

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE ENGENHARIA DE ILHA SOLTEIRA
CURSO DE ENGENHARIA CIVIL

JOÃO MIGUEL MERCES BEGA

DINÂMICA TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA EM UM CÓRREGO URBANO

Ilha Solteira
2020

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

JOÃO MIGUEL MERCES BEGA

DINÂMICA TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA EM UM CÓRREGO URBANO

Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – UNESP como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais.

Prof. Dr. Jefferson Nascimento de Oliveira
Orientador

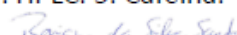
FICHA CATALOGRÁFICA
Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

B416d Bega, João Miguel Mercês.
Dinâmica temporal da qualidade da água em um córrego urbano / João Miguel Mercês Bega. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2020
106 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, 2020

Orientador: Jefferson Nascimento de Oliveira
Inclui bibliografia

1. Poluição da água. 2. Degradação ambiental. 3. IQA. 4. HPLC. 5. Cafeína.


Raiane da Silva Santos

Supervisora Técnica de Seção
Seção Técnica de Referência, Atendimento ao usuário e Documentação
Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação
CRB3 - 9999



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Ilha Solteira

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Dinâmica Temporal da Qualidade da Água em um Córrego Urbano

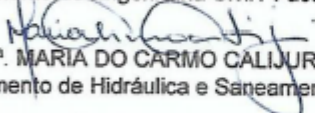
AUTOR: JOÃO MIGUEL MERCES BEGA

ORIENTADOR: JEFFERSON NASCIMENTO DE OLIVEIRA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em ENGENHARIA CIVIL,
área: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. JEFFERSON NASCIMENTO DE OLIVEIRA
Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP


Prof. Dr. LILIANE LAZZARI ALBERTIN
Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP


Prof. Dr. MARIA DO CARMO CALIJURI
Departamento de Hidráulica e Saneamento / Universidade de São Paulo - EESC/USP

Ilha Solteira, 07 de agosto de 2020

*Dedico esse trabalho à minha mãe Maria
Inês, responsável por me ensinar a
andar na estrada da vida e
por tudo que sou hoje.*

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Jefferson Nascimento de Oliveira, por todo suporte prestado, pela confiança em mim depositada, pelos ensinamentos que levarei para a vida toda e, sobretudo, pela amizade que foi desenvolvida nesses anos de trabalho.

À minha mãe Maria Inês, sem a qual nada disso seria possível. Pelo amor incondicional, pela ajuda sem medida nas horas difíceis e pelo apoio contínuo durante minha jornada acadêmica.

Ao meu irmão Gustavo, pelo companheirismo.

Ao professor Dr. William Deodato Isique, por toda ajuda durante as análises laboratoriais e pela colaboração na realização da presente pesquisa.

Aos professores Dr. Tsunao Matsumoto e Dr.^a Liliane Lazzari Albertin, por terem aceitado participar do Exame Geral de Qualificação, pelas contribuições para o desenvolvimento do trabalho e por sempre estarem abertos a me receber quando eu precisei.

A todos os técnicos e funcionários do Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (FEIS/UNESP): José Carlos, Juliana, José Aldir, Natália, Gilson e Ozias.

Aos amigos de mestrado, Natasha, Juliana, Amanda e José Antônio, pela amizade e por fazerem essa caminhada mais leve, além de todo auxílio nas minhas análises laboratoriais e coleta de material.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa.

O presente trabalho também foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

A todos que ajudaram direta ou indiretamente essa pesquisa.

“A menos que modifiquemos a nossa forma de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma que nos acostumamos a ver o mundo.”

Albert Einstein

RESUMO

Inúmeros cursos de água impactados por área urbana em nível mundial têm apresentado péssima qualidade de suas águas. Uma forma de monitorar tais ambientes trata-se do uso de Índices de Qualidade das Águas (IQA). No entanto, atualmente, existe a escassez de informações sobre o comportamento desses indicadores ao longo do dia, uma vez que as amostragens são frequentemente realizadas no período da manhã. A presente pesquisa consistiu em avaliar as oscilações nos valores do IQA_{CETESB} e dos parâmetros envolvidos no seu cálculo entre os períodos da manhã, tarde e noite (i.e., 8h00, 14h00 e 19h00, respectivamente), para um córrego urbano. Buscou-se, ainda, analisar a variação sazonal dessas variáveis e inferir a eficiência da cafeína como indicador de poluição pelo lançamento de esgotos domésticos. Os parâmetros avaliados foram: temperatura, turbidez, sólidos totais, potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total (PT), nitrogênio total (NT) e coliformes termotolerantes (*E. coli*). Foi verificado a piora na qualidade da água do córrego em comparação aos anos de 2002 e 2011, decorrente da intensificação das atividades antrópicas associadas ao uso e ocupação do solo urbano da bacia (e.g., aumento de despejos de esgotos domésticos e diminuição da vegetação ripária). De maneira geral, foram obtidas baixas concentrações de OD e altos teores de DBO, PT e NT, além de grande quantidade de *E. coli* na água do córrego. Tais parâmetros, na maioria das amostras, apresentaram desconformidade com a Resolução CONAMA n° 357/05. Em relação aos períodos do dia, houve variação estatística significativa da média do índice apenas entre manhã ($15,50 \pm 1,97$) e tarde ($20,83 \pm 5,42$), na estação de estiagem. Entretanto, foi comum valores distintos ao longo do dia em todos os meses, apresentando, inclusive, diferença igual a 30 entre manhã (49) e noite (19). Por sua vez, a cafeína foi identificada em todas as amostras, com concentrações variando de 0,01-7,80 mg.L⁻¹. Inferiu-se que o córrego recebe o lançamento de esgotos domésticos, confirmando a existência de ligações indevidas em residências do município. Além disso, as maiores concentrações foram encontradas no período da manhã, assim como os menores valores de IQA_{CETESB}, o que indicou a forte influência dessas ligações na qualidade da água do córrego avaliado.

Palavras-chave: Poluição da água. Degradação ambiental. IQA. HPLC. Cafeína.

ABSTRACT

Many watercourses impacted by urban areas at a global level have shown poor water quality. One way of monitoring such environments is the use of Water Quality Indexes (WQI). However, currently, there is a scarcity of information on the behavior of these indicators throughout the day, since sampling is often carried out in the morning. The present research consisted of evaluating the fluctuations in the values of the WQI and the parameters involved in its calculation between the periods of the morning, afternoon and night (i.e., 8:00 am, 2:00 pm and 7:00 pm, respectively), for an urban stream. It was also sought to analyze the seasonal variation of these variables and to infer the efficiency of caffeine as an indicator of pollution by the release of domestic sewage. The parameters evaluated were: temperature, turbidity, total solids, hydrogen potential, dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), total phosphorus (TP), total nitrogen (TN) and thermotolerant coliforms (*E. coli*). There was a worsening in the quality of the stream water compared to the years 2002 and 2011, due to the intensification of anthropogenic activities associated with the urban soil use and occupation of the basin (e.g., increase in domestic sewage discharge and decrease in riparian vegetation). In general, low DO concentrations and high levels of BOD, TP and TN were obtained, in addition to a large amount of *E. coli* in the stream water. Such parameters, in most samples, were not in compliance with CONAMA Resolution n° 357/05. In relation to the periods of the day, there was a statistically significant variation in the average of the index only between morning ($15,50 \pm 1,97$) and afternoon ($20,83 \pm 5,42$), in the dry season. However, different values were common throughout the day in all months, with a difference equals to 30 between morning (49) and night (19). In turn, caffeine was identified in all samples, with concentrations ranging from 0,01-7,80 mg.L⁻¹. It was inferred that the stream receives the release of domestic sewage, confirming the existence of improper connections in households in the municipality. In addition, the highest concentrations were found in the morning, as well as the lowest WQI values, which indicated the strong influence of these connections on the water quality of the assessed stream.

Keywords: Water pollution. Environmental degradation. WQI. HPLC. Caffeine.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	- Porcentagem de população em área urbana por continente em 2018.....	19
Figura 2	- Diferenças no processo de urbanização entre (A) Catania (Itália) e (B) Nova Délhi (Índia) (Altitude: 1 km)	22
Figura 3	- Efeito da urbanização (i.e., impermeabilização) no volume escoado e na vazão de pico	23
Figura 4	- Vala de infiltração implantada em uma cidade norte-americana	27
Figura 5	- Parque Tiquatira: primeiro parque linear de São Paulo	28
Figura 6	- Aplicação de corante na verificação de ligações indevidas	33
Figura 7	- Temperatura média do ar mensal na cidade de Ilha Solteira (SP) no ano de 2019	35
Figura 8	- Sub-bacia do Córrego Sem Nome e os pontos de amostragem escolhidos para avaliar a qualidade da água em um córrego impactado por área urbana	37
Figura 9	- Limite da sub-bacia do Córrego Sem Nome (A) antes da ocupação urbana e (B) no ano de 2009	36
Figura 10	- Resíduos Sólidos encontrados nas margens e no corpo receptor de drenagem	38
Figura 11	- (A) Vegetação ripária parcialmente degradada, talude com solo exposto e (B) ponto de erosão na proximidade do córrego Sem Nome	38
Figura 12	- Ponto P1 nos anos de (A) 2002, (B) 2011 e (C) 2019	40
Figura 13	- Pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3	42
Figura 14	- HPLC (Shimadzu) utilizado nas análises de cafeína	44
Figura 15	- (A) perfil cromatográfico e (B) espectrofotométrico da cafeína	45
Figura 16	- Curva de variação do parâmetro pH	47
Figura 17	- Precipitação total mensal (mm) no município de Ilha Solteira (SP) para os anos de (A) 2002, (B) 2011 e (C) 2019 e (D) a média histórica mensal entre os anos de 1992 e 2019	50
Figura 18	- Variação temporal dos parâmetros (A) temperatura, (B) turbidez e (C) ST no córrego Sem Nome entre os meses de março e agosto de 2002, 2011 e 2019	53
Figura 19	- Valores de (A) temperatura, (B) turbidez e (C) ST no córrego Sem Nome no período de março a agosto de 2002, 2011 e 2019. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	54
Figura 20	- Evolução da malha urbana na sub-bacia do Córrego Sem Nome entre os anos de 2002, 2011 e 2019	55
Figura 21	- Variação temporal dos parâmetros (A) pH, (B) OD, (C) DBO, (D) NT e (D) PT no córrego Sem Nome entre os meses de março e agosto de 2002, 2011 e 2019	57
Figura 22	- Valores de (A) pH e concentrações de (B) OD, (C) DBO, (D) NT e (D) PT no córrego Sem Nome no período de março a agosto de 2002, 2011 e 2019. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	58
Figura 23	- Variação temporal de <i>E. coli</i> no córrego Sem Nome entre os meses de março e agosto nos anos de 2002, 2011 e 2019	60

Figura 24	- Valores de <i>E. coli</i> no córrego Sem Nome no período de março a agosto de 2002, 2011 e 2019. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	60
Figura 25	- Conformidade dos parâmetros com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº357 (BRASIL, 2005)	61
Figura 26	- Variação temporal do IQA _{CETESB} no córrego Sem Nome entre os meses de março e agosto nos anos de 2002, 2011 e 2019	61
Figura 27	- Variações diária e sazonal da temperatura da água no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3	64
Figura 28	- Valores de temperatura da água no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	64
Figura 29	- Variações diária e sazonal da turbidez no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3	66
Figura 30	- Valores de turbidez no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	66
Figura 31	- Variações diária e sazonal da concentração de ST no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3	67
Figura 32	- Concentrações de ST no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	68
Figura 33	- Variações diária e sazonal do pH no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3	69
Figura 34	- Valores de pH no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	69
Figura 35	- Variações diária e sazonal da concentração de OD no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3	71
Figura 36	- Concentrações de OD no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	71
Figura 37	- Variações diária e sazonal do teor de DBO no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3	73
Figura 38	- Teores de DBO no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	73
Figura 39	- Variações diária e sazonal da concentração de PT no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3	74
Figura 40	- Concentrações de PT no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	75

Figura 41	- Variações diária e sazonal da concentração de NT no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3	76
Figura 42	- Concentrações de NT no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	77
Figura 43	- Variações diária e sazonal da <i>E. coli</i> no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3	78
Figura 44	- Valores de <i>E. coli</i> no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	79
Figura 45	- Conformidade dos parâmetros com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n°357 (BRASIL, 2005) nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3	79
Figura 46	- Variação dos valores do IQA _{CETESB} no córrego Sem Nome ao longo do dia nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3	80
Figura 47	- Gráfico de pesos e escores (biplot) das variáveis de qualidade da água e do IQA _{CETESB} nos períodos da (A) manhã, (B) tarde e (C) noite	83
Figura 48	- Variação das concentrações de cafeína no córrego Sem Nome ao longo do dia nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3	85
Figura 49	- Concentrações de cafeína no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Remoção de poluentes por bacias de infiltração	27
Tabela 2	- Pesos atribuídos aos parâmetros envolvidos no cálculo do IQA_{CETESB} ..	30
Tabela 3	- Dados de elevação e localização do ponto P1	40
Tabela 4	- Informações sobre as datas da coleta, horário de amostragem e respectivas estações do ano durante o período de amostragem no ponto P1	41
Tabela 5	- Dados de elevação e localização dos pontos P2 e P3	42
Tabela 6	- Informações sobre as datas da coleta, frequência de amostragem e respectivas estações do ano durante o período de amostragem (2019 e 2020) nos pontos P2 e P3	42
Tabela 7	- Gradientes de eluição para a cafeína	44
Tabela 8	- Precipitação diária (mm) ocorrida nos dias de amostragem de Poletto (2003), Ortega (2011) e pelo autor da presente pesquisa	51
Tabela 9	- Estatística Descritiva dos parâmetros de qualidade da água monitorados no ponto P1 do córrego Sem Nome durante o período de março a agosto de 2002, 2011 e 2019	52
Tabela 10	- Estatística Descritiva dos parâmetros de qualidade da água monitorados nos pontos P2 e P3 do córrego Sem Nome durante o período de março de 2019 a fevereiro de 2020	62
Tabela 11	- Variação diária do IQA_{CETESB} nos pontos de amostragem P2 e P3, para as estações chuvosa e de estiagem	81
Tabela 12	- Coeficiente de correlação de Pearson (ρ) entre as variáveis de qualidade da água no período de março de 2019 a fevereiro de 2020. Os coeficientes que indicaram moderada e forte correlação foram destacados em vermelho	82

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	- Impactos ambientais urbanos e suas consequências para a dinâmica das nascentes	24
Quadro 2	- Trabalhos com aplicação de métodos estatísticos para composição de novos IQA	31
Quadro 3	- Síntese das metodologias	46
Quadro 4	- Classificação das faixas de IQA _{CETESB}	48

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	<i>American Public Health Association</i>
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
BMP	<i>Best Management Practices</i>
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FEIS	Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IQA	Índice de Qualidade das Águas
LID	<i>Low Impact Development</i>
NMP	Número Mais Provável
NSP	<i>National Sanitation Foundation</i>
NT	Nitrogênio Total
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
PCA	Análise de Componentes Principais
PC	Componente Principal
PT	Fósforo Total
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SE	Serviços Ecossistêmicos
ST	Sólidos Totais
UNESP	Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVOS	18
2.1. Objetivo geral	18
2.2. Objetivos específicos	18
3. REVISÃO DA LITERATURA	19
3.1. Impactos antrópicos nos ecossistemas aquáticos sob aspectos da urbanização	19
3.1.1. Considerações iniciais	19
3.1.2. Mudança no uso e ocupação do solo	21
3.1.3. Poluição difusa	25
3.2. Índice de Qualidade das Águas: aplicações, indagações e tendências	28
3.3. O uso da cafeína como traçador antrópico em cursos de água urbanos	32
4. MATERIAL E MÉTODOS	35
4.1. Caracterização da área de estudo	35
4.2. Partes constituintes da pesquisa	39
4.2.1. Avaliação da qualidade da água do córrego Sem Nome entre anos de 2002, 2011 e 2019	40
4.2.1.1. Ponto de amostragem	40
4.2.1.2. Período e frequência de amostragem	41
4.2.2. Variabilidade do IQA_{CETESB} e de seus parâmetros ao longo do dia	41
4.2.2.1. Pontos de amostragem	41
4.2.2.2. Período e frequência de amostragem	42
4.2.3. Análise das concentrações de cafeína na água do córrego Sem Nome	43
4.3. Coleta das amostras	45
4.4. Análise dos parâmetros envolvidos no cálculo do IQA_{CETESB}	46
4.5. Cálculo do IQA_{CETESB}	47
4.6. Índices pluviométricos	48
4.7. Forma de análise dos resultados	48
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1. Índices pluviométricos	50
5.2. Avaliação da qualidade da água do córrego Sem Nome entre os anos de 2002, 2011 e 2019	52
5.3. Variabilidade do IQA_{CETESB} e de seus parâmetros ao longo do dia	62

5.4. Cafeína como indicador de poluição dos cursos de água por esgoto doméstico	85
6. CONCLUSÕES	88
REFERÊNCIAS	89

1 INTRODUÇÃO

A pressão antropogênica exercida sobre os ecossistemas aquáticos pode resultar no decréscimo da qualidade de suas águas. Inúmeros cursos de água em ambientes urbanos por todo o planeta se encontram degradados (RIGOTTI; POMPEO, 2011; SILVA *et al.*, 2016; KAY *et al.*, 2017; PESSOA; ORRICO; LORDÊLO, 2018; CARSTENS; AMER, 2019). As práticas desenvolvidas pela população, o planejamento do uso e ocupação do solo, a frequência na coleta de resíduos sólidos, a disponibilidade de rede de esgotamento sanitário e a eficiência do sistema de tratamento de efluentes são fatores condicionantes na conservação dos cursos de água impactados por área urbana.

Além das alterações qualitativas, o processo de urbanização provoca mudanças na quantidade de água disponível nos rios e córregos (e.g., perenidade) e no volume pluvial escoado superficialmente na bacia, devido à substituição da vegetação por superfícies de baixa permeabilidade. Por sua vez, o deflúvio superficial gerado nos eventos de precipitação pode carrear diversos poluentes, contaminando os canais receptores (i.e., poluição difusa) com substâncias tóxicas, bactérias e resíduos sólidos (ZHANG *et al.*, 2016).

Uma forma de avaliar e monitorar os efeitos das atividades antrópicas desenvolvidas na bacia hidrográfica sobre a qualidade da água trata-se do uso de Índices de Qualidade das Águas (IQA) (SOUZA *et al.*, 2020). Atualmente, a maioria dos monitoramentos nos ecossistemas aquáticos são sazonais, realizados uma vez ao mês, buscando contemplar os períodos chuvoso e de estiagem (ORTEGA; CARVALHO, 2013; MENEZES *et al.*, 2016; EJOH *et al.*, 2018). Entretanto, existe a escassez de informações sobre a variação da qualidade da água ao longo do dia, em especial sobre os próprios IQA.

Os IQA são responsáveis por sintetizar os resultados obtidos nos diversos parâmetros em um único valor, o que promove uma comunicação efetiva entre os gestores ambientais e a população (BROWN *et al.*, 1970). Além disso, um IQA tem o objetivo principal de avaliar a qualidade da água para o abastecimento público. No entanto, esse indicador específico desconsidera a proteção da vida aquática (SOUZA *et al.*, 2020). No âmbito nacional, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) priorizou nove parâmetros, decorrentes de sua representatividade em relação à poluição da água por lançamento de efluentes domésticos, a saber: temperatura, turbidez, sólidos totais (ST), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total (PT), nitrogênio total (NT) e coliformes termotolerantes (CT) (CETESB, 2017).

Por mais que os parâmetros do IQA_{CETESB} possam fornecer subsídios para avaliar a existência de lançamento de efluentes domésticos nos cursos de água, caso a fonte não seja encontrada, têm-se apenas especulações. Tais parâmetros consideram todas as cargas poluidoras geradas na bacia hidrográfica, as quais podem não apresentar relação direta com o despejo de efluentes domésticos. Nesse sentido, novas substâncias não regulamentadas, como os compostos emergentes, têm sido empregadas em virtude do seu uso exclusivo por seres humanos (e.g., cafeína) (BUERGE *et al.*, 2003; FERREIRA; LOURDES; CUNHA, 2005; SAUVÉ *et al.*, 2012; IDE *et al.*, 2013; LORENZO *et al.*, 2019). A cafeína pode ser facilmente eliminada das estações de tratamento de esgoto (ETE), como demonstrou Froehner *et al.* (2011), com remoções próximas a 100%. Nos ambientes aquáticos, a principal fonte de cafeína é o esgoto. Desta forma, quando encontrada certamente provém de esgoto não tratado (e.g., ligações indevidas) (FERREIRA, 2005; MIZUKAWA *et al.*, 2019).

O córrego Sem Nome, inserido em área urbana do município de Ilha Solteira (SP), costumava ter valor paisagístico para a população. Todavia, a evolução de sua degradação ao longo dos anos, demonstrada por Zambrano, Poleto e Oliveira (2017), elucida os problemas ordinários de mau cheiro, vetores de veiculação hídrica e má qualidade da água no local. A densa população humana, juntamente com as atividades em andamento na área, resultou em uma queda substancial na qualidade da água do córrego. Poleto (2003) e Ortega (2011) obtiveram altas concentrações de PT, NT e DBO e baixos teores de OD. Ademais, os autores indicaram a possível existência de ligações indevidas em residências da cidade. Um questionamento norteador do presente trabalho relaciona-se à situação atual do córrego.

Neste contexto, essa pesquisa se faz necessária para avaliar a possível influência negativa da área urbana sobre a qualidade da água do córrego Sem Nome, por meio do monitoramento de parâmetros físico-químicos e biológicos e, ainda, da cafeína, buscando detectar a presença ou a ausência de despejo de esgotos domésticos nesse ambiente. Além disso, em decorrência das oscilações nos valores dos parâmetros que compõem o IQA_{CETESB} ao longo do dia, entende-se ser importante compreender como o próprio índice responde a tais mudanças, de forma a permitir um melhor entendimento dos estressores (e.g., naturais e antropogênicos) atuantes na área de estudo.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

A presente pesquisa teve como objetivo principal avaliar o comportamento do IQA_{CETESB} e de seus parâmetros ao longo do dia (i.e., 8h00, 14h00 e 19h00) em um córrego impactado por área urbana, a fim de fornecer subsídios para indagações a respeito da utilização do índice, o qual vem sendo empregado por pesquisadores em uma única avaliação diária.

2.2 Objetivos específicos

- Verificar a variabilidade sazonal dos parâmetros envolvidos no cálculo do IQA_{CETESB} ;
- Comparar os dados de qualidade da água obtidos no ano de 2019 com os levantados por Poleto (2003) e Ortega (2011), referentes aos anos de 2002 e 2011, respectivamente, de forma a averiguar a influência das práticas antrópicas e do avanço da malha urbana sobre um córrego urbano;
- Avaliar a eficiência do uso da cafeína como indicador de poluição pelo lançamento de esgotos domésticos.

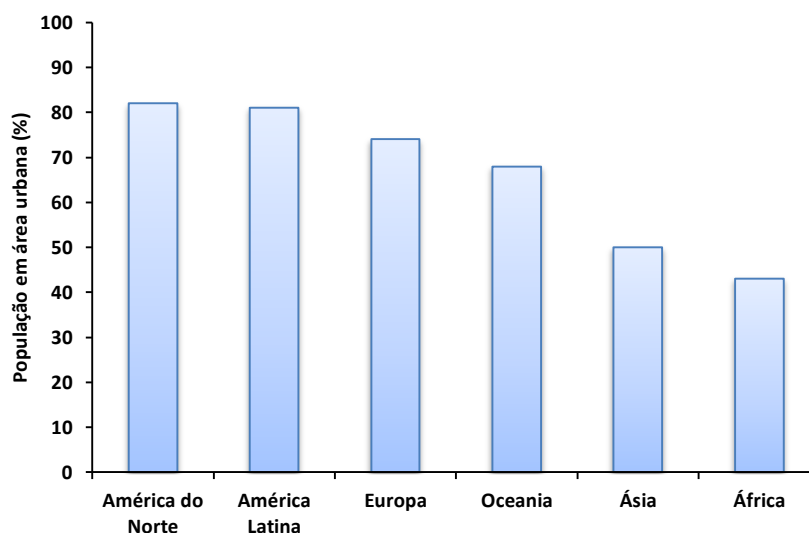
3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Impactos antrópicos nos ecossistemas aquáticos sob aspectos da urbanização

3.1.1 Considerações iniciais

A urbanização é um processo dominado pelo homem, caracterizado pelo crescimento territorial e populacional das cidades e associado à migração da população rural aos centros urbanos (e.g., êxodo rural). No que lhe concerne, o avanço antrópico sobre o meio ambiente tem impactado a biodiversidade, o ecossistema e o clima regional (GUO *et al.*, 2012). De acordo com Runde (2015), desde a segunda metade do século XX, a população urbana mundial vem aumentando de forma exponencial, seguindo um modelo de crescimento horizontal. Atualmente, em termos mundiais, 55% da população vive em área urbana, com projeções indicando 68% até 2050 (UNITED NATIONS, 2018). Tal mudança na densidade populacional das cidades pode resultar em inúmeras consequências aos cursos de água, que ainda não são completamente compreendidas (WU, 2014). A Figura 1 apresenta a porcentagem de pessoas residentes em área urbana por continente.

Figura 1 – Porcentagem de população em área urbana por continente em 2018



Fonte: Elaborado pelo autor com dados da United Nations (2018).

No ano de 2019, a população mundial atingiu 7,7 bilhões, valor correspondente ao acréscimo de aproximadamente um bilhão em relação ao ano de 2007, e dois bilhões desde 1994. A taxa de crescimento populacional atingiu seu pico entre 1965 e 1970, quando se

verificou o aumento anual de 2,1%. Desde então, a porcentagem vem diminuindo, chegando a 1,1% ao ano em 2019, com projeções de continuar caindo até o final deste século (XXI). Estima-se uma população mundial entre 9,4 e 12,7 bilhões para 2100 (UNITED NATIONS, 2019).

Cohen (2006) destacou que no início do século XX, apenas 16 cidades no mundo contavam com população acima de um milhão, localizadas majoritariamente em países industrialmente desenvolvidos. No começo deste século (XXI), mais de 400 cidades apresentaram esse número de habitantes, com 70% em países em desenvolvimento. No Brasil, o processo de ocupação apresentou crescimento significativo a partir da segunda metade do século XX, proporcionado por incentivos à industrialização e à construção industrial (KAUFFMANN, 2003). No que lhe diz respeito, o Brasil tem uma das maiores porcentagens de moradores em área urbana: aproximadamente 87% (2018), podendo chegar a 93% até 2050 (UNITED NATIONS, 2018). No último censo do IBGE, realizado em 2010, a taxa de urbanização do país foi correspondente a 84,36%, tendo as regiões Sudeste (92,95%) e Nordeste (73,13%) apresentado a maior e a menor taxa, respectivamente (IBGE, 2012).

Embora o crescimento populacional seja um processo que não se tenha total controle, o planejamento é imprescindível na garantia de qualidade de vida à população, em especial sobre a preservação dos cursos de água (SANTOS; RUFINO; BARROS FILHO, 2017). Os gestores do planejamento urbano e ambiental são constantemente desafiados a integrar dados urbanos e dos ambientes naturais para compreender as cidades e arquitetar o seu futuro. A apropriação descontrolada e não planejada do solo urbano (e.g., zonas de várzeas e regiões periféricas), além dos impactos ambientais, traz os danos mais visíveis à população (e.g., inundações e enchentes). Grande *et al.* (2014) inferiram que a percepção dos riscos ambientais pelos cidadãos não é tão óbvia, sobretudo para os que estão longe de tais problemas (i.e., relacionado ao poder aquisitivo).

Por sua vez, a disponibilidade de água de boa qualidade é fundamental para a sobrevivência humana, além da importância na economia (ROQUE; MATA; TIDON, 2013), em virtude de sua utilização em diversos setores, tais como: abastecimento público, indústria, recreação, agricultura e manutenção da fauna e da flora (FERREIRA *et al.*, 2017). Diversos trabalhos têm sido realizados de forma a quantificar a resposta dos cursos de água aos impactos antrópicos provocados pela expansão urbana, muitas vezes, maiores que a sua resiliência (TONG; CHEN, 2002; ROSEMOND; DURO; DUBÉ, 2009; MCDONALD *et al.*, 2011; ORTEGA; CARVALHO, 2013; MENEZES *et al.*, 2016; ZAMBRANO; POLETO; OLIVEIRA, 2017).

Em relação à água subterrânea, Tam e Nga (2018), em Hanoi, no Vietnã, verificaram a diminuição na disponibilidade desse recurso, principalmente, decorrente da exploração em excesso e, em menor intensidade, das mudanças na cobertura do solo. Quanto aos cursos de água superficiais, Zambrano *et al.* (2017) e Bega *et al.* (2020) inferiram que a má qualidade da água encontrada em um córrego brasileiro impactado por área urbana relacionava-se à cobertura do solo e à possível existência de ligações indevidas. Em termos quantitativos, McDonald *et al.* (2011) estudaram a disponibilidade hídrica nas maiores cidades mundiais, por meio de um modelo hidrológico que desconsiderou a qualidade da água. Os pesquisadores concluíram que 150 milhões de pessoas vivem em área urbana com disponibilidade menor que 100 L de água por pessoa por dia. Foi estimado, ainda, que em 2050, um bilhão de pessoas passe a contar com essa quantidade diária, além da escassez severa para mais de 100 milhões de habitantes. Portanto, entende-se ser necessário compreender a influência antrópica, principalmente relacionada às alterações no uso e ocupação do solo, sobre a quantidade e qualidade da água.

3.1.2 Mudança no uso e ocupação do solo

O processo de urbanização provoca mudanças no uso e ocupação do solo. Ele ocorre de maneira diferente entre cidades, conforme ilustrado na Figura 2. Os padrões de cobertura da superfície têm influência direta na qualidade das águas superficiais e subterrâneas da bacia hidrográfica (BU *et al.*, 2014; MENEZES *et al.*, 2014; DUPASA *et al.*, 2015; FIA *et al.*, 2015). Nas áreas urbanas, a cobertura pode estar vinculada à poluição orgânica, assim como por metais e nutrientes (KANG *et al.*, 2010; MENEZES *et al.*, 2016), o que pode prejudicar a oferta dos serviços ecossistêmicos (SE) provenientes dos cursos de água. Tais SE podem ser definidos como os benefícios diretos e indiretos que as pessoas obtêm dos ecossistemas (LIU *et al.*, 2019). A saber, os SE podem ser de fornecimento de recursos (e.g., água para consumo), suporte (e.g., ciclagem de nutrientes), regulação (e.g., purificação da água) e valores culturais (e.g., recreação).

No passado, antes da preocupação global com o meio ambiente, os ecossistemas eram negligenciados e pouco protegidos em virtude da inexistência da caracterização do seu valor e pela ideia de inesgotabilidade do recurso natural. No entanto, é notório que as mudanças no uso e ocupação do solo têm levado à deterioração da qualidade dos cursos de água em ambientes urbanos (SANDIFER *et al.*, 2015). Com as demandas econômicas e o acelerado desenvolvimento industrial e de aglomerados urbanos, as interferências humanas, de forma

prejudicial, nos ambientes aquáticos estão se tornando cada vez mais prevalentes (DENG; GIBSON, 2018; LIU *et al.*, 2019).

Figura 2 – Diferenças no processo de urbanização entre (A) Catania (Itália) e (B) Nova Délhi (Índia) (Altitude: 1 km)

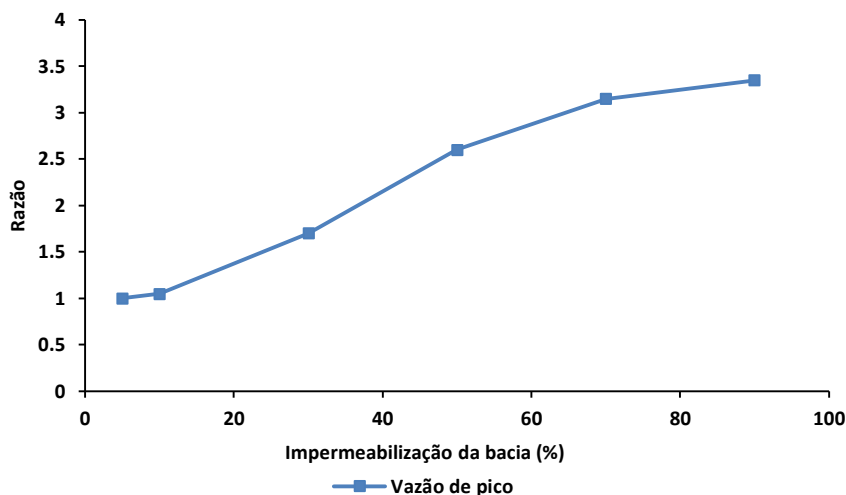


Fonte: Elaborado pelo autor com dados do Google Earth.

Os primeiros estudos das alterações no caminho das águas precipitadas por influência antrópica datam da década de 60 (LEOPOLD, 1968). Na sequência, houve o conhecimento de que a hidrologia urbana sofre, também, o impacto das interações físicas e em termos de gestão, além da impermeabilização, com o sistema de esgotamento sanitário, que por sua vez pode ser separado (e.g., Brasil) ou combinado com o sistema de águas pluviais (e.g., França). Ainda, a geração, o transporte e as consequências provenientes dos poluentes presentes em áreas urbanas passaram a ser estudadas nas três últimas décadas (FLETCHER; ANDRIEU; HAMEL, 2013). Mais recentemente, surgiram novas preocupações relacionadas aos danos causados pela utilização de pesticidas e hormônios e a falta de informações sobre os compostos emergentes, cujo efeitos nos cursos de água, refletidos na vida humana, ainda precisam ser devidamente explorados (SAUVÉ *et al.*, 2012; IDE *et al.*, 2013; LORENZO *et al.*, 2019).

O desenvolvimento das cidades brasileiras propicia, em geral, uma mudança abrupta na cobertura do solo, o que leva à alteração do ciclo hidrológico natural da bacia hidrográfica. A impermeabilização de uma fração do solo provoca a diminuição da infiltração da água precipitada, assim como o aumento do volume pluvial escoado superficialmente, responsável por: reduzir a recarga dos aquíferos; maximizar as vazões de pico nos cursos de água; e minimizar o tempo de resposta (VILLELA; MATTOS, 1975; TUCCI, 2009; VIEIRA *et al.*, 2009; FLETCHER; ANDRIEU; HAMEL, 2013; LIU *et al.*, 2015; LIU; BRALTS; ENGEL, 2015). A Figura 3 demonstra, por meio de um exemplo prático, como o aumento da área impermeabilizada de uma bacia hidrográfica influencia na vazão de pico.

Figura 3 – Efeito da urbanização (i.e., impermeabilização) na vazão de pico



Fonte: Adaptado de Guo (2013).

