



AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

Relações hidroquímicas e avaliação de entradas antrópicas na qualidade das águas superficiais do Ribeirão Guaçu e afluentes, São Roque, SP

EDDY BRUNO DOS SANTOS

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do Grau de Mestre em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear - Materiais

Orientadora:

Profa. Dra. Maria Aparecida Faustino Pires

São Paulo

2018

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
Autarquia associada à Universidade de São Paulo

Relações hidroquímicas e avaliação de entradas antrópicas na qualidade das águas superficiais do Ribeirão Guaçu e afluentes, São Roque, SP

EDDY BRUNO DOS SANTOS

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do Grau de Mestre em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear - Materiais

Orientadora:
Profa. Dra. Maria Aparecida Faustino Pires

Versão Corrigida
Versão Original disponível no IPEN

São Paulo
2018

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho,
para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte

Como citar:

SANTOS, E. B. . ***Relações hidroquímicas e avaliação de entradas antrópicas na qualidade das águas superficiais do Ribeirão Guaçu e afluentes, São Roque, SP.*** 2018. 162 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP, São Paulo. Disponível em: <www.teses.usp.br> (data de consulta no formato: dd/mm/aaaa)

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de geração automática da Biblioteca IPEN/USP,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Santos, Eddy Bruno

Relações hidroquímicas e avaliação de entradas antrópicas na qualidade das águas superficiais do Ribeirão Guaçu e afluentes, São Roque, SP / Eddy Bruno Santos; orientadora Maria Aparecida Faustino Pires. -- São Paulo, 2018.
162 p.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Nuclear (Materiais) -- Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2018.

1. poluição hídrica. 2. qualidade da água. 3. saneamento ambiental. 4. multitraçadores ambientais. I. Pires, Maria Aparecida Faustino, orient. II. Título.

AGRADECIMENTOS

À Dra. Maria Aparecida Faustino Pires pela orientação, ensinamentos e confiança.

À Dra. Marycel Elena Barboza Cotrim e ao Dr. Roque Passos Piveli pela ajuda e confiança.

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN/CNEN-SP) e ao Centro de Química e Meio Ambiente (CQMA) pela disponibilização da infraestrutura para a realização deste trabalho.

Ao colega Fabio Campos pela ajuda e ensinamento.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo (IFSP), em especial ao Magnífico Reitor Eduardo Antonio Modena e ao diretor do campus São Roque, Dr. Ricardo dos Santos Coelho, pela oportunidade, apoio e confiança.

Às companheiras de laboratório Sâmia, Mainara, Tatiane, Joyce e Camila por toda ajuda, incentivo e ensinamentos.

À minha família, em especial ao meu padrinho Claudinei, minha avó Duda, minha mãe Claudia e irmãos Matheus e Gabriela, por serem minha base e por toda colaboração e apoio.

Aos amigos Carla, Camila, Henrique e Laís, que representaram minha família durante esta vivência.

Ao meu companheiro Felipe por todo amor, carinho, confiança e paciência.

*“Quanto mais aumenta nosso conhecimento,
mais evidente fica nossa ignorância.”*

(John F. Kennedy)

RESUMO

SANTOS, E. B. ***Relações hidroquímicas e avaliação de entradas antrópicas na qualidade das águas superficiais do Ribeirão Guaçu e afluentes, São Roque, SP.*** 2018. 162 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN-CNEN/SP. São Paulo.

São Roque situa-se a 60 km de São Paulo, em uma região composta por serras e morros. A hidrografia do município é composta por bacias tributárias do Rio Tietê. A cidade se desenvolveu às margens dos córregos Aracaí e Carambeí, cujos leitos fluem em margens canalizadas até o deságue no Ribeirão Guaçu. Estes córregos, bem como o Ribeirão do Marmeleiro, encaminham resíduos, detritos e todo o volume de águas pluviais ao Ribeirão Guaçu. Em 2017, foi instalada no município uma estação de tratamento de esgoto visando a melhoria das condições de saneamento na região. Diante disso, este trabalho teve por objetivo avaliar as relações hidroquímicas quanto ao estado de trofia e demais impactos antrópicos na qualidade das águas do Ribeirão Guaçu, São Roque, SP, de modo espacial e temporal, mediante abordagem integrada de multitraçadores ambientais, situando a qualidade da microbacia hidrográfica pré e pós instalação de um sistema de coleta e tratamento de esgoto. Para avaliar a qualidade das águas dos corpos hídricos, foram efetuadas amostragens bimestrais de água superficial, obedecendo às épocas de chuva e de seca. Foram selecionados sete locais estrategicamente escolhidos e georreferenciados. As análises foram realizadas de acordo com os métodos analíticos baseados no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. Foram analisados parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, sendo os resultados comparados com os valores permitidos por lei. O IQA foi empregado a fim de se obter um panorama sobre a qualidade hídrica da microbacia em função da sazonalidade e um comparativo entre o período pré e pós-operação da ETE. Os pontos Marmeleiro e Guaçu 4 apresentaram maior influência antrópica. Todos os pontos analisados

demonstraram-se comprometidos com contaminantes microbiológicos. Em relação aos físicos e químicos, diversos pontos apresentaram inconformidades.

Palavras-chave: poluição hídrica; qualidade da água; saneamento ambiental; multitraçadores ambientais.

ABSTRACT

SANTOS, E. B. *Hydrochemical relations and evaluation of anthropic inputs in the surface water quality of the Guaçu River and tributaries, São Roque, SP*. 2018. 162 p. Dissertation (Master's Degree in Nuclear Technology) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN/CNEN-SP. São Paulo.

São Roque is located 60 km from São Paulo, in a region composed of hills. The hydrography of the municipality is composed of tributary basins of the Tietê River. The city developed on the margins of the streams of Aracaí and Carambeí, whose channels channeled flows until the drain in the Guaçu River. These streams, as well as Marmeleiro River, send waste, debris and all the volume of rainwater to the Guaçu River. In 2017, a sewage treatment plant was installed in the municipality aiming to improve the sanitation conditions in the region. The objective of this work was to evaluate the hydrochemical relationships regarding trophic status and other anthropic impacts in the water quality of the Guaçu River, São Roque, SP, in a spatial and temporal way, through an integrated approach of environmental multipliers, placing the quality of the hydrographic microbasin pre and post installation of a sewage collection and treatment system. In order to evaluate the water quality of the water bodies, bimonthly sampling of surface water was carried out, obeying rain and dry seasons. Seven strategically chosen and geo-referenced sites were selected. The analyzes shall be carried out in accordance with analytical methods based on the Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. Physical, chemical and microbiological parameters were analyzed, and the results were compared with the values allowed by law. The WQI was used in order to obtain an overview of the water quality of the microbasin according to the seasonality and a comparison between the pre and post-operation period of the STS. The collect points Marmeleiro and Guaçu 4 presented greater anthropic influence. All analyzed points were shown to be compromised with microbiological contaminants. Regarding physicochemicals, several points presented nonconformities.

Key words: water pollution; water quality; environmental sanitation; environmental multipliers.

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1 – Limites máximos ou mínimos, dependendo do caso, para algumas variáveis em ambientes de água doce de classes 1, 2, 3 e 4 (Resolução CONAMA 357/2005).....	36
Tabela 2 – Datas das coletas realizadas para o desenvolvimento da pesquisa, obedecendo à sazonalidade.....	66
Tabela 3 – Localização e coordenadas geográficas dos pontos de amostragem do ribeirão Guaçu e seus afluentes (São Roque, SP).....	66
Tabela 4 – Caracterização do entorno de cada ponto de coleta do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).....	67
Tabela 5 – Técnicas analíticas utilizadas para determinação de cada parâmetro analisado em amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).....	72
Tabela 6 – Relação do volume (mL) de amostra de água superficial com concentração de nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1}).....	82
Tabela 7 – Parâmetros de qualidade da água aplicados no cálculo do Índice de Qualidade das Águas (IQA) e respectivos pesos.....	86
Tabela 8 – Relação DQO/DBO _{5,20} das amostras da microbacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP) no período compreendido entre março/2017 e janeiro/2018.....	102
Tabela 9 – Número mais provável (NMP) de coliformes totais por 100 mL de amostra de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).....	104
Tabela 10 – Número mais provável (NMP) de coliformes termotolerantes por 100 mL de amostra de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).....	104

Tabela 11	– Concentrações de nitrogênio amoniacal (N-NH ₃), em mg.L ⁻¹ N, das amostras analisadas de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus contribuintes (São Roque, SP) relacionadas ao valor máximo permitido (VMP) pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA, em função dos valores de pH.....	105
Tabela 12	– Resultados dos valores médios, máximos e mínimos da determinação da concentração (mg.L ⁻¹) dos metais e elementos-traço totais, por amostra de água superficial do Ribeirão Guaçu e contribuintes, entre março de 2017 a janeiro de 2018, relacionados aos valores máximos permitidos (VMP) por lei.....	107
Tabela 13	– Resultados das determinações de concentração de fluoreto (mg.L ⁻¹) das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque/SP), por ponto de coleta em função dos meses.....	112
Tabela 14	– Resultados das determinações de concentração de cloreto (mg.L ⁻¹) das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque/SP), por ponto de coleta em função dos meses.....	114
Tabela 15	– Resultados das determinações de concentração de nitrito (mg.L ⁻¹) das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque/SP), por ponto de coleta em função dos meses.....	115
Tabela 16	– Resultados das determinações de concentração de nitrato (mg.L ⁻¹) das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque/SP), por ponto de coleta em função dos meses.....	115
Tabela 17	– Resultados das determinações de concentração de fosfato (mg.L ⁻¹) das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque/SP), por ponto de coleta em função dos meses.....	117

Tabela 18	– Resultados das determinações de concentração de sulfato (mg.L^{-1}) das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque/SP), por ponto de coleta em função dos meses.....	118
Tabela 19	– Quadro comparativo das concentrações médias de parâmetros de qualidade hídrica da microbacia do Ribeirão Guaçu entre os períodos de pré (março/2017 a julho/2017) e pós-operação (setembro/2017 a março/2018) da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de São Roque.....	120
Tabela 20	– Valores médios dos parâmetros empregados no cálculo do Índice de Qualidade de Águas (IQA) na comparação entre o período mais chuvoso com o menos chuvoso (“seca”) na microbacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP).....	131
Tabela 21	– Valores médios dos parâmetros empregados no cálculo do Índice de Qualidade de Águas (IQA) na comparação entre o período anterior e posterior ao início da operação da estação de tratamento de esgotos (ETE) na microbacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP).....	132
Tabela 22	– Índice de Qualidade das Águas (IQA) e qualidade da água em cada ponto de amostragem do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP) no estudo comparativo entre os períodos de estudo mais e menos chuvosos.....	133
Tabela 23	– Índice de Qualidade das Águas (IQA) e qualidade da água em cada ponto de amostragem do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP) no estudo comparativo entre o período anterior e posterior à operação da estação de tratamento de esgotos (ETE).....	134

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 – Mapa do Estado de São Paulo com a delimitação das 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGHRIs)...	35
Figura 2 – Mapa do Estado de São Paulo, destacando-se os municípios de São Roque e, a capital, São Paulo.....	58
Figura 3 – Falhamento tectônico onde o município de São Roque está localizado (Conjunto São Roque).....	59
Figura 4 – Composição geológica do relevo do Estado de São Paulo, destacando a localização de São Roque no Planalto Atlântico...	60
Figura 5 – Tipos climáticos do Estado de São Paulo, de acordo com a classificação de Köppen, destacando o município de São Roque.....	61
Figura 6 – Municípios com área na UGHRI-10 – Sorocaba/Médio Tietê.....	63
Figura 7 – Mapa da área de estudo, identificando os pontos de amostragem.....	69
Figura 8 – Pré-tratamento das amostras: separação das amostras para a realização dos ensaios laboratoriais.....	71
Figura 9 – Medidor de pH (pHmetro) da marca Tecnopon modelo mPA-210P utilizado para determinar os teores das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus afluentes (São Roque, SP).....	73
Figura 10 – Condutivímetro da marca Tecnopon modelo mCA-150P utilizado na análise de amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).....	73
Figura 11 – Medidor de oxigênio dissolvido (oxímetro) da marca Instrutherm modelo MO-900 empregado nas análises de amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus afluentes, em São Roque, SP.....	74

Figura 12	– Turbidímetro da marca PoliControl modelo Ap2000 utilizado na análise de amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).....	74
Figura 13	– Analisador de carbono orgânico total da marca Shimadzu modelo TOC-V CPH utilizado na determinação das concentrações de COT de águas superficiais do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).....	75
Figura 14	– Esquema do procedimento de análise da série de sólidos empregada nas amostras de água superficial coletadas do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).....	77
Figura 15	– Cromatógrafo de íons da marca DIONEX modelo ICS-2100 empregado para determinar as concentrações aniônicas das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus afluentes (São Roque, SP).....	77
Figura 16	– Espectrômetro de emissão óptica com fonte de plasma de argônio indutivamente acoplado (ICP-OES), ARCOS Spectro, utilizado para determinação multielementar, exceto Cd, Pb, Hg, nas amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).....	78
Figura 17	– Espectrômetro de absorção atômica (AAS), AAnalyst 800 Perkin Elmer, utilizado para determinação de cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg) em amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus contribuintes (São Roque, SP).....	79
Figura 18	– Fluxograma representando o método de quantificação de coliformes totais e termotolerantes Colilert®.....	83
Figura 19	– Gráfico ilustrativo de um <i>box-plot</i>	84
Figura 20	– Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo do IQA.....	87
Figura 21	– Precipitação média (mm) na UGRHI-10 nas semanas que antecederam as coletas de amostras de água superficial no Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP), segundo dados do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO).....	88

Figura 22	– Valores de pH medidos em amostras de água superficial nos pontos de coleta do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP) entre março de 2017 e 2018.....	89
Figura 23	– Distribuição do pH medido nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.....	90
Figura 24	– Valores de temperatura (°C) medidos nos sete (7) pontos de coleta no Ribeirão Guaçu e seus afluentes (São Roque, SP) no período compreendido entre março de 2017 a 2018.....	91
Figura 25	– Distribuição das temperaturas aferidas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.....	91
Figura 26	– Concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹) ao longo de março de 2017 a 2018 em amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e contribuintes (São Roque, SP).....	93
Figura 27	– Distribuição das concentrações de oxigênio dissolvido (OD) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.....	93
Figura 28	– Teores de condutividade elétrica (µS.cm ⁻¹) determinados em amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus afluentes (São Roque, SP) no período março 2017-2018.....	94
Figura 29	– Distribuição dos teores de condutividade medidos nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.	95
Figura 30	– Turbidez (UNT) das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus contribuintes (São Roque, SP) no período de março/2017 a março/2018.....	96
Figura 31	– Distribuição dos valores de turbidez encontrados nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.....	97
Figura 32	– Concentração de sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹) nos pontos de amostragem do Ribeirão Guaçu e seus contribuintes (São Roque, SP) no período compreendido entre março de 2017 a janeiro de 2018.....	98
Figura 33	– Distribuição das concentrações de sólidos totais dissolvidos (STD) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.....	98

