Por fim, na campanha referente a primavera, registramos a seguinte distribuição: 73% dos pontos foram classificados com IQA bom; 18% IQA regular e; 9% IQA ótimo. Quando interpretados os valores do IQA em função da sazonalidade climática, podemos afirmar que a quantidade de pontos classificados com IQA bom é maior nos períodos de excedente hídrico.

#### 2.4.6 Índice de estado trófico das águas superficiais

A Tabela 4 apresenta os resultados do Índice de Estado Trófico da bacia hidrográfica em estudo, em função da sazonalidade climática. A eutrofização, além de

ser responsável por sabor e odor desagradáveis na água, altera outros parâmetros físico-químicos e microbiológicos, podendo causar proliferação de algas que liberam toxinas e impossibilitam o uso destas águas (Smith e Schindler, 2009; Matthews e Bernard, 2015)

Estas toxinas são uma ameaça de alto risco à saúde (Le Moal et al., 2019), sendo responsáveis por envenenamentos letais, agudos e crônicos de animais selvagens / domésticos e humanos em diferentes massas de água em todo o mundo (Carmichael, 2001; Matthews e Bernard, 2015).

**Tabela 4.** Índice de estado trófico das águas superficiais.

	Pontos										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
----- Campanha 1 (verão) -----											
IET (CLa)	25	29	35	31	29	29	26	22	28	19	54
IET (PT)	28	22	23	38	35	29	48	33	37	26	39
Ponderação	27	25	29	35	32	29	37	27	32	23	47
----- Campanha 2 (outono) -----											
IET (CLa)	26	38	26	32	26	53	54	41	32	25	26
IET (PT)	31	26	32	38	36	36	34	41	42	28	43
Ponderação	28	32	29	35	31	44	44	41	37	27	35
----- Campanha 3 (inverno) -----											
IET (CLa)	36	29	29	54	41	57	68	59	49	33	53
IET (PT)	29	27	25	39	36	36	38	40	42	25	43
Ponderação	33	28	27	46	38	47	53	49	46	29	48
----- Campanha 4 (primavera) -----											
IET (CLa)	28	27	45	40	51	35	33	44	46	22	48
IET (PT)	26	22	22	31	32	30	29	28	36	25	34
Ponderação	27	24	34	35	41	32	31	36	41	23	41

Ultraoligotrófico   
 Oligotrófico   
 Mesotrófico   
 Hipereutrófico

Verificamos que, nas campanhas referente ao verão e a primavera, o IET teve uma melhora para a maioria dos 11 pontos (pontos 1, 2, 6, 7, 8, 9 e 10), o que é expresso por valores menores de IET, quando comparado com o IET das campanhas referente ao outono e inverno. Isso ocorre pelo aumento da vazão hídrica e da diminuição dos teores de nutrientes disponíveis nos cursos hídricos. Comparando as campanhas 2 e 3, observamos que a ponderação segue o padrão do IET da clorofila-a. Essa é influenciada pela variação das características dos processos

ambientais do período das análises, como (CETESB, 2017): aumento da temperatura da água; maior disponibilidade de nutrientes e; condições propícias de penetração de luz na água.

Pode-se observar no gráfico da Figura 3 que a temperatura média do mês referente a campanha do inverno (setembro) foi superior a temperatura média da campanha para o outono (junho). Isso denota uma maior incidência solar aos cursos hídricos na campanha 3 (inverno), mês em que a quantidade de pontos (ex.: 4, 6, 7, 8, 11) com piores índices de trofia estimados para clorofila-a foram maiores. Estes pontos variaram de hipereutrófico a mesotrófico. Todavia, ao comparar os limites de clorofila-a estabelecidos pela legislação (Tabela 1), que é de 30µg/L, e os valores obtidos nas análises realizadas (Figura 7j), verificamos que todos estão bem abaixo do limite máximo permitido. Os valores de clorofila-a durante as 3 campanhas variaram de 0,06µg/L a 7,93µg/L, indicando divergências entre a legislação vigente (CONAMA, nº 357/05) e o índice proposto por Lamparelli (2004).