Nesse âmbito, Angrill *et al.* (2017) estudaram a variação do coeficiente de deflúvio (relação entre o volume escoado sobre o volume precipitado) em diferentes áreas urbanas, como calçadas, estacionamentos e pavimentos. Os valores do coeficiente encontrados estiveram entre 40 e 90%, o que indicou que as áreas urbanas não são 100% impermeáveis, mas sim possuem baixa permeabilidade. Para a elaboração do trabalho, os autores não desconsideraram a interceptação ocorrida em pequenas árvores nas localidades de estudo. Basicamente, três processos são responsáveis pela diminuição do valor desse coeficiente: *i*) infiltração natural decorrente de microfissuras no pavimento; *ii*) evaporação verificada nas micro-áreas de armazenamento do asfalto; e *iii*) retenção da água por absorção ou adsorção no próprio material permeável.

Do ponto de vista temporal, as oscilações na qualidade dos cursos de água podem refletir as formas de uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica (KALSCHEUR *et al.*, 2012). Ortega e Carvalho (2013) utilizaram o IQA_{CETESB} para avaliar os efeitos antrópicos em um curso de água impactado por área urbana, juntamente com o índice de transformação antrópica (ITA) para verificar as modificações ambientais na bacia hidrográfica ao longo dos anos. Os autores obtiveram que o uso do solo apresentou forte influência sobre a qualidade da água superficial, atribuindo o péssimo estado de conservação do curso de água ao desmatamento da vegetação ripária e ao cultivo de cana-de-açúcar. Por sua vez, a vegetação exerce as seguintes funções: controle da erosão, proteção dos ambientes aquáticos contra fontes poluidoras (i.e., pela filtragem e retenção de substâncias indesejáveis) e manutenção da

infiltração das águas de chuva (MENEZES, 2012). A cobertura vegetal diminui a velocidade da água pluvial escoada, favorecendo a infiltração.

As nascentes são fortemente influenciadas pela retirada da vegetação ripária, com reflexos na mudança de vazões. Nos casos extremos, a redução do fluxo pode significar o desaparecimento da nascente, a sua transformação em nascente temporária ou a sua migração para jusante (FELIPPE; MAGALHÃES JUNIOR, 2012). O Quadro 1 apresenta algumas das consequências verificadas nas nascentes devido aos impactos antrópicos.

Quadro 1 – Impactos ambientais urbanos e suas consequências para a dinâmica das nascentes

Impactos	Consequências gerais no sistema hídrico	Consequências para as nascentes
Impermeabilização do solo e retirada da cobertura vegetal	Aumento da quantidade e da velocidade do escoamento superficial. Redução da recarga dos aquíferos. Intensificação dos processos erosivos, assoreamento e inundações.	Descaracterização. Redução da vazão. Desaparecimento.
Resíduos líquidos e sólidos	Poluição das águas subterrâneas.	Redução na qualidade da água.
Retirada de água subterrânea	Rebaixamento do nível freático.	Redução da vazão. Desaparecimento.
Construções	Drenagem de nascentes. Aterramento.	Descaracterização. Desaparecimento.
Canalização de rios	Aumento da velocidade e da energia dos fluxos. Alteração no padrão de influência/eficiência dos rios.	Descaracterização. Redução da vazão.
Ilha de calor	Alteração no padrão das chuvas. Alteração no padrão de recarga.	Alteração da vazão.

Fonte: Adaptado de Felipe e Magalhães Junior (2009).

Santos, Rufino e Barros Filho (2017) destacaram, ainda, que o uso e ocupação do solo urbano sem um devido planejamento apresentam as seguintes consequências: *i)* sobrecarga no sistema de drenagem urbano (e. g., sarjetas, bueiros, bocas de lobo e canais); *ii)* acúmulo de resíduos sólidos nos sistemas de drenagem; *iii)* aumento da densidade urbana em determinadas zonas, especialmente as consideradas de baixo valor especulativo imobiliário. Este último pode gerar impactos positivos e/ou negativos no desenvolvimento urbano, maximizando a infraestrutura de uma cidade ou, por outro lado, causando a sua sobrecarga e degradando os cursos de água (ACIOLY; DAVIDSON, 2011). Desta forma, a qualidade das águas urbanas, entre outros fatores, outrora supracitados, fica sob influência do adensamento urbano e das práticas desenvolvidas pela população: lançamento de esgoto sanitário *in natura* nos cursos de água, mau manejo de resíduos sólidos e poluição gerada na superfície dos terrenos (i.e., difusa).

3.1.3 Poluição difusa

Os impactos provocados nos cursos de água pelo transporte e produção de poluentes nas bacias hidrográficas foram intensificados nos últimos 50 anos, sobretudo devido às alterações no uso e ocupação do solo para o desenvolvimento de práticas agrícolas e urbanas (RIVERS *et al.*, 2011). De acordo com Alberti *et al.* (2018), as causas de poluição em ambientes urbanos podem ser divididas em duas categorias: i) fonte pontual: corresponde ao lançamento localizado de efluentes; ii) fonte difusa: caracterizada pelo aporte intermitente e apresenta forte dependência das características da precipitação, além das áreas-fonte, não sendo possível determinar sua origem exata.

A poluição difusa ocorre em sua maioria pelo escoamento superficial em áreas agrícolas e urbanas, além da deposição atmosférica, sendo diretamente influenciada pelos seguintes fatores: geologia, morfologia da bacia, densidade populacional e intensidade e frequência dos eventos de precipitação (BRITES; GASTALDINI, 2007; ZHANG *et al.*, 2016; SMITH *et al.*, 2017). Durante a precipitação, as concentrações de poluentes resultantes no curso de água podem ser mais elevadas no início do evento (RIGHETTO; GOMES; FREITAS, 2017), devido ao fenômeno conhecido como primeira carga de lavagem (PCL). Righetto, Gomes e Freitas (2017) reforçaram o elevado potencial poluidor do deflúvio superficial em uma bacia urbana. Nos primeiros 30% do volume pluvial escoado ao curso de água, os autores observaram as seguintes porcentagens de massa de poluentes em relação ao volume total: ST (50%); sólidos suspensos (50%); e PT (41%).

As ligações indevidas (i.e., da rede predial de esgotamento doméstico na rede predial pluvial) e as deficiências na rede coletora de esgoto sanitário são importantes fontes de poluição em cursos de água urbanos. No entanto, por não estarem vinculadas ao escoamento superficial, muitos autores as consideram como pontuais, embora a sua quantificação seja tão difícil quanto a poluição difusa (WITHERS *et al.*, 2014). Além disso, Parenti, Pereira e Funari (2016) apresentaram outros tipos de cargas irregulares: efluentes de fossas sépticas, extravasamento na rede coletora de esgoto sanitário e produtos tóxicos despejados em bueiros.

Nas áreas urbanas, os veículos e as indústrias liberam poluentes na atmosfera, os quais chegam aos cursos de água pela ocorrência de eventos de precipitação, fenômeno denominado de deposição úmida. Por outro lado, a deposição seca caracteriza-se pelos poluentes encontrados sobre a superfície urbana, decorrentes, por exemplo, do desgaste de pavimentos, resíduos de construção civil, derramamento de óleos e destinação inadequada de resíduos sólidos e entulhos (PARENTI; PEREIRA; FUNARI, 2016). Por sua vez, as ruas, as sarjetas e

os telhados são os principais contribuintes de cargas poluidoras para o escoamento superficial urbano (RIGHETTO; GOMES; FREITAS, 2017).

Diante do quadro apresentado, fica evidente a importância da caracterização da poluição difusa na bacia hidrográfica, uma vez que possibilita entender o aporte de poluentes aos cursos de água durante os eventos de precipitação, permitindo delinear estratégias e ações para a sua mitigação. Todavia, somente nos países em que os problemas relacionados à poluição pontual foram sanados, ou em partes, que a poluição difusa se tornou devidamente abordada (PRODANOFF, 2005). Nas cidades brasileiras, essa vertente da qualidade da água passou a ser estudada a partir da década de 90. Por mais que algumas técnicas tenham sido implantadas para o seu controle, a poluição difusa ainda continua sendo uma grande ameaça à qualidade da água em nível mundial (UNEP, 2016; UNITED NATIONS, 2016). Novotny e Chertiers (1992) inferiram que o seu controle não deve ser realizado somente no efluente lançado, mas sim em toda a área-fonte.

As *Best Management Practices* (BMPs) são frequentemente utilizadas por gestores ambientais nas cidades a fim de atenuar os efeitos da poluição difusa sobre os cursos de água, envolvendo medidas estruturais e não estruturais (MOURA, 2013). Nas áreas urbanas, as BMPs têm sido empregadas juntamente com os moldes do *Low Impact Development* (LID), uma tecnologia alternativa para melhorar a qualidade da água nesses ambientes. Tais medidas buscam a retenção do volume pluvial escoado, por meio da utilização de áreas verdes de infiltração, possibilitando, assim, o tratamento da água antes do seu lançamento nas galerias de drenagem e nos cursos receptores.

As medidas não estruturais para o controle da poluição na fonte incluem ações de cunho social e administrativo, não havendo a necessidade de grandes obras, mas sim: programas educativos, legislação de zoneamento e de uso e ocupação do solo, programa de fiscalização, controle de ligações indevidas, manutenção periódica e adequada dos elementos estruturais, varredura e limpeza das vias públicas e elaboração de diretrizes para projetos de drenagem urbana (MOURA, 2013). De acordo com Tomaz (2006), uma correta limpeza das ruas e calçadas pode propiciar a diminuição de 80% dos poluentes que chegam aos cursos de água. Além disso, o autor destacou que duas varreduras entre o intervalo das precipitações são suficientes para que essa redução seja verificada.

Por outro lado, as medidas estruturais englobam obras de engenharia destinadas à retenção temporária do escoamento, podendo-se promover o tratamento da água (MOURA, 2013). As técnicas de controle a montante (no lote) são em geral utilizadas com as medidas estruturais, a fim de garantir que a água de chuva seja infiltrada o máximo possível *in loco* antes

de ser despejada nas galerias pluviais. Tais técnicas são aplicadas em áreas pequenas, entorno de 2 ha (ONTARIO, 2003). Comumente, são utilizadas trincheiras e bacias de infiltração (Tabela 1) com o intuito, além de qualitativo, de atuar na redução das vazões de pico em eventos de precipitação e elevar a recarga dos aquíferos.

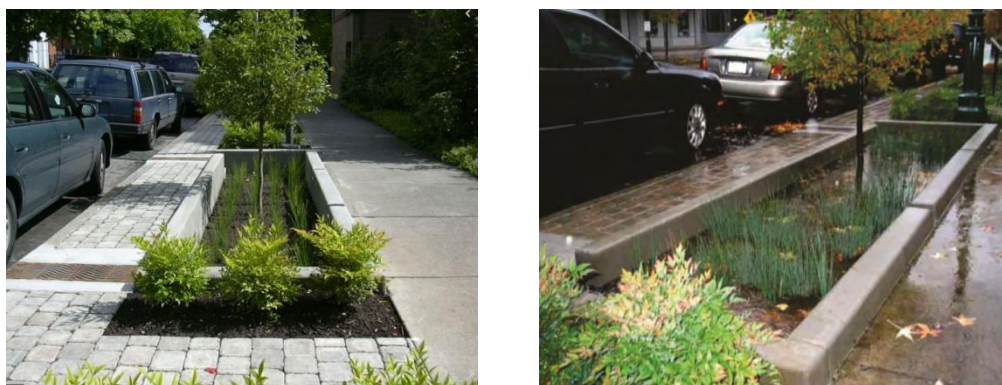
Tabela 1 – Remoção de poluentes por bacias de infiltração

Poluente	Faixa típica de remoção (%)
Sedimentos	75 - 90
PT	50 - 70
NT	45 - 60
DBO	70 - 80
Metais	75 - 90

Fonte: Schuele (1989) *apud* Parenti, Pereira e Funari (2016).

A Figura 4 apresenta um exemplo de BMP aplicado no manejo da água de chuva na cidade de Portland, nos Estados Unidos. Nesse caso, a água escoada na superfície armazenada na estrutura tende a ter uma maior infiltração, retenção, condução e evapotranspiração em comparação a calçadas convencionais (i.e., cimentadas: baixa permeabilidade). No entanto, para o seu funcionamento adequado é preciso o apoio da população e uma legislação urbana que garanta a obrigatoriedade da utilização dessas soluções em novas urbanizações (MOURA, 2013).

Figura 4 – Vala de infiltração implantada em uma cidade norte-americana



Fonte: Moura (2013).

A manutenção da vegetação ripária na extensão dos cursos de água e a construção de parques lineares (Figura 5), denominadas medidas compensatórias, também são essenciais para o controle da poluição difusa (NASCIMENTO; BAPTISTA, 2009). Na inexistência da vegetação ripária, os cursos de água ficam expostos e pode ocorrer a intensificação de processos

erosivos, o que pode provocar o assoreamento desses ambientes. Além disso, ressalta-se o comprometimento na recarga dos aquíferos, decorrente da diminuição da infiltração.

Figura 5 – Parque Tiquatira: primeiro parque linear de São Paulo



Fonte: Brito *et al.* (2017).

Quanto à quantificação da poluição difusa, com possível dano à vida humana, Silva *et al.* (2018) identificaram no município de Camocim de São Fenix (SP) concentrações elevadas de cádmio (Cd) ($>0,001 \text{ mg.L}^{-1}$), níquel ($> 0,025 \text{ mg.L}^{-1}$) e chumbo ($> 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$) em águas utilizadas para consumo humano e irrigação de culturas. Os valores observados excederam ao permitido pela legislação brasileira (BRASIL, 2005). Quando ingerido, na água ou em alimentos, o Cd pode causar envenenamento devido a sua alta toxicidade (MCGRATH *et al.*, 2009), além de ser um elemento cancerígeno, ocorrendo na agricultura por meio da utilização de fertilizantes e pesticidas (MANZINI *et al.*, 2010). Existem, também, pesquisas que abordaram a influência da poluição difusa superficial nas águas subterrâneas, por exemplo, a realizada por Azzellino *et al.* (2019) em uma cidade italiana. Os pesquisadores concluíram que as águas subterrâneas são afetadas em regiões altamente urbanizadas e em áreas agrícolas, sobretudo por efeitos de cargas difusas.

3.2 Índice de Qualidade das Águas: aplicações, indagações e tendências

Por séculos, as fontes de água superficial têm sido consideradas a base do desenvolvimento das áreas urbanas, agrícolas e industriais ao redor do mundo. Suas diferentes formas (e.g., rios, córregos, lagos, estuários e reservatórios) são fundamentais para recreação, atividades de pesca, navegação, abastecimento, entre outros diversos usos (JOHN *et al.*, 2014; NOORI *et al.*, 2019). Nas últimas décadas, as atividades antrópicas, desenvolvidas nas bacias hidrográficas, acompanhadas de processos naturais (erosão, efeitos sazonais e precipitação),

levaram os cursos de água a se sobrecarregarem com altos níveis de cargas de poluentes presentes na superfície terrestre (KAZI *et al.*, 2009; TIAN *et al.*, 2019).

Nesse sentido, informações sobre a qualidade da água bruta são primordiais para a escolha de técnicas a serem empregadas no seu tratamento e posterior distribuição ao consumidor. Oliveira *et al.* (2019) inferiram que atualmente é prática comum a utilização de índices numéricos para avaliar a qualidade da água em pontos específicos de cursos de água. Os métodos mais tradicionais envolviam apenas a aferição de parâmetros e a comparação dos valores obtidos com os limites normativos (NOORI *et al.*, 2019). Embora de simples aplicação, eles não proporcionavam uma visão ampla do estado de qualidade da água. Além disso, inúmeras variáveis eram requeridas, o que gerava uma restrição temporal e financeira para suas quantificações (AKOTEYON *et al.*, 2011; CHEN; YEH; WEI, 2012). A fim de resolver tal problema, os IQA foram criados, de forma a traduzir as informações contidas em vários parâmetros em apenas um valor, com pesos atribuídos conforme a sua influência no ambiente avaliado (ABBASI; ABBASI, 2012; RNJBAR *et al.*, 2016).

A primeira apresentação formal de um IQA foi feita por Horton em 1965 (OLIVEIRA *et al.*, 2019). Em 1970, um índice similar, baseado em pesquisas apoiadas pela *National Sanitation Foundation* (NSF), foi proposto, denominado IQA_{NSF} (BROWN *et al.*, 1970). Da análise de especialistas no assunto, nove parâmetros de interesse foram escolhidos, cada um com seu peso, variando de acordo com a sua importância, a saber: OD (17%), CT (15%), pH (12%), DBO (10%), fósforo total (10%), nitrato (10%), temperatura (10%), turbidez (8%) e ST (8%) (OLIVEIRA *et al.*, 2019). Ainda, curvas de variação para os parâmetros foram desenvolvidas em função da alteração que causam no curso de água em diferentes concentrações ou medidas. Desde a sua introdução ao meio científico, muitos trabalhos têm sido desenvolvidos utilizando o IQA_{NSF} ou sua atualização, buscando verificar a qualidade das águas superficiais (LIOU *et al.*, 2004; VASANTHAVIGAR *et al.*, 2010; MOHEBBI *et al.*, 2013; SIKDER *et al.*, 2015; MISAGHI *et al.*, 2017; EJOH *et al.*, 2018).

No Brasil, no ano de 1975, a CETESB adaptou a versão proposta pela NSF, recebendo o nome de IQA_{CETESB}, índice utilizado até hoje no estado de São Paulo (Tabela 2) (CETESB, 2017). Alguns parâmetros foram substituídos em relação ao IQA_{NSF}: fósforo total por PT e nitrato por NT (ANA, 2012). Com o passar das décadas, outros estados brasileiros aderiram ao IQA_{CETESB}. Atualmente, esse índice é considerado um dos principais indicadores de qualidade da água utilizado no país.

Tabela 2 - Pesos atribuídos aos parâmetros envolvidos no cálculo do IQA_{CETESB}

Parâmetro de qualidade da água (IQA_{CETESB})	Peso
OD	0,17
CT	0,15
pH	0,12
DBO	0,10
Temperatura	0,10
NT	0,10
PT	0,10
Turbidez	0,08
ST	0,08

Fonte: CETESB (2015).

De acordo com Oliveira *et al.* (2019), assim como outros índices, o IQA_{CETESB} tem suas limitações. Além de englobar um número muito limitado de parâmetros biológicos (1) e físico-químicos (8), verifica-se a sobreposição de alguns deles (i.e., fornecimento de informações similares): ST e turbidez, OD e DBO e, até mesmo, CT e DBO. Os pesquisadores destacaram, inclusive, que o IQA_{CETESB} não consegue avaliar a tratabilidade da água superficial, devido à inexistência de parâmetros como alga, cianobactéria, carbono orgânico total, magnésio e ferro.

Em relação à composição do IQA_{CETESB} , qualquer que seja a alteração realizada em algum dado de entrada (i.e., parâmetro) deve ser muito bem estudada (NOORI *et al.*, 2019). Por exemplo, o parâmetro CT, tipicamente mensurado em termos de um número mais provável (NMP), por meio da fermentação de tubo múltiplo, ou unidade formadora de colônia (UFC), por meio de técnicas de filtração por membrana. Embora o IQA_{CETESB} tenha sido baseado na utilização da UFC, em muitos estudos o parâmetro vem sendo estimado pelo método NMP. Noble *et al.* (2003) demonstraram que em virtude das diferenças metabólicas no processo, os valores para uma mesma amostra divergem quando aplicado as duas técnicas (NMP e UFC). Além disso, em algumas pesquisas, o parâmetro fosfato total (IQA_{NSF}) foi substituído por ortofosfato (PO_4^{3-}) (TIRI; LAHBARI; BOUDOUKHA, 2016; SHARIFINIA *et al.*, 2016; GUPTA; PANDEY; HUSSAIN, 2017), o que pode resultar em valores mais altos do índice, uma vez que a proporção utilizada corresponde a apenas uma parcela do total. A situação se repete com a utilização de sólidos totais dissolvidos ou suspensos, no lugar de ST (AZAMI *et al.*, 2015; TIRI; LAHBARI; BOUDOUKHA, 2016; GUPTA; PANDEY; HUSSAIN, 2017). Os dois isoladamente não são equivalentes a concentração de ST.

A fim de verificar a modificação que ocorre no valor do IQA_{NSF} quando os parâmetros não originais ou diferentes métodos de análise são aplicados, Noori *et al.* (2019) conduziram

alguns experimentos. Em relação à utilização de PO_4^{3-} e sólidos totais suspensos no lugar de fosfato total e ST, os autores observaram uma melhora na qualidade da água do curso avaliado. Para o PO_4^{3-} , o número de locais de amostragem com qualidade Boa, Regular e Ruim, na estação chuvosa, mudaram de 1 para 3, 9 para 10, e 3 para 0, respectivamente. No que diz respeito aos sólidos totais suspensos, os autores obtiveram uma alteração de 1 para 4, 9 para 8, e 3 para 1, respectivamente. Do emprego do parâmetro sólidos totais dissolvidos e do método NMP para quantificação dos CT, não foram obtidas mudanças significativas.

De forma a lidar com as incertezas e com a não linearidade de parâmetros ambientais, métodos estatísticos são frequentemente empregados para determinar os parâmetros mais adequados ou, até mesmo, criar novos índices (e.g., Quadro 2) (OLIVEIRA *et al.*, 2019), podendo variar, por exemplo, com as condições específicas da localidade ou do curso de água.

Quadro 2 - Trabalhos com aplicação de métodos estatísticos para composição de novos IQA

Autores (ano)	Aplicação	Número de variáveis	Resultados principais
Gharibi <i>et al.</i> (2012)	Barragem Manloo (Irã)	20	Um índice mais restritivo foi desenvolvido. O resultado foi comparado com o IQA_{NSF} e o $\text{IQA}_{\text{Canadense}}$ (IQA_C).
Wu <i>et al.</i> (2018)	Bacia Hidrográfica do Lago Taihu (China)	11	Desenvolvimento de um IQA baseado na Regressão Linear. O efeito da sazonalidade foi observado.
Mahmoodabadi e Arshad (2018)	Rio Karoun (Irã)	9	Criação de um IQA por meio do uso da técnica Neuro-Difusa, com 70% dos dados para treinamento e 30% para o teste.
Tripathi e Singal (2019)	Rio Ganga (Índia)	9	Um IQA foi desenvolvido com base na Análise de Componentes Principais, a qual proporcionou uma redução de 28 para 9 parâmetros.

Fonte: Adaptado de Oliveira *et al.* (2019).

No âmbito da aplicabilidade dos IQA, Krishan *et al.* (2016) classificaram a qualidade da água de fontes superficiais de rios indianos como Boa para o uso doméstico e inferiram que as áreas agrícolas e industriais da região podem influenciar na qualidade da água. Tian *et al.* (2019) conduziram um estudo em um rio chinês, no qual, por meio do uso de um índice, puderam verificar a influência de poluentes orgânicos e inorgânicos na qualidade da água. Os autores associaram os resultados obtidos aos diferentes uso e ocupação do solo e a taxa de aplicação de fertilizantes na região. Ademais, os valores do IQA estimados na estação chuvosa (verão) foram mais altos em comparação aos obtidos na estação de estiagem (outono e primavera), justificado pelo fato do escoamento pluvial superficial diluir os poluentes no curso

de água. Por fim, os pesquisadores puderam sugerir localidades e épocas do ano para melhor aplicar fertilizantes, tendo em vista a saúde ecológica do ecossistema aquático.

Em termos nacionais, trabalhos abordando a metodologia proposta pela CETESB são frequentemente publicados. Pessoa, Orrico e Lordêlo (2018) monitoraram a qualidade da água de um rio que passa por dez cidades na Bahia. Apenas sete contavam com Sistema Público de Esgotamento Sanitário (SES). Os autores verificaram que as cidades com SES e com o maior número de habitantes apresentaram os menores valores de IQA_{CETESB} , podendo estar associado à maior quantidade de habitantes nas cidades, o que resultou em um volume maior de esgoto gerado, possivelmente despejado no rio. Santos *et al.* (2018) caracterizaram a qualidade da água de uma rede de drenagem em uma bacia no Sergipe. Os resultados obtidos possibilitaram classificar os cursos de água em Regular (2,5%), Bom (92,5%) e Ótimo (5,0%). Os maiores valores do IQA_{CETESB} foram encontrados em áreas bastante visitadas nos fins de semana e feriados. Eles concluíram que as fontes de contaminação antrópica contribuirão, a longo prazo, para a degradação dos cursos de água classificados com Boa qualidade.

3.3 O uso da cafeína como traçador antrópico em cursos de água urbanos

O crescimento desordenado e aleatório das grandes cidades brasileiras contribui para que os cursos de água recebam grande quantidade de esgoto, fato agravado pela existência de ligações indevidas frequentemente realizadas (ANDREOLI *et al.*, 1999). A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), em novembro de 2017, divulgou uma matéria, na qual afirmava que 1,4 milhão de litros de esgoto era descartado de forma irregular na cidade de São Paulo por mês. Além disso, mais de 50 mil imóveis localizados na cidade lançavam esgoto bruto em córregos e fossas, mesmo havendo a rede de coleta disponível (SABESP, 2017). Para verificar a presença de ligações indevidas nas residências, os agentes utilizaram corante, despejados nos vasos sanitários. Após o acionamento da descarga, verificava-se o ramal predial pluvial (Figura 6). Caso houvesse a identificação do efluente de coloração azul, comprovava-se tais ligações.

Outros fatores também propiciam a deterioração dos cursos de água em ambiente urbano: degradação da vegetação ripária, degradação do solo, aumento do consumo de água potável, despejo de resíduos sólidos nas margens e dentro dos cursos de água e a ineficiência dos sistemas de tratamento de esgotos existentes (ZARPELON, 2011). Ademais, existe o consumo de novos produtos lançados no mercado e o aumento da demanda por outros (IDE *et al.*, 2013). Novas substâncias químicas e não regulamentadas, que não eram detectadas ou

consideradas como um risco ambiental (e.g., compostos emergentes), têm sido utilizadas em pesquisas científicas com o objetivo de relacionar a sua presença ao despejo de esgotos domésticos nos cursos de água (SODRÉ *et al.*, 2007; MIZUKAWA *et al.*, 2019). Essas substâncias são de grande preocupação, pois apresentam ocorrência extensiva, possível risco à saúde humana e potencial de toxicidade para o ambiente aquático (IDE *et al.*, 2013). Embora sejam encontradas em baixas concentrações, da ordem de $\mu\text{g. L}^{-1}$ e ng. L^{-1} , os seus efeitos aos organismos humanos não podem ser negligenciados, dado que algumas dessas substâncias possuem características acumulativas nos tecidos humanos, o que pode resultar em efeitos crônicos nocivos à saúde (LIN *et al.*, 2010).

Figura 6 – Aplicação de corante na verificação de ligações indevidas



Fonte: SABESP (2017).

Atualmente, a legislação brasileira relativa à qualidade da água não aborda, sistematicamente, poluentes relacionados aos hábitos de consumo humano, como a cafeína, presentes nas águas residuárias (MIZUKAWA *et al.*, 2019). Desta forma, a escassez de informações sobre as fontes e o destino dos contaminantes impede avanços na política de proteção da água, uma vez que a identificação das origens da poluição desempenha um papel fundamental na concepção e adoção de medidas adequadas (KURISSERY *et al.*, 2012). Por sua vez, o constante aprimoramento das técnicas analíticas (i.e., métodos mais sensíveis e precisos) tem permitido a detecção de baixas concentrações de contaminantes nos cursos de água, possibilitando, assim, o avanço em pesquisas relacionadas à avaliação da qualidade das águas destinadas à recreação e ao consumo humano (TERNES, 2001; SUI *et al.*, 2010). Os métodos analíticos mais empregados para a quantificação e detecção desses contaminantes emergentes são as cromatografias líquida e gasosa (GÓMEZ *et al.*, 2009; IDE *et al.*, 2013).

Por mais que tradicionalmente são utilizados parâmetros microbiológicos, físicos e químicos para determinar a qualidade das águas, os contaminantes emergentes (e.g., fármacos,

pesticidas e cafeína) podem ser empregados como traçadores de atividades antrópicas (MIZUKAWA *et al.*, 2019). A presença de cafeína ($C_8H_{10}N_4O_2$) no curso de água indica que o ambiente sofreu algum tipo de contribuição antrópica, confirmando a entrada de esgotos domésticos (FERREIRA, 2005; PEELER *et al.*, 2006). Devido ao amplo uso dessa substância, além de ser um composto estável em diferentes condições ambientais, apresentando alta solubilidade ($27 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$), baixo coeficiente de partição octanol-água (-0,07), massa molecular de 194,191 e volatilidade insignificante, é esperada uma alta persistência no ambiente aquático (KURISSERY *et al.*, 2012). A biodegradação é o principal mecanismo para a eliminação da cafeína (BUERGE *et al.*, 2003).

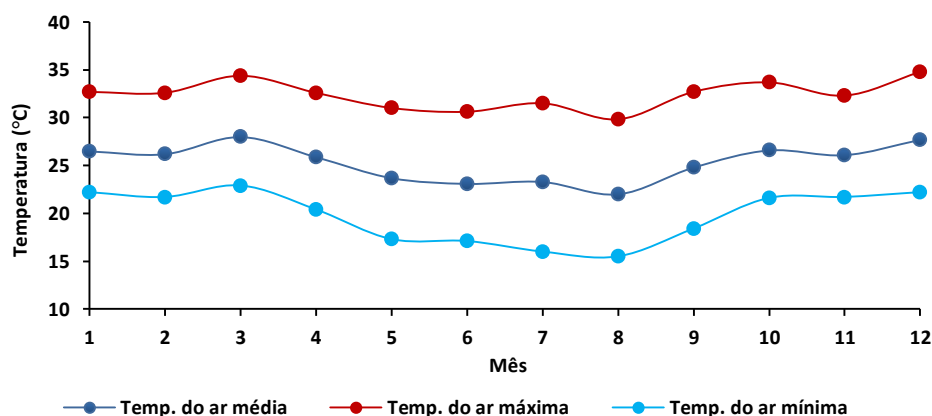
A cafeína (1,3,7-trimetilxantina) é usada como estimulante, comumente encontrada em café, chás, refrigerantes e chocolates (IDE *et al.*, 2013), produtos consumidos diariamente pela maior parte da população. Ela também está presente em uma variedade de medicamentos e moduladores de apetite. Levando-se em consideração todas as fontes, o consumo médio *per capita* de cafeína é de aproximadamente $200 \text{ mg} \cdot \text{dia}^{-1}$ (BARONE; ROBERTS, 1996). Ao ser consumida em diferentes produtos, a sua maior parte é metabolizada em teofilina, teobromina, paraxantina e ácido 1,3,7-trimetilúrico (REGAL *et al.*, 1998). Apenas uma pequena parcela permanece intacta após ser excretada (entre 0,5 e 10%) (BUERGE *et al.*, 2003), principalmente na forma de urina, que acaba chegando ao sistema de esgotamento sanitário (HUKKANEN; JACOB; BENOWITZ, 2005). A cafeína se decompõe sob condições naturais, como a exposição à radiação solar, com a taxa de decaimento podendo ser reduzida pela proteção da luz e pela refrigeração. Por fim, a sua taxa de meia-vida de 30 dias suporta o seu uso como indicador de fonte de poluição (PEELER, 2004).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo

A pesquisa foi desenvolvida no município de Ilha Solteira, região noroeste do Estado de São Paulo, localizado entre as coordenadas geográficas 51°06'35" O e 20°38'44" S, tendo a população de 25.144 habitantes, residente, em sua maioria, no perímetro urbano (23.506) (IBGE, 2012). A área territorial da cidade corresponde a 659,0 km², dos quais 4,3 km² pertencem à área urbana (IBGE, 2012). Os municípios limítrofes são: Três Lagoas (MS), Itapura, Pereira Barreto, Selvíria (MS), Suzanápolis, Rubinéia e Andradina. De acordo com a classificação de Köppen, o clima do local caracteriza-se como semiúmido (Aw), marcado por estiagem no inverno e chuvas intensas no verão (ALVARES *et al.*, 2013). O índice pluviométrico da cidade é da ordem de 1.300 mm por ano, predominantemente concentrado no período de novembro a março (80%) (ALVARES *et al.*, 2013). Em relação à temperatura do ar, Ilha Solteira (SP) apresenta uma média de 25,3°C (CLIMA FEIS, 2020). Todavia, as temperaturas divergem bastante do valor médio, sobretudo as máximas (Figura 7), consideradas as mais altas do Estado.

Figura 7 – Temperatura média do ar mensal na cidade de Ilha Solteira (SP) no ano de 2019



Fonte: Elaborado pelo autor com dados do CLIMA FEIS.

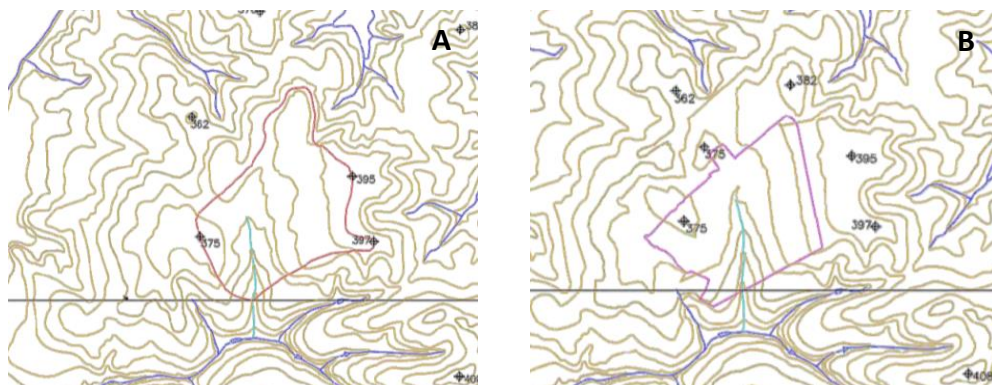
A região de Ilha Solteira faz parte da Província Geomorfológica do Planalto Ocidental, apresentando relevo colinoso, representado pelas rochas sedimentares do Grupo Bauru, tendo as seguintes características dos solos predominantes: Latossolo Vermelho (rico em sesquióxido), Argiloso Vermelho Eutrífico, Argissolo Vermelho-Amarelo e Neossolo Quartzarênico (LIMA *et al.*, 2004; EMBRAPA, 2018). A vegetação natural remanescente é

composta por mata úmida e floresta latifoliada semidecídua ou mata seca (SANTOS; HERNANDEZ, 2013).

O Plano Diretor da cidade conta com uma proposta bem consolidada. Observa-se uma boa organização territorial urbana, nos moldes de um plano de uso e ocupação do solo, o que pode ser verificado nos traçados das ruas e na divisão de loteamentos e bairros. No que diz respeito ao gerenciamento dos recursos hídricos, o município divide-se em 10 microbacias: São Bento, Paraná, Três Irmãos, São José dos Dourados, Limoeiro, Pernilongo, Lagoas, Onça, Anta e Paraíso. As microbacias São José dos Dourados, Pernilongo e Lagoas abrangem o perímetro urbano de Ilha Solteira (SP) (ORTEGA, 2011).