Figura 34	– Concentrações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO _{5,20}) (mg.L ⁻¹ O ₂) determinadas durante as coletas realizadas no Ribeirão Guaçu e seus contribuintes, São Roque/SP (março/17 a janeiro/18).....	99
Figura 35	– Distribuição das concentrações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO _{5,20}) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.....	100
Figura 36	– Concentrações de DQO (mg.L ⁻¹ O ₂) determinadas durante as coletas realizadas no Ribeirão Guaçu e seus contribuintes, São Roque/SP (março/17 a janeiro/18).....	101
Figura 37	– Distribuição das concentrações de demanda química de oxigênio (DQO) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.....	101
Figura 38	– Concentrações de carbono orgânico total (COT) (mg.L ⁻¹) determinadas durante as coletas realizadas no Ribeirão Guaçu e seus contribuintes (março/17 a janeiro/18).....	103
Figura 39	– Distribuição das concentrações de carbono orgânico total (COT) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.....	103
Figura 40	– Distribuição das concentrações de nitrogênio amoniacal determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.....	106
Figura 41	– Distribuição das concentrações de fluoreto (F ⁻) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.....	113
Figura 42	– Distribuição das concentrações de cloreto (Cl ⁻) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.....	114
Figura 43	– Distribuição das concentrações de nitrito (NO ₂ ⁻) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.....	116

Figura 44	– Distribuição das concentrações de nitrato (NO_3^-) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.....	116
Figura 45	– Distribuição das concentrações de sulfato (SO_4^{2-}) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu.....	118
Figura 46	– Gráficos de correlação, com as retas de regressão e equações de correlação, entre as diversas variáveis analisadas na bacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP).....	122
Figura 47	– Representação gráfica do Índice de Qualidade das Águas (IQA) e qualidade da água em cada ponto de amostragem do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP) no estudo comparativo entre os períodos de estudo mais e menos chuvosos.....	134
Figura 48	– Representação gráfica do Índice de Qualidade das Águas (IQA) e qualidade da água em cada ponto de amostragem do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP) no estudo comparativo entre o período anterior e posterior à operação da estação de tratamento de esgotos (ETE).....	135

LISTA DE ABREVIATURAS E/OU SIGLAS

A	Ponto de coleta “córrego Aracaí”
Al	Alumínio
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Ag ₂ SO ₄	Sulfato de prata
AIA	Álcali-iodeto-azida
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	<i>American Public Health Association</i>
APP	Área de Proteção Permanente
AWWA	<i>American Water Works Association</i>
Ba	Bário
C	Ponto de coleta “córrego Carambei”
Cd	Cádmio
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CF	Constituição Federal
CIAGRO	Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas
Cl	Carbono inorgânico
Cl ⁻	Íon cloreto
CO	Carbono orgânico
CO ₂	Dióxido de carbono
CO ₃ ²⁻	Íon carbonato
CoCl ₂	Cloreto de cobalto
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico total
CQMA	Centro de Química e Meio Ambiente
Cr	Crômio
CT	Carbono total
Cu	Cobre
CV-AAS	<i>Cold vapor atomic absorption spectrometry</i>
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DL ₅₀	Dose letal mediana
DQO	Demanda química de oxigênio

DST	<i>Defined substrate technology</i>
EIA	Estudos de impacto ambiental
EPUSP	Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
ETA	Estação de tratamento de água
ETE	Estação de tratamento de esgoto
F ⁻	Íon fluoreto
Fe	Ferro
FeCO ₃	Carbonato ferroso
G1	Ponto de coleta “Ribeirão Guaçu 1”
G2	Ponto de coleta “Ribeirão Guaçu 2”
G3	Ponto de coleta “Ribeirão Guaçu 3”
G4	Ponto de coleta “Ribeirão Guaçu 4”
GF-AAS	<i>Graphite furnace atomic absorption spectrometry</i>
H ₂ PO ₄ ⁻	Íon dihidrogenofosfato
H ₂ S	Ácido sulfídrico
H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico
H ₃ BO ₃	Ácido bórico
HCO ₃ ⁻	Íon bicarbonato
Hg	Mercúrio
Hg ²⁺	Íon mercúrio (II)
Hg ₂ SO ₄	Sulfato de mercúrio
HPO ₄ ²⁻	Íon hidrogenofosfato
IAP	Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público
IB	Índice de Balneabilidade
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICB	Índice da Comunidade Bentônica
ICF	Índice da Comunidade Fitoplanctônica
ICP-OES	<i>Inductively coupled plasma optical emission spectrometry</i>
ICZ	Índice da Comunidade Zooplanctônica
IET	Índice do Estado Trófico
IFSP/SRQ	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo – campus São Roque
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas

IPEN	Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares
IQA	Índice de qualidade das águas
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
IVA	Índice de Preservação da Vida Aquática
K	Potássio
$K_2Cr_2O_7$	Dicromato de potássio
KHP	Hidrogenoftalato de potássio
LAQA	Laboratório de Análises Química e Ambiental
LQ	Limite de quantificação
M	Ponto de coleta “Marmeleiro”
Mn	Manganês
Mn^{2+}	Íon manganês (II)
Mn^{4+}	Íon manganês (IV)
$MnCO_3$	Carbonato de manganês
MnO_2	Dióxido de manganês
$MnSO_4$	Sulfato manganoso
MS	Ministério da Saúde
MUG	4-metilumbeliferil- β -D-glicoronídeo
N_2	Gás nitrogênio
NBR	Norma Brasileira
Na	Sódio
$Na_2S_2O_3$	Tiosulfato de sódio
NaCl	Cloreto de sódio
NaOH	Hidróxido de sódio
Ni	Níquel
NMP	Número mais provável
N-NH ₃	Nitrogênio amoniacal
NO_2^-	Íon nitrito
NO_3^-	Íon nitrato
O_2	Gás oxigênio
OD	Oxigênio dissolvido
ODS	Objetivo de Desenvolvimento Sustentável
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONPG	Orto-nitrofenil- β -D-galactopiranosídeo

OPS	<i>Organización Panamericana de la Salud</i>
P	Fósforo
Pb	Chumbo
PERH	Política Estadual de Recursos Hídricos
pH	Potencial hidrogeniônico
PMSB	Plano Municipal de Saneamento Básico
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PO ₄ ³⁻	Íon fosfato
RMS	Região Metropolitana de Sorocaba
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
Sabesp	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SFA	Sulfato ferroso amoniacal
SIGRH	Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo
SISNAMA	Sistema Nacional de Meio Ambiente
SM	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i>
SNRH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SO ₄ ²⁻	Íon sulfato
STD	Sólidos totais dissolvidos
Ti	Titânio
UASB	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i>
ufc	Unidade formadora de colônia
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UNT	Unidade nefelométrica de turbidez
US EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
VMP	Valor máximo permitido
WEF	<i>Water Environment Federation</i>
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	25
2	OBJETIVOS	29
3	REVISÃO DA LITERATURA.....	30
3.1	Importância dos recursos hídricos	30
3.2	Saneamento.....	31
3.3	Legislações ambientais.....	32
3.1.1	Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo	34
3.1.1.1	UGHRI-10 – Sorocaba/Médio Tietê.....	35
3.1.2	Classificação dos corpos d'água	36
3.2	Parâmetros de qualidade de água.....	37
3.2.1	Sólidos totais	37
3.2.2	Temperatura	38
3.2.3	Turbidez.....	39
3.2.4	Condutividade.....	39
3.2.5	Potencial hidrogeniônico (pH)	39
3.2.6	Metais e elementos-traço	40
3.2.6.1	Alumínio.....	41
3.2.6.2	Bário	42
3.2.6.3	Cádmio	42
3.2.6.4	Chumbo	43
3.2.6.5	Cobre.....	44
3.2.6.6	Crômio	44
3.2.6.7	Ferro	45
3.2.6.8	Fósforo	45
3.2.6.9	Manganês.....	46
3.2.6.10	Mercúrio.....	47
3.2.6.11	Níquel	47
3.2.6.12	Potássio.....	48
3.2.6.13	Sódio	48
3.2.6.14	Zinco.....	49

3.2.7	Ânions.....	49
3.2.7.1	Cloreto	49
3.2.7.2	Fluoreto	50
3.2.7.3	Fosfato.....	50
3.2.7.4	Sulfato	51
3.2.8	Série nitrogenada	51
3.2.8.1	Nitrato	52
3.2.8.2	Nitrito	52
3.2.8.3	Nitrogênio AMONIACAL	52
3.2.9	Carbono orgânico total	53
3.2.10	Oxigênio dissolvido.....	53
3.2.11	Demanda bioquímica de oxigênio	54
3.2.12	Demanda química de oxigênio	55
3.2.13	Coliformes totais e termotolerantes.....	55
4	ÁREA DE ESTUDO	58
4.1	Topografia e relevo.....	59
4.2	Clima	60
4.3	Vegetação	61
4.4	Caracterização socioeconômica	62
4.5	Sistema de Esgotos Sanitários	63
4.6	UGRHI-10 – Sorocaba/Médio Tietê	64
5	MATERIAIS E MÉTODOS.....	66
5.1	Amostragem	66
5.2	Coleta, preservação e preparo das amostras	69
5.3	Análises das amostras	72
5.3.1	Temperatura, pH, condutividade, OD e turbidez.....	72
5.3.2	Carbono orgânico total (COT)	75
5.3.3	Série de sólidos.....	75
5.3.4	Ânions.....	77
5.3.5	Metais e elementos-traço	78
5.3.6	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	79
5.3.7	Demanda química de oxigênio (DQO)	81
5.3.8	Nitrogênio amoniacal.....	81
5.3.9	Coliformes totais e termotolerantes.....	82

5.4	Tratamento dos dados	84
5.4.1	<i>Box-plot</i>	84
5.4.2	Índice de qualidade das águas (IQA)	85
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	88
6.1	pH	89
6.2	Temperatura	90
6.3	Oxigênio dissolvido (OD)	92
6.4	Condutividade	94
6.5	Turbidez	96
6.6	Sólidos totais dissolvidos	97
6.7	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	99
6.8	Demanda química de oxigênio (DQO)	100
6.9	Carbono orgânico total (COT)	102
6.10	Coliformes totais e termotolerantes	104
6.11	Nitrogênio amoniacal	105
6.12	Metais e elementos-traço	106
6.12.1	Alumínio.....	107
6.12.2	Bário	108
6.12.3	Cádmio	108
6.12.4	Chumbo	108
6.12.5	Cobre.....	109
6.12.6	Crômio	109
6.12.7	Ferro.....	109
6.12.8	Fósforo	110
6.12.9	Manganês.....	110
6.12.10	Mercúrio.....	110
6.12.11	Níquel	111
6.12.12	Potássio.....	111
6.12.13	Sódio	111
6.12.14	Zinco.....	112
6.13	Ânions	112
6.13.1	Fluoreto	112
6.13.2	Cloreto	113
6.13.3	Nitrito e nitrato	115

6.13.4	Fosfato.....	117
6.13.5	Sulfato	118
6.14	Comparativo dos parâmetros entre os períodos pré e pós-operação da ETE.....	119
6.15	Cálculo do IQA	130
7	CONCLUSÕES.....	136
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	137
	APÊNDICE – Estatística descritiva para as variáveis avaliadas no estudo da qualidade das águas da microbacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP).....	159

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o crescimento populacional e o consequente aumento nas atividades industriais e agrícolas vêm contribuindo para a degradação das condições ambientais, comprometendo a qualidade das águas superficiais (TIBURTIUS et al., 2004).

A sociedade tem suportado diversas consequências devido ao uso inadequado dos recursos naturais, como a poluição hídrica, acarretando em enfermidades, falta de água, altos custos para tratamento de água e esgoto, entre outros (BRAGA et al., 2005).

O aspecto social da água, recurso indispensável à vida, é um dos vieses estabelecidos no Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) de número 6, “assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos” (ODS, 2015).

Com esse foco, a gestão da água e do saneamento é um tema-chave na agenda do desenvolvimento sustentável no Brasil. A preocupação com a existência de água potável e segura para todos é o centro desses ODS (6.1 e 6.3). Indissociável desta temática é a oferta de saneamento e higiene (6.2), uma vez que a falta destes pode levar à contaminação do solo, de rios, mares e de fontes de água para abastecimento.

Entre os desafios e perspectivas para o alcance das metas do ODS 6 no Brasil, estão o acesso à água potável e ao esgotamento sanitário, a qualidade da água, a proteção e a restauração de ecossistemas, a eficiência do uso da água, a gestão integrada dos recursos hídricos, bem como a participação da sociedade e a necessidade de ampliar o monitoramento da qualidade da água (IPEA, 2018).

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), menos de 40% de um total de 5.570 cidades brasileiras possuem uma política municipal de saneamento básico.

A legislação ambiental regula o uso racional dos recursos naturais e a preservação da qualidade ambiental (STELLATO, 2018). Os impactos ambientais são definidos pela Resolução CONAMA nº 001, como:

“qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas no meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas, que direta ou indiretamente, afetam: I – a saúde, a segurança e o bem estar da população; II – às atividades sociais e econômicas; III – a biota; IV – as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; V – a qualidade dos recursos ambientais” [art. 1º].

Quanto aos padrões de qualidade da água superficial, estes são estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005). Segundo esta resolução, as águas são classificadas em quatro classes, sendo a classe 2 (objeto do estudo) destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças, plantas, frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- e) à aquicultura e à atividade de pesca” (BRASIL, 2015, art. 4º, inciso III).

Quando o esgoto sanitário *in natura*, mesmo recolhido nas redes coletoras, é lançado sem tratamento nos corpos d’água, dependendo da relação entre as vazões de efluente lançado e do corpo receptor, na maioria das vezes, traz sérios prejuízos à qualidade da água (NUVOLARI, 2003).