Comparando as ponderações do IET a sazonalidade associada ao uso e cobertura da terra (Figura 6), notamos que nos períodos de excedente hídrico (verão e primavera) os piores valores, representados pelos números mais altos, encontram-se a partir do ponto onde o adensamento urbano fica maior (ponto 3). Os valores mais altos continuam afetando todo o trajeto dos cursos hídricos (ex.: 4, 5, 6, 7, 8 e 9). Observamos que na campanha referente ao verão, inverno e a primavera, períodos em que a incidência solar foi maior quando comparado ao outono, o ponto à jusante do descarte de efluentes da ETE (ponto 11), tem seu valor correspondente ao grau de trofia entre os mais elevados. Isso se deve possivelmente a grande quantidade de nutrientes presentes nos efluentes, ocasionando o crescimento de algas (Mota e Von Sperling, 2009; Le Moal et al., 2019) e as condições propícias de penetração de luz na água, visto que os arredores deste ponto possuem a mata ciliar degradada.

## 2.5 Conclusão

A qualidade das águas superficiais das bacias hidrográficas é influenciada pela sazonalidade do processo do ciclo hidrológico, sintetizado através do balanço hídrico climático. O LULC afeta a qualidade da água de superfície devido

a diferentes fontes de poluição direta, mas isso é independente da sazonalidade climática.

Demonstramos que quanto maior o déficit hídrico do período, menores são os índices de qualidade da água. Além disso, houve uma maior influência do LULC na qualidade da água durante o período de excesso de água (o verão). As áreas urbanas afetam a qualidade da água por fontes de poluição difusa. Confirmamos a importância da vegetação no controle da chegada de poluentes aos cursos de água, pois áreas com vegetação de pastagem e árvores apresentaram melhores valores para os índices de qualidade da água.

Verificamos que o aumento do volume de água nos cursos hídricos resulta na melhoria do índice do estado trófico no período de excesso de água. Entretanto, nos períodos de seca (outono e inverno), constatamos que o índice do estado trófico não é influenciado apenas pela precipitação, mas por todas as características dos processos ambientais.

Este trabalho contribui para o desenho de estratégias de gestão de recursos hídricos, considerando a variável sazonalidade climática para otimização. É uma estratégia que pode garantir a disponibilidade de água de boa qualidade regularmente. Recomendamos a análise da qualidade da água com base em micropoluentes persistentes, associados à análise do solo, verificando se há alguma contaminação que afeta a qualidade da água superficial das bacias hidrográficas.

## Referências

AMÂNCIO, D. V. et al. Qualidade da água na sub-bacias hidrográficas do rios Capivari e Mortes, Minas Gerais. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 19, n. 1, jan./mar., 2018. <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v19i1.53175>

APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed., American public health association, Washington, 2017.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacia com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**. n 56, p. 125-134, 1999.

ARNELL, N. W. et al. The implications of climate change for the water environment in England. **Progress in Physical Geography**, v. 39, n. 1, p. 93-120, 2015. <https://doi.org/10.1177/0309133314560369>

BEUSEN, Arthur HW et al. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. **Biogeosciences**, v. 13, n. 8, p. 2441-2451, 2016. <https://doi.org/10.5194/bg-13-2441-2016>

BHATTI, Sumera Gull et al. Spatio-temporal variations in physico-chemical parameters and potentially harmful elements (PHEs) of Uchalli Wetlands Complex (Ramsar site), Pakistan. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 33, p. 33490-33507, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3240-3>

BRANCO, Samuel Murgel. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3 ed. CETESB/ASCETESB, 1986.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 18 mar. 2005. Disponível em: <http://WM.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 16 nov. 2018.

CARMICHAEL, Wayne W. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: "The CyanoHABs". **Human and ecological risk assessment: An International Journal**, v. 7, n. 5, p. 1393-1407, 2001. <http://dx.doi.org/10.1080/20018091095087>

COHEN, Jacob. A coefficient of agreement for nominal scales. **Educational and psychological measurement**, v. 20, n. 1, p. 37-46, 1960. <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2017. Apêndice D.