O monitoramento ambiental foi conduzido em um córrego de primeira ordem impactado por área urbana (Sem Nome), inserido em uma sub-bacia (Sem Nome) da microbacia Lagoas, de forma a elucidar a degradação ocorrida nesse ambiente. O córrego Sem Nome tem a sua nascente na sub-bacia do Córrego Sem Nome (3,47 km²). A Figura 8 apresenta a área de estudo e os pontos de amostragem escolhidos. Conforme pode ser observado, a delimitação da sub-bacia segue o traçado das ruas (i.e., linhas retas), responsáveis por limitar a região de encaminhamento das águas pluviais, em virtude das mudanças no relevo do município para ajustar à necessidade antrópica (i.e., pela implantação do núcleo urbano) (Figura 9).

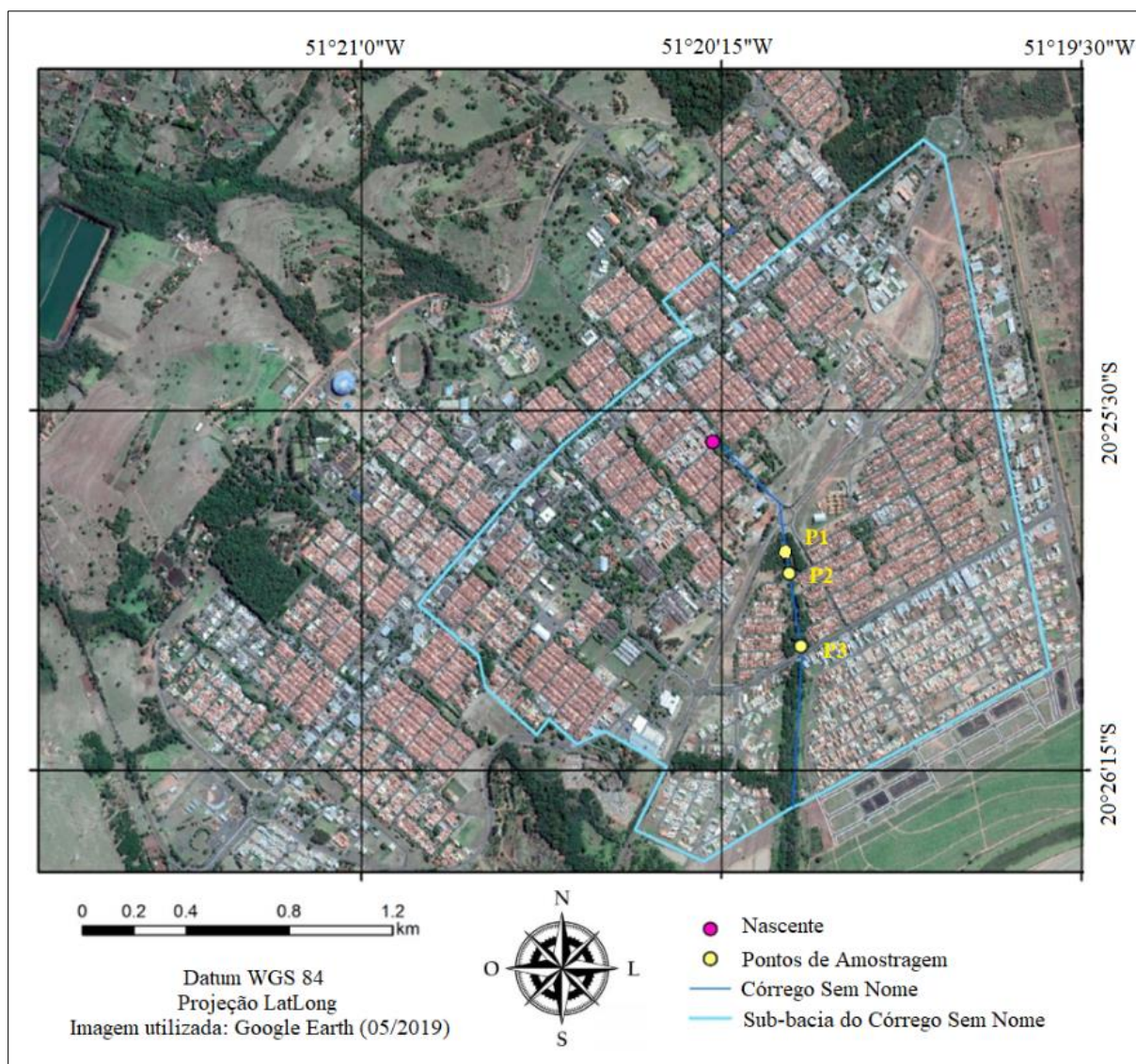
Figura 9 – Limite da sub-bacia do Córrego Sem Nome (A) antes da ocupação urbana e (B) no ano de 2009



Fonte: Adaptado de Santim (2010).

Em relação ao relevo da sub-bacia, destaca-se a sua baixa declividade, com valores que, em sua maioria, não ultrapassam 3%. No geral, as inclinações observadas se encontraram entre 0,5 e 5%, sendo a parte mais íngreme aferida na proximidade do exutório.

Figura 8 – Sub-bacia do Córrego Sem Nome e os pontos de amostragem escolhidos para avaliar a qualidade da água em um córrego impactado por área urbana



Fonte: Elaborado pelo autor.

A população do município tem acesso à coleta de resíduos sólidos orgânicos três vezes na semana e, também, conta com a coleta seletiva uma vez por semana. No entanto, nos dias de amostragem foi observado a presença de resíduos sólidos (e.g., sacolas plásticas, fraldas, brinquedos e garrafas) nas margens e dentro do córrego. Embora haja a disponibilidade de coleta, alguns moradores ainda apresentam falta de conscientização ambiental, pois houve o seu descarte de forma irregular (i.e., presença no córrego). Pela Figura 10, pode-se observar a situação ordinária que tem sido verificada no córrego Sem Nome.

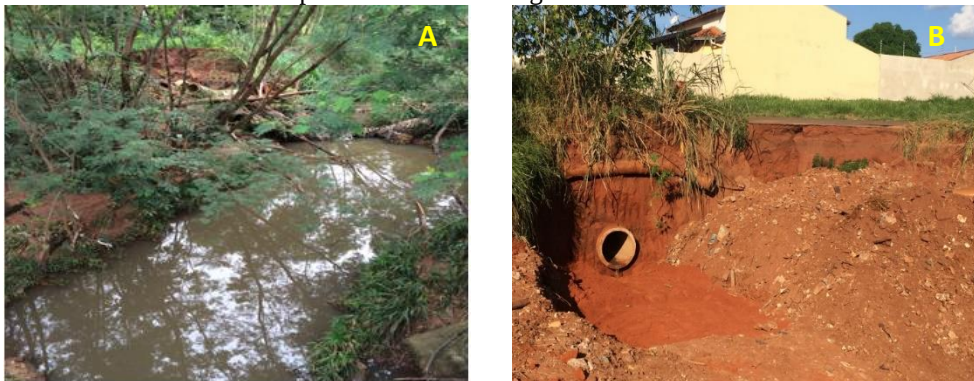
Figura 10 – Resíduos sólidos encontrados nas margens e no corpo receptor de drenagem



Fonte: Elaborado pelo autor.

A vegetação ripária no entorno do córrego se encontra parcialmente degradada e o talude, em grande parte de sua extensão, com solo exposto (Figura 11A), o que favorece a erosão de sedimentos. Verificou-se, também, a inexistência de manutenção das obras de drenagem municipal, responsáveis por encaminhar o volume pluvial precipitado ao curso de água receptor. Ilha Solteira (SP) apresenta inúmeros problemas de erosão, principalmente nos pontos finais das galerias de águas pluviais (Figura 11B).

Figura 11 – (A) Vegetação ripária parcialmente degradada, talude com solo exposto e (B) ponto de erosão na proximidade do córrego Sem Nome



Fonte: Elaborado pelo autor.

O córrego Sem Nome não se encontra enquadrado no licenciamento ambiental dos corpos de água superficiais (BRASIL, 2005). Portanto, adotou-se a classe em função dos usos preponderantes mais exigentes a Classe 2, até que a autoridade outorgante tenha informações necessárias à sua definição.

4.2 Partes constituintes da pesquisa

O presente trabalho abordou o monitoramento de um córrego impactado por área urbana do município de Ilha Solteira (SP) (córrego Sem Nome), no qual buscou-se avaliar as variações espacial e temporal de parâmetros físico-químicos e biológicos de qualidade da água. Para tanto, o IQA_{CETESB} foi utilizado como o norteador do estudo. Procurou-se, ainda, mensurar concentrações de cafeína, uma vez que não existem dados desse tipo para o córrego monitorado, importantes para verificar o possível lançamento de esgoto *in natura* (e.g., ligações indevidas). Todas as análises laboratoriais foram realizadas no laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (FEIS/UNESP).

A pesquisa foi dividida em três etapas, apresentadas na sequência:

i) Avaliação da qualidade da água do córrego nas duas últimas décadas. O ponto P1 tem uma série histórica de dados para os anos de 2002 (POLETO, 2003) e 2011 (ORTEGA, 2011), o que possibilitou entender a influência das práticas antrópicas e o avanço da malha urbana sobre o ambiente aquático. Os detalhes estão descritos no item 4.2.1.

ii) Monitoramento da variabilidade dos parâmetros envolvidos no cálculo do IQA_{CETESB} e do próprio índice ao longo do dia, durante o período de doze meses, em dois pontos de amostragem (P2 e P3). A análise do IQA_{CETESB} ao longo do dia trata-se de algo novo no âmbito científico, dado que não existem trabalhos desse tipo publicados. Os procedimentos adotados são apresentados no item 4.2.2.

iii) Verificação da cafeína como indicador de poluição de cursos de água urbanos por esgotos domésticos. Nessa etapa, buscou-se mensurar as concentrações de cafeína na água do córrego, nos pontos P2 e P3, para amostras coletadas nos anos de 2017 e 2018, com o objetivo de inferir a existência de ligações indevidas na área de estudo. A metodologia adotada segue descrita no item 4.2.3.

4.2.1 Avaliação da qualidade da água do córrego Sem Nome entre os anos de 2002, 2011 e 2019

4.2.1.1 Ponto de amostragem

O ponto P1 (Figura 12; Tabela 3) foi escolhido a fim de responder questões sobre a possível degradação do córrego entre as décadas, pois conta com uma série de dados. Poletto (2003) e Ortega (2011) conduziram seus projetos de mestrado em cursos de água localizados no município de Ilha Solteira (SP), mais precisamente na sub-bacia hidrográfica do Córrego do Ipê. Ambos pesquisadores avaliaram a qualidade da água no ponto P1 do córrego Sem Nome. O trabalho de Ortega (2011) foi uma atualização do Poletto (2003).

Figura 12 – Ponto P1 nos anos de (A) 2002, (B) 2011 e (C) 2019



Fonte: (A) e (B): Ortega (2011); (C) Elaborado pelo autor.

Tabela 3 – Dados de elevação e localização do ponto P1

Ponto de amostragem	Elevação (m)	Latitude	Longitude
P1	358	20°25'46"S	51°20'07"W

Fonte: Elaborado pelo autor.

Por se tratar de uma localidade do córrego que nem sempre apresenta vazão não nula, a depender da sazonalidade, optou-se por estudar a qualidade da água em um ponto 10 m a

jusante do local avaliado por Poletto (2003) e Ortega (2011). A mudança deve-se, também, à canalização de parte do córrego (Figura 12C). O aumento da pressão antrópica ao longo dos anos prejudicou a sua perenidade, visto que na época de estiagem o canal transporta somente o volume proveniente da drenagem urbana. Observou-se que mesmo sem a ocorrência de precipitação, o fluxo de água na galeria pluvial sempre existiu.

4.2.1.2 Período e frequência de amostragem

As amostras foram coletadas sempre entre 7h30 e 10h30, seguindo o horário das coletas de Poletto (2003) e Ortega (2011), realizadas uma vez ao mês, durante o período compreendido entre março e agosto de 2019 (Tabela 4).

Tabela 4 – Informações sobre as datas da coleta, horário de amostragem e respectivas estações do ano durante o período de amostragem no ponto P1

Data da coleta	Dia da semana	Hora da coleta	Estação do ano
28/03/2019	Quinta-feira	9h30	Outono
25/04/2019		9h35	
23/05/2019		9h26	
27/06/2019		9h10	
25/07/2019	Terça-feira	8h00	Inverno
20/08/2019		8h07	

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2.2 Variabilidade do IQA_{CETESB} e de seus parâmetros ao longo do dia

4.2.2.1 Pontos de amostragem

De forma a permitir quantificar e verificar as mudanças na qualidade da água entre os períodos do dia em um córrego impactado por área urbana, os pontos P2 e P3 (Figura 13; Tabela 5) foram escolhidos. Eles foram selecionados por apresentarem algumas características que indicaram um estágio avançado de degradação do córrego, aferidas por meio de uma visita *in situ* antes do início da pesquisa. Dentre elas, pode-se citar o mau cheiro, inferindo a possível existência de ligações indevidas, e, também, o estado de conservação do entorno do córrego: vegetação ripária parcialmente degradada e presença de resíduos sólidos em suas margens. Ademais, ambos os pontos contam com uma série de dados referentes aos anos de 2015 (P3), 2016 (P3), 2017 (P2 e P3) e 2018 (P2 e P3), levantados por Zambrano (2018) e Bega (2018), podendo ser utilizados para comparação com os dados da presente pesquisa.

Figura 13 – Pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 5 – Dados de elevação e localização dos pontos P2 e P3

Ponto de amostragem	Elevação (m)	Latitude	Longitude
P2	356	20°25'50"S	51°20'06"W
P3	348	20°25'60"S	51°20'06"W

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2.2.2 Período e frequência de amostragem

As coletas foram realizadas às 8h00, 14h00 e 19h00 (Tabela 6). Por meio da amostragem nos três períodos do dia, procurou-se obter hábitos da população, que por sua vez influenciam na qualidade da água do córrego, como, por exemplo, pela utilização de detergentes em maior quantidade na parte da manhã, o que pode elevar a concentração de PT no próprio período, ou posterior (tarde), na existência de ligações indevidas. Além disso, o monitoramento nos três horários do dia possibilita encontrar fontes específicas de poluição, muitas vezes não perceptíveis em apenas uma amostragem diária.

Tabela 6 – Informações sobre as datas da coleta, frequência de amostragem e respectivas estações do ano durante o período de amostragem (2019 e 2020) nos pontos P2 e P3

Data da coleta	Dia da semana	Frequência de amostragem	Estação do ano
28/03/2019	Quinta-feira	8h00 – 14h00 – 19h00	Outono
25/04/2019			
23/05/2019			Inverno
27/06/2019			
25/07/2019			
20/08/2019	Terça-feira		Primavera
23/09/2019	Segunda-feira		
18/10/2019	Sexta-feira		
25/11/2019	Segunda-feira		
13/12/2019	Sexta-feira		Verão
28/01/2020	Terça-feira		
28/02/2020	Sexta-feira		

Fonte: Elaborado pelo autor.

No que lhe diz respeito, o monitoramento sazonal (i.e., entre os meses) dos cursos de água permite identificar mudanças na qualidade da água com o regime pluviométrico local. Ademais, auxilia na compreensão dos efeitos da poluição difusa e pontual sobre o ambiente aquático, visto que a primeira depende exclusivamente da ocorrência de eventos de precipitação (i.e., carreamento dos poluentes presentes na atmosfera e na superfície dos terrenos aos cursos de água receptores). Para tal, as análises foram realizadas nos três períodos do dia, uma vez ao mês.

4.2.3 Análise das concentrações de cafeína na água do córrego Sem Nome

O procedimento empregado na preparação das amostras de água do córrego para estimativa da cafeína foi o da microextração líquido-líquido dispersiva (DLLME). As vantagens da técnica utilizada são: *i*) simplicidade de operação; *ii*) alta eficiência de extração; *iii*) rapidez; e *iv*) baixo custo (MARTINS *et al.*, 2012). Para a sua realização, seguiu-se o método proposto por Martins *et al.* (2012):

- 1) Nos tubos de ensaio, do tipo cônico, contendo 25,0 mg de cloreto de sódio (NaCl), foram adicionados 5,0 mL de amostra de água provenientes dos pontos de coleta;
- 2) Os tubos foram submetidos ao vortex (agitação por três minutos para a diluição do NaCl);
- 3) Posteriormente, foram adicionados 500 µL de metanol (agente dispersor) e 500 µL de tetracloreto de carbono (agente extrator);
- 4) As amostras foram submetidas novamente ao vortex por três minutos;
- 5) Na sequência, foi realizada a centrifugação dos tubos cônicos a uma rotação de 3.500 RPM por três minutos.
- 6) Com o uso de uma micro-seringa de 100 µL, a fração orgânica de cada amostra, contendo a cafeína, foi transferida para tubos de ensaios devidamente etiquetados;
- 7) Os tubos foram colocados em um bloco digestor para secagem a 50 °C;
- 8) A ressuspensão das amostras foi realizada com 300 µL de metanol;
- 9) Por fim, foram injetados 25,0 µL de cada amostra no cromatógrafo líquido.

Para a identificação da cafeína, utilizou-se um cromatógrafo líquido de alta eficiência (HPLC), modelo Shimadzu (Figura 14), provido de duas bombas, LC-20AT e LC-20AD, um injetor Rheodyne (Rohnert Park, CA, USA) munido com uma válvula do tipo loop de 20 mL, um detector SPD-M20A (Prominence Diode Array Detector) com comprimento de onda de 222

nm e o software LCSolution. A coluna cromatográfica usada foi: Column Zorbax ODS C18 (150 mm x 4.6 mm ID, partículas de 5,0 μm) (AMÉRICO, 2010).

Figura 14 – HPLC (Shimadzu) utilizado nas análises de cafeína



Fonte: Elaborado pelo autor.

A eluição de gradiente é utilizada na separação cromatográfica com a função de aumentar a força da fase móvel, principalmente quando dois solutos possuem variedade de fatores de retenção. Os gradientes utilizados para as análises de cafeína (SRDJENOVIC *et al.*, 2008) estão demonstrados na Tabela 7.

Tabela 7 – Gradientes de eluição para a cafeína

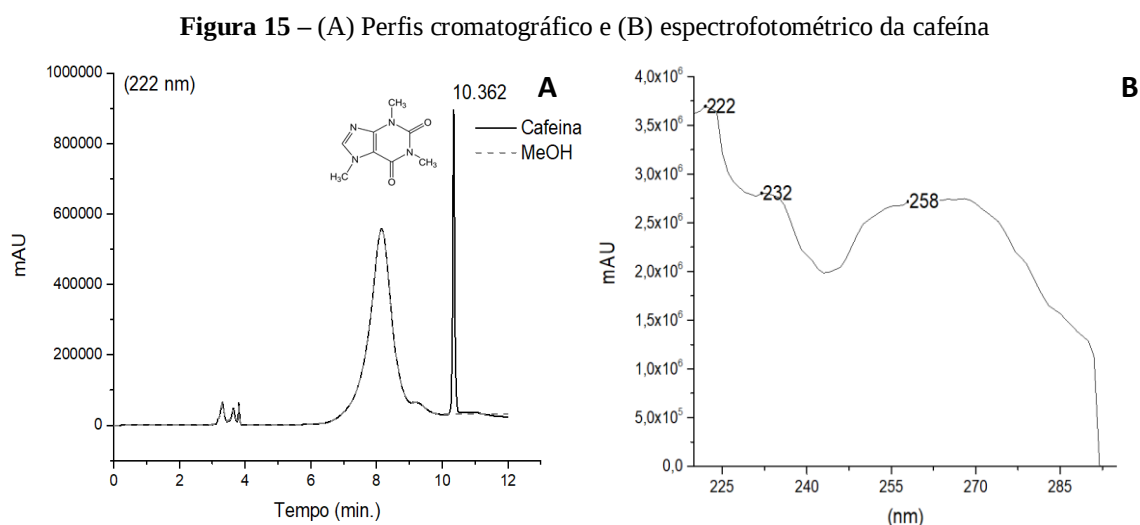
Gradiente	Cafeína	
	Tempo (minuto)	Fase móvel
MeOH	0,01	10
H ₂ O Milli-Q	0,01	90
MeOH	8,00	90
H ₂ O Milli-Q	8,00	10
MeOH	9,00	90
H ₂ O Milli-Q	9,00	10
MeOH	10,00	10
H ₂ O Milli-Q	10,00	90
MeOH	11,00	Finalização

H₂O Milli-Q acidificada com ácido trifluoracético (0,01% v/v), MeOH: metanol.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O método empregado para elaborar a curva analítica foi o da junção entre os limites de detecção (LD: 0,055 $\mu\text{g. L}^{-1}$) e de quantificação (LQ: 0,17 $\mu\text{g. L}^{-1}$) (AMÉRICO, 2010). A curva analítica de cafeína foi obtida por meio de uma solução contendo 100 mg. L^{-1} . A partir desta, foi executada a diluição na proporção de 1:1, obtendo-se as concentrações desejadas de 50, 25, 12,5 e 6,5 mg. L^{-1} ($R^2 = 0.9972$).

Os perfis cromatográficos constituem os resultados da análise cromatográfica. Eles permitem fazer a identificação e a quantificação dos picos cromatográficos (fármacos, cafeína e outros compostos orgânicos ou não) que estão presentes nas amostras. A confirmação dos compostos orgânicos somente pode ser feita pela análise do seu perfil espectrofotométrico. Os perfis cromatográfico e espectrofotométrico para a cafeína, realizados por meio da cromatografia qualitativa em amostras do córrego Sem Nome, encontram-se apresentados nas Figuras 15A e 15B, respectivamente.



Fonte: Elaborado pelo autor.

4.3 Coleta das amostras

Para a coleta das amostras foram utilizadas duas garrafas de polietileno de 1L, uma para análise dos parâmetros físico-químicos e biológicos no laboratório e outra para a sua conservação e posterior avaliação das concentrações de cafeína. A conservação foi realizada pelo uso de 1 mL de ácido sulfúrico 95-97% em 300 mL de água do córrego Sem Nome, congelada até a sua análise.

O único parâmetro medido *in loco* foi a temperatura. A análise do OD foi iniciada em campo com o intuito de evitar a depleção de seu valor até ser avaliado no laboratório. Para tanto, foram necessários dois conta-gotas de 1 mL, um frasco de Winkler e as soluções de sulfato manganoso e álcali-iodeto-azida. A metodologia adotada na coleta, transporte e armazenamento das amostras seguiu o que está descrito no “Guia nacional de coleta e preservação das amostras – água, sedimentos, comunidades aquáticas e efluentes líquidos” (CETESB, 2011).

4.4 Análise dos parâmetros envolvidos no cálculo do IQA_{CETESB}

Utilizou-se nas análises a metodologia do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). Os parâmetros avaliados foram: temperatura (°C), turbidez (NTU), ST (mg.L⁻¹), pH, DBO (mg.L⁻¹), OD (mg.L⁻¹), NT (mg.L⁻¹), PT (mg.L⁻¹) e CT (NMP/100 mL).

O Quadro 3 apresenta uma síntese dos métodos, materiais e equipamentos utilizados.

Quadro 3 – Síntese das metodologias

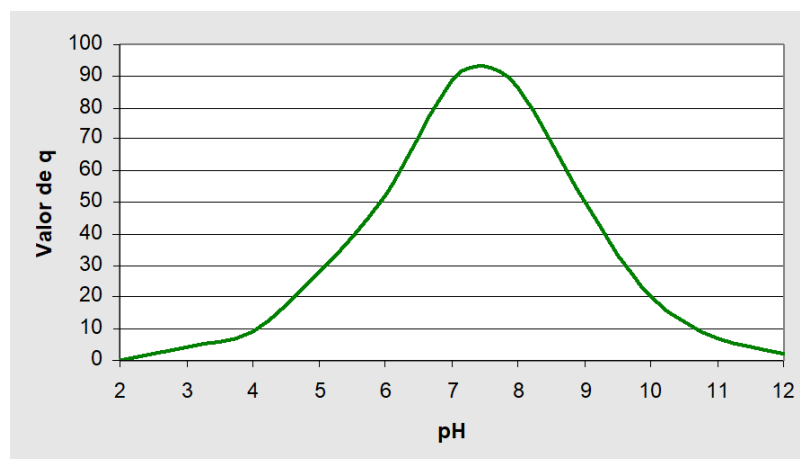
Parâmetro	Método	Precisão	Materiais e equipamentos utilizados
pH	Eletrométrico	0,01	- pHmetro Digimed DM-22 - Béquer
Temperatura	Dilatação volumétrica	0,1	- Termômetro de mercúrio
Turbidez	Nefelométrico	0,01	- Turbidímetro Hach 2100AN - Cubeta
DBO	Método de Winkler modificado - Teste de DBO _{5,20}	0,1	- Frascos de Winkler - Bureta - Suporte universal - Pipetas de 2 ml - Pera de sucção - Balão de Erlenmeyer - Balão volumétrico de 1000 ml
OD	Método de Winkler modificado		
NT	Hach 10071	0,1 / 1,0	- COD Reactor Hach - Espectrofotômetro Hach DR/2000 - Kit de nitrogênio total Hach - Pipeta automática
PT	Colorimétrico – Digestão com persulfato	0,01	- Espectrofotômetro FEMTP 600S - COD Reactor Hach - Tubos de ensaio - Pipetas volumétricas de 10 ml - Pipeta automática - Pera de sucção
CT	Placas Petrifilm 3M – Contagem de <i>E.Coli</i>	100 coliformes / 100 mL	- Placas Petrifilm 3M - Estufa de cultura - Pipeta automática
ST	Gravimétrico	1,0	- Cadinho porcelana Chiarotti 50 ml - Balança analítica SHIMADZU AY220 - Estufa Marconi MA033 - Dessecador Pyrex 200mm - Mufla

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.5 Cálculo do IQA_{CETESB}

No cálculo do IQA_{CETESB} cada parâmetro tem um peso atribuído (w), fixado em função da sua importância para a conformação da qualidade da água. Conforme pode ser observado na Tabela 2, as variáveis OD ($w = 0,17$) e CT ($w = 0,15$) são as mais relevantes para o estudo, uma vez que a primeira representa a manutenção da vida no ecossistema aquático, além de ser utilizada nos processos degradativos aeróbios. Por outro lado, os CT (constituídos principalmente por *E. coli*, exclusivamente de origem fecal) podem indicar o despejo de esgotos domésticos. Além do w , um valor de qualidade (q) é atribuído a cada parâmetro, obtido do gráfico de qualidade em função de sua concentração ou medida, como exemplificado pelo parâmetro pH demonstrado na Figura 16.

Figura 16 – Curva de variação do parâmetro pH



Fonte: CETESB (2015).

Tendo-se os valores de w e q , executa-se o cálculo do IQA_{CETESB} , aplicando o produtório, de acordo com a Equação 1.

$$IQA_{CETESB} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

na qual:

IQA : Índice de Qualidade das Águas, que varia de 0 a 100;

q_i : qualidade do i -ésimo parâmetro, entre 0 e 100, que varia de acordo com o gráfico de qualidade;

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, entre 0 e 1, de tal forma que a somatória dos pesos seja 1.

Por fim, obtém-se a qualidade da água do ambiente aquático analisado pelo uso da classificação por intervalos de valores de IQA_{CETESB} em uma faixa de 0 a 100 (Quadro 4).

Quadro 4 - Classificação das faixas de IQA_{CETESB}

Intervalo de valores	Avaliação da Qualidade da Água
80 – 100	Ótima
52 – 79	Boa
37 – 51	Regular
20 – 36	Ruim
0 – 19	Péssima

Fonte: CETESB (2015).

Na presente pesquisa, o cálculo do IQA_{CETESB} foi realizado com a utilização da Planilha Eletrônica Excel disponibilizada por Von Sperling (2014).

4.6 Índices pluviométricos

A precipitação que ocorre no dia de coleta das amostras, assim como em dias anteriores, pode influenciar nos resultados obtidos, pois os poluentes presentes na atmosfera e na superfície dos terrenos são carregados com a ocorrência de tal fenômeno. Assim, dados de índices pluviométricos foram retirados do banco de dados da Área de Hidráulica e Irrigação vinculada à FEIS/UNESP (clima.feis.unesp.br).

4.7 Forma de análise dos resultados

Os dados obtidos foram analisados de forma descritiva pelo cálculo das médias, mínimos, máximos e desvio padrão. Foram elaborados gráficos e tabelas que facilitaram a visualização e interpretação dos resultados. Além disso, foi realizada uma análise de conformidade dos parâmetros com a Resolução CONAMA nº 357/05 (BRASIL, 2005). Plotou-se, também, gráficos do tipo boxplot, de forma a representar a distribuição de cada variável. Aplicou-se, ainda, análises de regressão linear múltipla entre os parâmetros e o IQA_{CETESB} , buscando aferir o nível de correlação. O teste de hipótese ANOVA *One-Way* foi empregado para validar ou rejeitar a significância da variabilidade do índice estudado ao longo do dia. Para

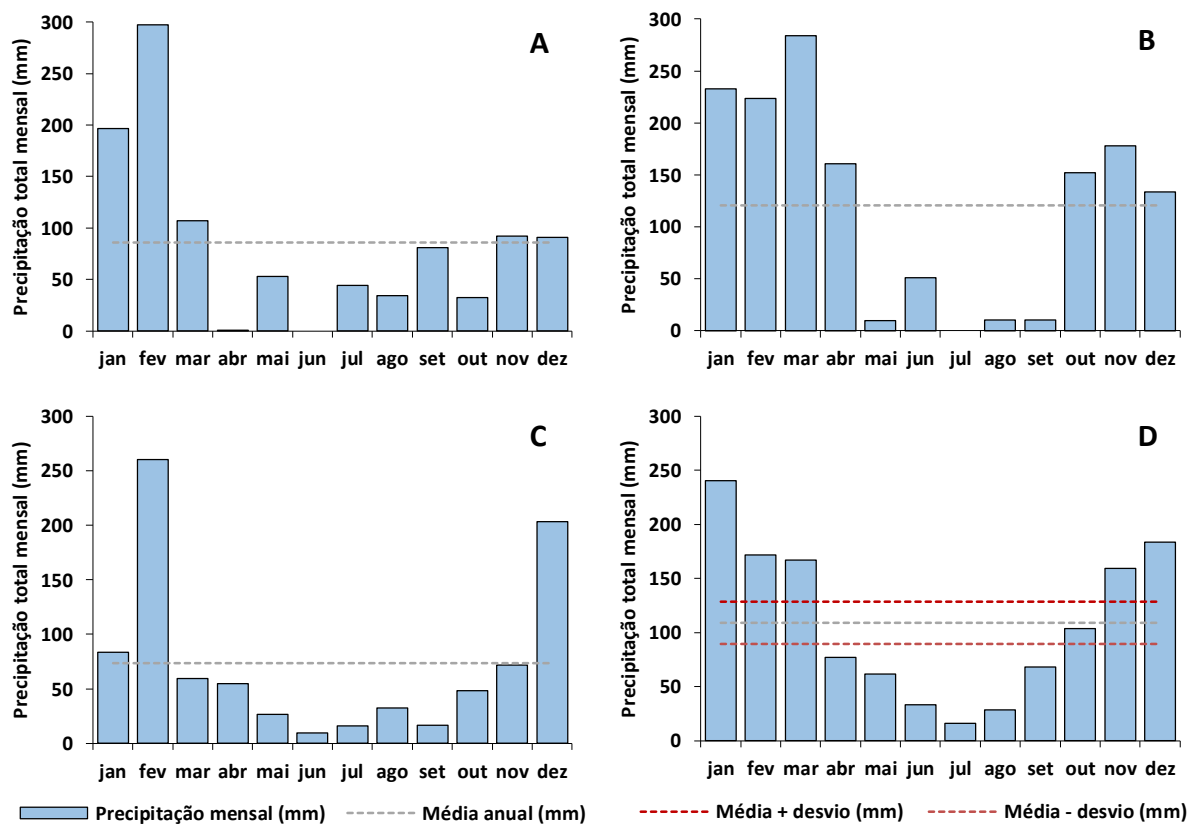
tanto, o teste complementar de Tukey foi utilizado. Por fim, foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA), técnica estatística multivariada que transforma um conjunto de variáveis originais em outro de mesma dimensão. Os componentes principais (PC) são estimados com o objetivo de reter, em ordem de estimação, o máximo de informação relacionada à variação total contida nos dados (Souza *et al.*, 2020). As análises estatísticas foram realizadas no *software OriginPro2015*.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Índices pluviométricos

Todo o escoamento superficial gerado na sub-bacia do Córrego Sem Nome converge para o córrego Sem Nome, seja de forma direta ou por meio das galerias pluviais. A quantificação dos eventos de precipitação ocorridos no dia de amostragem e em dias anteriores auxilia na compreensão dos resultados encontrados para os parâmetros físico-químicos e biológicos. Em uma abordagem inicial, a análise da distribuição das precipitações anuais possibilita averiguar os padrões de ocorrência dos eventos e permite, ainda, obter uma previsibilidade do comportamento climático, o que funciona como uma ferramenta de planejamento para os gestores ambientais e áreas afins. A Figura 17 apresenta os histogramas de precipitação total mensal para os anos de 2002, 2011 e 2019, além da média mensal histórica entre os anos de 1992 e 2019, para o município de Ilha Solteira (SP).

Figura 17 – Precipitação total mensal (mm) no município de Ilha Solteira (SP) para os anos de (A) 2002, (B) 2011 e (C) 2019 e (D) a média histórica mensal entre os anos de 1992 e 2019



Fonte: Elaborado pelo autor com dados do CLIMA FEIS.

A precipitação total mensal, nos anos de 2002, 2011 e 2019, sempre foi inferior a 297 mm (Figura 17A, B e C). Os meses mais chuvosos foram fevereiro de 2002 (297 mm) e 2019 (260 mm) e março de 2011 (284 mm). Por outro lado, os meses mais secos foram junho de 2002 (0 mm) e 2019 (9,7 mm) e julho de 2011 (0 mm). O mês de fevereiro apresentou em todos os períodos precipitações maiores que a média histórica ($109 \pm 19,6$ mm). De modo geral, pela análise da série histórica, os meses de outubro a março foram caracterizados como período chuvoso e de abril a setembro como período de estiagem. São nos meses de estiagem que ocorre o maior acúmulo de poluentes na superfície do solo entre dois eventos de precipitação, o que pode provocar um alto aporte de poluentes aos cursos de água receptores. Além disso, Ortega (2011) destacou que as precipitações que ocorrem até três dias antes da amostragem têm influência direta nos resultados obtidos de qualidade da água. Diante dessa afirmação, tais dados foram levantados para os períodos abordados na presente pesquisa (Tabela 8).