O ecossistema de um corpo hídrico permanece em equilíbrio até que ocorra a entrada de uma fonte de poluição (VON SPERLING, 1996). Quando o equilíbrio entre as comunidades aquáticas é afetado, resulta em uma desorganização inicial, seguida por uma tendência posterior à reorganização e reestabelecimento do equilíbrio por meio da autodepuração.

Cenários como a falta de planejamento, a ocupação desordenada do solo, a densa e crescente urbanização e os despejos de efluentes domésticos e industriais geram impactos pontuais e difusos nos rios que drenam a área urbana. Esses cenários estão sendo intensificados nos municípios paulistas em expansão, necessitando de uma abordagem integrada para os estudos nessas microbacias hidrográficas. Logo, para avaliar a alteração da qualidade destas águas é necessária

a utilização de uma das etapas da avaliação de impactos ambientais, denominada de monitoramento (SÁNCHEZ, 2008).

A cidade de São Roque situa-se a aproximadamente 60 km de São Paulo e desenvolveu-se numa região composta por serras e morros, sendo um município conhecido por sua riqueza natural (MORAIS et al., 2015). O município destaca-se por seu desenvolvimento econômico relacionado ao cultivo de alcachofras e uvas viníferas, e os interesses turísticos para esportes de aventura.

A hidrografia da região de São Roque é composta pelas bacias situadas na porção central e ao norte da estância como tributárias do Rio Tietê – correm no sentido sul-norte; na região noroeste, a bacia do Ribeirão Mombaça ou Guaçu; à região nordeste, a bacia do Ribeirão do Colégio; e, ao sul do município, a bacia do Rio Sorocamirim, que corre no sentido leste-oeste e é a divisa entre as cidades de São Roque e Ibiúna. A bacia do Rio Sorocamirim, compartilhada pelos municípios vizinhos, é a principal fonte de abastecimento de água potável de São Roque e Ibiúna (ESTÂNCIA TURÍSTICA DE SÃO ROQUE, 2006).

Inserida em uma área de relevo movimentado, São Roque se desenvolveu às margens dos córregos Aracaí e Carambeí, cujos leitos fluem em margens canalizadas até o deságue no Ribeirão Guaçu.

O córrego Carambeí é formado por nascentes que se originam na região dos bairros Vinhedo, Canguera e Carmo. As nascentes do córrego Aracaí são formadas na região dos bairros Ponte Lavrada, Mailasqui e Alto da Serra. Ambos são utilizados para abastecimento agropecuário e como destino final de esgoto doméstico.

O Ribeirão Guaçu, que recebe este nome a partir da confluência dos córregos Aracaí e Carambeí, exatamente no cruzamento das avenidas Antonino Dias Bastos e John Kennedy, na região central de São Roque, também recebe águas do Ribeirão do Marmeleiro.

No processo de canalização todas as características dos rios e córregos são alteradas, com seus leitos retificados, ausência de mata ciliar e entorno impermeabilizado. Os córregos Aracaí, Carambeí e Marmeleiro encaminham, além dos vários tipos de resíduos e detritos, todo volume de águas pluviais ao Ribeirão Guaçu.

Em agosto de 2017, foi instalada, pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp), no município uma estação de tratamento de esgoto (ETE) visando a melhoria das condições de saneamento na região.

O Governo Estadual de São Paulo, por meio do Decreto nº 8.468/76, classifica as águas interiores do Estado em função de seus fins e qualidade. Cada classe é estabelecida por um padrão de qualidade, determinando limites restritivos de alguns parâmetros que podem ser verificados no corpo d'água.

Assim, de acordo com a legislação estadual (SÃO PAULO, 1976), o corpo hídrico em estudo enquadra-se na classe 2, no qual não podem ser lançadas efluentes, mesmo que tratados, que prejudiquem a qualidade pela alteração de alguns valores e parâmetros, como oxigênio dissolvido (OD) não inferior a 5 mg.L⁻¹.

Segundo SANTOS et al. (2016), a análise de alguns parâmetros, como pH, temperatura, OD, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), entre outros, contribuem para o sucesso do estudo de qualidade de águas.

O projeto foi desenvolvido em parceria entre o Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN); Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo – campus São Roque (IFSP/SRQ); e, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EPUSP). Estas parcerias contribuíram para a realização dos estudos laboratoriais e de campo.

2 OBJETIVOS

Este trabalho teve por objetivo avaliar as relações hidroquímicas quanto ao estado de trofia e demais impactos antrópicos na qualidade das águas do ribeirão Guaçu, São Roque, SP, de modo espacial e temporal, mediante abordagem integrada de multitraçadores ambientais, situando a qualidade da microbacia hidrográfica pré e pós instalação de um sistema de coleta e tratamento de esgoto.

Para o cumprimento do objetivo proposto, o projeto foi dividido em etapas distintas:

- a) estabelecer os níveis de qualidade das águas do Ribeirão Guaçu, utilizando multitraçadores ambientais (poluentes químicos e biológicos) e os indicadores de qualidade da água (IQA) situando a qualidade da microbacia hidrográfica, pré e pós instalação de um sistema de coleta e tratamento de esgoto;
- b) avaliar a distribuição temporal e espacial de indicativos de processo de eutrofização e níveis de nutrientes (com a quantificação de fósforo total, fosfato e série nitrogenada) e de outros impactos antrópicos nas águas das sub-bacias que permeiam o município de São Roque, a partir da determinação de multitraçadores (carbono orgânico total, nitrogênio total, fósforo total, metais e elementos-traço) e identificar principais fontes ou fatores de contaminação;
- c) avaliar as relações hidroquímicas e qualidade das águas superficiais do ribeirão Guaçu quanto às entradas antrópicas de seus tributários, reavaliando a classificação do corpo d'água de acordo com os padrões da legislação vigente;
- d) elaborar um banco de dados para avançar o conhecimento e prover informações visando: i) suporte na elaboração de programas de controle de qualidade das águas no município de São Roque, e; ii) avaliar o impacto na qualidade ambiental da bacia com a instalação de um processo de saneamento ambiental (coleta e tratamento de esgoto com a instalação de uma estação de tratamento de esgoto).

3 REVISÃO DA LITERATURA

A revisão da literatura descreve: a importância dos recursos hídricos, a definição e importância do saneamento, as legislações ambientais, os parâmetros de qualidade de água avaliados e os índices de qualidade de água.

3.1 Importância dos recursos hídricos

Em suma, a água é o recurso mais importante em todos os aspectos da vida. Em excesso, ela causa inundações e calamidades ambientais e sua escassez provoca fome e miséria (PAZ et al., 2000).

De acordo com levantamentos geo-ambientais, cerca de 70% da superfície do planeta são constituídos por água, mas a distribuição não é uniforme. Assim os maiores volumes de água encontrados são salgados (97,5%) e o restante é de água doce (2,5%), sendo que a maior parcela desta se encontra nas calotas polares sob a forma de geleiras (68,9%) (GIAMPÁ e GONÇALVES, 2005).

Os recursos hídricos têm importância fundamental no desenvolvimento de diversas atividades econômicas. Na agricultura, água pode representar até 90% da composição física das plantas. Nas produções industriais, por exemplo, as quantidades de água necessárias são muitas vezes superiores ao volume gerado pelas estações de tratamento de água (GOMES, 2011).

Em escala global, estima-se que 1,386 bilhões de km³ de água estejam disponíveis, porém a parte de água doce econômica é de aproximadamente 14 mil km³.ano⁻¹. O continente da América Latina conta com abundantes recursos hídricos, porém existem consideráveis diferenças entre as distintas regiões nas quais os problemas de água devem, principalmente, ao baixo rendimento de utilização, gerenciamento, contaminação e degradação ambiental. A situação do Brasil não é de tranquilidade, embora seja considerado um país privilegiado em recursos hídricos, enquanto conflitos de qualidade, quantidade e déficit de oferta já são realidade (PAZ et al., 2000).

O Brasil é o país mais abundante em água doce, com 12% das reservas mundiais (MADEIRO, 2015). Apesar da situação à primeira vista confortável, o país

possui uma enorme desigualdade regional na distribuição dos recursos hídricos. A Bacia Amazônica, correspondente às regiões Norte e Centro-Oeste, possuem as maiores reservas hídricas do país (80%), em contraponto possuem as menores distribuições populacionais do território nacional (7%) (PROJETO ÁGUA, 1998; ANA, 2018).

Segundo o Governo do Estado de São Paulo, o Estado de São Paulo possui uma disponibilidade hídrica média de $2209 \text{ m}^3 \cdot \text{habitante}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, que poderia ser considerada muito boa, se não houvesse desequilíbrio entre a demanda, oferta e os níveis de poluição (STELLATO, 2018; GOMES e BARBIERI, 2004).

Diante da importância dos recursos hídricos, os processos destinados à sua preservação são bastante diversos, desde ferramentas para o monitoramento da qualidade da água até ações de gestão ambiental, todos estabelecidos pelas bases legais ambientais (PAGANINI, 2008).

3.2 Saneamento

A definição de saneamento, classicamente, baseia-se na formulação da Organização Mundial da Saúde (OMS), que se constitui do controle de todos os fatores do meio físico do ser humano, que exercem ou podem exercer efeitos deletérios sobre seu bem-estar físico, mental ou social. Entretanto, o conceito admite amplas interpretações sobre as ações abrangidas e disciplinas envolvidas (HÉLLER, 1998).

HÉLLER (1998) considera como integrantes do saneamento as ações:

- a) abastecimento de água;
- b) esgotamento sanitário;
- c) limpeza pública;
- d) drenagem pluvial;
- e) controle de vetores de doenças transmissíveis.

No século XX observou-se que o desenvolvimento do saneamento é bem limitado utilizando somente as tecnologias; isto fez com que, naturalmente, fosse dada mais atenção ao meio ambiente, garantindo assim a integridade sanitária do ambiente onde vive a população. Enquanto o saneamento básico possui uma visão mais antropocêntrica e tecnológica, o saneamento ambiental procura a preservação do ambiente, papéis dos organismos no tratamento de resíduos, etc. Assim, o

saneamento ambiental enfatiza o aproveitamento do meio ambiente para obter um bom saneamento (KOBAYAMA et al., 2008).

3.3 Legislações ambientais

Por conta da importância dos recursos naturais, bem como de sua degradação, legislações federais, estaduais e municipais foram criadas, visando a proteção e o gerenciamento dos mesmos.

No início do século XX, o governo brasileiro por meio de leis especializadas, passou a regulamentar o uso dos recursos naturais voltados ao desenvolvimento econômico. Nesse contexto, na década de 1930, os Códigos Florestais e de Águas foram publicados (FREIRIA, 2015).

O Código das Águas, promulgado pelo Decreto nº 24.643 de 10/07/1934, tinha função disciplinar sobre o uso econômico dos recursos hídricos, voltado, mais especificamente para o setor industrial e para a geração de energia. Segundo RUTKOWSKI (1999), o Código das Águas foi um marco na legislação brasileira por dar enfoque às águas como recursos com valor econômico de interesse à coletividade.

Posteriormente, foram publicados os Códigos de Pesca (1938) e de Minas (1940), que foi seguida pela promulgação do Código Penal Brasileiro (Decreto-lei nº 2.848/40). O documento trouxe uma medida punitiva àquele que corrompesse ou poluísse água potável tornando-a imprópria para consumo ou nociva à saúde, com reclusão de dois a cinco anos (art. 271).

Em 1965, foi instituído o novo Código Florestal por meio da Lei nº 4.771, que revogou o Código de 1934. A importância deste marco legal foi a instituição das Reservas Florestais Legais e das Áreas de Proteção Permanente (APP), alterando assim, o viés econômico presente no antigo Código para uma preocupação com a preservação dos recursos naturais.

Em fevereiro de 1967, por força do Decreto-lei nº 248, foi publicada um conjunto de diretrizes destinadas à programas governamentais nos setores de abastecimento de água e esgotamento sanitário, conhecido como Política Nacional de Saneamento Básico (FREIRIA, 2015). Essa legislação foi impulsionada pela Carta de Punta del Este, de 1961, que foi um documento elaborado pelos países da América Latina, que definia como balizamento uma taxa de 70% para que suas populações

urbanas obtivessem atendimento aos serviços de água e esgoto e de 50% para as populações rurais (TUROLLA, 2002).

A partir de uma visão global consolidada após as discussões na Conferência de Estocolmo, em 1972, o Brasil instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), por meio da Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981.

De acordo com FREIRIA (2015), a PNMA definiu os princípios para uma política ambiental nacional; o conceito de meio ambiente e de poluidor, assim como os objetivos da política; e instituiu o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA). Com isso, foi a primeira vez que, explicitamente, o governo brasileiro propôs um planejamento ambiental, como forma de orientação de ordenamento territorial respaldada na legislação ambiental (SANTOS, 2004).

Após a Política Nacional do Meio Ambiente, outro marco legal foi a criação da Resolução 001 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), em 23 de janeiro de 1986, que regulamentou a obrigatoriedade de realização de Estudos de Impacto Ambiental (EIA) para uma série de atividades humanas (FREIRIA, 2015).

Em 1988, com a publicação da Constituição Federal (CF), onde foi reservado um capítulo próprio destinado às questões ambientais, representou um grande marco em termos de legislação ambiental.

No ano seguinte à publicação da CF, foi publicada a Constituição Estadual de São Paulo, que assim como a nacional, abordou diversas questões ambientais. As diretrizes estaduais definiram alguns pontos importantes relacionados aos recursos hídricos, como a instituição do Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SIGRH), o veto ao lançamento de efluentes sem tratamento em corpos d'água, e a participação social na gestão das águas e dos recursos naturais como um dever fundamental, entre outros (STELLATO, 2018).

São Paulo, com a Lei Estadual nº 7.663/91, foi o primeiro Estado a adotar uma política totalmente voltada aos recursos hídricos. A lei estabeleceu orientações à Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH) e ao SIGRH (SIGRH, 2017).

No entanto, o grande momento no que diz respeito à gestão dos recursos hídricos no âmbito paulista foi a Lei nº 9.034/94, onde foram definidos as diretrizes gerais do Plano Estadual de Recursos Hídricos e o gerenciamento destes (SIGRH, 2017).