DAMASCENO, M. C. S. et al. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais do Rio Amazonas na orla da cidade de Macapá, Amapá, Brasil. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10, n. 3, jul./set., 2015. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1606>

DARWICHE-CRIADO, Nadia et al. Identifying spatial and seasonal patterns of river water quality in a semiarid irrigated agricultural Mediterranean basin. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 23, p. 18626-18636, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5484-5>

DING, Jiao et al. Impacts of land use on surface water quality in a subtropical River Basin: A case study of the Dongjiang River Basin, Southeastern China. **Water**, v. 7, n. 8, p. 4427-4445, 2015. <https://doi.org/10.3390/w7084427>

DING, Jiao et al. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: a multi-scale analysis. **Science of the Total Environment**, v. 551, p. 205-216, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.162>

DING, S. et al. Effects of riparian land use on water quality and fish communities in the headwater stream of the Taizi River in China. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 7, n. 5, out. 2013. <https://doi.org/10.1007/s11783-013-0528-x>

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**. n. 25, v. 1, p. 115-125, 2005. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162005000100013>. Acesso em: 20 nov. 2011.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Forest and Water**. FAO: Rome, 2008.

GIRI, Subhasis; QIU, Zeyuan. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review. **Journal of environmental management**, v. 173, p. 41-48, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.029>

GUO, Jingbo et al. The establishment of season-specific eutrophication assessment standards for a water-supply reservoir located in Northeast China based on chlorophyll-a levels. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 11-20, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.056>

HOSSEINI, N.; JOHNSTON, J.; LINDENSCHMIDT, K-E. Impacts of climate change on the water quality of a regulated prairie river. **Water**, v. 9, n. 3, p. 199, 2017. <https://doi.org/10.3390/w9030199>

HUANG, Zhilin et al. Effects of land use patterns on stream water quality: a case study of a small-scale watershed in the Three Gorges Reservoir Area, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 4, p. 3943-3955, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5874-8>

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia. **Censo Demográfico**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acesso em 03 dez. 2018.

JENSEN, John R. **Remote sensing of the environment: An earth resource perspective**. 2 ed. New Delhi, Índia: Pearson Education India, 2009.

KASEAMSAWAT, Srisuwan et al. Degradation of Surface Water Quality in Bang Nang Lee Sub-District, Samut Songkhram. **Procedia-Social and Behavioral Sciences**, v. 197, p. 983-987, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2015.07.288>

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004

LE MOAL, Morgane et al. Eutrophication: A new wine in an old bottle?. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1-11, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>

LENART-BORÓN, Anna et al. The effect of anthropogenic pressure shown by microbiological and chemical water quality indicators on the main rivers of Podhale,

southern Poland. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 14, p. 12938-12948, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8826-7>

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 178 p.

LI, Xuan et al. Effects of rainfall patterns on water quality in a stratified reservoir subject to eutrophication: Implications for management. **Science of the Total Environment**, v. 521, p. 27-36, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.062>

LIU, Jin-Song et al. Impact of anthropogenic activities on urban stream water quality: a case study in Guangzhou, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 23, p. 13412-13419, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3237-5>

LIU, Jianfeng et al. Spatial scale and seasonal dependence of land use impacts on riverine water quality in the Huai River basin, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 26, p. 20995-21010, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9733-7>

MA, Wei-Xing et al. Impact of short-term climate variation and hydrology change on thermal structure and water quality of a canyon-shaped, stratified reservoir. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 23, p. 18372-18380, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4764-4>

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. 171-181, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.082014>. Acesso em: 20 nov. 2018

MATTHEWS, Mark W.; BERNARD, Stewart. Eutrophication and cyanobacteria in South Africa's standing water bodies: A view from space. **South African Journal of Science**, v. 111, n. 5-6, p. 1-8, 2015. <http://dx.doi.org/10.17159/sajs.2015/20140193>

MCQUATTERS-GOLLOP, Abigail et al. How well do ecosystem indicators communicate the effects of anthropogenic eutrophication?. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 82, n. 4, p. 583-596, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.02.017>

MEDEIROS, Adaelson Campelo et al. Quality index of the surface water of Amazonian rivers in industrial areas in Pará, Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 123, n. 1-2, p. 156-164, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.002>