Tabela 8 - Precipitação diária (mm) ocorrida nos dias de amostragem de Poletto (2003), Ortega (2011) e pelo autor da presente pesquisa

Dia/Mês	D0	D1	D2	D3	Dia/Mês	D0	D1	D2	D3
2002					2019				
27/03	0,0	0,0	0,0	43,2	28/03	0,0	0,0	0,0	0,0
24/04	0,0	0,0	0,0	0,0	25/04	0,0	0,0	0,0	2,0
29/05	0,0	0,0	0,0	0,0	23/05	0,0	0,0	0,0	0,0
26/06	0,0	0,0	0,0	0,0	27/06	0,5	0,3	0,0	0,0
23/07	0,5	19,3	16,0	0,0	25/07	0,0	0,0	0,0	0,0
21/08	0,0	0,0	0,0	0,0	20/08	0,0	0,0	0,0	0,0
2011					23/09	0,0	0,0	0,0	2,3
28/03	2,3	0,0	0,0	0,0	18/10	0,0	0,0	0,0	5,1
21/04	0,0	0,0	0,0	0,0	25/11	0,0	0,5	24,6	0,0
22/05	0,0	0,0	0,0	0,0	13/12	4,8	6,4	19,8	12,2
19/06	0,0	0,0	0,0	0,0	2020				
17/07	0,0	0,0	0,0	0,0	28/01	0,0	0,0	0,0	0,0
07/08	0,0	0,0	0,0	0,0	28/02	0,0	0,3	13,5	5,6

D0: dia de amostragem; D1, D2 e D3: um, dois e três dias antes da amostragem, respectivamente.

Fonte: Elaborado pelo autor com dados do CLIMA FEIS.

Poletto (2003) e Ortega (2011) conduziram suas pesquisas durante cinco meses no período de estiagem e um mês no período chuvoso, o que contribuiu nas baixas precipitações diárias observadas (Tabela 8), majoritariamente nulas. Portanto, a precipitação não teve influência na qualidade da água na maioria dos meses avaliados pelos autores (aproximadamente 85%) e pelo presente estudo, no mesmo período para o ano de 2019. A princípio, os poluentes lançados no córrego que independem da ocorrência de eventos de precipitação para o seu transporte (e.g., esgoto proveniente de ligações indevidas) foram os principais responsáveis por alterar a qualidade da água entre os meses de março e agosto.

5.2 Avaliação da qualidade da água do córrego Sem Nome entre os anos de 2002, 2011 e 2019

Os dados obtidos de forma a caracterizar e classificar a qualidade da água de um córrego impactado por área urbana nos últimos 17 anos serão apresentados e discutidos nesse item. O intuito foi abordar os principais aspectos que levaram à mudança na qualidade da água. A Tabela 9 apresenta dados de estatística descritiva dos parâmetros monitorados, como valor mínimo, valor máximo, média e desvio padrão.

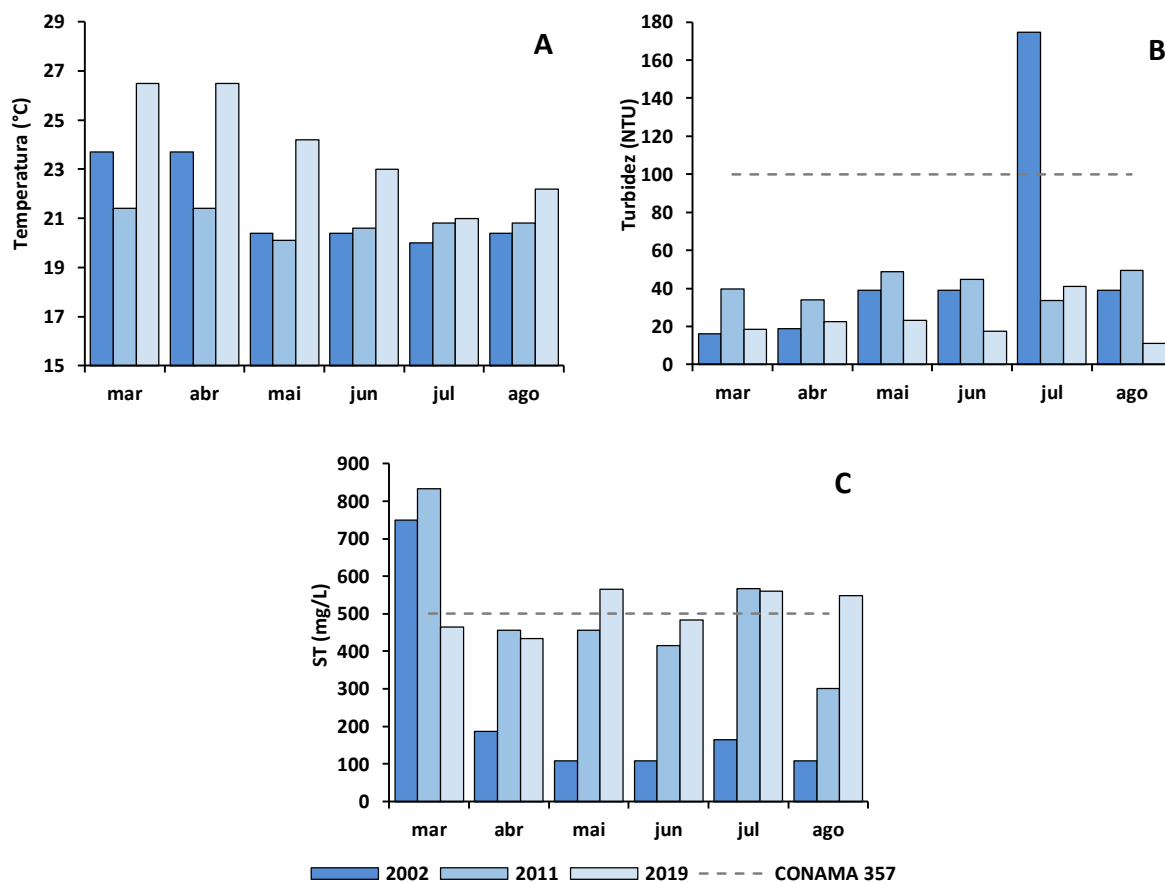
Tabela 9 – Estatística Descritiva dos parâmetros de qualidade da água monitorados no ponto P1 do córrego Sem Nome durante o período de março a agosto de 2002, 2011 e 2019

Parâmetro	Ano	Valor mínimo	Valor máximo	Média	Desvio padrão
Temperatura (°C)	2002	20,0	23,7	21,4	± 1,6
	2011	20,1	21,4	20,9	± 0,5
	2019	21,0	26,5	23,9	± 2,1
Turbidez (NTU)	2002	16,2	174,7	54,5	± 54,6
	2011	33,5	49,5	41,7	± 6,5
	2019	11,2	41,1	22,3	± 9,3
ST (mg. L ⁻¹)	2002	108	749	237	± 231
	2011	301	833	505	± 166
	2019	434	566	509	± 51
pH	2002	7,04	7,68	7,36	± 0,19
	2011	6,02	7,01	6,71	± 0,35
	2019	7,40	8,10	7,75	± 0,25
OD (mg. L ⁻¹)	2002	6,34	7,31	6,53	± 0,35
	2011	1,60	6,09	3,91	± 1,73
	2019	1,22	3,85	1,73	± 0,86
DBO (mg. L ⁻¹)	2002	11,0	60,0	38,0	± 14,4
	2011	15,0	63,0	46,1	± 16,4
	2019	28,4	52,7	41,9	± 8,7
NT (mg. L ⁻¹)	2002	0,0	11,0	7,3	± 4,1
	2011	1,6	11,0	4,9	± 3,3
	2019	3,3	10,9	6,4	± 2,8
PT (mg. L ⁻¹)	2002	0,17	10,00	3,89	± 4,18
	2011	0,30	1,40	0,53	± 0,39
	2019	0,47	1,35	0,95	± 0,36
CT (<i>E. coli</i>) (NMP/100 mL)	2002	3,2E+03	1,8E+05	4,2E+04	± 6,2E+04
	2011	0,0E+00	1,2E+02	5,2E+01	± 5,0E+01
	2019	5,0E+04	4,1E+06	1,2E+06	± 1,4E+06

Fonte: Elaborado pelo autor.

O IQA_{CETESB} contempla três parâmetros físicos, a saber: temperatura, turbidez e ST. As Figuras 18 e 19 apresentam a variação dos valores de tais parâmetros no período de amostragem compreendido entre março e agosto de 2002, 2011 e 2019.

Figura 18 – Variação temporal dos parâmetros (A) temperatura, (B) turbidez e (C) ST no córrego Sem Nome entre os meses de março e agosto de 2002, 2011 e 2019



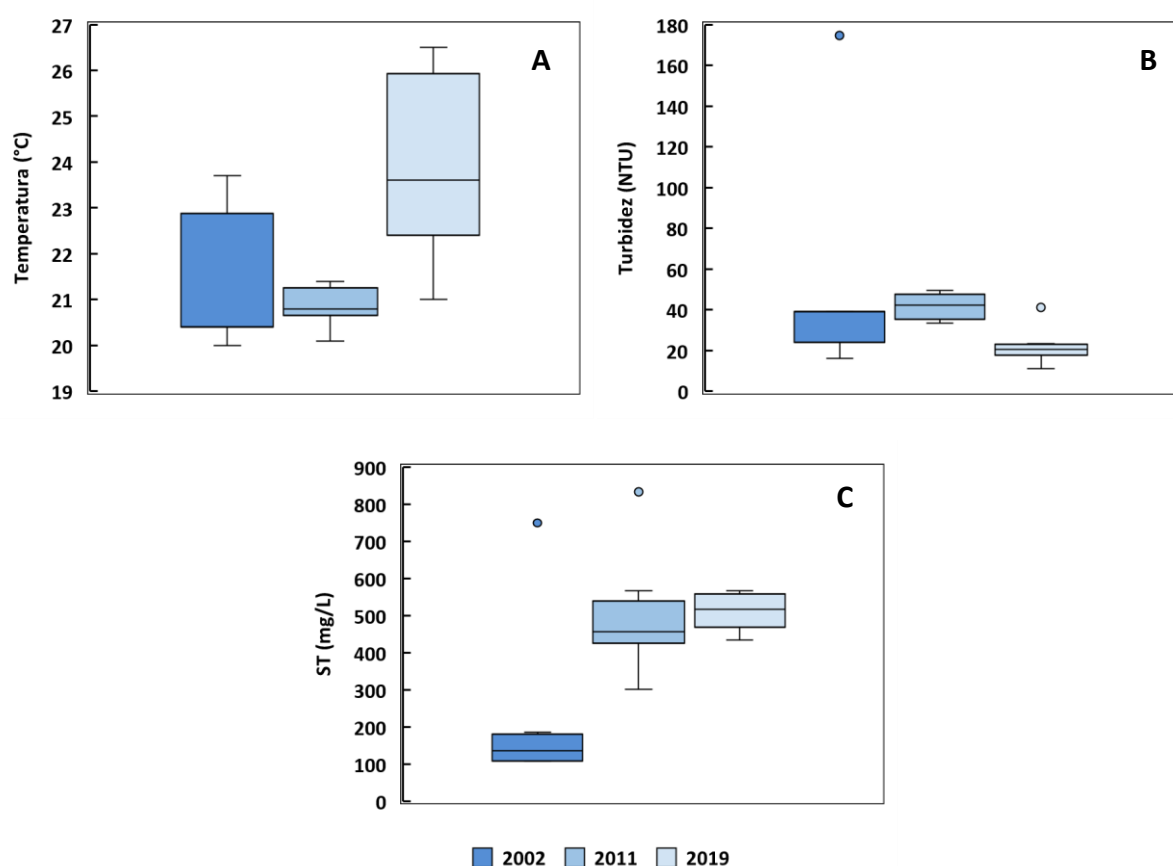
Fonte: Elaborado pelo autor.

A temperatura da água atingiu os maiores valores nos meses de março e abril. As oscilações encontradas estiveram de acordo com o regime climático normal da região, também verificado por Oliveira *et al.* (2008) e Menezes *et al.* (2016). Por sua vez, a temperatura média da água foi menor para os anos de 2002 (21,4°C) e 2011 (20,9°C) em comparação com 2019 (23,9°C). Além disso, a precipitação média anual diminuiu significativamente de 2011 (120 mm) para 2019 (74 mm), o que pode ter contribuído, juntamente com a degradação da mata ciliar (i.e., menos sombreamento), para o aumento da temperatura da água. Von Sperling (2005) inferiu que com a elevação da temperatura, ocorre o aumento das taxas de reações químicas e biológicas e, ainda, a diminuição da solubilidade dos gases, podendo gerar mau cheiro devido à liberação de odores desagradáveis. Embora verificado nas coletas da presente pesquisa, Poletto (2003) e Ortega (2011) não relataram problemas de mau cheiro.

Em geral, os valores encontrados para turbidez no ano de 2019 (média: 22,3 NTU) foram menores que os aferidos em 2002 (41,7 NTU) e 2011 (54,5 NTU). No mês de julho, Poletto (2003) encontrou o valor de 174,7 NTU (*outlier*, Figura 19B). No dia de amostragem e

nos dois anteriores, foi verificada a maior precipitação no período de estudo (35,8 mm, Tabela 8). Na ocorrência de precipitação, os sedimentos podem ser erodidos da superfície da sub-bacia e atingir o córrego, elevando o valor de turbidez (HANNOUCHE *et al.*, 2011). Ademais, a chuva pode causar a ressuspensão de materiais depositados no leito do canal, aumentando a disponibilidade de sólidos dissolvidos. Mudanças sazonais não foram observadas. Quando de origem não natural, a turbidez pode, ainda, estar associada às atividades antrópicas (e.g., despejo de efluentes).

Figura 19 – Valores de (A) temperatura, (B) turbidez e (C) ST no córrego Sem Nome, no período de março a agosto de 2002, 2011 e 2019. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.

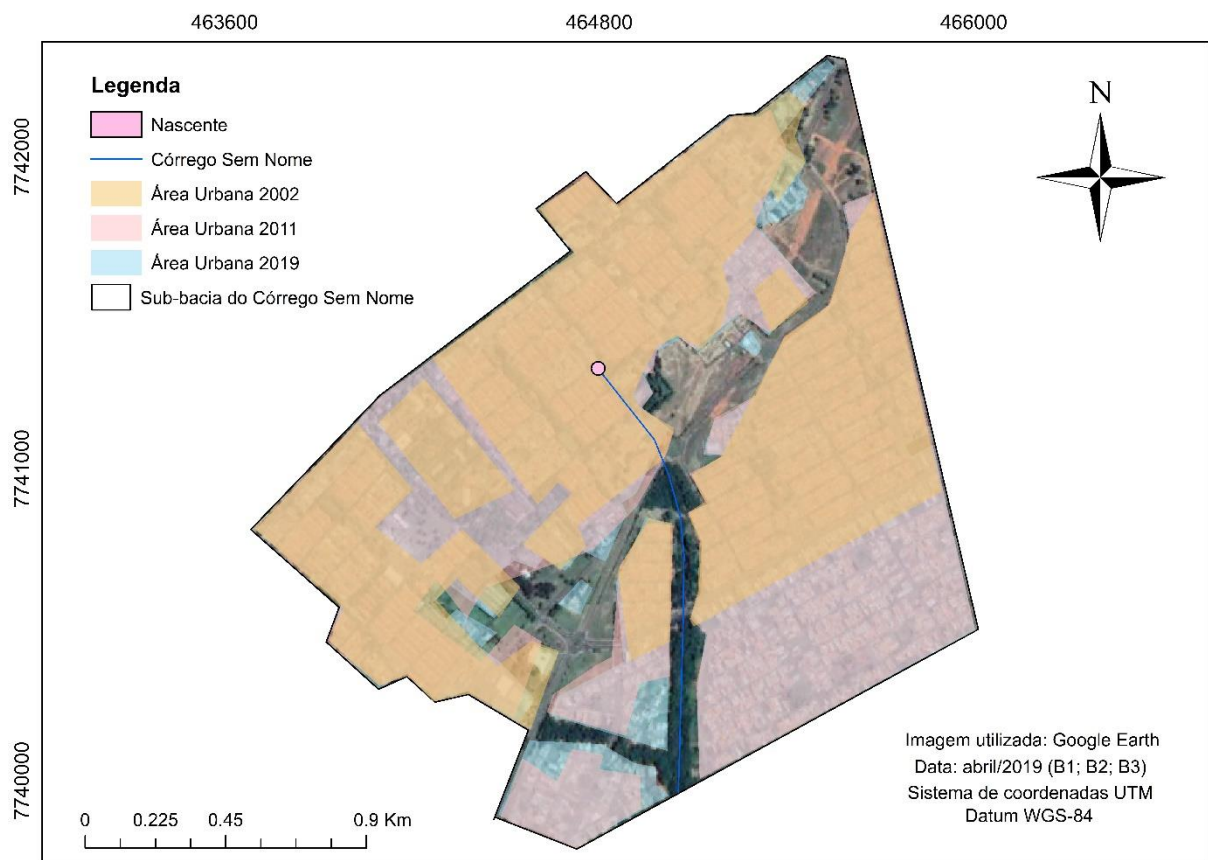


Fonte: Elaborado pelo autor.

Atualmente, a sub-bacia do Córrego Sem Nome conta com 100% de sua área destinada à urbanização. Em relação à evolução de sua ocupação, de 1990 a 1996 houve a realocação de uma parcela da população de Ilha Solteira (SP) para um loteamento popular inserido na sub-bacia, o Jardim Aeroporto. No ano de 2004, novas construções (e.g., prédios de no máximo cinco andares) começaram a ser edificadas em áreas antes ocupadas por residências de madeira e terrenos vazios, resultando na maior impermeabilização do lote. De acordo com Santim

(2010), após a consolidação dos loteamentos populares (2006), outros dois empreendimentos foram criados às margens do córrego Sem Nome, dando novos contornos aos limites da sub-bacia: residenciais Nova Ilha e Ilha Bela. Além disso, no ano de 2002 era comum a construção de residências sem a supervisão do Engenheiro Civil, o que contribuía para a existência de ligações indevidas, até mesmo por questões de desconhecimento. Havia, também, menos ocupação urbana na área da sub-bacia (Figura 20).

Figura 20 – Evolução da malha urbana na sub-bacia do Córrego Sem Nome entre os anos de 2002, 2011 e 2019



Fonte: Elaborado pelo autor.

Gao (2007) demonstrou que a constante poluição da água de rios chineses impactados por área urbana (Guangzhou) decorria, sobretudo, da descarga de esgotos domésticos. Liu *et al.* (2014) destacaram, posteriormente, que os efluentes domésticos ainda eram a principal fonte de poluição. Os autores constataram a piora na qualidade da água ao longo dos anos pelos parâmetros avaliados (DBO, NT, PT e CT), atribuída à formação de novos aglomerados urbanos em Guangzhou (LAU; CHIU, 2013). Segundo Liu *et al.* (2010), a alta densidade populacional criou uma escassez de instalações públicas, o que resultou no despejo de esgotos domésticos diretamente nos riachos próximos à sua origem (i.e., devido aos sistemas de drenagem mal

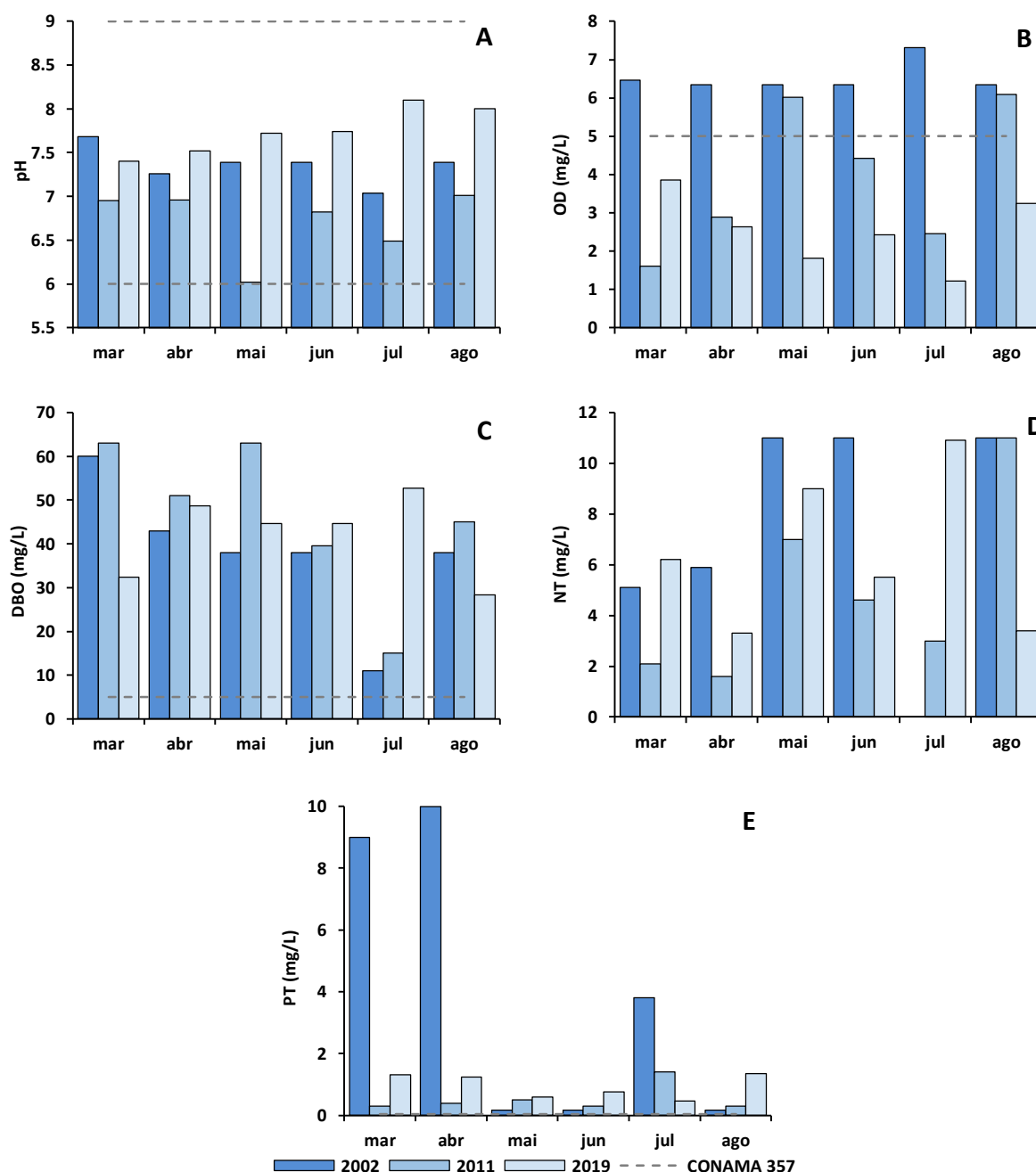
construídos e insuficientes). No caso do córrego Sem Nome, pode haver o cenário de lançamento de esgotos domésticos, no entanto por ligações indevidas, o que contribui para a sua degradação e piora na qualidade da água.

Diferente do comportamento observado no parâmetro turbidez, as maiores concentrações de ST no córrego Sem Nome foram aferidas no ano de 2019 (média: 507 mg.L⁻¹) e 2011 (505 mg.L⁻¹). Um aumento de 113% havia sido apontado por Ortega (2011) em comparação aos dados de Poletto (2003) (237 mg.L⁻¹). O aporte de sólidos na água pode ser um processo natural (e.g., erosão) (MELLO *et al.*, 2018) ou antrópico (e.g., descarte de efluentes e resíduos sólidos). Na sub-bacia há pouca preservação da vegetação ripária no entorno do córrego, um agente eficiente para impedir a entrada de sólidos na água (LIMA; ZAKIA, 2000). Barros e Souza (2012) concluíram que o escoamento superficial é o fator presumido que contribui para a maior presença de ST durante a estação chuvosa. No mês de março, pertencente a essa estação, as maiores concentrações foram observadas nos anos de 2002 (valor máximo: 749 mg.L⁻¹) e 2011 (833 mg.L⁻¹). Silva Junior (2018) verificou que as concentrações médias de ST variaram de 224-426 mg.L⁻¹ e 289-588 mg.L⁻¹ entre as estações de estiagem e chuvosa, respectivamente, para um córrego brasileiro impactado por área urbana.

A variação temporal dos parâmetros pH, OD, DBO, NT e PT no período de monitoramento abordado nessa pesquisa está apresentada na Figura 21. As oscilações nos valores encontrados estão expostas na Figura 22.

O pH (Figura 21A) refletiu meio de ácido a básico, sempre próximo da neutralidade, apresentando médias iguais a 7,36, 6,71 e 7,75, para os anos de 2002, 2011 e 2019, respectivamente. Esteves (1998) comentou que o pH pode ser considerado a variável ambiental mais importante em análises de cursos de água e uma das mais difíceis de interpretar em virtude dos inúmeros fatores que podem influenciar no seu valor. Os resultados obtidos são compatíveis com o intervalo recomendado para manutenção da vida aquática em águas naturais superficiais, variando de 6,0-8,5 (LIBÂNIO, 2010). No entanto, no mês de maio de 2011, foi mensurado o valor de 6,02, o que pode inferir um despejo pontual de efluentes próximo ao horário da amostragem. Souza *et al.* (2020) encontraram o pH de 6,18 para um córrego brasileiro impactado por área urbana. Os autores justificaram que pode estar associado à eutrofização causada pelo lançamento de águas residuárias, resultando na proliferação abrupta de macrófitas e algas (SIQUEIRA *et al.*, 2011), cuja decomposição contribui para o déficit de oxigênio.

Figura 21 – Variação temporal dos parâmetros (A) pH, (B) OD, (C) DBO, (D) NT e (E) PT no córrego Sem Nome entre os meses de março e agosto nos anos de 2002, 2011 e 2019

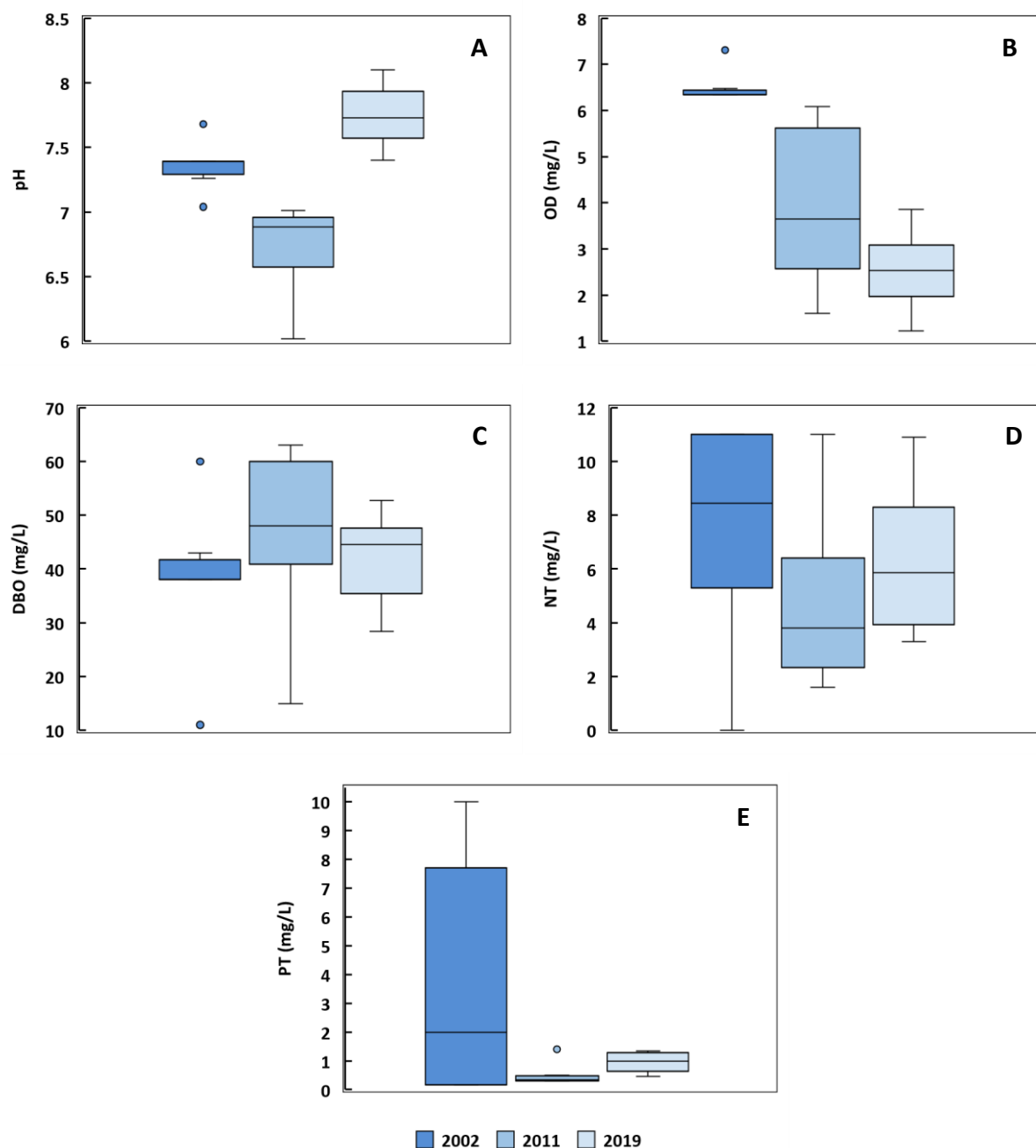


Fonte: Elaborado pelo autor.

O OD está relacionado à presença de matéria orgânica na água, a qual em alta quantidade promove um aumento de microrganismos em decomposição, maximizando o consumo de oxigênio. A hipóxia ocorre quando a capacidade de autodepuração do curso de água (e.g., por aeração) é insuficiente, prejudicando a vida aquática (YIN *et al.*, 2004). As concentrações de OD oscilaram de 6,34-7,31 mg.L⁻¹, 1,60-6,09 mg.L⁻¹ e 1,22-3,85 mg.L⁻¹ (Figura 21B) nos anos de 2002, 2011 e 2019, respectivamente. De forma geral, em 2002 os valores foram superiores aos outros períodos, sendo que nenhum mês apresentou concentração

inferior a $6,34 \text{ mg. L}^{-1}$. Da comparação entre as concentrações aferidas em 2002 e 2011, Ortega (2011) identificou a piora na qualidade da água do córrego, intensificada entre os anos de 2011 e 2019. Esse cenário representa um aumento de práticas danosas ao curso de água desenvolvidas na sub-bacia (e.g., geração de efluentes) ao longo dos 17 anos.

Figura 22 – Valores de (A) pH e concentrações de (B) OD, (C) DBO, (D) NT e (E) PT no córrego Sem Nome, no período de março a agosto de 2002, 2011 e 2019. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.



Fonte: Elaborado pelo autor.

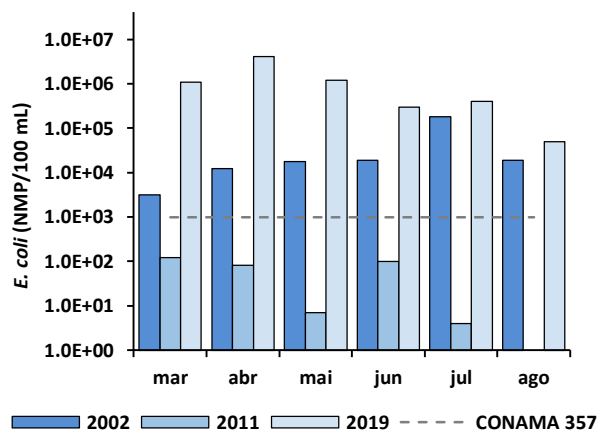
Elevados teores de DBO (Figura 21C) evidenciaram alta presença de matéria orgânica na água do córrego. Os respectivos valores médios obtidos nos anos de 2002, 2011 e 2019 foram de 38,0 mg.L⁻¹, 46,1 mg.L⁻¹ e 41,9 mg.L⁻¹. Os meses que apresentaram menores concentrações de OD corresponderam aos de maiores teores de DBO, o que pode ser um indicativo de poluição (OLIVEIRA *et al.*, 2018). Ferreira e Santino (2014) destacaram que elevados teores de DBO podem ser provenientes de esgotos lançados pelas residências (e.g., ligações indevidas) e da degradação do solo. No ano de 2002, os valores obtidos foram mais homogêneos, apresentando dois *outliers*: março (60,0 mg.L⁻¹) e julho (11,0 mg.L⁻¹) (Figura 22C). Em julho, houve precipitação no dia de amostragem e em dias anteriores, o que pode ter melhorado a qualidade da água devido à diluição.

A urbanização pode ser considerada a principal causa de introdução excessiva de nitrogênio e fósforo nas águas subterrâneas e superficiais, decorrente de indústrias e geração de efluentes (BERNHARDT *et al.*, 2008; KALMYKOVA *et al.*, 2012; SOUZA *et al.*, 2020). As concentrações médias de NT e PT foram de 7,30 e 3,89 mg.L⁻¹, 4,90 e 0,53 mg.L⁻¹ e 6,40 e 0,95 mg.L⁻¹, para os anos de 2002, 2011 e 2019, respectivamente. Os maiores valores foram obtidos no ano de 2002 (Figuras 22D-E). Nas áreas não ocupadas pela malha urbana (Figura 20), seu uso primordial era agrícola, o que demandava a utilização de nutrientes (e.g., pelo uso de fertilizantes) (POLETO, 2003). Na estação chuvosa, as concentrações de NT foram menores, fenômeno não observado para o PT. Medeiros, Silva e Lins (2018) encontraram, em um curso de água de uma bacia com desenvolvimento de práticas agropecuárias, concentrações médias de NT de até 0,027 mg.L⁻¹, no período de estiagem, e 0,022 mg.L⁻¹, no período chuvoso.