Outro marco histórico foi a regulamentação de questões ambientais ocorreu em 1997, com a publicação da Lei nº 9.433, que instituiu a Política Nacional

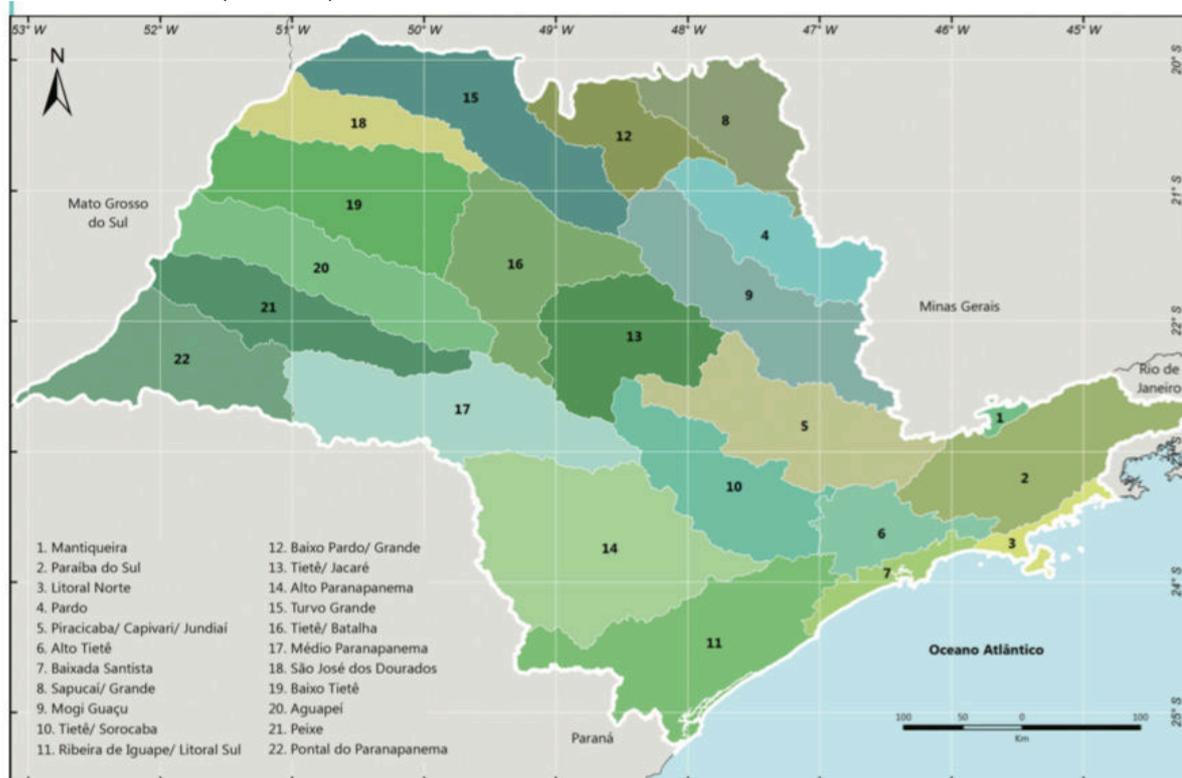
de Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNRH). A lei é considerada uma das melhores políticas ambientais em termos de sistematicidade entre princípios, objetivos, conceitos e instrumentos contidos em um mesmo documento legal (FREIRIA, 2015). Segundo STELLATO (2018), estabeleceu, também, a outorga de direito e cobrança de uso de água e o enquadramento dos corpos d'água (que atualmente tem suas diretrizes baseadas na Resolução CONAMA nº 357/2005).

Ainda em 1997, a Resolução CONAMA nº 237 foi publicada, e trouxe conceitos e ferramentas de gestão ambiental com o intuito de orientar as tomadas de decisões para “localização, construção, instalação, ampliação, modificação e operação de empreendimentos e atividades utilizadoras de recursos ambientais consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras” (art. 2º).

3.1.1 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo

A Lei nº 7.663/91 estabeleceu 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) no Estado, conforme a Figura 1, com base nas bacias hidrográficas, nos aspectos físicos, sociais e políticos (SIGRH, 2000). Esta divisão foi realizada para que cada comitê de bacia hidrográfica fosse responsável pelo gerenciamento de uma região específica delimitada, facilitando assim a apresentação dos dados e discussão com a sociedade da região hidrográfica (PAGANINI, 2008).

Figura 1 – Mapa do Estado de São Paulo com a delimitação das 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGHRIs).



Fonte: DAEE, 2013.

3.1.1.1 UGHRI-10 – Sorocaba/Médio Tietê

A UGHRI-10 – Sorocaba/Médio Tietê, área macro definida para este estudo, abrange trinta e quatro (34) municípios, dos quais dezesseis (16) estão situados na Bacia do Médio Tietê Superior e dezoito (18) na Bacia do Rio Sorocaba.

A Bacia do Médio Tietê compreende o trecho do Rio Tietê desde a saída do Reservatório de Pirapora até a Barragem de Barra Bonita, com extensão de 367 km, compreendendo uma área de drenagem de, aproximadamente, 6830 km². Seus principais afluentes são os rios Jundiaí, Capivari e Piracicaba (UGHRI-05), na margem direita, e o rio Sorocaba, na margem esquerda (SIGRH, 2000).

O Rio Sorocaba é o afluente mais importante da margem esquerda do Médio Tietê, drenando uma área de 5269 km², nos afloramentos de terrenos do Grupo Tubarão. É formado pelos rios Sorocabuçu e Sorocamirim, cujas cabeceiras se encontram nos municípios de Ibiúna, Cotia, Vargem Grande Paulista e São Roque.

Uma barragem no município de Votorantim, represando as águas do rio Sorocaba, forma o reservatório de Itupararanga, importante manancial da região, banhando terras dos municípios de Ibiúna, Mairinque, Alumínio, Piedade e

Votorantim. Após o barramento, o rio atravessa as cidades de Votorantim e Sorocaba, que possuem significativo parque industrial. Percorre, a seguir, 180 km em zona rural, antes de desembocar no rio Tietê, no trecho médio superior, já no município de Laranjal Paulista.

Devido à extensão da UGRHI-10 e às peculiaridades intrarregionais, optou-se pela sua divisão em cinco sub-bacias hidrográficas: Médio Tietê Superior, Médio Tietê Inferior, Alto Sorocaba, Sorocaba/Pirajibu e Baixo Sorocaba.

3.1.2 Classificação dos corpos d'água

O CONAMA, por meio da Resolução 357, de 17 de março de 2005, estabeleceu condições de qualidade para o enquadramento dos corpos hídricos de acordo com os seus usos preponderantes e para o lançamento de efluentes. Esse instrumento jurídico fixou limites superiores ou inferiores para diversas variáveis em ambientes de água doce, salobra e salina (CUNHA et al., 2013). Alguns desses limites são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. – Limites máximos ou mínimos, dependendo do caso, para algumas variáveis em ambientes aquáticos de água doce de classes 1, 2, 3 e 4 (Resolução CONAMA 357/2005).

Variável	Natureza do limite	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	Máximo	3	5	10	*
OD (mg.L ⁻¹)	Mínimo	6,0	5,0	4,0	2,0
Turbidez (UNT)	Máximo	40	100	100	*
Nitrato (mg.L ⁻¹)	Máximo	10,0	10,0	10,0	*

DBO_{5,20}: demanda bioquímica de oxigênio 5 dias a 20°C; OD: oxigênio dissolvido. (*) Não há limite previsto. Fonte: BRASIL, 2005.

Os valores permitidos para cada classe estabelecida no documento legal são determinados por meio de estudos científicos que analisam os possíveis micro-organismos e substâncias que podem ser encontrados na água, limitando assim as quantidades que cada contaminante pode ser encontrado sem que prejudiquem a biota aquática ou seres humanos (UMBUZEIRO e LORENZETTI, 2009).

3.2 Parâmetros de qualidade de água

A poluição hídrica tem como origem diversas fontes, que estão associadas ao tipo de uso e ocupação do solo. Cada uma dessas fontes possui características próprias quanto aos poluentes que carregam. Em geral, o deflúvio urbano contém todos os poluentes que se depositam na superfície do solo (CETESB, 2003).

As diferentes formas de aporte tornam, na prática, inviável a análise sistemática de todos os poluentes que possam estar presentes nas águas superficiais. Por isso, a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) faz uso de 50 parâmetros de qualidade de água, considerando-se aqueles mais significativos (os parâmetros abaixo sublinhados representam os avaliados no presente estudo):

- a) parâmetros físicos: absorvância no ultravioleta, coloração da água, série de sólidos, temperatura da água e do ar e turbidez;
- b) parâmetros químicos: alumínio, bário, cádmio, carbono orgânico dissolvido, chumbo, cloreto, cobre, condutividade específica, crômio total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), demanda química de oxigênio (DQO), fenóis, ferro total, fluoreto, fósforo total, manganês, mercúrio, níquel, óleos e graxas, ortofosfato solúvel, oxigênio dissolvido, pH, potássio, potencial de formação de trihalometanos, série nitrogenada, sódio, surfactantes e zinco;
- c) parâmetros microbiológicos: *Clostridium perfringens*, coliformes termotolerantes, *Cryptosporidium* sp, estreptococos fecais e *Giardia* sp;
- d) parâmetros hidrobiológicos: clorofila a e feofitina a;
- e) parâmetros ecotoxicológicos: sistema Microtox, teste de Ames para a avaliação de mutagenicidade e teste de toxicidade crônica a *Ceriodaphnia dubia*.

3.2.1 Sólidos totais

Em saneamento, sólidos nas águas representam toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra de água a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado. Estas operações que definem as diversas frações de sólidos presentes na água (sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis). Os métodos empregados para a determinação de sólidos são os gravimétricos (PIVELI e KATO, 2005).

Todas as impurezas da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos presentes nos corpos hídricos. Sendo que, sólidos totais dissolvidos representam a soma dos teores de todos os constituintes minerais presentes na água (MACÊDO, 2006).

Segundo CETESB (2003), nos estudos de controle de poluição das águas naturais, as determinações dos níveis de concentração das diversas frações de sólidos resultam em um panorama geral da distribuição das partículas com relação ao tamanho (sólidos em suspensão e dissolvidos) e à natureza (sólidos fixos e voláteis).

A classificação dos sólidos por tamanho é uma divisão prática. Por convenção, diz-se que as partículas menores, capazes de passar por um papel de filtro de tamanho específico correspondem aos sólidos dissolvidos, enquanto que as maiores, retidas pelo filtro são consideradas sólidos em suspensão. Já a classificação pelas características químicas, a fração orgânica é volatilizada após uma combustão a temperaturas de 550 °C (sólidos voláteis), permanecendo assim a fração inorgânica (sólidos fixos) (VON SPERLING, 1996).

3.2.2 Temperatura

A determinação do parâmetro temperatura é uma condição ambiental importante em estudos relacionados ao monitoramento da qualidade de águas (STELLATO, 2018), desempenhando um papel essencial de controle no meio aquático. À medida que a temperatura é elevada, de 0 a 30 °C, a viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam as solubilidades com o aumento da temperatura (CETESB, 2003). De acordo com ALVES et al. (2012), a variação na temperatura de águas superficiais ocorre devido a fatores como nebulosidade e grau de incidência solar.

Sob o aspecto referente à comunidade aquática, a maior parte dos organismos possui faixas ótimas de temperatura para a sua reprodução (PIVELI e KATO, 2005).

3.2.3 Turbidez

O parâmetro turbidez é definido como a dificuldade de um feixe de luz atravessar certa quantidade de água (CORREIA et al., 2008), mede a transparência da água, afetada pela quantidade de sólidos suspensos presentes, que impedem a passagem de luz. A turbidez, bem como a presença de cor, são parâmetros definidos também como padrão de potabilidade pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

A erosão das margens dos rios em períodos chuvosos é um fenômeno que acarreta em aumento da turbidez das águas e que exigem manobras operacionais, como alterações nas dosagens de coagulantes e auxiliares, nas estações de tratamento de águas (CETESB, 2003). Os esgotos sanitários e efluentes industriais também resultam em elevações na turbidez (PIVELI e KATO, 2005).

3.2.4 Condutividade

A condutividade é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura e indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água. Em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados (CETESB, 2003).

A condutividade não é um parâmetro legislado, porém segundo BOESCH (2002), a sua determinação pode mostrar modificações na composição dos corpos d'água. Nas regiões tropicais, está relacionada com as características geoquímicas da região e condições climáticas (ESTEVES, 2011).

3.2.5 Potencial hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH), característica química da água, é utilizado para representar a atividade do íon hidrogênio na água, resultante da dissociação da própria molécula de água e posteriormente acrescida pelo hidrogênio proveniente de outras fontes (PIVELI e KATO, 2005).

A mudança do pH nos corpos hídricos pode ocorrer tanto pela descarga de efluentes industriais ácidos ou alcalinos, como por processos bioquímicos que ocorrem naturalmente na água (TELLES, 2012).

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido aos seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Indiretamente é importante podendo contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados (CETESB, 2003).

A faixa de pH entre 6,5 e 9,0 é usualmente empregada para a piscicultura, sendo que baixos níveis reduzem o crescimento e a reprodução dos peixes (GOLOMBIESKI et al., 2005).

Na Resolução CONAMA nº 357/05 e na legislação estadual (Decreto nº 8.468/76) é estabelecido o intervalo de pH aceito para a classificação das classes de água naturais, devendo estar entre 6 e 9 (PIVELI e KATO, 2005).

3.2.6 Metais e elementos-traço

São considerados metais tóxicos aqueles que apresentam número atômico superior a 22 e surgem nas águas devido aos lançamentos de efluentes industriais (PIVELI e KATO, 2005). Muitas vezes os recursos hídricos, assim como o solo, localizados próximos às áreas de mineração podem também ser contaminados por metais.

O termo “elemento-traço” tem sido utilizado para definir metais catiônicos e aniônicos presentes em baixas concentrações ($< 0,1 \text{ dag.kg}^{-1}$) em solos e plantas (ESSINGTON, 2004), embora alumínio (Al), ferro (Fe) e titânio (Ti), os quais ocorrem em concentrações mais elevadas na crosta terrestre, também sejam tratados como elementos-traço (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

Alguns elementos-traço são considerados essenciais do ponto de vista biológico. Entretanto, mesmo esses podem, sob condições específicas, causar impactos negativos a ecossistemas terrestres e aquáticos, constituindo-se, assim, em contaminantes ou poluentes de solo e água (GUILHERME et al., 2005).