MEI, Kun et al. Evaluation of spatial-temporal variations and trends in surface water quality across a rural-suburban-urban interface. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 13, p. 8036-8051, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2716-z>

MELLO, Kaline et al. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v. 167, p. 130-138, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>

MOHSENI-BANDPEI, Anoushirvan et al. Water quality assessment of the most important dam (Latyan dam) in Tehran, Iran. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 29, p. 29227-29239, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2865-6>

MONSERUD, Robert A.; LEEMANS, Rik. Comparing global vegetation maps with the Kappa statistic. **Ecological modelling**, v. 62, n. 4, p. 275-293, 1992. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(92\)90003-W](https://doi.org/10.1016/0304-3800(92)90003-W)

MOTA, F. S. B; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Volume 2, PROSAB**. Rio de Janeiro, RJ. 2009. ISBN978-85-7022-164-3. OJOK, Walter; WASSWA, John; NTAMBI, Emmanuel. Assessment of seasonal variation in water quality in River Rwizi using multivariate statistical techniques, Mbarara Municipality. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 9, n. 1, p. 83-97, 2017. Disponível em: <http://www.scirp.org/journal/jwarp>. Acesso em: 01 out. 2018.

NINČEVIĆ-GLADAN, Živana et al. The response of phytoplankton community to anthropogenic pressure gradient in the coastal waters of the eastern Adriatic Sea. **Ecological indicators**, v. 56, p. 106-115, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.018>

PANTOJA, N. G. P. et al. Quality of the Solimões River water for domestic use by the riverine community situated in Manacapuru-Amazonas-Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 12, p. 11395-11404, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5025-2>

PEREIRA, A. R.; SENTELHAS, P. C.; ANGELOCCI, L. R. **Meteorologia agrícola**. Universidade de São Paulo, ESALQ: Piracicaba, SP, 2007.

PEREIRA, V. P. **Solo: manejo e controle de erosão hídrica**. Jaboticabal: FCAV, 1997.

PÉREZ-RUZAFÁ, A. et al. Long term dynamic in nutrients, chlorophyll a and water quality parameters in a coastal lagoon during a process of eutrophication for decades, a sudden break and a relatively rapid recovery. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, p. 26, 2019. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00026>

POUDEL, D. D. Surface water quality monitoring of an agricultural watershed for nonpoint source pollution control. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 71, n. 4, p. 310-326, 2016. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.4.310>

PUIG, Alba; SALINAS, Héctor F. Olgúin; BORÚS, Juan A. Relevance of the Paraná River hydrology on the fluvial water quality of the Delta Biosphere Reserve. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 12, p. 11430-11447, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5744-4>

REN, Lijun; CUI, Erqian; SUN, Haoyu. Temporal and spatial variations in the relationship between urbanization and water quality. **Environmental science and pollution Research**, v. 21, n. 23, p. 13646-13655, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3242-8>

RIGHETTO, A.M. **Hidrologia e recursos hídricos**. São Carlos: EESC/USP, 1998.

SENER, Şehnaz; SENER, Erhan; DAVRAZ, Ayşen. Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (SW-Turkey). **Science of the Total Environment**, v. 584, p. 131-144, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.102>

SMITH, Val H.; SCHINDLER, David W. Eutrophication science: where do we go from here?. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>

TANAKA, Marcel Okamoto et al. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 216, p. 333-339, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>

TEIXEIRA, Wilson; FAIRCHILD, Thomas Rich; TOLEDO, M. Cristina Motta de; TAIOLI, Fabio. **Decifrando a Terra**. 2 ed. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 2009.

THORNTHWAITE, C. W. An approach toward a rational classification of climate. **Geographical Review**, New York, v. 38, n. 1, p. 55-94, 1948.

THORNTHWAITE, C.W.; MATHER, J.R. **The water balance**. Centerton, NJ: Drexel Institute of Technology - Laboratory of Climatology, 1955. 104p. (Publications in Climatology, vol. VIII, n.1)

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. 4 ed. Porto Alegre: Ed. da UFRGS/ABRH 2012.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. **Limnologia**. Oficina de Textos: São Paulo, 2008.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. Aquisição de imagens orbitais digitais gratuitas do satélite Sentinel 2B. Disponível em: <http://earthexplorer.usgs.gov/>.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. **pH - Water properties**. The USGS Water Science School, 2018. Disponível em: <http://water.usgs.gov/edu/ph.html>. Acesso em 16 mar. 2019.