A presença de CT (*E. coli*) na água é um indicador de patógenos entéricos (SKRABER *et al.*, 2004), podendo refletir, entre outros fatores, o descarte de águas residuárias (MITCH *et al.*, 2010). Todas as amostras dos anos de 2002 e 2019 apresentaram valores excedentes para CT em relação à Resolução CONAMA nº 357/05 (BRASIL, 2005) (Figuras 23 e 24). As causas estão relacionadas à natureza urbana do córrego e à degradação da vegetação ripária, o que poderia ajudar a restabelecer o equilíbrio biológico (LOWRANCE *et al.*, 1985; SOUZA *et al.*, 2020). Poleto (2003) obteve valores entre 3,20E+03 e 1,79E+05 NMP/100 mL, Ortega (2011) entre 0,00E+00 e 1,2E+02 NMP/100 mL e no presente trabalho entre 5,00E+04 e 4,10E+06 NMP/100 mL. No mês de agosto, Ortega (2011) não encontrou *E. coli* na amostra coletada, única vez que isso aconteceu. Nessa pesquisa, os números foram superiores aos levantados pelos outros dois pesquisadores. Silva Junior (2018) encontrou a quantidade média de *E. coli* igual a 3,80E+05 NMP/100 mL na proximidade da nascente de um córrego, atribuindo ao fato

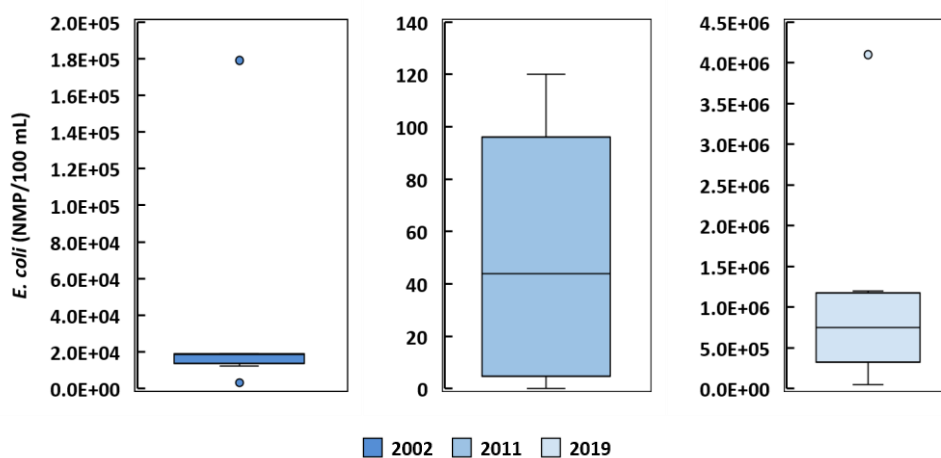
do ponto de coleta se encontrar em área urbana, responsável pela introdução de material fecal devido a enchentes e limpezas de ruas e casas.

Figura 23 – Variação temporal da *E. coli* no córrego Sem Nome entre os meses de março e agosto nos anos de 2002, 2011 e 2019



Fonte: Elaborado pelo autor.

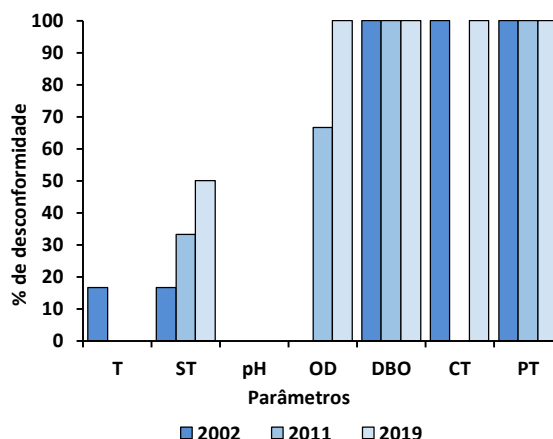
Figura 24 – Valores de *E. coli* no córrego Sem Nome, no período de março a agosto de 2002, 2011 e 2019. Os boxplots apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e outliers.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Na análise de conformidade dos parâmetros com a Resolução CONAMA nº357/05 (BRASIL, 2005), foram obtidos os percentuais dos resultados que não atenderam aos valores estabelecidos para um curso de água Classe 2 (Figura 25). O pH foi a única variável que esteve de acordo com o indicado pela Resolução em todas as amostras. Na sequência, a turbidez e os ST apresentaram os percentuais mais baixos de desconformidade com a legislação brasileira. As demais variáveis, com os seus percentuais de desconformidade elevados, muitos iguais a 100%, refletiram as práticas de uso e ocupação do solo inadequadas, demonstradas nos parâmetros indicativos de lançamento de esgotos (OD, DBO, CT e PT).

Figura 25 – Conformidade dos parâmetros com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n°357 (BRASIL, 2005)

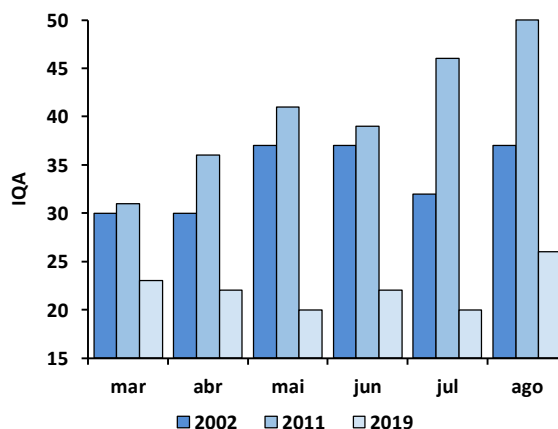


T: turbidez; ST: sólidos totais; pH: potencial hidrogeniônico; OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; CT: coliformes termotolerantes (*E. Coli*); PT: fósforo total.

Fonte: Elaborado pelo autor.

De maneira geral, a qualidade da água (Figura 26) variou de Ruim a Regular. As faixas de valores obtidas foram de 30-37 (média: 33,8), 31-50 (40,5) e 20-26 (22,2), para os anos de 2002, 2011 e 2019, respectivamente. Houve a piora da qualidade da água a partir do ano de 2011. Os parâmetros OD, DBO, NT, PT e CT demonstraram nitidamente a influência negativa da ação antrópica sobre o córrego. Por outro lado, os demais parâmetros analisados (e.g., turbidez e ST) estiveram em sua maioria de acordo com a Resolução CONAMA n°357/05 (BRASIL, 2005), evidenciando que o problema principal está relacionado às práticas desenvolvidas na sub-bacia (e.g., despejo de esgotos domésticos por meio de ligações indevidas) e não à conservação do córrego.

Figura 26 – Variação temporal do IQA_{CETESB} no córrego Sem Nome entre os meses de março e agosto nos anos de 2002, 2011 e 2019



Fonte: Elaborado pelo autor.

5.3 Variabilidade do IQA_{CETESB} e de seus parâmetros ao longo do dia

Nessa etapa, buscou-se avaliar a variação nos valores dos parâmetros envolvidos no cálculo do IQA_{CETESB} e do próprio índice entre os períodos da manhã (8h00), tarde (14h00) e noite (19h00). Os dados de estatística descritiva (valor mínimo, valor máximo, média e desvio padrão) para cada parâmetro monitorado, nos pontos de amostragem P2 e P3, estão apresentados na Tabela 10. Para uma melhor organização e compreensão dos resultados, foi adotado que A, B e C se referem aos períodos da manhã, tarde e noite, respectivamente. Desta forma, por exemplo, P2A diz respeito ao ponto P2 no período da manhã.

Tabela 10 – Estatística Descritiva dos parâmetros de qualidade da água monitorados nos pontos P2 e P3 do córrego Sem Nome durante o período de março de 2019 a fevereiro de 2020

Parâmetro	Ponto	Período	Valor mínimo	Valor máximo	Média	Desvio padrão
Temperatura (°C)	P2	A	21,5	29,0	25,2	± 2,5
		B	23,5	31,0	27,1	± 2,3
		C	23,2	30,0	26,7	± 2,1
	P3	A	21,0	28,2	25,0	± 2,4
		B	22,8	31,0	26,9	± 2,6
		C	23,0	30,0	26,5	± 2,4
Turbidez (NTU)	P2	A	5,9	336,0	97,9	± 96,1
		B	12,8	229,0	60,8	± 61,7
		C	13,9	349,0	69,1	± 93,2
	P3	A	3,6	99,0	19,3	± 24,6
		B	5,6	78,5	18,4	± 18,7
		C	6,1	36,9	12,3	± 9,5
ST (mg/L)	P2	A	480	1900	1165	± 360
		B	424	896	702	± 122
		C	234	966	602	± 168
	P3	A	312	862	529	± 147
		B	320	762	546	± 161
		C	260	790	493	± 162
pH	P2	A	7,26	8,00	7,52	± 0,23
		B	7,08	8,09	7,59	± 0,30
		C	6,17	8,02	7,45	± 0,44
	P3	A	7,19	8,15	7,6	± 0,27
		B	7,18	7,90	7,54	± 0,25
		C	7,25	8,09	7,55	± 0,24
OD (mg/L)	P2	A	0,00	3,85	1,32	± 1,19
		B	1,42	4,46	2,76	± 0,85
		C	2,03	3,85	2,80	± 0,62
	P3	A	0,00	4,46	0,85	± 1,49
		B	0,10	3,24	1,02	± 1,00
		C	0,10	1,22	0,38	± 0,39

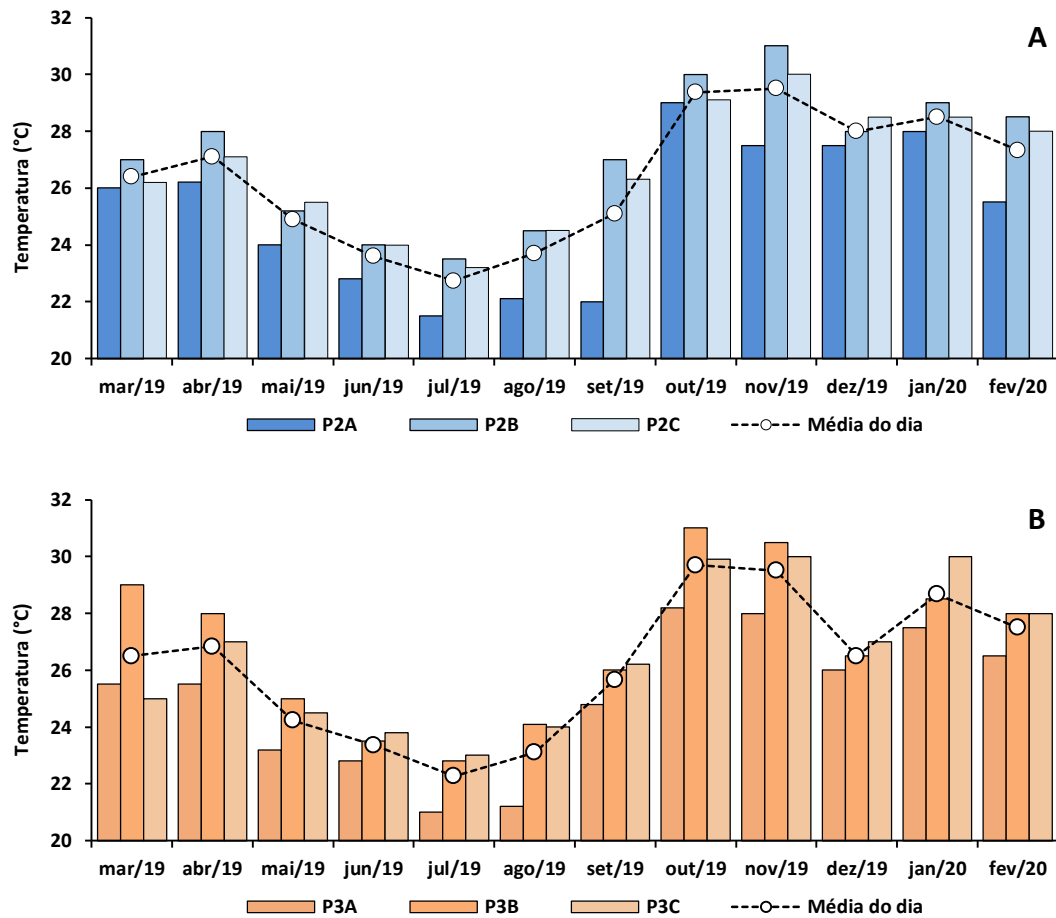
(Continuação da Tabela 10)

Parâmetro	Ponto	Período	Valor mínimo	Valor máximo	Média	Desvio padrão
DBO (mg/L)	P2	A	55,8	222,9	115,9	± 50,1
		B	10,1	135,1	66,4	± 36,4
		C	36,5	212,8	78,0	± 46,5
	P3	A	6,1	50,7	19,8	± 12,1
		B	8,1	46,6	27,67	± 11,6
		C	4,0	64,9	28,9	± 16,2
NT (mg/L)	P2	A	0,0	15,7	4,8	± 5,5
		B	0,0	9,5	4,0	± 3,7
		C	0,0	12,1	5,5	± 4,3
	P3	A	1,1	18,3	8,6	± 4,3
		B	0,4	11,9	6,2	± 3,4
		C	0,6	9,7	6,2	± 2,9
PT (mg/L)	P2	A	1,19	3,65	2,44	± 0,71
		B	0,63	2,07	1,51	± 0,41
		C	0,69	2,19	1,42	± 0,38
	P3	A	0,04	1,98	1,01	± 0,61
		B	0,02	1,93	1,07	± 0,55
		C	0,49	2,15	1,22	± 0,48
CT (<i>E. coli</i>) (NMP/100 mL)	P2	A	3,0E+05	9,0E+06	4,0E+06	± 3,0E+06
		B	5,0E+05	4,0E+06	1,5E+06	± 9,5E+05
		C	1,0E+05	6,5E+06	1,8E+06	± 1,9E+06
	P3	A	5,0E+04	1,3E+06	5,4E+05	± 3,9E+05
		B	1,0E+05	1,8E+06	6,8E+05	± 5,2E+05
		C	3,0E+05	3,1E+06	1,0E+06	± 9,2E+05

Fonte: Elaborado pelo autor.

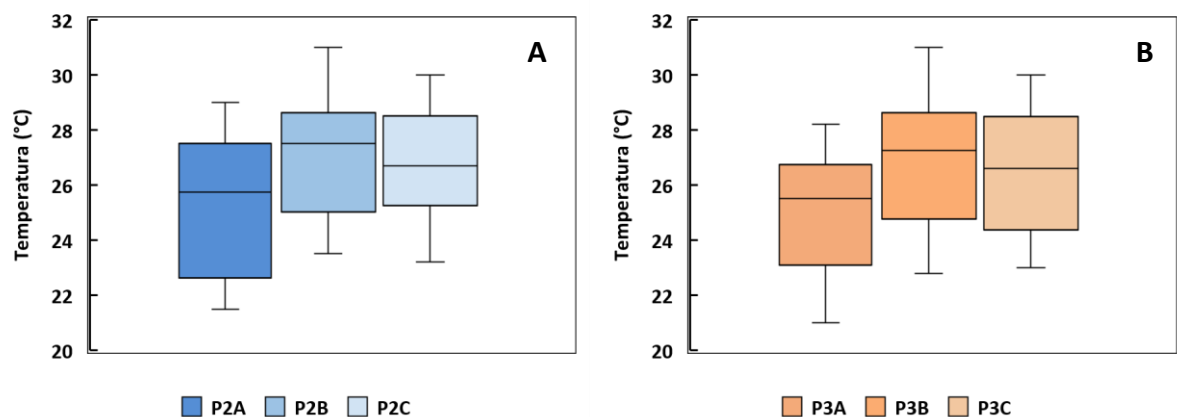
Em relação à temperatura (Figuras 27 e 28), os valores médios obtidos foram de 25,2°C, 27,1°C e 26,7°C, no ponto P2, e 25,0°C, 26,9°C e 26,5°C, no ponto P3, para os períodos da manhã, tarde e noite, respectivamente. Em ambas as localidades, os valores mínimos foram aferidos no período da manhã e os máximos no período da tarde. Esse comportamento é esperado, relacionado à incidência de radiação solar. Foi observado, ainda, que o córrego apresentou variações sazonais de temperatura da água decorrentes do regime climático normal da região (OLIVEIRA *et al.*, 2008; MENEZES *et al.*, 2016; SALTARELLI *et al.*, 2018). Além da intensidade de radiação solar, outros fatores podem influenciar nos valores de temperatura da água superficial, a saber: profundidade e largura do canal, altitude, latitude, período do ano e mata ciliar (FIA *et al.*, 2015). Os pontos P2 e P3 são rasos. No entanto, no ponto P3 o canal é mais largo, o que pode proporcionar maiores valores de temperatura devido à área de exposição da superfície do curso de água (i.e., sem sombreamento). Menezes *et al.* (2016) destacaram a influência de maiores larguras no aumento da temperatura, não observada na presente pesquisa.

Figura 27 – Variações diária e sazonal da temperatura da água no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 28 – Valores de temperatura da água no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos e máximos.



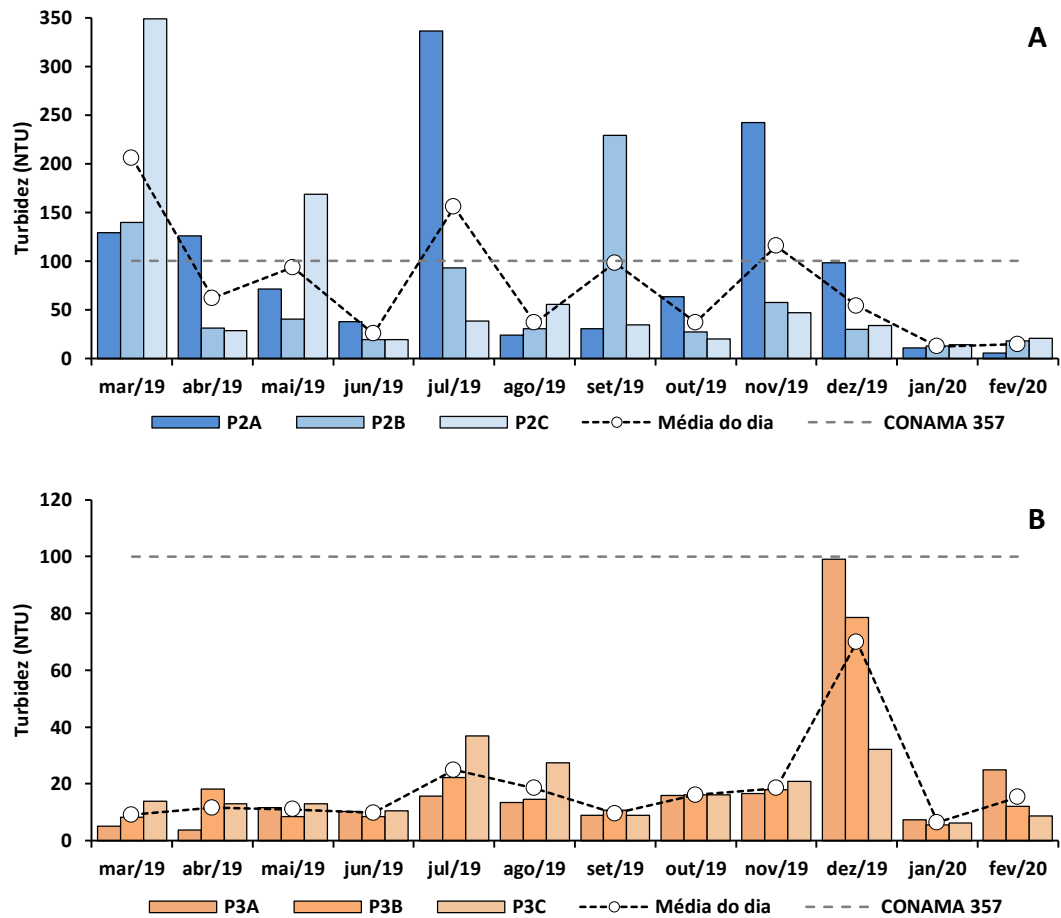
Fonte: Elaborado pelo autor.

A temperatura da água foi menor no período de estiagem (Figura 17D), variando de acordo com a temperatura do ar (Figura 7). De maneira geral, os valores mínimos encontrados foram inferiores aos obtidos por Barros e Souza (2012) no monitoramento do córrego André, localizado na cidade de Mirassol D'Oeste (MT). Os autores encontraram temperaturas de 27,0°C a 30,0°C no período de estiagem, enquanto que no período chuvoso, de 29,3°C a 30,0°C. Manoel (2013) avaliou a qualidade da água do córrego Caçula em Ilha Solteira (SP) e verificou que a temperatura da água esteve entre 19,0°C e 29,0°C durante o ano. Na presente pesquisa os valores variaram de forma similar (21,0°C a 31,0°C), com temperaturas 2,0°C maiores em comparação aos limites inferior e superior.

A turbidez nas águas pode ser causada pela existência de partículas em suspensão e coloides, derivadas de argila, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, plâncton e outros organismos microscópicos. No córrego Sem Nome, os maiores valores de turbidez (Figuras 29 e 30) foram aferidos no ponto P2, em especial no período da manhã (Figura 30A). Os valores estiveram entre 5,9-336,0 NTU (média: 97,9 NTU), 12,8-229,0 NTU (60,8 NTU) e 13,9-349,0 NTU (69,1 NTU), no ponto P2, e entre 3,6-99,0 NTU (19,3 NTU), 5,6-78,5 NTU (18,4 NTU) e 6,1-36,9 NTU (12,3 NTU), no ponto P3, nos períodos da manhã, tarde e noite, respectivamente. De forma geral, sete amostras apresentaram valores extremos (*outliers*; Figura 30). Em relação ao ponto P2, foram encontrados 336,0 NTU (manhã), 140,0 NTU (tarde), 229,0 NTU (tarde), 168,9 NTU (noite) e 349,0 NTU (noite). Por sua vez, no ponto P3, 99,0 NTU (manhã) e 78,5 NTU (tarde).

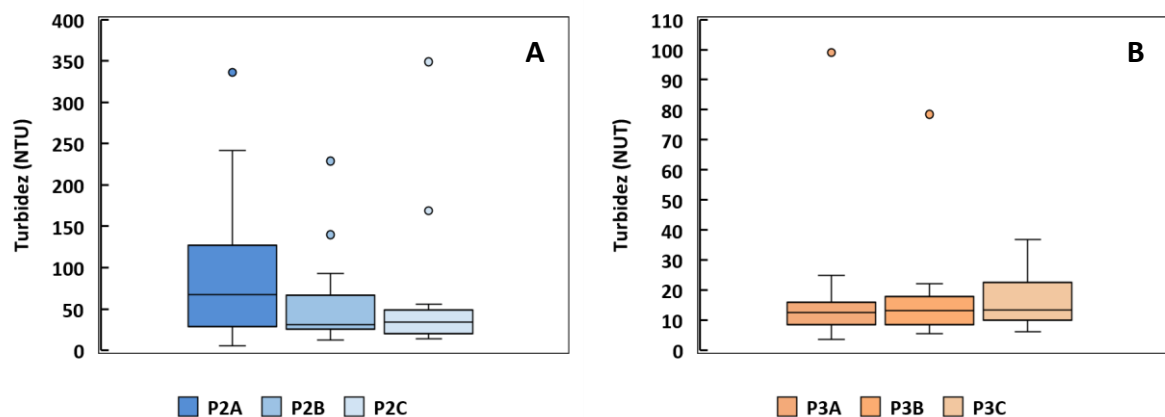
Da comparação dos *outliers* com os dados de precipitação nos dias de amostragem e até três dias anteriores (Tabela 8), foi verificado, no ponto P2, que tais valores foram obtidos em dias sem precipitação, o que demonstrou que o possível despejo de efluentes (i.e., por meio de ligações indevidas) trata-se do principal fator no aumento de turbidez naquele local do córrego. Por outro lado, no ponto P3, os *outliers* foram aferidos em dezembro, mês com maior chuva acumulada no período supracitado (43,2 mm). As margens do córrego, em especial no ponto P3, apresentam taludes com solo exposto (Figura 11A), além da vegetação ripária degradada. Medeiros, Silva e Lins (2018) encontraram elevados valores de turbidez em pontos específicos de um rio em área agropecuária, decorrentes de regiões desprovidas de vegetação ripária. Haddad e Magalhães Junior (2010) também obtiveram os maiores valores de turbidez em cursos de água desprovidos de vegetação ripária em relação aos com mata ciliar preservada. Por fim, não se observou nenhum padrão sazonal ou diário.

Figura 29 – Variações diária e sazonal da turbidez no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 30 – Valores de turbidez no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.

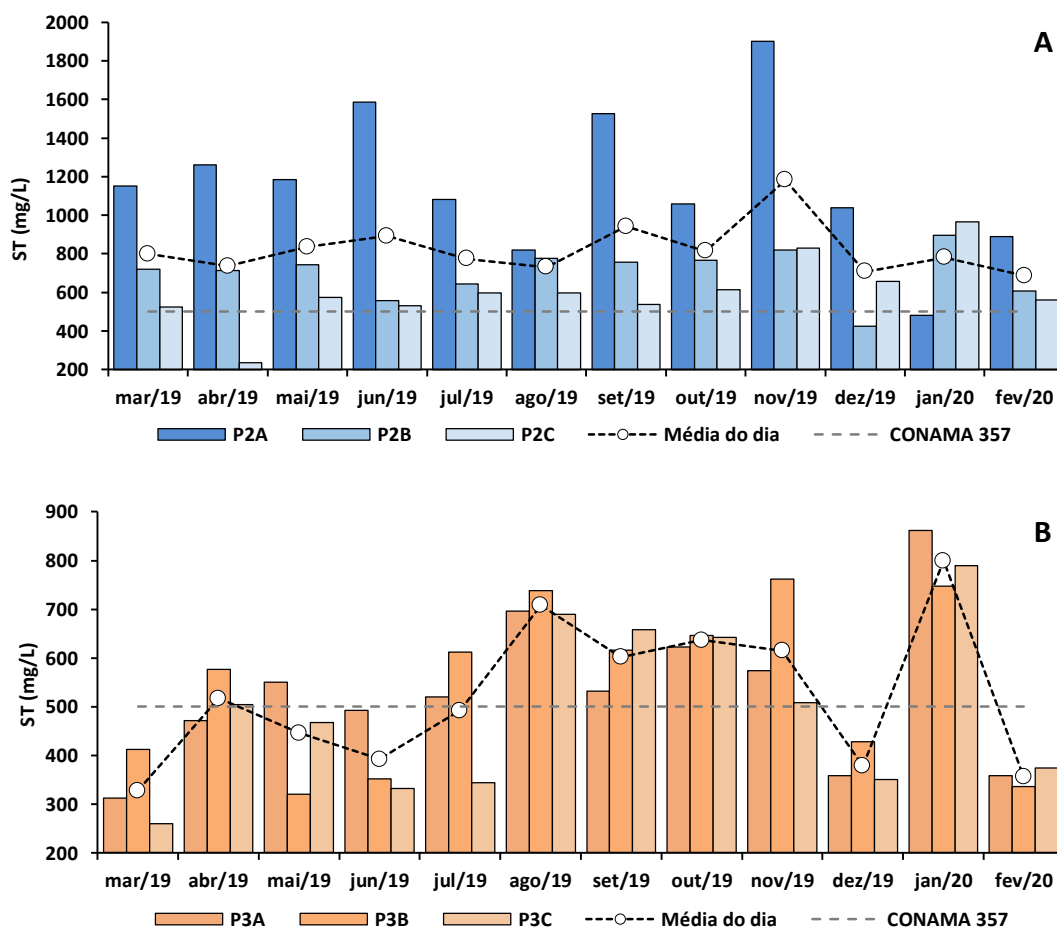


Fonte: Elaborado pelo autor.

Entende-se que a erosão se trata de um fenômeno preponderante na presença de sólidos no curso de água, vinculada, entre outros fatores, às mudanças no uso e ocupação do solo na

bacia e ao desmatamento de matas ciliares (KUJANOVÁ; MATOUSKOVÁ; HOSEK, 2018; MELLO *et al.*, 2018). As concentrações de ST na água do córrego (Figuras 31 e 32), no ponto P2, variaram de 480-1900 mg.L⁻¹ (média: 1165 mg.L⁻¹), 424-896 mg.L⁻¹ (702 mg.L⁻¹) e 234-966 mg.L⁻¹ (602 mg.L⁻¹) e, no ponto P3, de 312-862 mg.L⁻¹ (529 mg.L⁻¹), 320-762 mg.L⁻¹ (546 mg.L⁻¹) e 260-790 mg.L⁻¹ (493 mg.L⁻¹), para os períodos da manhã, tarde e noite, respectivamente. As altas concentrações medidas podem estar associadas à entrada de sólidos na água de forma natural (e.g., erosão) e/ou antropogênica, outrora comentado. Ortega e Carvalho (2013) e Zambrano, Oliveira e Poletto (2017) inferiram a possibilidade de descarte de esgotos domésticos no córrego Sem Nome.

Figura 31 – Variações diária e sazonal da concentração de ST no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3

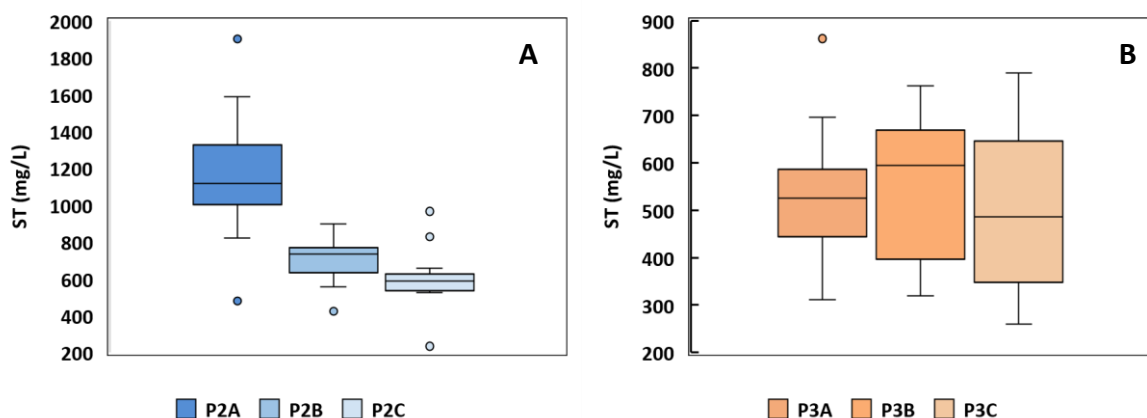


Fonte: Elaborado pelo autor.

As maiores concentrações de ST foram obtidas no ponto P2, assim como para turbidez. Foi observado que a degradação da vegetação ripária é mais intensa no ponto P2, o que justifica os maiores valores encontrados. Ademais, no mesmo ponto, o canal é mais estreito e menos

profundo comparado ao ponto P3. A dinâmica da água (i.e., maior velocidade em P2) pode ressuspender os sólidos de fundo do canal. Como a resposta do aumento de ST não acontece entre P2 e P3, inferiu-se que os sólidos dissolvidos apresentaram maiores valores em relação aos sólidos suspensos.

Figura 32 – Concentrações de ST no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.

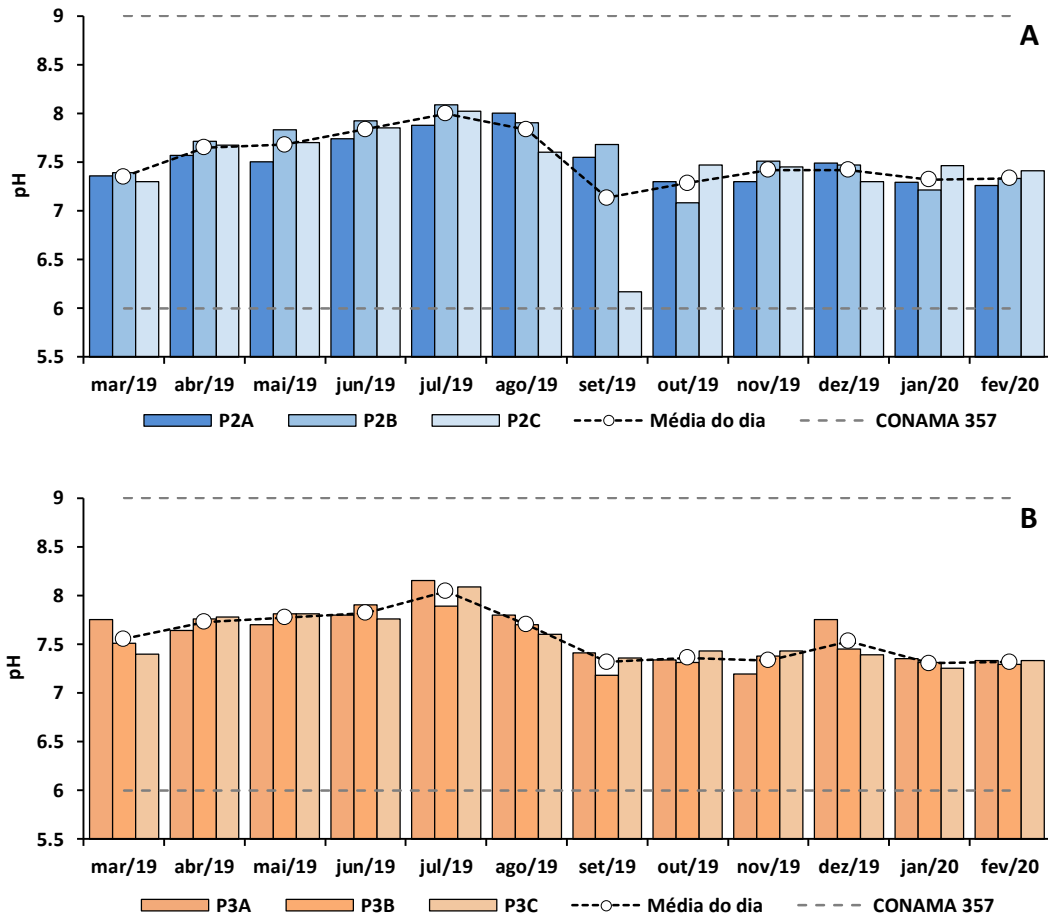


Fonte: Elaborado pelo autor.

Na maioria dos meses, no ponto P2, as concentrações de ST foram maiores no período da manhã (média: 1165 mg.L⁻¹) e diminuíram nos períodos subsequentes. Nas amostragens, embora não se tenha dados disponíveis de vazão, observou-se que a vazão no horário da manhã (8h00) sempre foi inferior em relação aos horários da tarde (14h00) e noite (19h00). Supõe-se, assim, que a diluição colaborou na redução das concentrações de ST após o período da manhã, podendo ser justificada pela maior contribuição proveniente do despejo das galerias pluviais. Decorrente das dimensões do córrego no ponto P3, tal influência não foi evidenciada.