A poluição dos sistemas aquáticos por elementos-traço é um importante fator que afeta tanto o ciclo geoquímico desses elementos quanto a qualidade ambiental (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

3.2.6.1 Alumínio

O alumínio é abundante nas rochas e minerais, sendo considerado elemento de constituição. Nas águas naturais doces e marinhas, entretanto, não se encontram concentrações elevadas de alumínio, sendo esse fato decorrente da sua baixa solubilidade, precipitando-se – podendo ocorrer anaerobiose – ou sendo absorvido como hidróxido ou carbonato (PIVELI e KATO, 2005).

O alumínio é complexado e influenciado pelo pH, temperatura e a presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes. Se a estratificação, e conseqüente anaerobiose, não for muito forte, o teor de alumínio decresce no corpo d'água como um todo, à medida que se distancia a estação chuvosa. Portanto, o aumento da concentração de alumínio está associado com o período de chuvas e com a alta turbidez (CETESB, 2003).

É encontrado nas frutas e em outros vegetais em concentrações superiores a $3,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ e em alguns cereais em quantidades maiores que 15 mg.kg^{-1} . Pequenas quantidades de alumínio do total ingerido são absorvidas pelo sistema digestório e quase todo o restante é eliminado nas fezes (PIVELI e KATO, 2005).

A toxicidade aguda por alumínio metálico e seus compostos é baixa, variando o DL_{50} (dose letal média) oral de algumas centenas a 1000 mg.kg^{-1} por dia. A osteomalácia¹ é observada em humanos expostos ao alumínio. Há evidências que o alumínio é neurotóxico (CETESB, 2003).

BROWN et al. (1989) correlacionou o aumento do risco relativo da ocorrência do mal de Alzheimer com o nível de alumínio na água de abastecimento. De acordo com a Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde, o valor máximo permitido para a água, como padrão de potabilidade, é de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (BRASIL, 2017).

¹ Assim como o raquitismo, é uma doença caracterizada pelo defeito de mineralização do osso. Ocorre por defeito na mineralização da matriz óssea, apresenta-se na vida adulta e é uma das causas de baixa densidade mineral óssea. Substâncias inibidoras de mineralização, como bisfosfonados, alumínio e flúor, podem caracterizar a patogênese (BRASIL, 2016).

3.2.6.2 Bário

O bário é um metal alcalino e estável, que oxida-se em contato com o ar úmido e reage com água com ácidos diluídos (CORNELIS et al., 2005).

O metal Ba pode ocorrer naturalmente em águas, sob a forma de carbonatos, em concentrações muito baixas, de 0,7 a 900 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Oriundo principalmente das atividades industriais e da extração da bauxita; na maioria das águas superficiais a sua concentração depende da lixiviação das rochas, sendo encontrado na forma de traço. Não possui efeito cumulativo, sendo que a DL_{50} para o ser humano é de 550 a 600 mg. Provoca efeitos adversos no sistema nervoso e no coração e constrição dos vasos sanguíneos elevando a pressão arterial (CETESB, 2003; PIVELI e KATO, 2005; WEINER, 2007).

O padrão de aceitação para consumo humano, em água potável, é 0,7 mg.L^{-1} (Portaria MS nº 5/17) (BRASIL, 2017). Sendo também esse valor de concentração estabelecido em águas superficiais, de acordo com o especificado pela Resolução do CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

3.2.6.3 Cádmi

O cádmio é encontrado em águas naturais devido às descargas de efluentes industriais, principalmente as galvanoplastias, produção de pigmentos, soldas, equipamentos eletrônicos, lubrificantes e acessórios fotográficos. Usado também como inseticida (CETESB, 2003). Apresenta efeito agudo, com DL_{50} de 9,0 g, e efeito crônico, concentrando-se nos rins, no fígado, no pâncreas e na tireoide. Estudos em animais demonstram a possibilidade de causar anemia, retardamento de crescimento e morte (PIVELI e KATO, 2005).

Segundo a OMS (WHO, 1992a) é um metal largamente distribuído na crosta terrestre numa concentração média de cerca de 0,1 mg.kg^{-1} , mas as rochas sedimentares e os fosfatos marinhos geralmente contêm cerca de 15 mg.kg^{-1} . O intemperismo é uma das fontes principais de cádmio para os rios. A água potável (WHO, 1992a) geralmente contém menos do que 1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de cádmio, ao redor do mundo. As águas doces contêm em média de 1,0 a 13,5 ng.L^{-1} .

O padrão de potabilidade é fixado pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde em $0,005 \text{ mg.L}^{-1}$ de cádmio em águas destinadas ao consumo humano (BRASIL, 2017).

É um metal de elevado potencial tóxico, que se acumula em organismos aquáticos, possibilitando seu ingresso na cadeia alimentar. Pode ser um fator para vários processos patológicos no ser humano, como disfunção renal, hipertensão, arteriosclerose, inibição no crescimento, doenças crônicas em idosos e câncer (CETESB, 2003).

A legislação brasileira, Resolução do CONAMA 357/2005, estabelece o limite máximo de $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$ para o cádmio em águas superficiais (BRASIL, 2005).

3.2.6.4 Chumbo

O chumbo é um metal bastante versátil, sendo utilizado em baterias automotivas, tintas, agrotóxicos, componente de ligas para solda, entre outros. Assim, este metal acumula dois fatores para exercer forte ação poluente: toxicidade e abundância. A principal forma de introdução no ambiente se dá pela contaminação de corpos hídricos por atividades humanas, como: despejo de efluentes industriais, atividades metalúrgicas e mineradoras, lixiviação de agrotóxicos, etc. (MONTEIRO et al., 2014).

O chumbo é considerado um veneno cumulativo, provocando um efeito crônico, denominado saturnismo, que consiste em um mal sobre o sistema nervoso central. Outros sintomas de exposição crônica ao chumbo são tontura, irritabilidade, cefaleia, perda de memória, etc. Quando o efeito ocorre no sistema nervoso periférico, o sintoma é a deficiência dos músculos extensores. Os efeitos agudos do chumbo são representados por sede intensa, sabor metálico, inflamação gastrintestinal, vômitos e diarreias (CETESB, 2003).

O chumbo é legislado quanto ao padrão de potabilidade, sendo fixado valor máximo permitido de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). É também padrão de emissão de esgotos e de classificação das águas naturais (PIVELI e KATO, 2005).

3.2.6.5 Cobre

O cobre é um elemento raro na superfície terrestre, com apenas 0,0068% de sua massa (CANTO, 2006). Ocorre naturalmente nas águas em concentrações menores que 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Em concentrações elevadas, é prejudicial à saúde e confere sabor às águas. Uma concentração de 20 mg.L^{-1} pode intoxicar o ser humano com lesões hepáticas (PIVELI e KATO, 2005). Alguns peixes morrem com dosagens de 0,5 mg.L^{-1} , pois o elemento faz com que o muco das brânquias coagulem, levando à asfixia. Os microrganismos não resistem a concentrações superiores a 1,0 mg.L^{-1} (CETESB, 2003).

O cobre em pequenas quantidades é essencial ao organismo humano, participando da catalisação da assimilação do ferro e seu aproveitamento na síntese do sangue (PIVELI e KATO, 2005).

A Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde fixa como máxima permitida a concentração de 2 mg.L^{-1} (BRASIL, 2017).

As fontes de cobre para o meio ambiente incluem ações corrosivas de tubulações de latão por águas ácidas, efluentes de estações de tratamento de esgotos, uso de compostos cúpricos como algicidas, escoamento superficial e contaminação da água subterrânea a partir de usos agrícolas do cobre, e precipitação atmosférica de fontes industriais (CETESB, 2003).

3.2.6.6 Crômio

O crômio é um elemento de importância ambiental e geológica e, no ambiente, ocorre principalmente como crômio III ou crômio VI (SUSSULINI e ARRUDA, 2006). As funções bioquímicas e os efeitos do crômio dependem de seu estado de oxidação: enquanto o crômio hexavalente é tóxico por ser um agente carcinogênico, o crômio trivalente é um nutriente essencial para os seres humanos (MANZOORI et al., 1996).

Pode ocorrer nas águas por lançamento de efluentes industriais, de curtumes e de circulação de águas de refrigeração, onde é empregado para controlar a corrosão (PIVELI e KATO, 2005). Devido ao fato de que os cromatos são amplamente utilizados no tratamento de águas e que o crômio VI é muito mais tóxico

que o cromo III, o maior interesse na especiação do elemento é focado na determinação do cromo hexavalente (PADARAUSKAS et al., 1998).

O padrão de potabilidade para o cromo regulado pela Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde é 0,05 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2017).

3.2.6.7 Ferro

O ferro aparece no solo e em minerais, principalmente como óxido férrico insolúvel. A forma de carbonato insolúvel (carbonato ferroso - FeCO₃) também é frequente (WALDE, 1985). As águas subterrâneas podem apresentar quantidades de dióxido de carbono (CO₂) dissolvido e o carbonato pode ser dissolvido para formas solúveis, como bicarbonato ferroso ou sulfato ferroso (MORUZZI e REALI, 2012).

Teores elevados de ferro são mais recorrentes nos seguintes casos: águas superficiais, com matéria orgânica, nas quais o ferro está ligado ou combinado com a matéria orgânica e, comumente, em estado coloidal; águas subterrâneas, de baixo pH, ricas em gás carbônico e sem oxigênio dissolvido, sob a forma de bicarbonato ferroso dissolvido; e, águas poluídas por determinados efluentes industriais ou algumas atividades mineradoras (RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991).

Apesar de não ser tóxico, o ferro traz diversos problemas para o abastecimento público de água. Causa cor e sabor à água, manchando tecidos, roupas e utensílios sanitários. Também podem causar depósitos e incrustações em canalizações e o desenvolvimento de ferro-bactérias, acarretando em contaminação biológica (CETESB, 2003).

O elemento constitui-se em padrão de potabilidade pela Portaria de Consolidação 5/2017 do Ministério da Saúde, com uma concentração limite de 0,3 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2017). É também padrão de emissão de esgotos e de classificação das águas naturais (PIVELI e KATO, 2005).

3.2.6.8 Fósforo

O fósforo aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Os detergentes superfosfatados utilizados nas residências constituem a principal fonte, além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas (PIVELI e KATO, 2005).

Outras fontes de fósforo para os ecossistemas aquáticos são efluentes industriais, fertilizantes agrícolas e o material particulado de origem industrial e agrícola (MELO e DIAS, 2002; MANSOR, 2005).

O fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, tornando-se parâmetro imprescindível em programas de caracterização de efluentes industriais que se pretende tratar por processo biológico. Ainda, por ser um macronutriente, o excesso deste elemento em esgotos sanitários e efluentes industriais pode levar a processos de eutrofização das águas naturais (CETESB, 2003).

De acordo com PAGANINI (2008), a Resolução CONAMA nº 357/05 estabelece diferentes valores máximos permitidos para concentração de fósforo em função do tipo de ecossistema aquático (lêntico, lótico e intermediário).

3.2.6.9 Manganês

O comportamento do manganês nas águas é muito semelhante ao do ferro em diversos aspectos, sendo que sua ocorrência é mais rara (PIVELI e KATO, 2005).

O manganês está presente no solo e em minerais principalmente como dióxido mangânico (MnO_2). Também está presente sob a forma de carbonato insolúvel (rodocrosita – $MnCO_3$) (WALDE, 1985).

GALVIN (1996) afirma que algumas atividades antrópicas, como a siderurgia e outras atividade industriais, contribui para a ocorrência deste metal. O manganês desenvolve coloração negra na água, podendo se apresentar nos estados de oxidação Mn^{2+} e Mn^{4+} (CETESB, 2003).

Assim como o ferro, o acúmulo de manganês precipitado nas canalizações favorece o crescimento de bactérias ferruginosas nos sistemas de distribuição, formando compostos coloridos e odorosos na rede (CARLSON et al., 1997; MORUZZI e REALI, 2012). Apesar de não causar inconvenientes relacionados à saúde pública nas concentrações normalmente encontradas, podem comprometer a confiabilidade quanto ao sistema de tratamento (MORUZZI e REALI, 2012).

O manganês constitui-se em padrão de potabilidade, tendo sido estabelecida a concentração limite de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ na Portaria de Consolidação 5/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

3.2.6.10 Mercúrio

O mercúrio é um componente de diferentes efluentes industriais e agrícolas. Dentre os metais contaminantes, é o que apresenta a maior toxicidade, além de ser o único capaz de sofrer biomagnificação em quase todas as cadeias alimentares (UNEP, 2002).

O mercúrio é o único metal que reconhecidamente levou humanos à morte devido à contaminação ambiental, individualmente através da ingestão de organismos aquáticos contaminados (BARKAY et al., 2003; DOREA et al., 2003).

A poluição de ecossistemas aquáticos por mercúrio está relacionada principalmente à possibilidade de metilação no ambiente de sua forma inorgânica (Hg^{2+}) por bactérias e à complexação com compostos orgânicos dissolvidos que permite a manutenção de concentrações relativamente elevadas na coluna d'água (LACERDA e MALM, 2008). Por isso, os padrões de classificação das águas naturais são bastante restritivos com relação a este parâmetro (CETESB, 2003).

Este metal apresenta efeito cumulativo e provoca lesões neurológicas (PIVELI e KATO, 2005). Contudo, o padrão de potabilidade fixado pela Portaria de Consolidação 5/2017 do Ministério da Saúde é de $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$ (BRASIL, 2017). A legislação brasileira, Resolução do CONAMA 357/2005, estabelece o limite máximo de $0,0002 \text{ mg.L}^{-1}$ em águas superficiais (BRASIL, 2005).

3.2.6.11 Níquel

O níquel é considerado um elemento essencial a alguns animais; para o ser humano, ainda foi confirmada a essencialidade deste elemento. Sendo 3 a 6% da absorção é vinda da ingestão de água (FAVARON, 2005).

O níquel chega aos corpos hídricos por efluentes de galvanoplastias. Estudos recentes demonstram que possui um efeito carcinogênico em seres humanos (PIVELI e KATO, 2005).

Segundo FAVARON (2005), a forma mais tóxica do níquel é quando ele está ligado a um grupo carbonila. A maioria dos dados epidemiológicos em relação ao envenenamento com este metal é baseada na exposição ocupacional. Indivíduos contaminados com níquel apresentam sintomas como cefaleia, vômitos, vertigem, náuseas e lesões pulmonares.