VALENTE, O. F.; CASTRO, P. S. **Manejo de bacias hidrográficas**. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 7, n. 80, p. 40-45, mar. 1981.

WANG, Guoqiang; XU, Zongxue; ZHANG, Shurong. The influence of land use patterns on water quality at multiple spatial scales in a river system. **Hydrological processes**, v. 28, n. 20, p. 5259-5272, 2014. <https://doi.org/10.1002/hyp.10017>

WANG, Xiaoping; ZHANG, Fei. Multi-scale analysis of the relationship between landscape patterns and a water quality index (WQI) based on a stepwise linear regression (SLR) and geographically weighted regression (GWR) in the Ebinur Lake oasis. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 7, p. 7033-7048, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1041-8>

WEI, Huaibin et al. Revealing the correlations between heavy metals and water quality, with insight into the potential factors and variations through canonical correlation analysis in an upstream tributary. **Ecological Indicators**, v. 90, p. 485-493, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.037>

WOLDEAB, Bizuneh et al. Effect of watershed land use on tributaries' water quality in the east African Highland. **Environmental monitoring and assessment**, v. 191, n. 1, p. 36, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7176-3>

XU, Guoce et al. Seasonal changes in water quality and its main influencing factors in the Dan River basin. **Catena**, v. 173, p. 131-140, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.10.014>

YEVENES, Mariela A.; FIGUEROA, Ricardo; PARRA, Oscar. Seasonal drought effects on the water quality of the Biobío River, Central Chile. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 14, p. 13844-13856, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1415-6>

YU, Songyan et al. Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 202-212, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.029>

ZHANG, Chen et al. Analysing the correlations of long-term seasonal water quality parameters, suspended solids and total dissolved solids in a shallow reservoir with meteorological factors. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 7, p. 6746-6756, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8402-1>

ZHANG, Chen et al. Potential impacts of climate change on water quality in a shallow reservoir in China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 19, p. 14971-14982, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4706-1>

ZHANG, Wangshou; CHEN, Dongqiang; LI, Hengpeng. Spatio-temporal dynamics of water quality and their linkages with the watershed landscape in highly disturbed headwater watersheds in China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 35, p. 35287-35300, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3310-6>

ZHONG, Meifang et al. Analyzing the significant environmental factors on the spatial and temporal distribution of water quality utilizing multivariate statistical techniques: a case study in the Balihe Lake, China. **Environmental Science and Pollution**

**Research**, v. 25, n. 29, p. 29418-29432, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2943-9>

ZHOU, Ting; WU, Jianguo; PENG, Shaolin. Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: a case study of the Dongjiang River watershed, China. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 166-175, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.013>

### 3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ressaltamos que o monitoramento, a partir de análises físico-química e microbiológica, das águas superficiais da bacia hidrográfica do córrego Limoeiro, supre parte da demanda do PROINTER – Recursos Hídricos. Os resultados, auxiliam no delineamento de estratégias de gerenciamento dos recursos hídricos dessa área em estudo. Visto que as águas da bacia do córrego Limoeiro têm por finalidade as mais variadas formas de uso, responder como a sazonalidade do balanço hídrico climático afeta a qualidade dos seus recursos hídricos, mostra-se como mais uma ferramenta para melhoria do gerenciamento dessas águas.

Ao longo do desenvolvimento dessa pesquisa publicamos dois trabalhos completos em eventos científicos. O primeiro intitulado “Análise microbiológica das águas superficiais do córrego Limoeiro no estado de São Paulo”, no I *International Symposium on Environment*, em setembro de 2018. O segundo sobre “Monitoramento de qualidade de águas superficiais em sub-bacias hidrográficas: uma proposta de fluxo de trabalho”, no XXIII Encontro Nacional de Ensino, Pesquisa e Extensão – ENEPE, em outubro do mesmo ano.