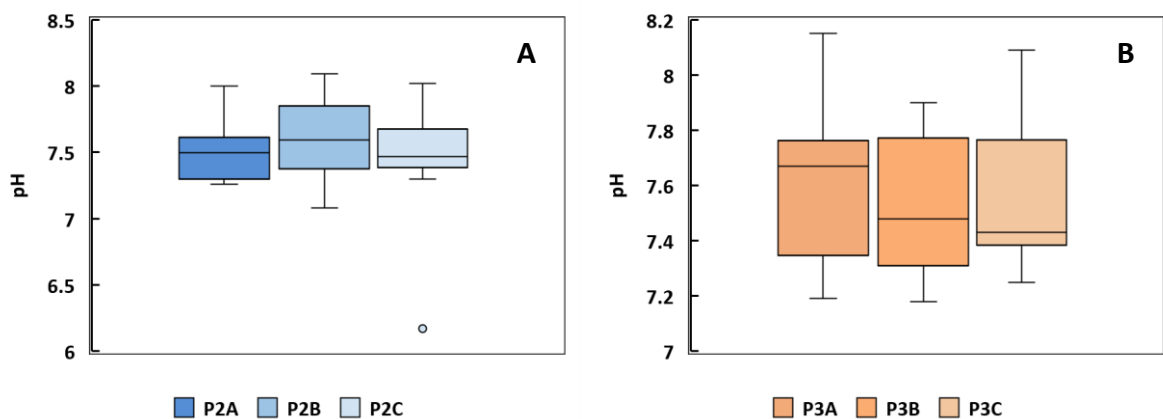
É possível acompanhar a variação de pH no decorrer dos meses na Figura 33. Os valores encontrados estiveram entre 6,17-8,09 (média: 7,52), no ponto P2, e 7,18-8,15 (7,56), no ponto P3, pertencentes à faixa de valores recomendada por Libânio (2010) para a manutenção da vida aquática em águas naturais de superfície (i.e., 6,0-8,5). Embora próximos, os valores obtidos foram em média maiores no ponto P3. No ponto P2, foi aferido o pH de 6,17 (*outlier*; Figura 34) em setembro. Ortega (2011) encontrou valor similar no ano de 2011 na água do córrego Sem Nome (ponto P1). Esses valores podem estar associados ao lançamento pontual de efluentes com elevada carga poluidora, como, por exemplo, o despejo de esgotos domésticos por múltiplas residências ao mesmo tempo, por meio de ligações indevidas.

Figura 33 – Variações diária e sazonal do pH no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 34 – Valores de pH no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.



Fonte: Elaborado pelo autor.

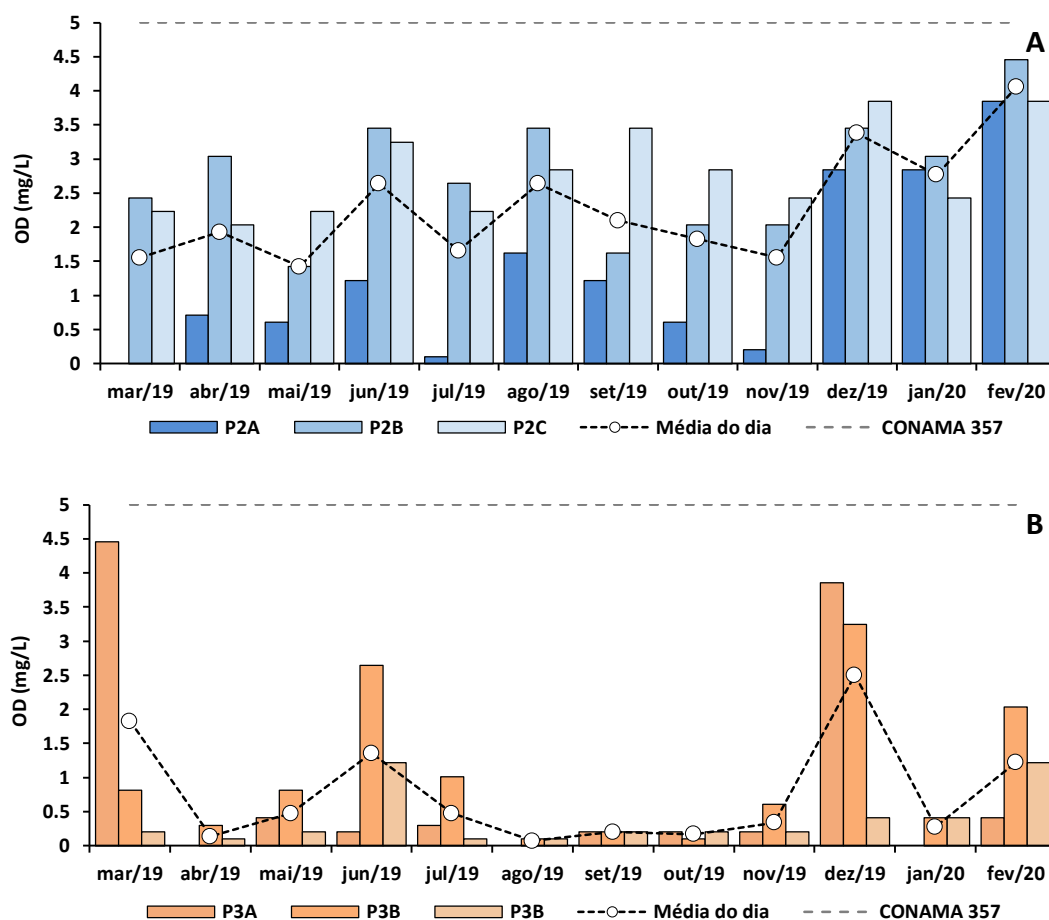
Quanto à variação diária, na maioria dos meses, sobretudo no ponto P2, os maiores valores de pH foram medidos no período da tarde. Foi observado, ainda, que os dias ensolarados

e sem a influência da precipitação no dia de amostragem e até três anteriores (Tabela 8) proporcionaram maiores valores de pH na água do córrego em comparação aos dias com precipitação e nublados. Damasceno *et al.* (2015) destacaram comportamento similar no rio Amazonas, ou seja, sua diminuição em períodos chuvosos. Athanásio *et al.* (2014) monitoraram córregos urbanos de um município no sul do Brasil. Os autores encontraram pH variando de 6,60-6,85. Na maioria das amostras (2/3), os valores mais elevados foram obtidos na nascente dos cursos de água. Na presente pesquisa, o ponto P1, próximo à nascente, apresentou pH médio de 7,75, enquanto que os pontos P2 e P3, 7,52 e 7,56, respectivamente.

Durante os meses de monitoramento, os maiores valores de OD foram aferidos no período da tarde, para ambos os pontos (Figuras 35 e 36). As concentrações de OD oscilaram de 0,00-3,85 mg. L⁻¹ (média: 1,32 mg. L⁻¹), 1,42-4,46 mg. L⁻¹ (2,76 mg. L⁻¹) e 2,03-3,85 mg. L⁻¹ (2,80 mg. L⁻¹), no ponto P2, e de 0,00-4,46 mg. L⁻¹ (0,85mg. L⁻¹), 0,10-3,24 mg. L⁻¹ (1,02 mg. L⁻¹) e 0,10-1,22 mg. L⁻¹ (0,38 mg. L⁻¹), no ponto P3, nos períodos da manhã, tarde e noite, respectivamente. Dodds *et al.* (2017) e Saltarelli *et al.* (2018) relataram que a dinâmica do OD pode ser associada à evapotranspiração realizada pelas árvores, na qual a água com menor concentração de OD presente no entorno das raízes é transpirada, nos períodos ensolarados. Tal processo produz um padrão análogo ao da fotossíntese no córrego, pelo aumento da concentração de OD no período da tarde e sua diminuição a noite.

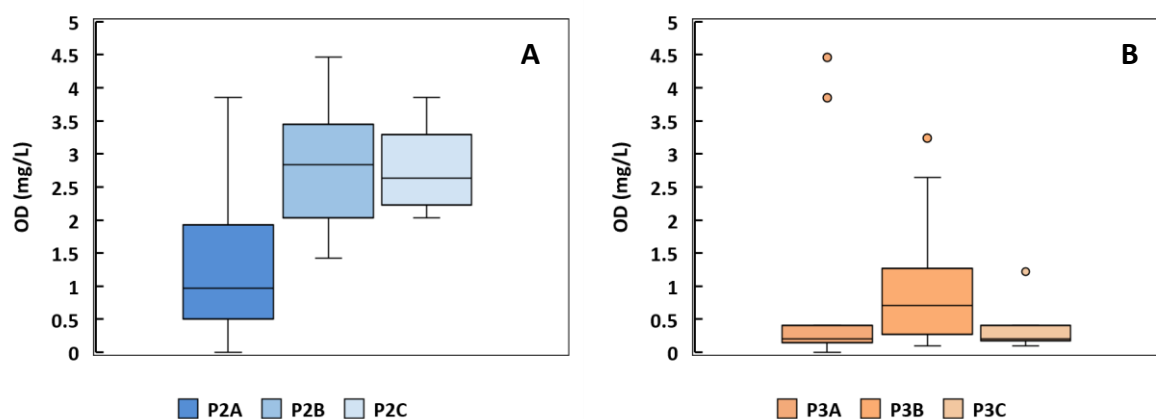
Nos meses de março (P2), abril (P3), agosto (P3) e janeiro (P3), no horário da manhã, foi encontrada concentração de OD igual a 0,00 mg. L⁻¹. Em virtude dos resultados, foi demonstrado que a saúde ecológica do córrego Sem Nome se encontra afetada, visto que o OD é imprescindível à manutenção dos organismos aeróbios, podendo provocar, por exemplo, a mortalidade de peixes em concentrações inferiores à sobrevivência desses seres vivos (MADER *et al.*, 2017; BANERJEE *et al.*, 2018). Elevados teores de DBO (Figura 40) relacionaram-se às concentrações nulas de OD mensuradas. Sanches Filho *et al.* (2009) afirmaram que quanto maior a carga de matéria orgânica presente na água, maior o número de organismos decompositores e, assim, maior o consumo de oxigênio. Supõe-se, ainda, que as baixas concentrações de OD obtidas estão relacionadas ao uso e ocupação urbano da sub-bacia e, no ponto P3, à característica física (relevo) do trecho, a qual propicia baixa velocidade de escoamento da água, influenciando na menor reaeração.

Figura 35 – Variações diária e sazonal da concentração de OD no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 36 – Concentrações de OD no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.



Fonte: Elaborado pelo autor.

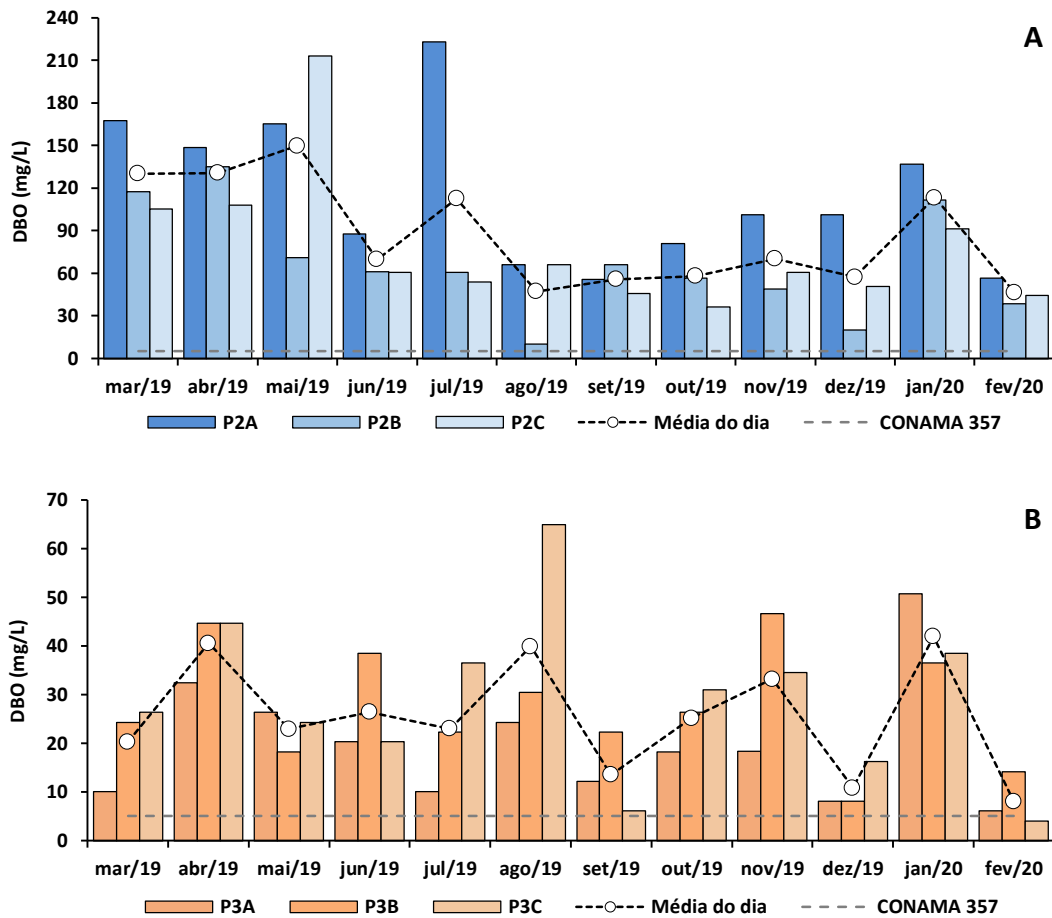
As maiores concentrações de OD foram obtidas no período chuvoso (i.e., entre outubro e março), assim como verificado por Souza *et al.* (2020), para um córrego brasileiro impactado

por área urbana. Os autores encontraram que as concentrações médias de OD variaram de 2,22-5,97 mg. L⁻¹ e de 2,47-7,12 mg. L⁻¹, nos períodos de estiagem e chuvoso, respectivamente. Além disso, no ponto de amostragem na área urbana, o qual recebe o lançamento de efluente de uma ETE, foi estimado o valor mínimo de 1,98 mg. L⁻¹, justificado pela baixa eficiência no tratamento. Na presente pesquisa, foi comum encontrar concentrações inferiores a esse valor, sobretudo no ponto P3, o que reflete o estado de degradação do curso de água monitorado.

Por sua vez, o parâmetro químico DBO está diretamente relacionado à quantidade de matéria orgânica presente na água. Os teores no córrego avaliado variaram de 55,8-222,9 mg. L⁻¹ (média: 115,9 mg. L⁻¹), 10,1-135,1 mg. L⁻¹ (66,4 mg. L⁻¹) e 36,5-212,8 mg. L⁻¹ (78,0 mg. L⁻¹), no ponto P2, e de 6,1-50,7 mg. L⁻¹ (19,8 mg. L⁻¹), 8,1-46,6 mg. L⁻¹ (27,7 mg. L⁻¹) e 4,0-64,9 mg. L⁻¹ (28,9 mg. L⁻¹), no ponto P3, para os períodos da manhã, tarde e noite, respectivamente (Figuras 37 e 38). A princípio, esperava-se que as elevadas concentrações de OD, no ponto P2, estivessem associadas a baixos teores de DBO (i.e., pela degradação da matéria orgânica). No entanto, o resultado obtido evidenciou a influência da seção do canal. As menores dimensões (i.e., largura e profundidade) no ponto P2, contribuíram para a maior reaeração da água em comparação ao ponto P3, devido a maior velocidade do escoamento. Ainda, o processo de autodepuração colaborou para que os teores diminuíssem do ponto de montante (P2) para o de jusante (P3).

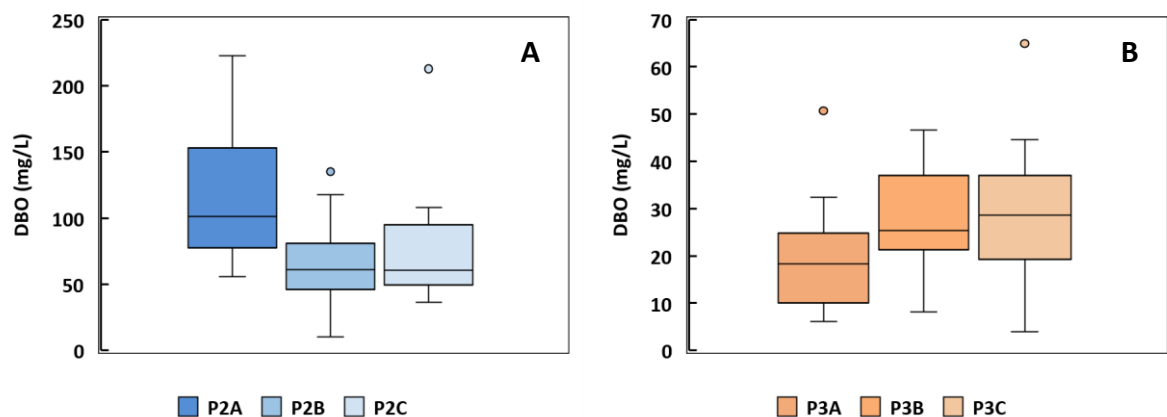
Tanto no ponto P2 quanto no ponto P3, os menores teores de DBO foram aferidos nos meses com as maiores precipitações acumuladas nos três dias anteriores à coleta (e.g., dezembro (43,2 mm) e fevereiro (19,4 mm)), o que propiciou a diluição. Resultados semelhantes foram obtidos por Barros e Souza (2012) e Manoel (2013). Desta forma, pelos valores mais elevados terem sido mensurados no período de estiagem, há o indício da influência do lançamento de esgoto doméstico *in natura* no córrego (e.g., via ligações indevidas). Thebaldi *et al.* (2011), ao avaliarem a qualidade da água de um córrego sob influência de efluente tratado de abate bovino, inferiram que a alta DBO encontrada a montante do ponto de lançamento do efluente demonstrou a possibilidade da existência de despejos domésticos e/ou industriais no curso de água, explicado pelo uso e ocupação predominantemente urbano da bacia (SANTOS; LOPES, 2007). Os valores obtidos pelos pesquisadores foram próximos aos dessa pesquisa no ponto P2.

Figura 37 – Variações diária e sazonal do teor de DBO no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 38 – Teores de DBO no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.

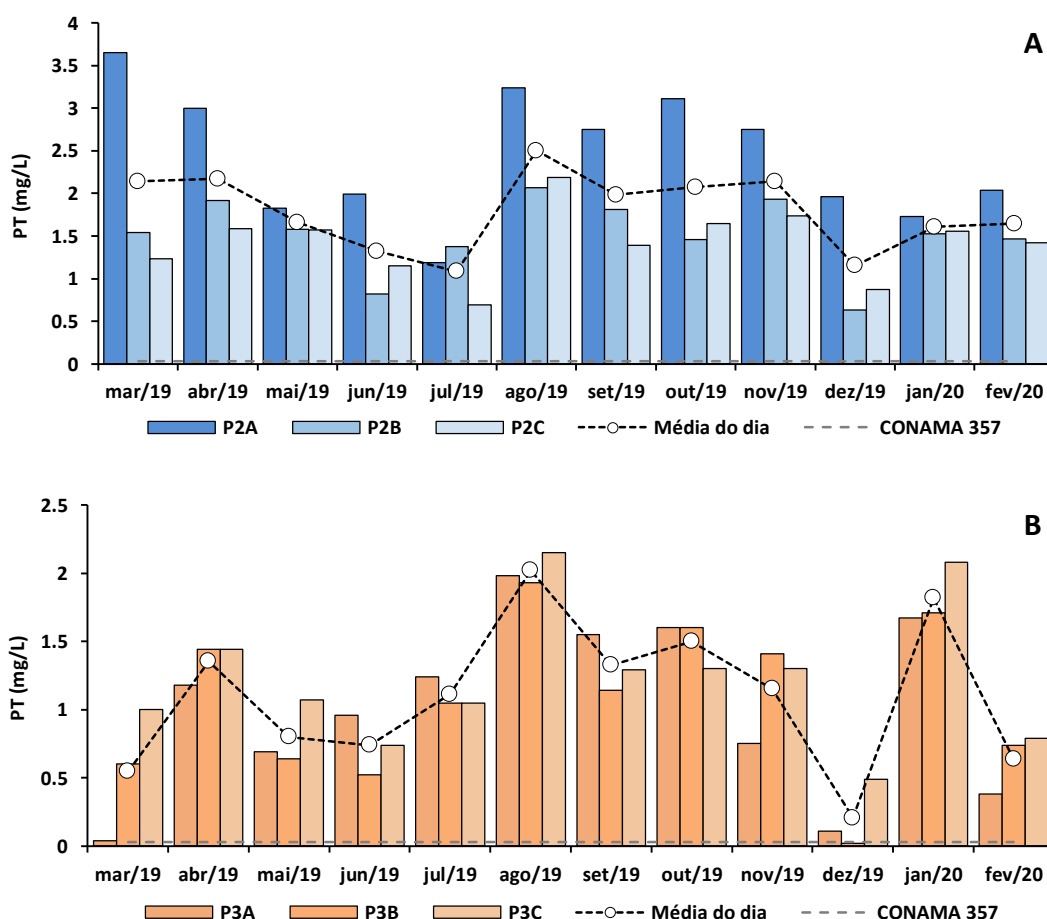


Fonte: Elaborado pelo autor.

O fósforo caracteriza-se por ser o principal fator limitante da produtividade primária dos ecossistemas aquáticos tropicais, apontado como o responsável pela eutrofização desses

ambientes (DU *et al.*, 2018). Sabe-se, ainda, que o PT é considerado um dos melhores indicadores de nutrientes em qualquer ecossistema (SANTI *et al.*, 2012). De forma geral, no ponto P2, as concentrações de PT oscilaram de 0,63-3,65 mg.L⁻¹ e, no ponto P3, de 0,02-2,15 mg.L⁻¹ (Figuras 39 e 40). Entre os períodos da manhã, tarde e noite, os respectivos valores médios aferidos foram de 2,44 mg.L⁻¹, 1,51 mg.L⁻¹ e 1,42 mg.L⁻¹, para o ponto P2, e de 1,01 mg.L⁻¹, 1,07 mg.L⁻¹ e 1,22 mg.L⁻¹, para o ponto P3. Segundo a EMBRAPA (2002), as águas naturais que não foram submetidas a processos de poluição apresentam quantidade de PT que varia de 0,005-0,020 mg.L⁻¹. Assim, as concentrações de PT estimadas durante o ano caracterizaram o córrego Sem Nome como um ambiente aquático contaminado e sujeito a processos de eutrofização. Fia *et al.* (2015) encontraram resultados semelhantes.

Figura 39 – Variações diária e sazonal da concentração de PT no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3

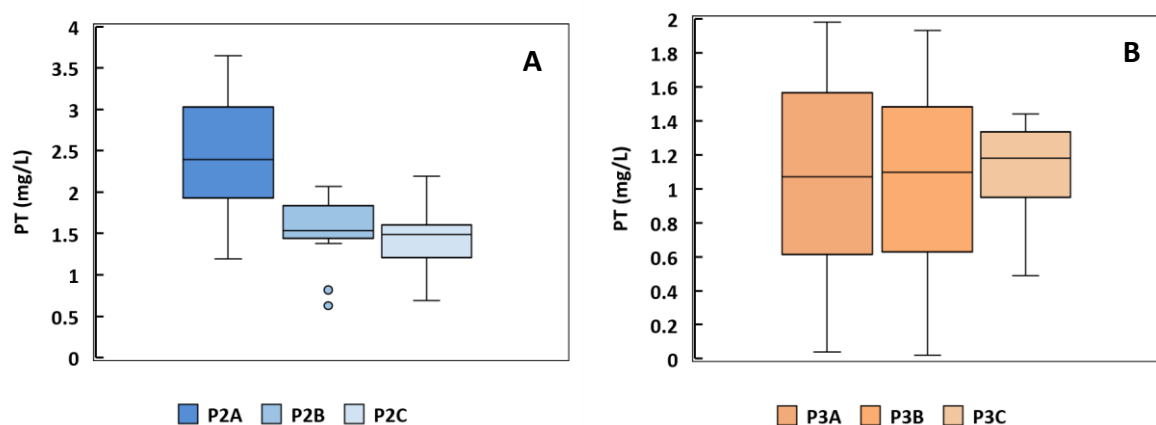


Fonte: Elaborado pelo autor.

Silva Junior (2018) obteve que as concentrações médias de PT aferidas em um córrego urbano, localizado no município de Dracena (SP), foram maiores no período chuvoso, variando de 0,54-6,40 mg.L⁻¹. Por outro lado, no período de estiagem, estiveram entre 0,48-5,77 mg.L⁻¹.

Fato similar ocorreu na presente pesquisa, pois foram observadas concentrações mais altas de PT no período chuvoso. No entanto, a chuva que ocorreu no dia de amostragem e até três anteriores proporcionou diluição, levando a menores valores, assim como verificado em dezembro (precipitação acumulada: 43,2 mm). Freitas (2000) inferiu que as águas drenadas em áreas urbanas podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais, entre outras fontes antrópicas (e.g., despejo de efluentes domésticos), o que acontece no córrego Sem Nome. O escoamento superficial gerado na sub-bacia transporta todo tipo de resíduos que estejam nas ruas e terrenos, como, por exemplo, fezes de animais (fonte de fósforo).

Figura 40 – Concentrações de PT no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.



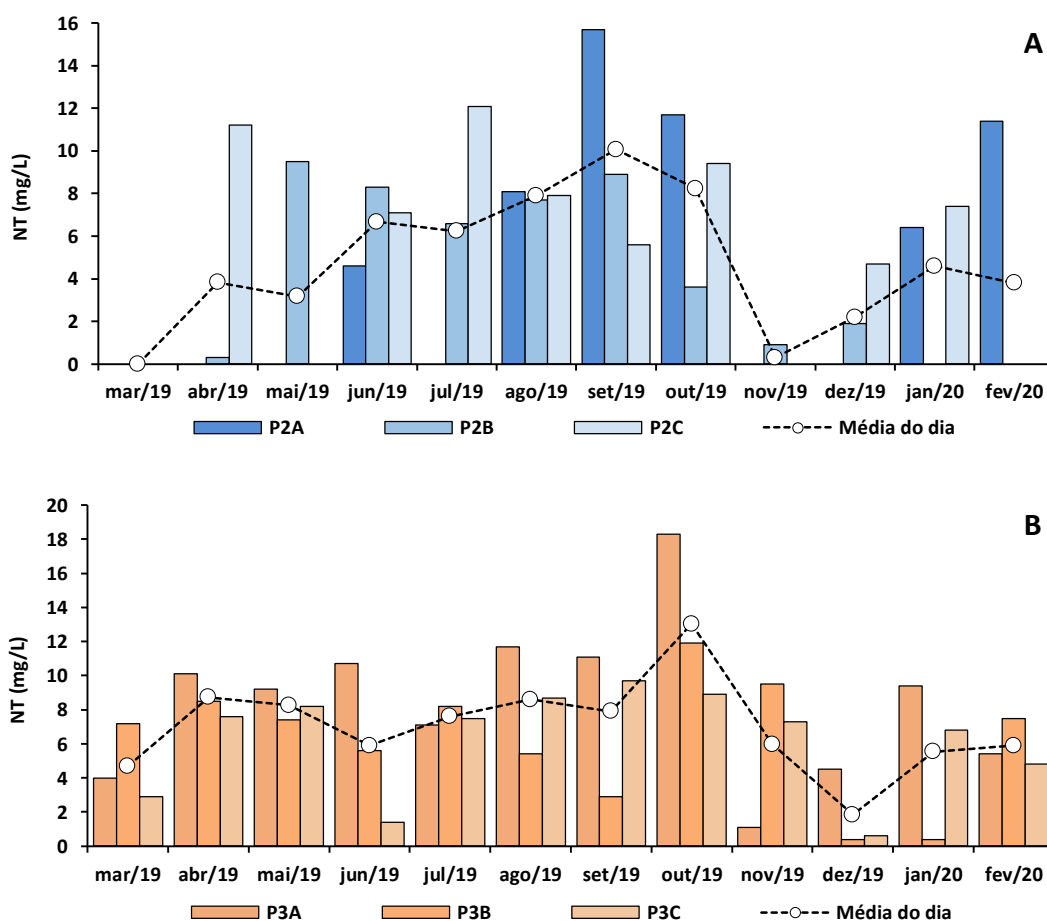
Fonte: Elaborado pelo autor.

Ao longo do dia, no ponto P2, as maiores concentrações de PT foram obtidas no período da manhã (Figura 40A). Por outro lado, no ponto P3, os valores médios nos três períodos foram próximos (Figura 40B). Poletto (2003) afirmou que existe o lançamento direto de detergentes superfosfatados no córrego. Na verdade, Bega *et al.* (2020) evidenciaram a presença de espuma no curso de água. Supõe-se que os resultados obtidos possam apresentar hábitos da população, uma vez que a montante do ponto P2 há o lançamento de águas de drenagem através de galerias pluviais. Caso haja ligações indevidas em residências da sub-bacia, a maior geração de poluentes acontece na parte da manhã.

Acerca do NT, as concentrações estimadas no córrego Sem Nome variaram de 0,0-15,7 mg.L⁻¹, no ponto P2, e de 0,4-18,3 mg.L⁻¹, no ponto P3 (Figuras 41 e 42). Entre os períodos da manhã, tarde e noite, foram encontrados os valores médios de 4,80 mg.L⁻¹, 4,0 mg.L⁻¹ e 5,5 mg.L⁻¹, para o ponto P2, e 8,6 mg.L⁻¹, 6,2 mg.L⁻¹ e 5,5 mg.L⁻¹, para o ponto P3,

respectivamente. Além das práticas urbanas, o agrupamento de atividades agrícolas na região também pode ter contribuído de forma significativa para a retenção de nitrogênio e fósforo no córrego, proveniente do uso de adubos e fertilizantes (MITSCH *et al.*, 2005; PETRONE, 2010). A eutrofização devido ao excesso de nutrientes pode causar crescimento de algas e cianobactérias (LI *et al.*, 2014), perturbação de outros componentes do ecossistema aquático local (SOUZA *et al.*, 2020) e liberação de compostos tóxicos (SMITH *et al.*, 1999).

Figura 41 – Variações diária e sazonal da concentração de NT no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3

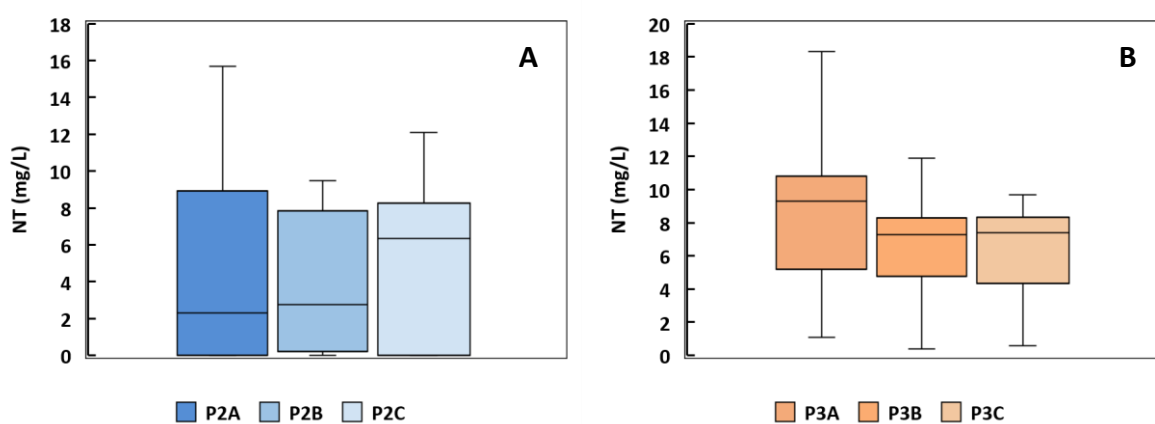


Fonte: Elaborado pelo autor.

Nos meses referentes à estação chuvosa as maiores concentrações de NT foram obtidas. Entretanto, a ocorrência de eventos de precipitação no dia de amostragem e até três dias anteriores influenciaram de forma positiva tal parâmetro, assim como verificado para o PT. Manoel (2013) obteve no córrego Caçula, em Ilha Solteira (SP), concentrações de NT entre 0,3-5,4 mg. L⁻¹, no período de estiagem, e 0,1-10,9 mg. L⁻¹, no chuvoso. Souza *et al.* (2020) também encontraram concentrações médias de NT maiores no período chuvoso. Além disso, os autores destacaram que a presença de mata ciliar ao longo de parte dos corredores do córrego estudado,

na cidade de Dracena (SP), provou ser um filtro eficiente para a poluição (HAYCOCK *et al.*, 1993). As maiores concentrações de NT encontradas nessa pesquisa foram próximas às obtidas por Souza *et al.* (2015), para um efluente secundário de uma estação de tratamento de esgoto doméstico. De fato, seria possível a ocorrência de lançamentos pontuais de poluentes no córrego, devido às altas concentrações de nutrientes e DBO, além dos baixos teores de OD aferidos.

Figura 42 – Concentrações de NT no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos e máximos.



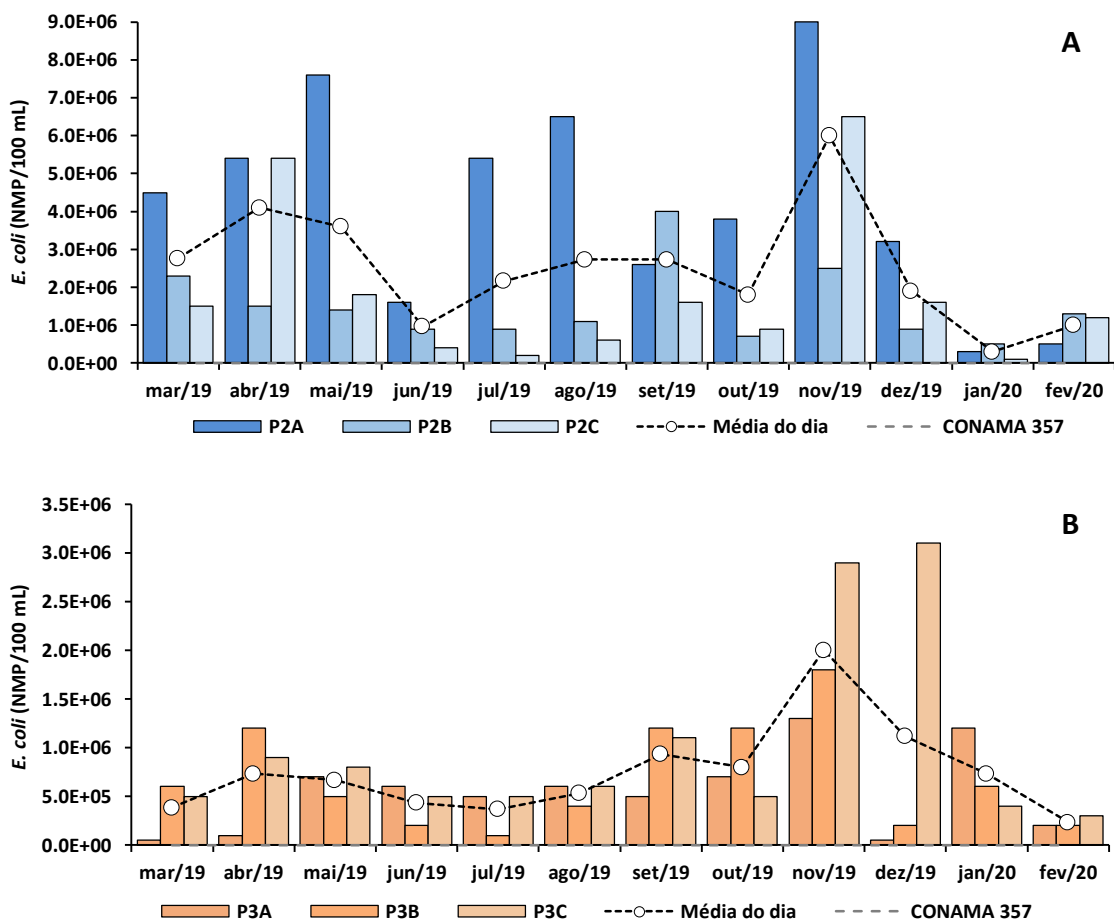
Fonte: Elaborado pelo autor.