Concentrações de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de níquel complexado (níquelcianeto) são tóxicas aos organismos de água doce (CETESB, 2003), porém a Organização Mundial da Saúde (OMS) admite um máximo de $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ de níquel em águas potáveis (LESTER, 1987). A legislação brasileira, Resolução do CONAMA 357/2005, estabelece o limite máximo de $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ para o níquel em águas superficiais (BRASIL, 2005).

3.2.6.12 Potássio

Potássio é encontrado em concentrações baixas nas águas naturais, geralmente menores que 10 mg.L^{-1} , já que rochas que contenham este elemento são relativamente resistentes ao intemperismo. No entanto, sais de potássio são amplamente empregados na indústria e em fertilizantes agrícolas, entrando nas águas dulcícolas por meio de efluentes industriais e percolação das terras agrícolas (CETESB, 2003).

3.2.6.13 Sódio

O sódio é o elemento mais abundante da família dos alcalinos, sendo extensamente distribuído pela natureza. Em águas superficiais, a concentração de sódio pode ser menor que 1 mg.L^{-1} ou exceder 300 mg.L^{-1} (OPS, 1988). O limite estabelecido pela OMS para sódio nas águas potáveis é 200 mg.L^{-1} (CETESB, 2003).

A presença de sódio em águas não é prejudicial à saúde, a menos que alcance concentrações muito elevadas, pois existe relação entre altas concentrações de sódio com doenças coronárias, renais e hepáticas e hipertensão (OSICKA e GIMÉNEZ, 2004).

Em águas doces, os níveis mais altos de sódio encontram-se em rios de terras baixas e em águas subterrâneas. Os níveis mais concentrados deste elemento estão relacionados com locais onde há abundância de depósito mineral de sódio ou onde há contaminação por filtração salina (OSICKA e GIMÉNEZ, 2004). O aumento dos níveis na superfície aquática, também, pode proceder de esgotos, efluentes industriais e do uso de sais em rodovias para remediar neve e gelo (CETESB, 2003).

3.2.6.14 Zinco

O zinco é um metal empregado em galvanoplastias, contudo é comum a presença deste elemento em águas naturais. É um elemento essencial aos organismos vivos para o crescimento, todavia, em concentrações excedentes a 5 mg.L⁻¹, confere sabor à água e uma certa opalinidade a águas alcalinas (CETESB, 2003).

Os efeitos tóxicos do zinco sobre os peixes são semelhantes aos do níquel, afetando o sistema respiratório dos mesmos. Em populações humanas, nos Estados Unidos, que ingeriram águas com 11 a 27 mg.L⁻¹ deste íon metálico, não foi verificado qualquer malefício à saúde (PIVELI e KATO, 2005).

Os padrões para águas destinadas ao abastecimento público definem em 5 mg.L⁻¹ como valor máximo permitido, conforme Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017).

3.2.7 Ânions

3.2.7.1 Cloreto

Em águas superficiais, o cloreto é fonte importante de descargas de esgotos sanitários, sendo que uma pessoa excreta através da urina cerca de 6 g de cloreto por dia, fazendo com que os esgotos apresentem concentrações que extrapolem 15 mg.L⁻¹ do íon (PIVELI e KATO, 2005). Outras fontes de cloreto são: efluentes industriais, como os da indústria do petróleo e farmacêuticas; adição de cloro em estações de tratamento de água; e, intrusão da língua salina, em regiões costeiras (CETESB, 2003).

A concentração de cloreto representa um padrão de potabilidade, conforme a Portaria de Consolidação nº 5/17 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). Confere sabor “salgado” na água, sendo o cloreto de sódio (NaCl) o mais restritivo por provocar gosto em concentrações da ordem de 250 mg.L⁻¹ (PIVELI e KATO, 2005).

O cloreto possui ação corrosiva em estruturas hidráulicas e intervém na determinação da demanda química de oxigênio (DQO) e no tratamento anaeróbio de efluentes industriais. Outrora o ânion era usado como traçador para a determinação de vazão em rios em locais de difícil acesso (CETESB, 2003; PIVELI e KATO, 2005).

O íon cloreto proporciona também influência nas características dos ecossistemas aquáticos naturais por gerar alterações na pressão osmótica em células de microrganismos (PIVELI e KATO, 2005).

3.2.7.2 Fluoreto

Traços de fluoreto são facilmente encontrados em águas naturais e concentrações altas comumente estão associadas com fontes subterrâneas (CETESB, 2003). Alguns efluentes industriais, como indústrias de vidro e de fios elétricos, também despejam fluoreto nas águas naturais (PIVELI e KATO, 2005).

A presença desse íon em águas naturais pode representar uma contribuição geológica ou, no caso de águas superficiais, despejo de esgotos domésticos, uma vez que o flúor está presente em águas destinadas ao abastecimento público e em produtos de higiene bucal, como cremes dentais e enxaguatórios bucais (LIMA e CURY, 2001; RAMIRES e BUZALAF, 2007).

O fluoreto é definido como padrão de potabilidade fixado em $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$ pela Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), revogada pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017).

O fluoreto é acrescido às águas de abastecimento público para a prevenção da cárie dentária, uma vez que este ânion diminui a solubilidade da parte mineralizada do dente, tornando-o mais resistente à ação de bactérias e inibe processos enzimáticos que dissolvem a substância orgânica proteica e o material calcificante do dente. Por outro lado, quando encontrado acima do limite instituído pela legislação pode acarretar em descalcificação óssea e fluorose dentária (PIVELI e KATO, 2005; TELLES, 2012).

3.2.7.3 Fosfato

O fósforo pode manifestar-se nas águas sob três formas distintas: os fosfatos orgânicos; os ortofosfatos, representados pelos radicais PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} e H_2PO_4^- ; e, os polifosfatos ou fosfatos condensados (PIVELI e KATO, 2005).

Segundo CETESB (2003):

“Os (orto)fosfatos são biodisponíveis. Uma vez assimilados, eles são convertidos em fosfato orgânico e em fosfatos condensados.

Após a morte de um organismo, os fosfatos condensados são liberados na água. Entretanto, eles não estão disponíveis para absorção biológica até que sejam hidrolisados para ortofosfatos por bactérias.”

3.2.7.4 Sulfato

O ânion sulfato é um dos mais fartos na natureza, presente em águas subterrâneas devido à dissolução de solos e rochas e, em águas superficiais, por meio das descargas de esgotos sanitários e efluentes industriais, ou ainda, pela aplicação de sulfato como coagulante em estações de tratamento de água (PIVELI e KATO, 2005).

Em águas destinadas ao consumo humano, o sulfato deve ser controlado pois provoca efeitos laxativos, sendo o padrão de potabilidade fixado em 250 mg.L⁻¹ pela Portaria de Consolidação 5/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

O sulfato pode provocar corrosão em coletores de esgoto de concreto e formação de gás sulfídrico (H₂S) por bactérias redutoras de sulfato, que confere mal cheiro e toxicidade (PIVELI e KATO, 2005).

3.2.8 Série nitrogenada

O nitrogênio apresenta-se na água sob várias formas, como molecular, amônia, nitrito e nitrato, por meio do ciclo do elemento. É um nutriente limitante no crescimento de plantas, pois está presente em suas estruturas celulares; é elemento constituinte também de moléculas de proteínas, vitaminas e hormônios de diversos seres vivos (BRAGA et al., 2005).

TELLES (2012) elenca as principais causas do acréscimo de nitrogênio em águas sendo os esgotos sanitários e industriais, fertilizantes e excrementos animais, podendo levar os ecossistemas aquáticos a processos de eutrofização.

A atmosfera é outra fonte importante devido aos mecanismos de fixação biológica desempenhada por bactérias e algas, que incorporam o nitrogênio atmosférico (N₂) em seus tecidos; de fixação química; e das lavagens da atmosfera poluída pelas chuvas (PIVELI e KATO, 2005). Nas áreas agrícolas, o escoamento de águas pluviais pelos solos fertilizados e, nas zonas urbanas, as drenagens de águas

de chuvas associadas às deficiências do sistema de limpeza pública tributam para a presença de diferentes formas de nitrogênio nas águas (CETESB, 2003).

3.2.8.1 Nitrato

O nitrato é um dos compostos iônicos mais abundantes em águas naturais, comumente ocorrendo em pequenas concentrações nas águas superficiais (APHA, 2012). A sua ingestão através das águas de abastecimento está relacionada a duas implicações adversas à saúde: a metemoglobinemia infantil e a potencial formação de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas (MATO, 1996; ALABURDA e NISHIHARA, 1998; OPS, 2000; PIVELI e KATO, 2005).

Por isso, o nitrato é padrão de potabilidade, possuindo valor máximo permitido pela Portaria de Consolidação 5/2017 do Ministério da Saúde de 10 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2017).

3.2.8.2 Nitrito

O nitrito, pode ser bastante tóxico para organismos aquáticos (CAMPOS et al., 2012) e é bem mais tóxico que o nitrato, produzindo vasodilatação e relaxamento da musculatura lisa em geral, além da metemoglobinemia, com DL₅₀ em torno de 1 g (OLIVEIRA et al., 2005).

As nitrosaminas e nitrosamidas podem ocorrer como produtos de reação entre o nitrito consumido ou constituído pela redução bacteriana do nitrato, com as aminas secundárias ou terciárias e amidas presentes nos alimentos (ALABURDA e NISHIHARA, 1998). O pH ótimo para a reação de nitrosaminação é entre 2,5 e 3,5, faixa esta similar à encontrada no estômago humano após a deglutição de alimentos (AWWA, 1990). Tanto as nitrosaminas como as nitrosamidas estão relacionadas com o surgimento de tumores em cobaias (BOUCHARD et al., 1992).

3.2.8.3 Nitrogênio amoniacal

A amônia pode estar presente naturalmente em águas superficiais em baixas concentrações; entretanto, a ocorrência de concentrações elevadas pode ser resultante de fontes poluidoras próximas, bem como da redução de nitrato bacteriana

(ALABURDA e NISHIHARA, 1998). A frequência de amônia produz efeito expressivo na cloração da água, através da formação de cloraminas, que têm pouco poder bactericida (BATALHA e PARLATORE, 1993).

A legislação federal vigente, a Resolução CONAMA nº 357/2005, estabelece limites para as concentrações de nitrogênio amoniacal em função do pH do meio aquático. Para águas de classe 2 com $\text{pH} \leq 7,5$, o valor máximo permitido é de $3,7 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N}$; $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$, para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$; $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$; e, $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, para $\text{pH} > 8,5$ (BRASIL, 2005; PIVELI e KATO, 2005).

3.2.9 Carbono orgânico total

É possível encontrar três formas de expressão de carbono na natureza: carbono em sua forma elementar, como carvão e grafite; carbono inorgânico (CI), que é definido como toda espécie de sais de carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-), como dióxido de carbono (CO_2) dissolvido em água; e, o carbono orgânico (CO), definido como todo átomo de carbono ligado covalentemente a uma molécula (SCHUMACHER, 2002; APHA et al., 2012; BENEDETTI, 2012).

Em amostras aquosas, a quantidade de carbono elementar é desprezível e apenas a quantidade de carbonos orgânicos e inorgânicos é considerada. Somados significam o total de carbono presente em meio aquoso ou carbono total (CT) (BENEDETTI, 2012).

Segundo a NBR 10741 (ABNT, 1989), o carbono orgânico total (COT) é um termo utilizado para descrever a medição de átomos de carbono ligados por covalência em contaminantes orgânicos presentes em um sistema hídrico. Não há menção desse parâmetro nas legislações federal e estadual.

3.2.10 Oxigênio dissolvido

Oxigênio dissolvido (OD) é o indicador do teor de oxigênio dissolvido na água em mg.L^{-1} . O oxigênio (O_2) é um gás pouco solúvel em água e a sua solubilidade depende da pressão, temperatura e sais dissolvidos, normalmente a concentração de saturação está próximo a 8 mg.L^{-1} a $25 \text{ }^\circ\text{C}$ entre 0 e 1000 m de altitude (DERISIO, 1992; VALENTE et al., 1997).

O oxigênio dissolve-se na água oriundo da atmosfera, devido à diferença de pressão parcial. Este fenômeno é regido pela lei de Henry, que define a concentração de saturação de um gás na água, em função da temperatura (PIVELI e KATO, 2005).

A taxa de importação de OD em águas naturais por meio da superfície depende das propriedades hidráulicas e é proporcional à velocidade, sendo que a taxa de reaeração superficial em uma zona encachoeirada é maior do que a de um corpo hídrico de velocidade normal, que, por sua vez, apresenta taxa superior à de um reservatório, onde a velocidade normalmente é bem baixa (CETESB, 2003).

Outra fonte importante de oxigênio nas águas é a fotossíntese de algas. Este fenômeno acontece em maior extensão em águas poluídas. Porém, este efeito pode “mascarar” a avaliação do grau de poluição de um corpo d’água, quando se toma por base apenas a concentração de OD. Pois, sob esta perspectiva, águas poluídas são aquelas que apresentam baixa de concentração de OD, devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos, enquanto que águas mais limpas apresentam teores de OD elevados (PIVELI e KATO, 2005).

De acordo com PIVELI e KATO (2005), OD é o elemento principal no metabolismo dos microrganismos aeróbios, e também a outros seres vivos, como os peixes, que vivem nas águas naturais. É, portanto, um parâmetro de extrema importância na legislação de classificação das águas naturais, bem como na constituição de índices de qualidade de águas. O limite mínimo estabelecido pela legislação é de 5 mg.L^{-1} (BRASIL, 2015).

3.2.11 Demanda bioquímica de oxigênio

Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é o indicador que define indiretamente a concentração de matéria orgânica biodegradável por meio da demanda de oxigênio desempenhada por microrganismos através da respiração (VALENTE et al., 1997). A DBO é um teste padrão, realizado a uma temperatura constante de $20 \text{ }^\circ\text{C}$ e durante a um período de incubação de 5 dias. É uma avaliação que procura retratar em condições laboratoriais o fenômeno que acontece no corpo hídrico (DERISIO, 1992). É um número estimativo, já que condições como agitação das águas, aeração, grau de incidência solar, etc., não são consideradas.

A DBO é um parâmetro essencial para o controle da poluição hídrica por matéria orgânica. Em águas naturais, resume a demanda potencial de oxigênio dissolvido que poderá acontecer devido à estabilização dos compostos orgânicos biodegradáveis, o que poderá trazer os níveis de oxigênio abaixo dos requeridos pelos peixes, conduzindo-os à morte (PIVELI e KATO, 2005).

É um importante parâmetro para categorização das águas naturais. Na legislação federal, com a Resolução nº 357 do CONAMA, são atribuídos os limites máximos de DBO de 3, 5 e 10 mg.L⁻¹ para as águas doces de classe 1, 2, e 3, respectivamente (BRASIL, 2005).

3.2.12 Demanda química de oxigênio

Segundo GRANER et. al (1998), a demanda química de oxigênio (DQO) é uma grandeza que diz respeito à quantidade de oxigênio consumido por materiais e substâncias orgânicas e minerais que se oxidam sob condições experimentais definidas e caracteriza-se por estimar o potencial poluidor de efluentes domésticos e industriais.

É um parâmetro imprescindível nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e efluentes industriais, pois, quando empregada conjuntamente com a DBO, observa-se a biodegradabilidade dos despejos (CETESB, 2003).

3.2.13 Coliformes totais e termotolerantes

Segundo VASCONCELLOS et al. (2006), indicadores microbiológicos têm sido utilizados ao redor do mundo para verificar a contaminação de corpos d'água por resíduos humanos. Os coliformes totais e termotolerantes são os indicadores de contaminação mais usados para monitorar a qualidade sanitária da água (BETTEGA et al., 2006). O grupo das coliformes inclui cerca de 20 espécies, dentre as quais encontram-se as bactérias do trato gastrintestinal de animais endotérmicos e também diversas espécies de bactérias não entéricas, como as dos gêneros *Serratia* e *Aeromonas* (MOURA et al., 2009).

Coliformes termotolerantes devem incluir a *Escherichia coli* e espécies dos gêneros *Klebsiella* e *Enterobacter*. Desses, apenas a *E. coli* tem presença garantida em fezes de animais endotérmicos com percentuais em torno de 96 a 99%

(CERQUEIRA e HORTA, 1999). Por isso, o uso das bactérias coliformes termotolerantes para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo do que o uso das coliformes totais (CETESB, 2003).

A determinação da quantidade de coliformes adota importância como parâmetro referente da probabilidade da existência de microrganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de enfermidades de veiculação hídrica, tais como febre tifoide, disenteria bacilar e cólera (CETESB, 2003).

3.3 Índices de qualidade hídrica

Para uma interpretação ecológica da condição das águas superficiais e/ou para estabelecer um sistema de monitoramento, é necessário o emprego de metodologias simples e que deem informações objetivas e interpretáveis, partindo para critérios próprios que considerem as particularidades dos recursos hídricos (PINEDA e SCHÄFER, 1987). Neste sentido, o uso de índices de qualidade de água é uma tentativa que todo plano de monitoramento de águas superficiais conjectura como maneira de acompanhar, por meio de dados concisos, a possível degradação dos recursos hídricos ao longo da bacia hidrográfica ou ao longo do tempo (TOLEDO e NICOLELLA, 2002).

Diversas técnicas para elaboração de índice de qualidade de água têm sido usadas, sendo o Índice de Qualidade das Águas (IQA) a mais utilizada, sendo usada em países como Estados Unidos, Brasil e Inglaterra (OLIVEIRA, 1994; OREA, 1998). O IQA é um indicador que avalia a contaminação dos corpos hídricos superficiais em decorrência de matéria orgânica e fecal, sólidos e nutrientes (IGAM, 2016) e tem como foco principal simplificar a interpretação dos parâmetros de qualidade de um determinado corpo hídrico a partir de atribuição de notas (0 a 100) de classificação, de modo a facilitar a comunicação com o público não técnico (FREITAS et al., 2011).

O Índice de Qualidade das Águas é bastante útil para transmitir informação a respeito da qualidade de água (RINO et al., 2001); criado a partir de um estudo realizado em 1970 pela *National Sanitation Foundation* dos Estados Unidos, que foi adaptado pela CETESB (SANTOS et al., 2018). O IQA incorpora nove parâmetros considerados significativos para a avaliação da qualidade das águas (OLIVEIRA JR. et al., 2013), sendo determinado pelo produtório ponderado das variáveis: OD, DBO,

coliformes termotolerantes, temperatura, pH, nitrogênio e fósforo totais, turbidez e resíduo total (SANTOS, 2014).

Além do IQA, agências ambientais, como a CETESB, por exemplo, utilizam outros índices específicos que refletem a qualidade das águas de acordo com seus usos pretendidos, sendo eles: Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP); Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática (IVA); Índice do Estado Trófico (IET); Índice da Comunidade Fitoplanctônica (ICF); Índice da Comunidade Zooplanctônica (ICZ); Índice da Comunidade Bentônica (ICB); e, Índice de Balneabilidade (IB) (SIGRH, 2017; STELLATO, 2018).

4 ÁREA DE ESTUDO

A Estância Turística de São Roque localiza-se no Estado de São Paulo (Figura 2), pertence à Região Metropolitana de Sorocaba (RMS) e limita-se com os municípios de Mairinque, Itu, Araçariguama, Itapevi, Vargem Grande Paulista e Ibiúna. Situa-se nas coordenadas 23° 31' 48" S e 47° 08' 04" O, com altitude média de 780 metros (SIGRH, 2000). A sua população estimada no ano de 2017 era de 88.473 habitantes, distribuídos em 308,35 km², onde 75,97% residem na área urbana (IBGE, 2017).

Figura 2 – Mapa do Estado de São Paulo, destacando-se os municípios de São Roque e, a capital, São Paulo.

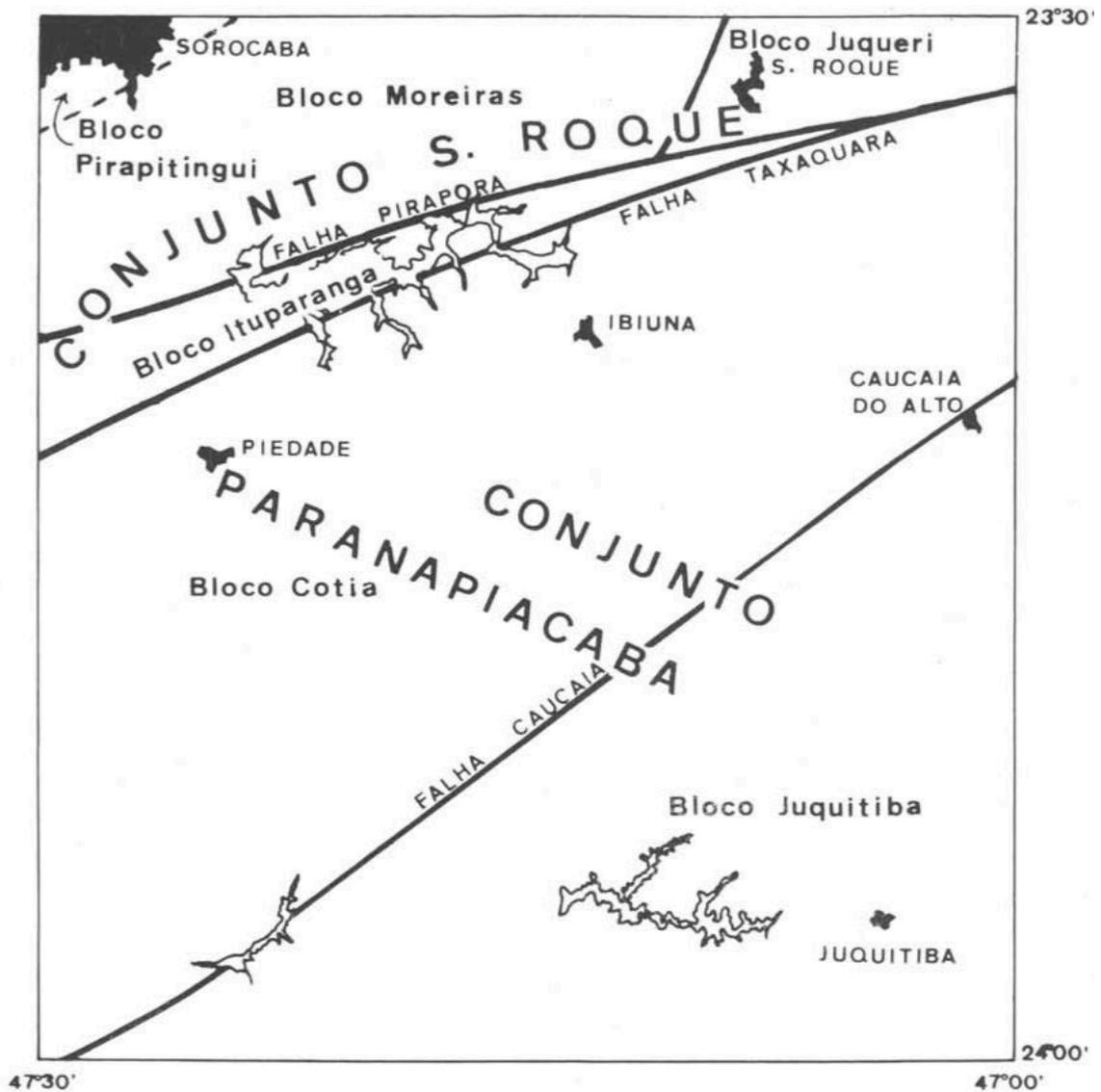


Fonte: FARIAS e GUIZI, 2015.

4.1 Topografia e relevo

O município de São Roque está localizado em uma região designada geomorfologicamente como Conjunto São Roque (Figura 3). É composto por metamorfitos e rochas intrusivas; sedimentos fanerozoicos e cenozoicos também estão presentes esparsamente (HASUI, 1975; ROSA, 2011).

Figura 3 – Falhamento tectônico onde o município de São Roque está localizado (Conjunto São Roque).

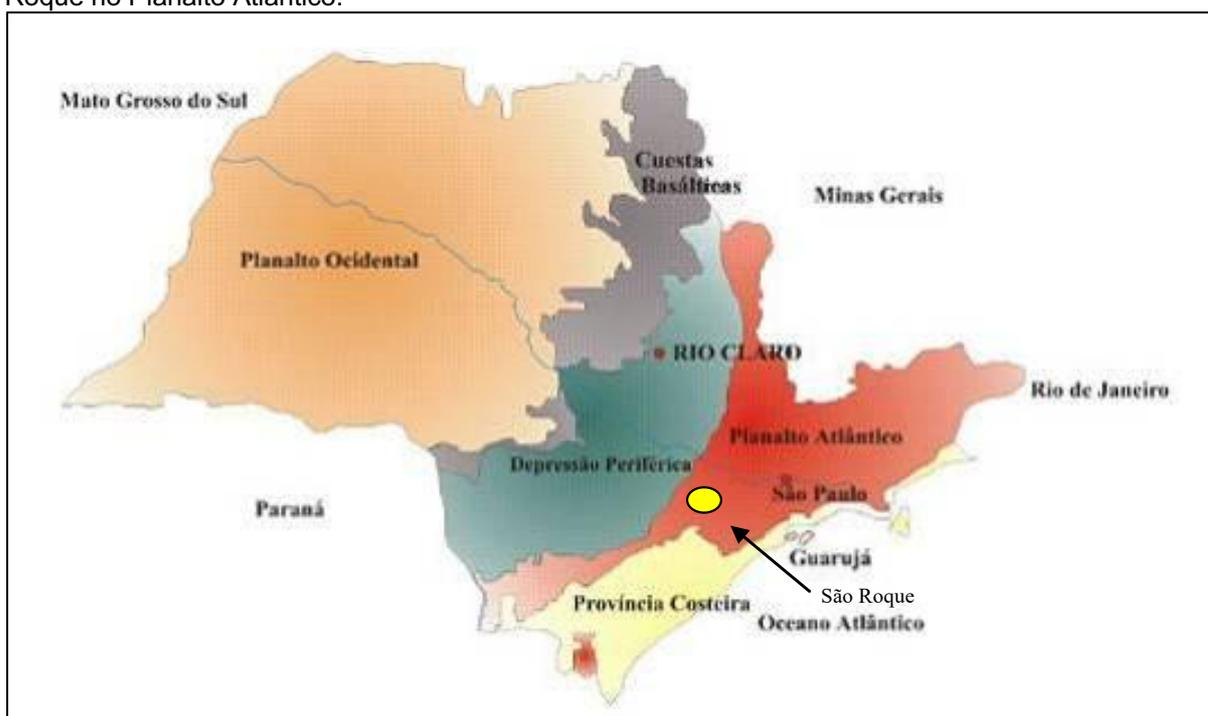


Fonte: HASUI, 1975.

A morfologia são-roquense é bastante irregular, com elevações de aproximadamente 1200 m de altitude e zonas baixas a 600 m de altitude. Sua formação é composta por particularidades do domínio do embasamento cristalino do período pré-cambriano e 80% do território são de granitos, englobando o lado

ocidental da área urbana, onde o relevo é mais movimentado (HASUI, 1975; ROSA, 2011). A parte setentrional da Folha de São Roque é integrante da Serrania de São Roque, dominada por morros e serras, e a sul como parte do Planalto Cristalino Oriental; essas faixas geomorfológicas são componentes da província do Planalto Atlântico (ALMEIDA, 1964; HASUI, 1975) (Figura 4).

Figura 4 – Composição geológica do relevo do Estado de São Paulo, destacando a localização de São Roque no Planalto Atlântico.



Fonte: ROSA, 2011 (adaptado).

4.2 Clima

Há diversos tipos de classificação climática desenvolvidos por pesquisadores da área (STELLATO, 2018). A classificação climática de Köppen é uma das mais utilizadas na atualidade. É baseada no pressuposto, com origem na fitossociologia e na ecologia, de que a vegetação natural de cada grande região do planeta é essencialmente uma expressão do clima nela prevalente (MENDONÇA e DANNI, 2007).