O único parâmetro biológico envolvido no cálculo do IQA_{CETESB} trata-se dos CT, apresentado na pesquisa como *E. coli*. No ponto P2, os valores encontrados oscilaram de $3,0E+05$ - $9,0E+06$ NMP/100 mL, $5,0E+05$ - $4,0E+06$ NMP/100 mL e $1,0E+05$ - $6,5E+06$ NMP/100 mL, por sua vez, no ponto P3, variaram de $5,0E+04$ - $1,3E+06$ NMP/100 mL, $1,0E+05$ - $1,8E+06$ NMP/100 mL e $3,0E+05$ - $3,1E+06$ NMP/100 mL, nos períodos da manhã, tarde e noite, respectivamente (Figuras 43 e 44). Em todas as amostras foram detectadas colônias formadas de *E. coli*, o que infere a contaminação fecal, podendo ser provocada pelo lançamento de esgoto doméstico *in natura*.

Menezes *et al.* (2016), no estudo da relação entre a qualidade da água e o uso e ocupação solo, obtiveram os maiores números de *E. coli* em áreas urbanas. Fia *et al.* (2015) monitoraram o Ribeirão Vermelho e seus afluentes, inseridos no perímetro urbano de Lavras (MG), nos quais obtiveram valores variando de $1,2E+03$ - $9,6E+03$ NMP/100 mL. Os autores relataram que a existência de CT na água poderia estar vinculada à presença frequente de bovinos que utilizavam o curso de água como fonte de consumo, fato também evidenciado por Pinto *et al.* (2012). Ademais, eles destacaram que o despejo de esgotos domésticos

provavelmente foi a principal contribuição para o aumento de CT ao longo da rede de drenagem, de forma a impedir o seu uso para o desenvolvimento de atividades de contato primário (MINAS GERAIS, 2008). Valores superiores de *E. coli* foram aferidos no presente trabalho.

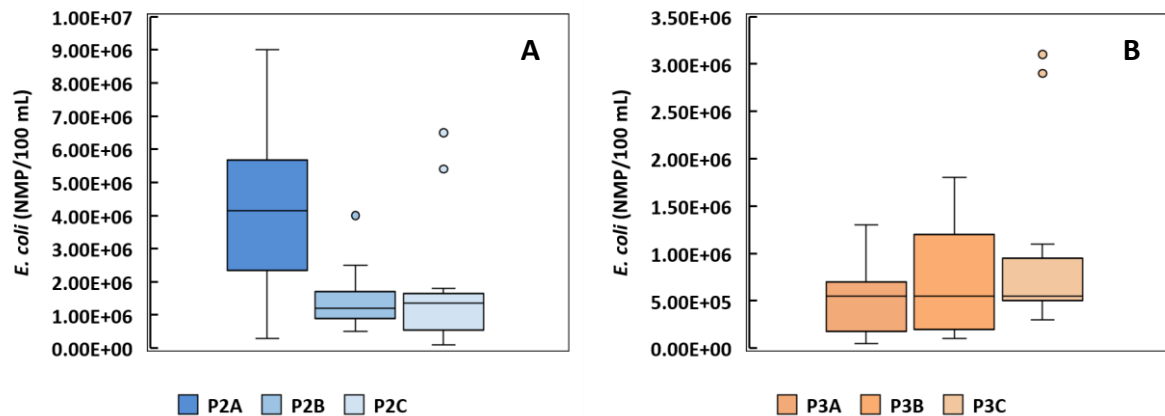
Figura 43 – Variações diária e sazonal da *E. coli* no córrego Sem Nome nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3



Fonte: Elaborado pelo autor.

Em termos da avaliação dos parâmetros isolados, os piores resultados foram obtidos no período da manhã, especificamente no ponto P2. Foram encontrados os maiores valores de CT (Figura 44A), PT (Figura 40A) e DBO (Figura 38A), além das menores concentrações de OD (Figura 38A), durante o monitoramento do córrego. A montante desse ponto ocorre o aporte de águas de drenagem, proveniente de galerias pluviais. Portanto, supõe-se que existam ligações indevidas em algumas residências de Ilha Solteira (SP), visto que tais parâmetros são indicativos de poluição por esse tipo de fonte. Além disso, do ponto P2 ao P3 não há nenhuma contribuição específica, evidenciada na melhora da qualidade da água, o que sugere que os poluentes são lançados, principalmente, a montante do ponto P2.

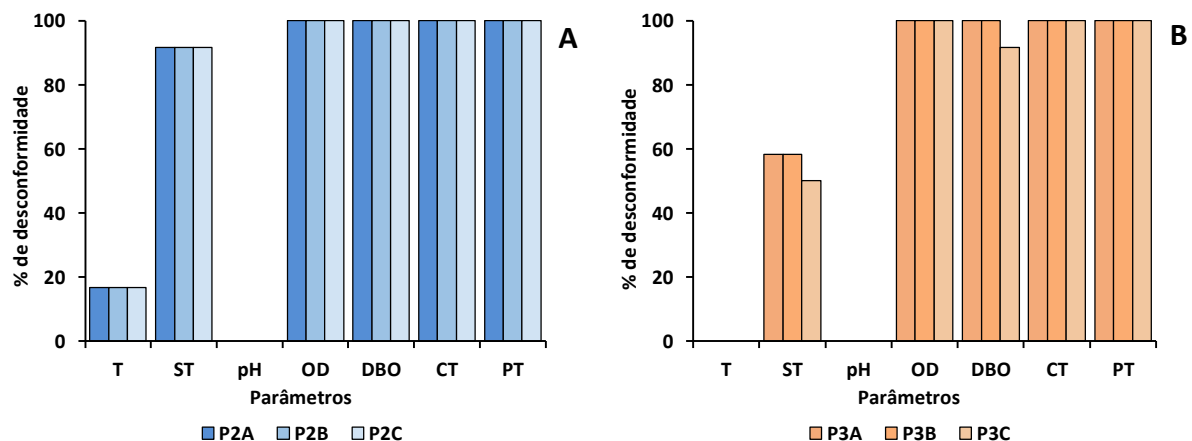
Figura 44 – Valores de *E. coli* no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre março de 2019 e fevereiro de 2020, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Da avaliação de conformidade dos parâmetros monitorados com a Resolução CONAMA n° 357/05 (BRASIL, 2005), foi elaborada a Figura 45. Os parâmetros que apresentaram a maior porcentagem em desconformidade com a legislação foram OD, DBO, CT e PT, o que refletiu práticas de uso e ocupação do solo inadequadas. Exceto na única amostra que exibiu teor de DBO dentro do limite ($< 5 \text{ mg. L}^{-1}$), tais variáveis estiveram 100% fora do estabelecido para um curso de água Classe 2. O pH e a turbidez foram os parâmetros que apresentaram os percentuais mais baixos de desconformidade. Na realidade, o pH atendeu ao estipulado em todas as amostras. Na sequência, tem-se os ST, com elevada porcentagem de desconformidade no ponto P2 (91,7%) e média no ponto P3 (55,3%).

Figura 45 – Conformidade dos parâmetros com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n°357 (BRASIL, 2005) nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3

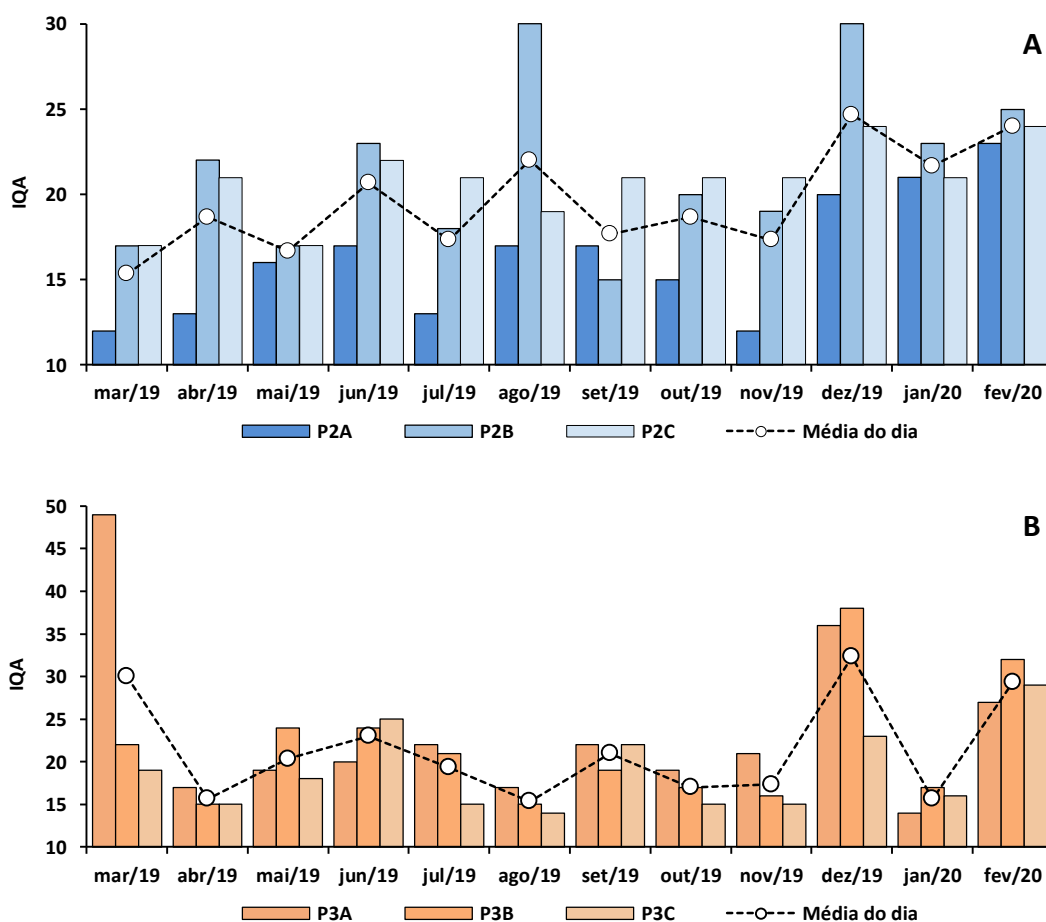


T: temperatura; ST: sólidos totais; pH: potencial hidrogeniônico; OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; CT: coliformes termotolerantes (*E. coli*); PT: fósforo total.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Após a avaliação de cada parâmetro que compõe o IQA_{CETESB} , foi realizada uma análise sobre os resultados obtidos para o índice em todas as amostras (Figura 46). Os valores do índice variaram de 12-23 (média: 16), 15-30 (22) e 17-24 (21), no ponto P2, e de 14-49 (24), 15-38 (22) e 14-29 (19), no ponto P3, nos períodos da manhã, tarde e noite, respectivamente. No ponto P2 foram encontrados os valores mais baixos durante o monitoramento no córrego Sem Nome, estando de acordo com o que foi observado para os parâmetros analisados isoladamente. Além disso, na maioria dos meses, a qualidade da água foi pior no período de estiagem (i.e., de abril a setembro).

Figura 46 – Variação dos valores do IQA_{CETESB} no córrego Sem Nome ao longo do dia nos pontos de amostragem (A) P2 e (B) P3



Fonte: Elaborado pelo autor.

A CETESB classifica a qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo por meio de uma tabela vinculada a valores do índice (Quadro 4). No ponto P2, a qualidade oscilou de Péssima (47%) a Ruim (53%). Por sua vez, no ponto P3, a água do córrego esteve entre Péssima (53%), Ruim (42%) e Regular (5%). Desta forma, predominantemente, a água apresentou qualidade de Péssima a Ruim, salvo em duas amostras do ponto P3. Tal resultado

reflete as práticas desenvolvidas na sub-bacia pela população de modo a degradar o curso de água (e.g., possível existência de ligações indevidas e má disposição de resíduos sólidos).

A Tabela 11 mostra a comparação entre os valores do IQA_{CETESB} obtidos nos pontos P2 e P3, para os períodos da manhã, tarde e noite. Os dados foram divididos em estação chuvosa e de estiagem, a fim de elucidar as diferenças entre os horários do dia nesses dois cenários, uma vez que a precipitação melhorou a qualidade da água do córrego. Pela tabela, observou-se que, mesmo havendo grande variação dos dados, não se pode afirmar que a diferença ao longo do dia foi estatisticamente significativa em todos os pontos avaliados, para as duas estações. A única diferença significativa foi encontrada entre os períodos da manhã e tarde no ponto P2, na estação de estiagem.

Tabela 11 – Variação diária do IQA_{CETESB} nos pontos de amostragem P2 e P3, para as estações chuvosa e de estiagem

Estiagem		
Período	P2	P3
Manhã	15,50 ± 1,97a	19,50 ± 2,26a
Tarde	20,83 ± 5,42b	19,67 ± 4,08a
Noite	20,17 ± 1,83ab	18,17 ± 4,44a
Chuvosa		
Manhã	17,17 ± 4,79a	27,67 ± 12,89a
Tarde	22,33 ± 4,72a	23,67 ± 9,22a
Noite	21,33 ± 2,58a	19,50 ± 5,58a

**Letras diferentes na mesma coluna indicam diferenças significantes entre os períodos do dia (ANOVA One-Way; Teste de Tukey, $p < 0,05$)*

Fonte: Elaborado pelo autor.

No entanto, no mês de março foram obtidos, no ponto P3, valores de IQA_{CETESB} igual a 19 (noite) e 49 (manhã). Assim, ao longo do mesmo dia, as amostras coletadas apresentaram qualidade da água Péssima (noite) e Regular (manhã). Ainda, pela análise da Figura 46, por mais que não se tenha obtido diferença estatística significativa entre todos os períodos (Tabela 11), pôde-se observar uma variação expressiva entre os valores do índice aferidos nos três horários do dia em praticamente todas as amostragens. Portanto, um curso de água pode exibir resultados satisfatórios em termos de qualidade (i.e., de Boa a Ótima em relação à finalidade específica), mas, ao mesmo tempo, não refletir a sua situação de degradação, pois, dependendo do horário da amostragem, os fenômenos preponderantes que levam à perda de qualidade da água podem não estar atuando ou não terem atingido sua magnitude. Isto posto, a gestão do curso de água pode se tornar, muitas vezes, ineficiente (i.e., pela falta de uma abordagem efetiva).

Por meio da análise de regressão linear múltipla (Tabela 12), verificou-se que o PT apresentou correlação forte com os ST ($\rho = 0,72$) e moderada com o parâmetro *E. coli* ($\rho = 0,55$). Por sua vez, a *E. coli* também apresentou correlação moderada com a DBO ($\rho = 0,55$) e os ST ($\rho = 0,59$). A DBO exibiu moderada correlação com a turbidez ($\rho = 0,61$). Sabe-se que o fósforo pode estar diretamente ligado aos sólidos em suspensão presentes na água (BERTOL *et al.*, 2011). Além disso, maiores teores de DBO são consistentes com maiores concentrações de PT. Por fim, obteve-se moderada correlação entre o pH e a temperatura ($\rho = -0,60$). Fia *et al.* (2015) afirmaram que quanto maior a temperatura menor é o valor do pH, o que diferiu do encontrado pelos pesquisadores em cursos de água localizados no município de Lavras (MG). Em contrapartida, Silva *et al.* (2008) constataram a diminuição nos valores de pH com o aumento da temperatura, também verificada no presente trabalho.

Tabela 12 – Coeficiente de correlação de Pearson (ρ) entre as variáveis de qualidade da água no período de março de 2019 a fevereiro de 2020. Os coeficientes que indicaram moderada e forte correlação foram destacados em vermelho.

Variável	Temp	Turb	ST	pH	OD	DBO	NT	PT	<i>E. coli</i>	IQA
Temp	1,00	-0,10	-0,03	-0,60	0,12	-0,05	-0,18	0,02	0,04	0,02
Turb		1,00	0,36	0,02	0,02	0,61	-0,40	0,20	0,50	-0,26
ST			1,00	-0,10	-0,13	0,50	-0,12	0,72	0,59	-0,48
pH				1,00	-0,07	0,01	0,19	-0,09	-0,05	0,01
OD					1,00	0,07	-0,25	-0,18	-0,14	0,61
DBO						1,00	-0,39	0,49	0,55	-0,44
NT							1,00	0,06	-0,30	-0,12
PT								1,00	0,55	-0,62
<i>E. coli</i>									1,00	-0,39
IQA										1,00

$0 < \rho \leq 0,3$: correlação desprezível; $0,3 < \rho \leq 0,5$: correlação fraca; $0,5 < \rho \leq 0,7$: correlação moderada; $0,7 < \rho \leq 0,9$: correlação forte; e $\rho > 0,9$: correlação muito forte (HOFFMAN, 2016).

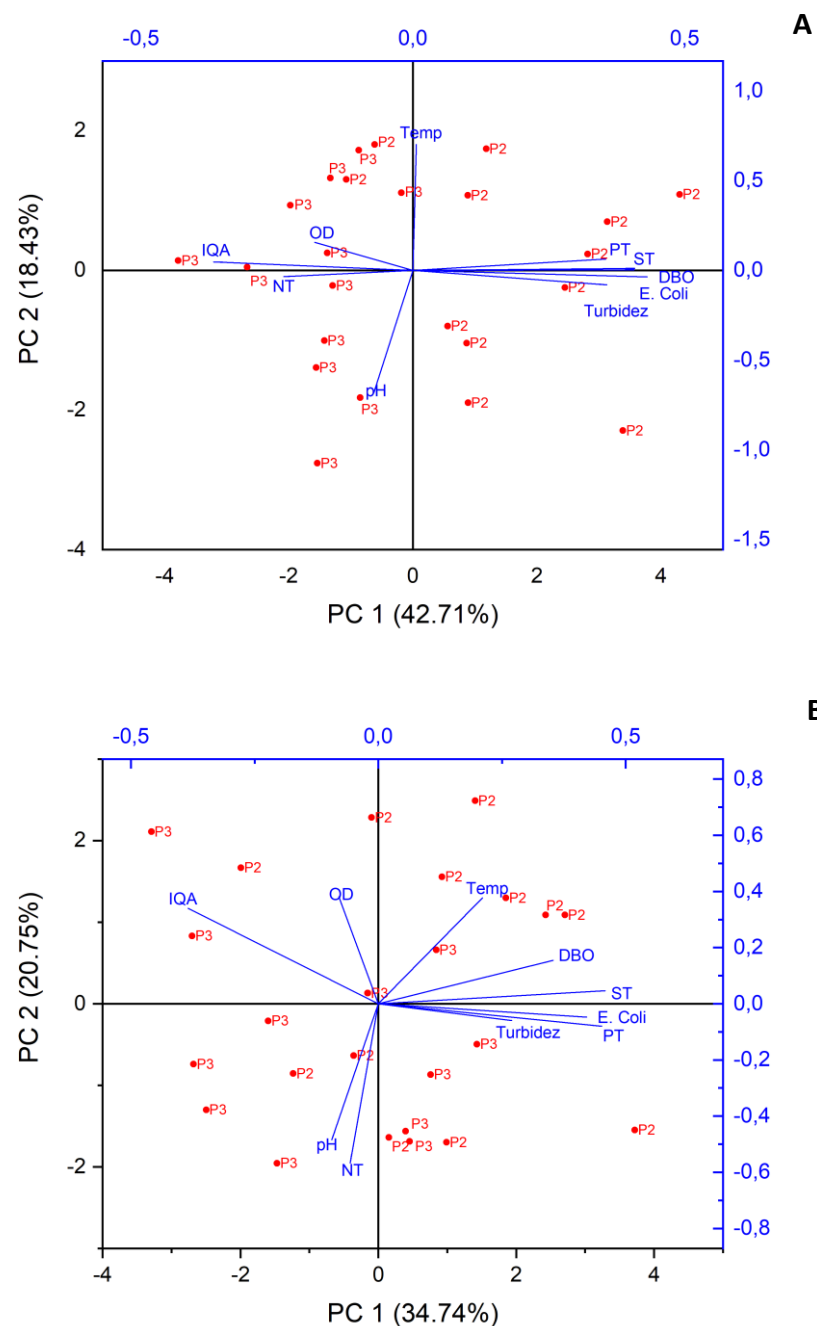
Fonte: Elaborado pelo autor.

O IQA_{CETESB} apresentou correlação moderada tanto com o OD ($\rho = 0,61$) quanto com o PT ($\rho = -0,62$). O OD corresponde a 17% do valor final do índice e as baixas concentrações encontradas nos dois pontos de amostragem (100% desconformes com a Resolução CONAMA n° 357/05 (BRASIL, 2005)) influenciaram significativamente nos baixos valores aferidos para o índice nessa pesquisa. Quanto ao PT, esse parâmetro teve correlação moderada com a *E. coli*, que por sua vez apresentou moderada correlação com a DBO. Assim como para o OD, tais variáveis exibiram elevadas porcentagens de desconformidade com a legislação brasileira (Figura 45). Sugere-se a grande influência do despejo de esgotos domésticos como razão

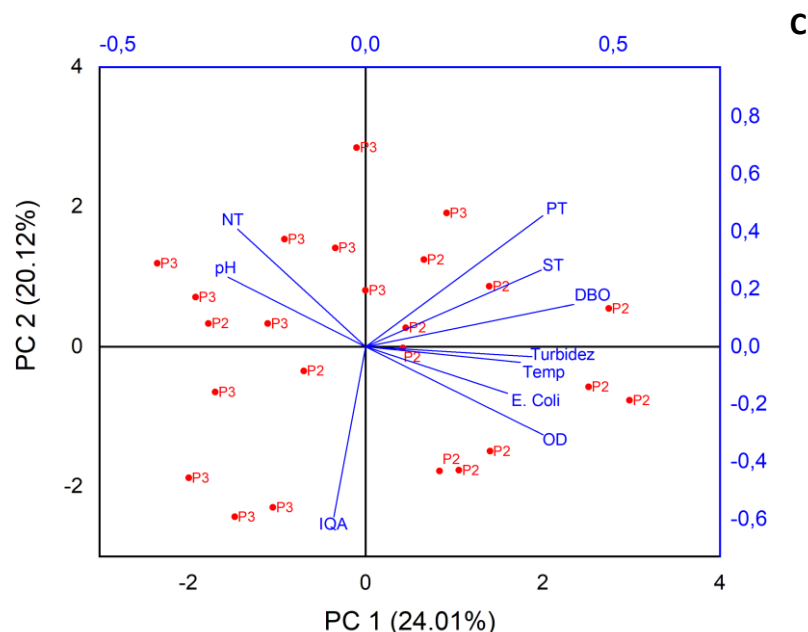
principal da água do córrego ter apresentado qualidade Péssima na maioria das amostras avaliadas.

Estudos realizados sobre a variação dos parâmetros físico-químicos e biológicos de qualidade da água em ecossistemas aquáticos indicaram que a técnica da PCA se adequou bem a esse tipo de averiguação (e.g., PARINET *et al.*, 2004; MENEZES *et al.*, 2016; SOUZA *et al.*, 2020). No presente trabalho, a PCA foi realizada separadamente para os períodos da manhã, tarde e noite (Figura 47).

Figura 47 – Gráfico de pesos e escores (biplot) das variáveis de qualidade da água monitoradas e do IQA_{CETESB} nos períodos da (A) manhã, (B) tarde e (C) noite



(Continuação da Figura 47)



Fonte: Elaborado pelo autor.

O período da manhã teve 42,71% dos seus componentes explicados pela PC1 e 18,43% pela PC2, correspondentes a 61,14% da variância total. No período da tarde, a primeira componente foi responsável por 37,47% da variabilidade e a PC2 por 20,75%, totalizando 58,49%. Por outro lado, no período da noite, as duas componentes principais apresentaram a menor porcentagem entre os três períodos, representando 44,13% da variância (PC1 = 24,01%; PC2 = 20,12%). As elevadas porcentagens da PC1 é um indicativo de que os parâmetros estão altamente correlacionados (ver Tabela 12), sobretudo nos períodos da manhã e tarde. Menezes *et al.* (2016) e Souza *et al.* (2020) encontraram valores similares de PC1, destacando que, em algumas circunstâncias, os parâmetros são redundantes, uma vez que a maior parte da variância foi explicada pelas duas primeiras componentes principais.

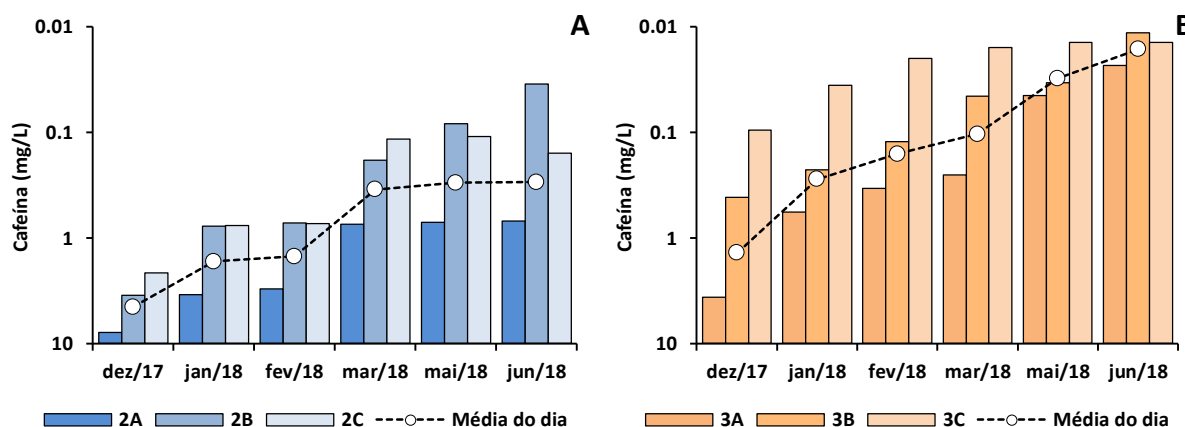
Nos três períodos, especialmente pela manhã, as variáveis que compuseram a PC1 foram: PT, ST, DBO, *E. coli*, turbidez, OD e NT. Tais parâmetros demonstram a influência direta e indireta das atividades antrópicas sobre os cursos de água urbanos (e.g., na forma de despejos de esgotos domésticos e poluentes industriais e agrícolas) e refletem, ainda, aspectos da degradação da matéria orgânica. Da comparação entre as Figuras 47A, B e C, percebe-se que a inter-relação entre essas variáveis diminuiu ao longo do dia, se distanciando da PC1. De fato, os menores valores de IQA_{CETESB} foram obtidos no período da manhã, relacionados à maior influência desses parâmetros. A PC2 foi caracterizada, sobretudo nos períodos da manhã e tarde, pela temperatura e pH. No período da tarde e noite, o OD e os nutrientes (PT e NT)

passaram a ter maior influência na PC2. Entretanto, no período da noite, as porcentagens da PC1 e PC2 foram próximas, refletindo de forma similar à influência na variância total. As posições dos pontos de amostragem (P2 e P3) reforçaram o que foi anteriormente exposto. O ponto P2 ficou próximo dos indicadores de poluição (DBO, ST, *E. coli* e PT).

5.4 Cafeína como indicador de poluição dos cursos de água por esgoto doméstico

O presente tópico buscou apresentar a variabilidade da concentração de cafeína na água do córrego Sem Nome, para detectar a presença ou ausência do despejo de esgotos domésticos nesse ambiente. As concentrações obtidas para os pontos P2 e P3 estão apresentadas nas Figuras 48 e 49.

Figura 48 – Variação das concentrações de cafeína no córrego Sem Nome ao longo do dia nos pontos de amostragem P2 (A) e P3 (B)

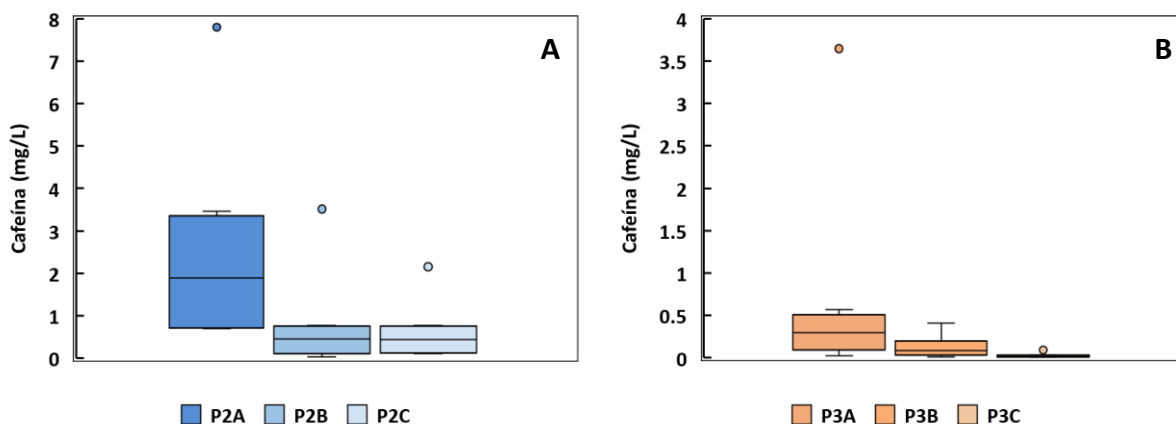


Fonte: Elaborado pelo autor.

A cafeína foi identificada em todas as amostras. Os valores entre os períodos da manhã, tarde e noite variaram, respectivamente, de 0,69-7,80 mg.L⁻¹, 0,04-3,51 mg.L⁻¹ e 0,11-2,15 mg.L⁻¹, para o ponto P2, e de 0,02-3,65 mg.L⁻¹, 0,01-0,41 mg.L⁻¹ e 0,01-0,10 mg.L⁻¹, para o ponto P3. As concentrações mais altas foram obtidas no ponto P2, chegando a 7,80 mg.L⁻¹. Nos meses de dezembro (2017), janeiro e fevereiro (2018) foram mensuradas as maiores concentrações no período avaliado, correspondentes às férias escolares e festividades (e.g., natal e carnaval). Por conseguinte, os efluentes domésticos gerados podem ser maiores, dado que a permanência de pessoas em estabelecimentos públicos e empresarias diminui (i.e., locais de trabalho e estudo). Tais estabelecimentos possuem fiscalização mais rígida, assim, difícil de contar com ligações indevidas. Além disso, cinco metros a montante do ponto P2 existe uma

galeria de drenagem pluvial, a qual pode estar despejando esgotos domésticos. Portanto, não há tempo suficiente para que ocorra a dispersão desse composto, atenuado no ponto P3.

Figura 49 – Concentrações de cafeína no córrego Sem Nome nos períodos da manhã, tarde e noite, entre dezembro de 2017 e junho de 2018, para os pontos (A) P2 e (B) P3. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Em todos os meses monitorados, a parte da manhã apresentou sempre as maiores concentrações. No mês de dezembro, por exemplo, os valores obtidos entre os períodos da manhã e noite foram de $3,65 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$ (P3), respectivamente. Destaca-se que a diferença pode existir devido ao hábito da população da sub-bacia de consumir café e gerar efluentes preferencialmente no período da manhã, resultando na elevação da concentração de cafeína no horário da coleta (i.e., 8h00). No período da noite foram verificadas as menores concentrações e os dados foram mais homogêneos em relação aos outros períodos, principalmente no ponto P3 (Figura 49B). Em termos sazonais, as maiores concentrações foram aferidas nos meses referentes à estação chuvosa (i.e., dezembro-fevereiro). Os valores verificados nesse período podem inferir a ocorrência de vazamentos e transbordamento de esgotos domésticos. Sankararamakrishnan e Guo (2005) também relataram que as concentrações de cafeína aumentaram na saída de galerias de água pluvial localizadas ao longo de um rio norte-americano durante períodos chuvosos, o que indicou a existência de ligações indevidas e transbordamento de efluentes domésticos.

Ide *et al.* (2013) encontraram concentrações de cafeína de até $20,13 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ no Rio Palmital, localizado na Bacia do Alto Iguaçu, inferiores às concentrações mensuradas na presente pesquisa (i.e., da ordem de mg.L^{-1}). Os autores destacaram que o local que apresentou os maiores valores se encontra em uma região de moradias irregulares, desprovida de vegetação ripária e com a existência de despejo de efluentes domésticos sem nenhum tipo de pré-

tratamento. Para uma região menos povoada da mesma bacia, os valores foram menores, chegando a no máximo $8,90 \mu\text{g.L}^{-1}$. Ferreira (2005) identificou na Baía de Guanabara, por meio de coleta de amostras na Bacia Leopoldina, a presença de cafeína em concentrações de $160\text{-}357 \mu\text{g.L}^{-1}$, ressaltando que os dados inferiram claramente problemas com a qualidade da água. Gonçalves *et al.* (2017) encontraram, para um rio brasileiro de uma cidade de médio porte, concentrações de cafeína na faixa de $0,16\text{-}47,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. As menores concentrações foram aferidas em área de preservação ambiental, por outro lado, as maiores ao longo de áreas urbanas, com os valores mais altos no local de maior influência antrópica. Foi concluído que no Brasil, a poluição das águas superficiais nas áreas urbanas envolve, entre outros fatores, a descarga inadequada de efluentes domésticos e o crescimento demográfico.

Os resultados obtidos nessa pesquisa confirmaram a existência de ligações indevidas nas residências do município de Ilha Solteira (SP). Os parâmetros envolvidos no cálculo do $\text{IQA}_{\text{CETESB}}$ englobam tanto os insumos gerados na bacia hidrográfica, provenientes do uso e ocupação do solo e das práticas da população, quanto o possível lançamento de efluentes domésticos indevidos. Desta maneira, é difícil afirmar certamente se existe esse tipo de lançamento de matéria orgânica exclusivamente por variáveis químicas e biológicas. Em razão de sua procedência, quando encontrada, a cafeína indica que no meio existe o despejo de esgoto doméstico.

6 CONCLUSÕES

Por meio da análise dos resultados encontrados, ficou evidente a influência negativa das ações antrópicas sobre o córrego Sem Nome. Houve a piora da qualidade da água entre os anos abordados na presente pesquisa, sobretudo de 2011 para 2019. Elevadas concentrações de OD foram aferidas no córrego em 2002, diminuindo significativamente nos anos subsequentes. Outros parâmetros indicativos de poluição pelo aporte de matéria orgânica (i.e., DBO e CT) apontaram o aumento de atividades vinculadas à geração de esgotos domésticos na sub-bacia do Córrego Sem Nome. No entanto, os nutrientes apresentaram maiores concentrações no ano de 2002, referentes às práticas agrícolas que eram desenvolvidas no local. Todas as amostras de água do ano de 2019 apresentaram qualidade Péssima, refletindo as práticas de uso e ocupação do solo inadequadas, além da existência de ligações indevidas na área de estudo.

A precipitação melhorou a qualidade da água do córrego avaliado, o que infere a maior influência de fontes pontuais (e.g., despejo de esgoto doméstico *in natura*) na degradação do curso de água. Entende-se que as bacias urbanas sofrem mais, pois as fontes pontuais de poluição estão presentes, diferente de bacias rurais, que, em geral, sofrem por perturbações difusas. Em relação aos períodos do dia, os piores valores foram obtidos pela manhã: maiores concentrações de DBO, PT e NT, menores teores de OD e maior quantidade de *E. coli*. De forma geral, as oscilações nos valores podem ter indicado hábitos da população da área de estudo, como, por exemplo, a maior geração de efluentes no período da manhã. Obteve-se variação significativa da média do IQA_{CETESB} apenas entre os períodos da manhã e tarde, na estação de estiagem. Todavia, foram encontradas grandes variações em todos os meses monitorados, refletindo a importância da amostragem ao longo do dia.

Em todas as amostras avaliadas a cafeína foi detectada. As maiores concentrações foram obtidas no período chuvoso, sobretudo em dias com a ocorrência de precipitação, referente ao transbordamento e vazamento de esgotos domésticos. O presente trabalho suporta o seu uso como indicador da presença de efluentes domésticos nos cursos de água sob influência urbana. Para tais ambientes, esse composto pode servir como ferramenta para os gestores em virtude da eficiência nos resultados, uma vez que o seu uso é exclusivamente antrópico. A cafeína comprovou a existência de ligações indevidas em residências de Ilha Solteira (SP), fato que corroborou na péssima qualidade da água do córrego encontrada na maioria das amostras.

Espera-se que os resultados apresentados no presente trabalho possam fornecer subsídios para uma melhor aplicação do IQA_{CETESB}, além de ajudar outros trabalhos relacionados à poluição das águas urbanas.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, T.; ABBASI, S. A. **Water quality indices**. Oxford: Elsevier, 2012.
- ACIOLY, C.; DAVIDSON, F. **Densidade urbana**: um instrumento de planejamento e gestão urbana. 2. ed. Rio de Janeiro: Mauad, 2011.
- AKOTEYON, I. S. *et al.* Determination of water quality index and suitability of urban river for municipal water supply in Lagos-Nigeria. **European Journal of Scientific Research**, [s.l.], v. 54, n. 2, p. 263-271, 2011.
- ALBERTI, L. *et al.* Null-space Monte Carlo tracking to assess groundwater PCE (Tetrachloroethene) diffuse pollution in north-eastern Milan functional urban area. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 621, 2018.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 22, n. 6, p.711-728, 2013.
- AMÉRICO, J. H. P. **Ocorrência de Compostos Farmacológicos no Córrego da Onça, Município de Três Lagoas – MS**. 2010. 110 f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil na área de Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Ilha Solteira, 2010.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA (Brasil). **Panorama da Qualidade das Águas Superficiais do Brasil 2012**. Brasília, DF: ANA, 2012.
- ANDREOLI, *et al.* Os mananciais de abastecimento do Sistema Integrado da Região Metropolitana de Curitiba – RMC. **SANARE – Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v. 12, n. 12, 1999.
- ANGRILL, S. *et al.* Urban rainwater runoff quantity and quality – A potential endogenous resource in cities. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 189, p. 14-21, 2017.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23th ed. Washington, DC, 2017.
- ATHANÁSIO, C. G. *et al.* Water quality of urban streams: the allium cepa seeds/seedlings test as a tool for surface water monitoring. **The Scientific World Journal**, [s.l.], p. 1-7, 2014.
- AZAMI, J. *et al.* Monitoring and assessment of water health quality in the Tajan River, Iran using physicochemical, fish and macroinvertebrates indices. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, [s.l.], v. 13, n. 1, 2015.
- AZZELLINO, A. *et al.* Groundwater diffuse pollution in functional urban areas: The need to define anthropogenic diffuse pollution background levels. **Science of the Total Environment**, Amsterdam v. 656, p. 1207-1222, 2019.
- BANNERJEE, A. *et al.* Environmental factors as indicators of dissolved oxygen concentrations and zooplankton abundance: Deep learning versus traditional regression approach. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 9, p. 1-19, 2018.

BARONE, J. J.; ROBERTS, H. R. Caffeine consumption. **Food and Chemical Toxicology**, Oxford, v. 34, p. 119-29, 1996.

BARROS, R. V. G.; SOUZA, C. A. Qualidade do recurso hídrico do Córrego André, Mirassol D'Oeste. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, São Paulo, n. 24, p. 1-16, 2012.

BEGA, J. M. M. **Análise espaço-temporal da qualidade da água em um córrego urbano no município de Ilha Solteira – SP**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP, Ilha Solteira, 2018.

BEGA, J. M. M. *et al.* Avaliação dos parâmetros químicos de qualidade da água em um ecossistema aquático lótico. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, v. 16, p. 73-84, 2020.

BERNHARDT, E. S. *et al.* Understanding, managing, and minimizing urban impacts on surface water nitrogen loading. **Annals of the New York Academy of Sciences**, Nova Iorque, n. 1, p. 61–96, 2008.

BERTOL, I. *et al.* Erosão hídrica em campo nativo sob diversos manejos: perdas de água e solo e de fósforo, potássio e amônio na água de enxurrada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 1421-1430, 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357/05**. Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Brasília, SEMA, 2005.

BRITES, A. P. Z.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da carga poluente no sistema de drenagem de duas bacias hidrográficas urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 12, n. 4, p. 211-221, 2007.

BRITO, C. *et al.* **Parques lineares: novo modelo integra lazer e meio ambiente na cidade de São Paulo**. USP Agência Universitária de Notícias, São Paulo, 2017.

BROWN, R. M. *et al.* A water quality index do we dare? **Water and Sewage Works**, Chicago, p. 339-343, 1970.

BU, H. *et al.* Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 41, p. 187-197, 2014.

BUERGE, I. J. *et al.* Caffeine, an anthropogenic marker for wastewater contamination of surface Waters. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 37, n. 4, p. 691-700, 2003.

CARSTENS, D.; AMER, R. Spatio-temporal analysis of urban changes and surface water quality. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 569, 2019, p. 720-734, 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Organizadores: Carlos Jesus Brandão et al. São Paulo: CETESB; Brasília, DF: ANA, 2011. 326 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Índices de qualidade das águas**. São Paulo: CETESB, 2015. 31 p. (Série de relatórios, Apêndice C)

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo: Apêndice D**. 2016 [recurso eletrônico]. São Paulo: Cetesb, 2017.

CHEN, Y. C.; YEH, H. C.; WEI, C. Estimation of river pollution index in a tidal stream using kriging analysis. **International Journal of Research and Public Health**, [s.l.], v. 9, n. 9, p. 3085-3100, 2012.

CLIMA FEIS. **Canal CLIMA da UNESP Ilha Solteira – Área de Hidráulica e Irrigação**. Disponível em: clima.feis.unesp.br. Acesso em: 35 de março de 2020.

COHEN, J. Social, emotional, ethical and academic education: Creating a climate for learning, participation in democracy and well-being. **Harvard Educational Review**, Cambridge, v. 76, n. 2, p. 201-237, 2006.

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, p. 598-613, 2015.

DENG, X.; GIBSON, J. Sustainable land use management for improving land eco-efficiency: a case study of Hebei, China. **Annals of Operations Research**, Amsterdam, p. 1-13, 2018.

DODDS, W. K. *et al.* The root of the problem: Direct influence of riparian vegetation on estimation of stream ecosystem metabolic rates. **Limnology and Oceanography Letters**, [s.l.], v. 2, p. 9-17, 2017.

DU, C. *et al.* Estimation of total phosphorus concentration using a water classification method in inland water. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, Enschede, v. 71, p. 29-42, 2018.

DUPASA, R. *et al.* Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 48, p. 396–407, 2015.

EJOH, A. S. *et al.* Dataset on the assessment of water quality and water quality index of Ubogo and Egini rivers, Udu LGA, Delta State Nigeria. **Data in Brief**, [s.l.], v. 19, p. 1716-1726, 2018.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, DF, 2018. Disponível em: <http://www.embrapa.br/solos/sibcs>. Acessos em: 26 de julho de 2020.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. **Indicadores da qualidade da água**. Brasília, DF, 2002. Disponível em: <http://www.embrapa.com.br>. Acessos em: 28 de outubro 2019.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FELIPPE, M. F.; MAGALHAES JUNIOR., A. P. **Consequências da ocupação urbana na dinâmica das nascentes em Belo Horizonte - MG.** In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE MIGRAÇÕES, 6., 2009, Belo Horizonte. Anais do.... Belo Horizonte: ABEP, 2009.

FELIPPE, M. F.; MAGALHAES JUNIOR., A. P. Impactos ambientais macroscópicos e qualidade das águas em nascentes de parques municipais em Belo Horizonte - MG. **Geografias**, Belo Horizonte, v. 8, n. 2, p. 8-23, 2012.

FERREIRA, A. P. Caffeine as an environmental indicator for assessing urban aquatic ecosystems. **Caderno de Saúde Pública**, [s.l.], v. 21, n. 6, p. 1884-1892, 2005.

FERREIRA, A. P.; LOURDES, C.; CUNHA, N. Anthropic pollution in aquatic environment: development of a caffeine indicator. **International Journal of Environmental Health Research**, Abingdon, v. 15, n. 4, p. 303-311, 2005.

FERREIRA, C. S.; SANTINO, M. B. C. Monitoramento da qualidade da água do rio Monjolinho: a limnologia como uma ferramenta para a gestão ambiental, São Carlos-SP, Brasil. **Revista de Estudos Ambientais**, Blumenau, v. 16, n. 1, p. 27-37, 2014.

FERREIRA, H. L. M. *et al.* **Ambientes Aquáticos em Minas Gerais: qualidade ecológica.** Belo Horizonte: Centro de Inovação e Tecnologia SENAI, 2017.

FIA, R. *et al.* Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, p. 267-275, 2015.

FLETCHER, T. D.; ANDRIEU, H.; HAMEL, P. Understanding, management and modeling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. **Advances in Water Resources**, Southampton, v. 51, p. 261-279, 2013.

FREITAS, A. J. **Gestão de recursos hídricos.** In: SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. (ed.) **Gestão de recursos hídricos: aspectos legais, econômicos, administrativos e legais.** Brasília, DF: Secretaria de Recursos Hídricos; Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa; Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2000. 659 p.

FROEHNER, S. *et al.* Removal capacity of caffeine, hormones, and bisphenol by aerobic and anaerobic sewage treatment. **Water, Air, and Soil Pollution**, [s.l.], v. 216, p. 463-471, 2011.

GAO, F. **Ecological security assessment of urban water environment in the Pearl River Delta - a case study in Guangzhou.** Dissertation, University of Chinese Academy of Sciences, Huairou District, 2007.

GHARIBI, H. *et al.* Development of a dairy cattle drinking water quality index (DCWQI) based on fuzzy inference systems. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 20, p. 228-237, 2012.

GÓMEZ, M. J. *et al.* A new gas chromatography/mass spectrometry method for the simultaneous analysis of target and non-target organic contaminants in waters. **Journal of Chromatography**, Amsterdam, v. 1216, p. 4071-4082, 2009.

GONÇALVES, E. S. *et al.* The use of caffeine as a chemical marker of domestic wastewater contamination in surface waters: seasonal and spatial variations in Teresópolis, Brazil. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 12, n. 2, p. 192–202, 2017.

GRANDE, M. *et al.* Environmental equity as a criterion for water management. **Proceedings of ICWRS2014**, [s.l.], v. 364, p. 519-525, 2014.

GUO, Z. *et al.* Assess the effect of different degrees of urbanization on land surface temperature using remote sensing images. **Procedia Environmental Sciences**, [s.l.], v. 13, p. 935–942, 2012.

GUO, J. C. Y. Green Concept in Storm Water Management. **Irrigation & Drainage Systems Engineering**, [s.l.], v. 2, n. 3, p. 1-8, 2013.

GUPTA, N.; PANDEY, P.; HUSSAIN, J. Effect of physicochemical and biological parameters on the quality of river water of Narmada, Madhya Pradesh, India. **Water Science**, [s.l.], v. 31, n. 1, p. 11-23, 2017.

HADDAD, E. A.; MAGALHÃES JUNIOR., A. P. Influência antrópica na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio São Miguel, carste do alto São Francisco, Minas Gerais. **Geosul**, Florianópolis, v. 25, n. 49, p. 79-102, 2010.

HANNOUCHE, A. *et al.* Relationship between turbidity and total suspended solids concentration within a combined sewer system. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 64, n. 12, p. 2445–2452, 2011.

HAYCOCK, N. E. *et al.* Nitrogen retention in river corridors: European perspective. **Ambio**, Stockholm, v. 22, n. 6, p. 340–346, 1993.

HOFFMANN, R. **Análise de regressão: uma introdução à econometria**. 5 ed. Piracicaba: Ed. USP, 404 p., 2016.

HUKKANEN, J.; JACOB, P.; BENOWITZ, N. L. Metabolism and disposition kinetics of nicotine. **Pharmacological Reviews March**, [s.l.], v. 57, n. 1, p. 79-115, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo demográfico 2010: Resultados gerais da amostra**. Rio de Janeiro. IBGE, 2012.

IDE, A. H. *et al.* Utilização da cafeína como indicador de contaminação por esgotos domésticos na Baía do Alto Iguaçu. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 18, n. 2, p. 201-211, 2013.

JOHN, V. *et al.* Assessment of deterioration in water quality from source to household storage in semi-urban settings of developing countries. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 186, p. 725-734, 2014.

KAUFFMANN, M. O. **Expansão urbana e qualidade de vida: proposta para desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade aplicados à legislação urbanística**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

KALMYKOVA, Y. *et al.* Pathways and management of phosphorus in urban areas. **Journal of Industrial Ecology**, [s.l.], v. 16, n. 6, p. 928–939, 2012.

KALSCHEUR, K. N. *et al.* Effects of anthropogenic inputs on the organic quality of urbanized streams. **Water Research**, Nova Iorque, v. 46, p. 2515-2524, 2012.

KANG, J. H. *et al.* Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. **Water Research**, Nova Iorque, v. 44, p. 4143-4157, 2010.

KAY, P. *et al.* Widespread, routine occurrence of pharmaceuticals in sewage effluent, combined sewer overflows and receiving waters. **Environmental Pollution**, Barking, v. 220, p. 1447-1455, 2017.

KAZI, T. G. *et al.* Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: a case study. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Nova Iorque, v. 92, p. 301-309, 2009.

KUJANOVÁ, K.; MATOUSKOVÁ, M.; HOSEK, Z. The relationship between river types and land cover in riparian zones. **Limnologica**, Berlim, v. 71, p. 29-43, 2018.

KURISSERY, S. *et al.* Caffeine as an anthropogenic marker of domestic waste: a study from Lake Simcoe watershed. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 23, p. 501-508, 2012.

LAU, J. C. Y; CHIU, C. C. H. Dual-track urbanization and co-location travel behavior of migrant workers in new towns in Guangzhou, China. **Cities**, Londres, v. 30, p. 89–97, 2013.

LEOPOLD, L. B. **Hydrology for urban land planning: a guidebook on the hydrological effects of urban land use**. Washington DC: US Geological Survey; p. 18. 1968.

LI, H. M. *et al.* Increased nutrient loads from the Changjiang (Yangtze) river have led to increased harmful algal blooms. **Harmful Algae**, [s.l.], v. 39, p. 92–101, 2014.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3 ed. Campinas, SP: Átomo, 2010.

LIMA, E. A. C. F. *et al.* Uso atual da terra no município de Ilha Solteira, SP, Brasil: riscos ambientais associados. **Holos Environment**, Rio Claro, v.4, p.81-96, 2004.

LIMA, W. D. P.; ZAKIA, M. J. B. **Hidrologia de matas ciliares**. EDUSP/FAPESP, São Paulo, 2000.

LIN, A. Y. *et al.* Potential for biodegradation and sorption of acetaminophen, caffeine, propranolol and acebutolol in lab scale aqueous environments. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, n. 183, p. 242-250, 2010.

LIU, S. M. *et al.* A generalized water quality index for Taiwan. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 96, n. 1-3, p. 35-52, 2004.

LIU; Y. T. *et al.* Urban villages under China's rapid urbanization: unregulated assets and transitional neighborhoods. **Habitat International**, Oxford, v. 34, n. 2, p. 135–144, 2010.

LIU, J. S. *et al.* Impact of anthropogenic activities on urban stream water quality: a case study in Guangzhou, China. **Environmental Science and Pollution Research**, [s.l.], v. 21, p. 13412–13419, 2014.

LIU, Y. *et al.* Enhancing a rainfall-runoff model to assess the impacts of BMPs and LID practices on storm runoff. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 147, p. 12–23, 2015.

LIU, Y.; BRALTS, V. F.; ENGEL, B. A. Evaluating the effectiveness of management practices on hydrology and water quality at watershed scale with a rainfall runoff model. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 511, p. 298–308, 2015.

LIU, W. *et al.* Impacts of urbanization-induced land-use changes on ecosystem services: A case study of the Pearl River Delta Metropolitan Region, China. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 92, p. 228–238, 2019.

LORENZO, T. *et al.* The role of freshwater copepods in the environmental risk assessment of caffeine and propranolol mixtures in the surface water bodies of Spain. **Chemosphere**, Oxford, v. 220, p. 227–236, 2019.

LOWRANCE, R. *et al.* Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 40, n. 1, p. 87–91, 1985.

MADER, M. *et al.* Dissolved oxygen in water and its stable isotope effects: A review. **Chemical Geology**, Amsterdam, v. 473, p. 10–21, 2017.

MAHMOODABADI, M.; ARSHAD, R. R. Long-term evaluation of water quality parameters of the Karoun River using a regression approach and the adaptive neuro-fuzzy inference system. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 126, p. 372–380, 2018.

MANOEL, L. O. **Avaliação e monitoramento da qualidade da água na microbacia do Córrego Caçula no município de Ilha Solteira – SP**. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil na área de Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Ilha Solteira, 167 p., 2013.

MANZINI, F. F. *et al.* Metais pesados: fonte e ação toxicológica. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, v. 6, n. 1, p. 800–815, 2010.

MARTINS, M. L. *et al.* Microextração Líquido-Líquido Dispersiva (DLLME): fundamentos e aplicações. **Scientia Chromatographica**, [s.l.], v. 4, n. 1, p. 35–51, 2012.

MCDONALD, R. I. *et al.* Urban growth, climate change, and freshwater availability. **PNAS**, [s.l.], v. 108, n. 15, p. 6312–6317, 2011.

MCGRATH, S. P. *et al.* Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri*. **Environmental Pollution**, Barking, v. 141, n. 2, p. 115–125, 2006.

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. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 13, n. 2, p. 2054-2070, 2018.

MELLO, K. *et al.* Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, Amsterdam, v. 167, p. 130-138, 2018.

MENEZES, J. P. C. **Influência do uso e ocupação da terra na qualidade da água subterrânea e sua adequação para consumo humano e uso na agricultura**. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Federal do Espírito Santo, Porto Alegre, 2012.

MENEZES, J. P. C. *et al.* Correlation between land use and groundwater quality. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 19, p. 173-186, 2014.

MENEZES, J. P. C. *et al.* Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 3, p. 519–534, 2016.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM / CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008**. 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. Publicação – Diário do Executivo – “Minas Gerais” – 13/05/2008.

MISAGHI, F. *et al.* Introducing a water quality index for assessing water for irrigation purposes: a case study of the Ghezel Ozan River. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 589, p. 107-116, 2017.

MITCH, A. A. *et al.* Fecal coliform accumulation within a river subject to seasonally-disinfected wastewater discharges. **Water Research**, Nova Iorque, v. 44, n. 16, p. 4776 – 4782, 2010.

MITSCH, W. J. *et al.* Nitrate-nitrogen retention in wetlands in the Mississippi river basin. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 24, n. 4, p. 267 – 278, 2005.

MIZUKAWA, A. *et al.* Caffeine as a chemical tracer for contamination of urban rivers. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 24, 2019.

MOHEBBI, M. R. *et al.* Assessment of water quality in groundwater resources of Iran using a modified drinking water quality index (DWQI). **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 30, p. 28-34, 2013.

MOURA, N. C. B. D. **Biorretenção: tecnologia ambiental urbana para manejo de águas de chuva**. São Paulo: s. n. 2013.

NASCIMENTO, N. O.; BAPTISTA, M. B. **Técnicas compensatórias em águas pluviais**. In: RIGHETTO, A.M. (Org.) Manejo de águas pluviais urbanas. Rio de Janeiro: ABES, p. 346-366, 2009.

NOBLE, R. T. *et al.* Comparison of total coliform, fecal coliform, and enterococcus bacterial indicator response for ocean recreational water quality testing. **Water Research**, Nova Iorque, v. 37, n. 7, p. 1637-1643, 2003.

NOORI, R. *et al.* A critical review on the application on the National Sanitation Foundation Water Quality Index. **Environmental Pollution**, Barking, v. 244, p. 575-587, 2019.

NOVOTNY, V.; CHESTERS, G. **Handbook of nonpoint pollution: sources and management**. New York: Van Nostrand Reinhold. 1981. 556 p.

OLIVEIRA, L. C. *et al.* Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do Rio São Francisco Verdadeiro. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, n. 4, p. 770-781, 2008.

OLIVEIRA, L. F. *et al.* Avaliação da qualidade da água de três córregos na área urbana de Humaitá-AM. **Revista de Ciências Ambientais**, [s.l.], v. 12, n. 3, 2018.

OLIVEIRA, M. D. *et al.* Evaluating the surface water quality index fuzzy and its influence on water treatment. **Journal of Water Process Engineering**, [s.l.], v. 32, 2019.

ONTARIO. **Stormwater management planning and design manual**. [s.l.], 2003.

ORTEGA, D. J. P. **Avaliação dos efeitos das atividades antrópicas na bacia hidrográfica do Córrego do Ipê, município de Ilha Solteira – SP**. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil na área de Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Ilha Solteira, 151 p., 2011.

ORTEGA, D. J. P.; CARVALHO, S. L. Avaliação dos efeitos das atividades antropóficas nos recursos hídricos na Sub-bacia Hidrográfica do Córrego do Ipê – SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 18, n. 3, p. 97-108, 2013.

PARINET, B. *et al.* Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management – application to a tropical lake system. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 178, p. 295-311, 2004.

PARENTI, D.; PEREIRA, E.B.; FUNARI, L.H. **Projeto de controle da poluição difusa na sub-bacia do Córrego do Sapé**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

PEELER, K. A. **Caffeine as an anthropogenic source indicator in freshwater and marine systems**. Florida, 2004. 132 f. (Thesis of Master in Oceanography). The Florida State University.

PEELER, K. A. *et al.* Tracking anthropogenic inputs using caffeine, indicator bacteria, and nutrients in rural freshwater and urban marine systems. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 40, n. 24, p. 7616-22, 2006.

PESSOA, J. O.; ORRICO, S. R. M.; LORDÊLO, M. S. Qualidade da água de rios em cidades do Estado da Bahia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 687-696, 2018.

PETRONE, K. C. Catchment export of carbon, nitrogen, and phosphorus across an agro-urban land use gradient, swan-canning river system, southwestern Australia. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, [s.l.], v. 115, 2010.

PINTO, L. V. A. *et al.* Avaliação qualitativa da água de nascentes com diferentes usos do solo em seu entorno. **Cerne**, Lavras, v.18, n.3, p.495-505, 2012.

POLETO, C. **Monitoramento e avaliação da qualidade da água de uma microbacia hidrográfica no município de Ilha Solteira – SP**. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil na área de Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Ilha Solteira, 2003. 161 p.

PRODANOFF, J. H. A. On-site stormwater detention as an alternative flood control measure in ultra-urban environments in developing countries. **IAHS-AISH Publication**, [s.l.], v. 293, p. 196-202, 2005.

REGAL, K. A. *et al.* Subnanomolar quantification of caffeine's in vitro metabolites by stable isotope dilution gas chromatography-mass spectrometry. **Journal of Chromatography**, Amsterdam, v. 708, p. 75-85, 1998.

RIGHETTO, A. M.; GOMES, K. M.; FREITAS, F. R. Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 6, p. 1109-1120, 2017.

RIGOTTI, J. A.; POMPÊO, C. A. **Assessment of urban stream condition: case study**. In: International Conference on Urban Drainage, 12, 10-15, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: ABRH/IWA, 2011.

RIVERS, M. R. *et al.* Estimating future scenarios for farm-watershed nutrient fluxes using dynamic simulation modeling. **Physics and Chemistry of the Earth**, Oxford, v. 36, p. 420-423, 2011.

RNJBAR, A. J. *et al.* Integrated river quality management by CCME WQI as an effective tool to characterize surface water source pollution (Case study: Karun River, Iran). **Pollution**, [s.l.], v. 2, n. 3, p. 313-330, 2016.

ROQUE, F.; MATA, R. A.; TIDON, R. Temporal and vertical drosophilid (Insecta; Diptera) assemblage fluctuations in a neotropical gallery forest. **Biodiversity and Conservation**, Londres, v. 22, p. 657-672, 2013.

ROSEMOND, S.; DURO, D. C.; DUBÉ, M. Comparative analysis of regional water quality in Canada using the Water Quality Index. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 156, p. 223-240, 2009.

RUNDE, D. **Urbanization will change the (developing) world**. Revista Forbes, 2015. Disponível em: <https://www.forbes.com/sites/danielrunde/2015/02/24/urbanization-development-opportunity/#7413359a6ca3>. Acesso em 18 julho de 2018.

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Mais de 50 mil casas de São Paulo jogam esgoto em córregos mesmo com rede disponível.** 2017. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/50-mil-casas-sp-esgoto-corregos/>. Acesso em: 25 de novembro de 2018.

SALTARELLI, W. A. *et al.* Variation of stream metabolism along a tropical environmental gradient. **Journal of Limnology**, Verbania Pallanza, v. 77, n. 3, p. 359-371, 2018.

SANCHES FILHO, P. J. *et al.* **Caracterização ambiental e determinação de alumínio nas águas do canal Santa Bárbara, Pelotas – RS.** In: Congresso Brasileiro de Química, 49., 2009, Porto Alegre. Anais [...] Porto Alegre: CBQ, 2009.

SANDIFER, P. A. *et al.* Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: opportunities to enhance health and biodiversity conservation. **Ecosystem Services**, [s.l.], v. 12, p. 1-15, 2015.

SANKARARAMAKRISHNAN, N.; GUO, Q. Chemical tracers as indicator of human fecal coliforms at storm water outfalls. **Environment International**, Nova Iorque, v. 31, n. 8, p. 1133-1140, 2005.

SANTI, G. M. *et al.* Variabilidade espacial de parâmetros e indicadores de qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre, Brasil. **Ecologia Aplicada**, [s.l.], v. 11, n. 1, p. 23-31, 2012.

SANTIM, T. G. S. **Uso de geotecnologias na análise temporal dos impactos da urbanização na sub-bacia do Córrego Sem Nome em Ilha Solteira/SP.** Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil na área de Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Ilha Solteira, 2010.

SANTOS, L. R.; LOPES, L. M. **Bacia do Córrego da Lagoinha em Anápolis (GO): Morfopedologia, uso da terra e problemas decorrentes.** In: Simpósio Brasileiro de Geografia, 13, 2007, Viçosa. Anais... Viçosa: UFV, 2007.

SANTOS, G. O.; HERNANDEZ, F. B. T. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no córrego Ipê, Ilha Solteira, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 1, p. 60-68, 2013.

SANTOS, K. A.; RUFINO, I. A. A.; BARROS FILHO, M. N. M. Impactos da ocupação urbana na permeabilidade do solo: o caso de uma área de urbanização consolidada em Campina Grande – PB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 5, p. 943-952, 2017.

SANTOS, R. C. L. *et al.* Aplicação de índices para avaliação da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 33-46, 2018.

SAUVÉ, S. *et al.* Fecal coliforms, caffeine and carbamazepine in stormwater collection systems in a large urban area. **Chemosphere**, Oxford, v. 86, n. 2, p. 118-123, 2012.

SHARIFINIA, M. *et al.* Pollution evaluation in the Shahrood River: do physico-chemical and macroinvertebrate-based indices indicate same responses to anthropogenic activities? **Chemosphere**, Oxford, v. 159, p. 584-594, 2016.

SIKDER, M. *et al.* Vulnerability assessment of surface water quality with an innovative integrated multi-parameter water quality index (IMWQI). **Pollution**, [s.l.], v. 1, n. 3, p. 333-346, 2015.

SKRABER, S. *et al.* Comparison of coliforms and coliphages as tools for assessment of viral contamination in river water. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 70, n. 6, p. 3644-3649, 2004.

SILVA, A. E. P. *et al.* Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 38, n. 4, p. 733-742, 2008.

SILVA, T. F. G. *et al.* Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 1, p. 95-108, 2016.

SILVA, L. S. *et al.* Heavy metals in Waters used for human consumption and crop irrigation. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 13, n. 4, p. 1-10, 2018.

SILVA JUNIOR, O. P. **Avaliação da qualidade da água da bacia hidrográfica do córrego das Marrecas - SP**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Ilha Solteira, 2018.

SIQUEIRA, L. F. S. *et al.* Bioensaio e estudo da decomposição de *Ruppia marítima* L. da Laguna da Jansen, São Luís – MA, Brasil. **Revista Acta Tecnológica**, [s.l.], v. 6, n. 1, p. 63-72, 2011.

SMITH, V. *et al.* Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, Barking, v. 100, n. 1, p. 179-196, 1999.

SMITH, L. *et al.* Mitigation of diffuse water pollution from agriculture in England and China, and the scope for policy transfer. **Land Use Policy**, Guildford, v. 61, p. 208-2019, 2017.

SODRÉ, F. *et al.* Origem e destino de interferentes endócrinos em águas naturais. **Caderno Temático**, [s.l.], v. 6, 2007.

SOUZA, C. F. *et al.* Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10, n. 3, p. 587-597, 2015.

SOUZA, A. T. *et al.* Assessment of water quality using principal component analysis: a case study of Marrecas stream basin in Brazil. **Environmental Technology**, Londres, v. 1, p. 1-10, 2020.

SRDJENOVIC, B. *et al.* Simultaneous HPLC determination of caffeine, theobromine, and theophylline in food, drinks, and herbal products. **Journal of Chromatographic Science**, Niles, v. 46, p. 144-149, 2008.

SUI, Q. *et al.* Occurrence and removal of pharmaceuticals, caffeine and DEET in wastewater treatment plants of Beijing, China. **Water Research**, Nova Iorque, n. 44, p. 417-426, 2010.

TAM, V. T.; NGA, T. T. V. Assessment of urbanization impact on groundwater resources in Hanoi, Vietnam. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 227, p. 107-116, 2018.

TERNES, A. T. Analytical methods for the determination of pharmaceuticals in aqueous environmental samples. **Trends in Analytical Chemistry**, Amsterdam, v. 20, n. 8, p. 419-434, 2001.

THEBALDI, M. S. *et al.* Qualidade da água de um córrego sob influência de efluente tratado de abate bovino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 3, p. 302 – 309, 2011.

TIAN, Y. *et al.* Using water quality index to assess the water quality of the upper and middle streams of the Luanhe River, northern China. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 667, p. 142-151, 2019.

TIRI, A.; LAHBARI, N.; BOUDOUKHA, A. Hydrochemical characterization of surface water in the Timgad watershed, East Algeria. **Water Treatment**, [s.l.], v. 57, n. 2, p. 562-571, 2016.

TOMAZ, P. **Poluição difusa**. São Paulo: Navegar, 2006.

TONG, S. T. Y.; CHEN, W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 66, p. 377-393, 2002.

TRIPHATI, M.; SINGAL, S. K. Use of Principal Component Analysis for parameter selection for development of a novel Water Quality Index: a case study of river Ganga. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 96, p. 430-436, 2019.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Editora UFRGS/ABRH. 944p. 2009.

UNITED NATIONS. **Report of the inter-agency and expert group on sustainable development goal indicators**. In: SESSION OF THE UNITED NATIONS STATISTICAL COMMISSION. UN, 47th, 2016, New York.

UNITED NATIONS. **World Urbanization Prospects: The 2018 Revision**. Department of Economic and Social Affairs. Population Division (Org.). New York. 2018.

UNITED NATIONS. **World Urbanization Prospects 2019**. Department of Economic and Social Affairs. Population Division (Org.). New York. 2019.

UNEP. **A Snapshot of the World's Water Quality: Towards a Global Assessment**. United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi, 2016.

VASANTHAVIGAR, M. *et al.* Application of water quality index for groundwater quality assessment: Thirumanimuttar sub-basin, Tamilnadu, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 171, v. 1-4, p. 595-609, 2010.

VIEIRA, P.C. *et al.* **Avaliação de fluxo de poluentes em tempo seco e durante eventos de chuva em uma microbacia urbanizada no município de Belo Horizonte.** In: RIGHETTO, A.M. (Org.) *Manejo de águas pluviais urbanas.* Rio de Janeiro: ABES, p. 346-366, 2009.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada.** São Paulo: McGraw-Hill do Brasil. 245 p. 1975.

VON SPERLING, M. V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 211 p.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Exemplos de aplicação com planilhas. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

WITHERS, P. J. A. *et al.* Agriculture and eutrophication: where do we go from here? **Sustainability**, [s.l.], v.6, n. 9, p. 5853–5875, 2014.

WU, J. Urban Ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 125, p. 209-221, 2014.

WU, Z. *et al.* Assessing river water quality using water quality index in Lake Taihu Basil, China. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 612, p. 914-922, 2018.

YIN, K. *et al.* Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the pearl river estuary and adjacent coastal waters. **Continental Shelf Research**, Oxford, v. 24, p. 1935–1948, 2004.

ZAMBRANO, K. T.; POLETO, C.; OLIVEIRA, J. N. A comparative analysis on water quality in an urban watershed. **Management of Environmental Quality: An International Journal**, [s.l.], v. 28, p. 566-578, 2017.

ZAMBRANO, K. T. *et al.* Avaliação temporal da qualidade da água de um rio urbano: estudo de caso do Córrego Sem Nome em Ilha Solteira - SP. In: CONGRESSO ABES/FENASAN, **Anais [...]** São Paulo, 2017.

ZAMBRANO, K. T. **Monitoramento e avaliação da qualidade da água na sub-bacia do Córrego Sem Nome em Ilha Solteira – SP.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP, Ilha Solteira, 2018.

ZARPELON, A. **A poluição dos mananciais da Bacia do Alto Iguaçu.** Boletim Informativo da Sanepar, 2011. (Educação Ambiental, 17).

ZHANG, T. *et al.* Assessment of the relationship between rural non-point source pollution and economic development in the Three Gorges Reservoir area. **Environmental Science and Pollution Research**, [s.l.], v. 23, n. 8, p. 8125–8132, 2016.