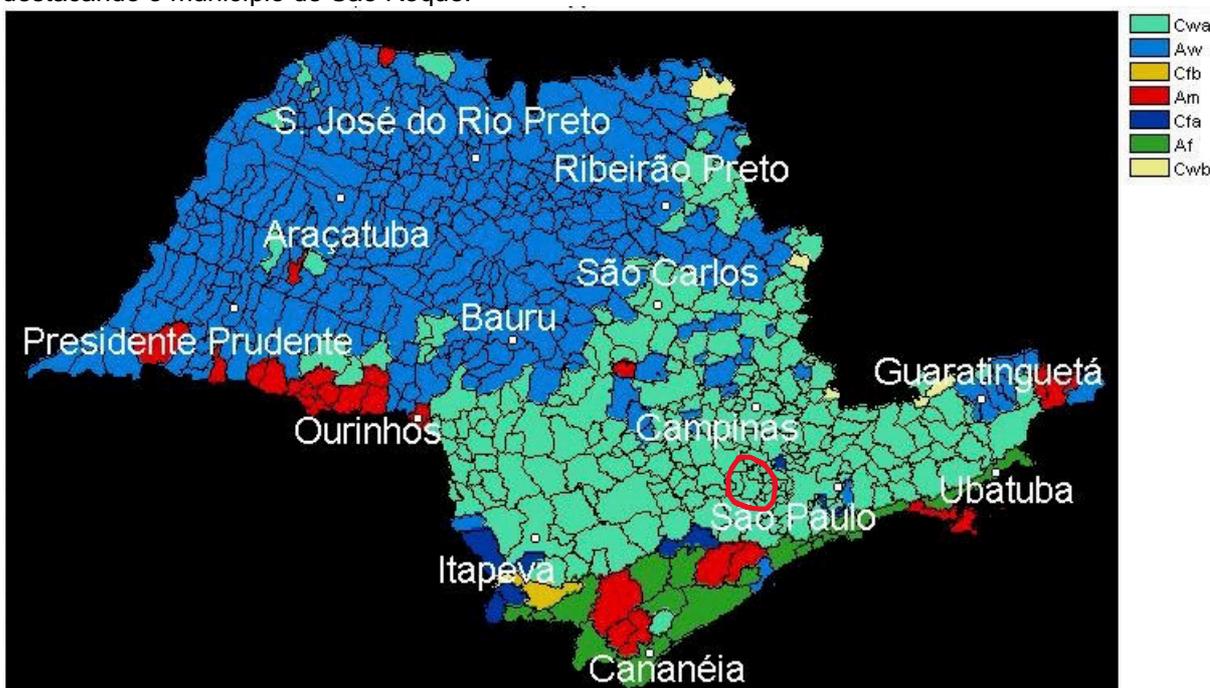
Na determinação dos tipos climáticos de Köppen são considerados a sazonalidade e os valores médios anuais e mensais da temperatura do ar e da precipitação (HESS e TASA, 2013). Cada tipo climático é denotado por um código,

constituído por letras maiúsculas e minúsculas, cuja combinação significa os tipos e subtipos considerados (MENDONÇA e DANNI-OLIVEIRA, 2007).

Segundo a classificação de Köppen, o clima de São Roque é o subtropical Cwa, com média no mês mais quente, fevereiro, de 22,6 °C e média no mês mais frio, julho, de 15,7 °C, com geadas ocorrendo praticamente em todo o inverno. A precipitação média anual é de 1339 mm (PRELA-PANTANO et al., 2012).

A primeira letra, “C”, do tipo climático Cwa, denota a característica geral do clima, no caso, temperado; a segunda letra, “w”, denota as particularidades do regime pluviométrico dentro do clima temperado, no caso, as chuvas de verão-outono; e, a terceira letra significa a temperatura média anual do ar nos meses mais quentes, no caso “a”, onde o verão é quente (temperaturas acima de 22 °C) (HESS e TASA, 2013). O Estado de São Paulo abrange sete tipos climáticos, conforme a classificação de Köppen (STELLATO, 2018), como mostra a Figura 5.

Figura 5 – Tipos climáticos do Estado de São Paulo, de acordo com a classificação de Köppen, destacando o município de São Roque.



Fonte: CEPAGRI, 2017 (In: STELLATO, 2018) (adaptado).

4.3 Vegetação

A vegetação nativa da região pode ser considerada como mata foliada subtropical (HUECK, 1972). As condições ambientais para esse tipo vegetacional são

clima úmido, com inverno pouco frio e verões quentes, em geral com estação de seca pouco pronunciado (CARDOSO-LEITE, 1995). No Estado de São Paulo, as fronteiras desta área são, na parte oriental, a Serra do Mar e, na ocidental, o Rio Paraná. O estilo geral é de uma floresta de 25 a 30 m de altura, com grande densidade de vegetação inferior (HUECK, 1972). Este tipo de vegetação é chamada também de floresta média semidecídua (RIZZINI, 1979) e de mata de planalto (LEITÃO FILHO, 1987).

Segundo VELOSO e GOES FILHO (1982), o território faz parte do Bioma Mata Atlântica, caracterizado por vegetação secundária de floresta ombrófila densa.

Na parte oriental de São Roque, parte da vegetação nativa foi substituída por reflorestamentos de eucaliptos (*Eucalyptus* spp) ou de pinus (*Pinus elliottii*), ou ainda por pastagens, sítios e casas de campo e certos cultivos (ROSA, 2011).

A área central do município perdeu parte de suas áreas verdes devido à urbanização. Pequenas extensões, como a Mata da Câmara, preservam uma porção da vegetação nativa (ROSA, 2011).

A região meridional, onde estão as terras mais férteis da cidade, foi bem agricultada, com parreiras, frutíferas e plantações anuais de subsistência, imperando, hoje em dia, reflorestamentos por pinus e eucaliptos. Porém, determinadas matas secundárias estão preservadas nas margens de cursos d'água (ESTÂNCIA TURÍSTICA DE SÃO ROQUE, 2006; ROSA, 2011).

4.4 Caracterização socioeconômica

São Roque situa-se no Planalto paulista, ligando-se à Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) devido à sua área de preservação e lazer. O município vem se sobressaindo como área turística que tem diversificado seus atrativos, com a inserção de novos meios de hospedagem e empreendimentos ligados ao setor de parques temáticos (SIGRH, 2000).

As atividades agrícolas são relevantes, destacando-se a fruticultura, o que expressa a conservação de pequenas propriedades, visto que na urbe não há apontamento de propriedades com mais de 500 hectares (SIGRH, 2000).

Progride sobre esta forma de uso de terra, a formação de condomínios fechados, convertendo as propriedades em chácaras de lazer, o que não só desfigura a cultura agrícola, como organiza um novo patamar no setor de serviços e uma

intensificação das relações com a RMSP, origem presumida da maioria dos proprietários (SIGRH, 2000).

Apesar de possuir uma tradição agrária remota de culturas especiais, São Roque vem abdicando a produção de vinho, que já foi a atividade central, e concentrando-se nas poucas unidades com cultivos especiais de alto valor agregado, que acolhem consumidores mais sofisticados – a alcachofra. Permanece produzindo e comercializando vinho, cuja matéria-prima vem dos centros produtores do sul do país (ROSA, 2011).

Toda a região apresenta um crescimento populacional contínuo, espelho, dentre diversos fatores, da pequena taxa de mortalidade infantil (IBGE, 2010). As atividades econômicas que empregam menos indivíduos é a construção civil, que corresponde a 1,98% do total da população assalariada. No outro ponto, temos a prestação de serviços como a atividade com maior participação nos vínculos empregatícios, satisfazendo a 41,59% (ROSA, 2011).

A infraestrutura atende a demanda da população, e presentemente o plano municipal de saneamento está passando por reformulações (ESTÂNCIA TURÍSTICA DE SÃO ROQUE, 2006).

A indústria têxtil, que já dominou a economia da região, vem sendo aos poucos deixada. No entanto, o parque industrial não tem sido trocado por indústrias mais contemporâneas (ROSA, 2011).

4.5 Sistema de Esgotos Sanitários

Em 2010, o município de São Roque havia cerca de 70% da população urbana atendida pela rede coletora de esgotos. Conforme o Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB), no mesmo ano a cidade apresentava uma extensão aproximada de rede de esgotos de 136 km, compreendendo a rede do distrito de São João Novo, e não dispunha de estação de tratamento de esgotos (ETE), sendo o esgoto despejado *in natura* em cursos d'água da urbe ou em fossas sépticas (SÃO PAULO, 2011).

A ETE Guaçu, do tipo reator UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*) seguido de lodo ativado, como parte do PMSB, foi concluída no segundo semestre de 2017 e está situada à margem do Ribeirão Guaçu, com vazão nominal de 280 L.s⁻¹. Segundo dados da Sabesp, as obras referentes ao sistema de interceptores ao longo

do Rio Aracaí e do Ribeirão do Marmeleiro devem ser concluídas em 2019 (SÃO PAULO, 2011; BARBOSA, 2017).

O PMSB, assinado em 2011, levou em consideração outras problemáticas que comprometiam a municipalidade: a carga poluidora proveniente do município de Mairinque pode provocar a continuidade da poluição do Ribeirão do Marmeleiro, mesmo após o início da operação do interceptor e da ETE Guaçu; e, há muitas ligações irregulares, que lançam esgoto na rede pública de águas pluviais e de ligações de águas pluviais conectadas na rede pública de esgotos (SÃO PAULO, 2011).

4.6 UGRHI-10 – Sorocaba/Médio Tietê

O município de São Roque tem sede na UGRHI-10 (Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos) – Sorocaba/Médio Tietê (Figura 6), mais especificamente na sub-bacia Médio Tietê Superior, estabelecido pela Lei nº 7.663/91 (SÃO PAULO, 1991).

A UGRHI-10 está localizada no centro-sudeste do Estado de São Paulo e é constituída pela bacia do rio Sorocaba e outros tributários do rio Tietê. A bacia recebe as águas do Alto Tietê (UGRHI-06), a leste, e limita-se a jusante com a UGRHI-13 (Tietê/Jacaré). É limítrofe ao norte e nordeste com a bacia dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (UGRHI-05). No sentido sul-sudoeste-noroeste, faz limite com as bacias do Alto e Médio Paranapanema (UGRHIs 14 e 17, respectivamente). Ao extremo sul-sudeste, há pequena área de interação com a bacia do Ribeira de Iguape/Litoral Sul (UGRHI-11) (SIGRH, 2000).

Figura 6 – Municípios com área na UGHRI-10 – Sorocaba/Médio Tietê.



Fonte: SIGRH, 2017 (adaptado).

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Amostragem

Para avaliar a qualidade das águas do ribeirão Guaçu e de seus afluentes, foram efetuadas amostragens bimestrais de água superficial, conforme Tabela 2. A periodicidade das coletas obedeceu às épocas de chuva e de seca.

Tabela 2 – Datas das coletas realizadas para o desenvolvimento da pesquisa, obedecendo à sazonalidade.

Datas das coletas
07/03/2017
09/05/2017
25/07/2017
27/09/2017
06/12/2017
30/01/2018
20/03/2018

Fonte: autor da dissertação.

O estabelecimento da rede de amostragem espacial foi realizado com a finalidade de avaliar a heterogeneidade da qualidade ecológica da microbacia e a influência do aporte de nutrientes dos tributários (Tabelas 3 e 4). Foram selecionados sete locais estrategicamente escolhidos e georreferenciados (Figura 7).

Tabela 3 – Localização e coordenadas geográficas dos pontos de amostragem do Ribeirão Guaçu e seus afluentes (São Roque, SP).

Identificação	Local da amostragem	Coordenadas geográficas
A	Córrego Aracaí	23° 31' 37.4" S 47° 08' 03.3" W
C	Córrego Carambeí	23° 31' 38.6" S 47° 08' 05.2" W
M	Córrego Marmeleiro	23° 31' 04.9" S 47° 08' 24.6" W
G1	Ribeirão Guaçu (1)	23° 31' 29.4" S 47° 07' 59.5" W
G2	Ribeirão Guaçu (2)	23° 31' 00.5" S 47° 08' 17.6" W
G3	Ribeirão Guaçu (3)	23° 30' 30.3" S 47° 08' 32.5" W
G4	Ribeirão Guaçu (4)	23° 30' 12.8" S 47° 08' 42.4" W

Fonte: autor da dissertação.

Tabela 4 – Caracterização do entorno de cada ponto de coleta do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).
(continua)

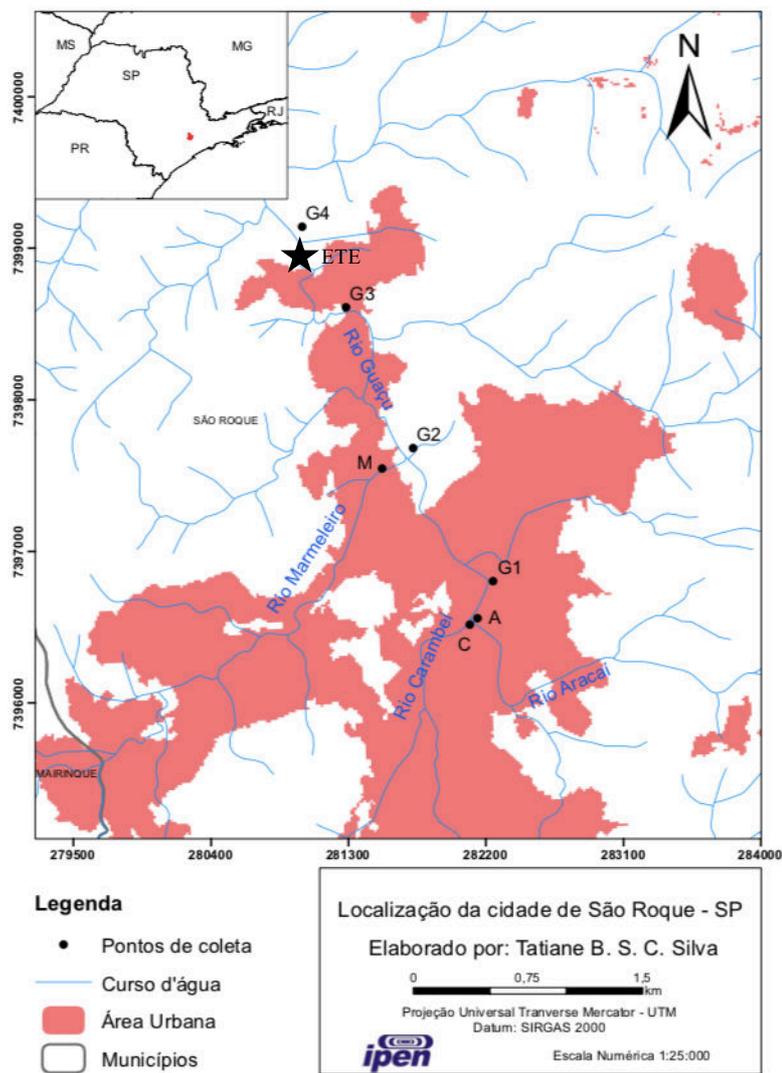
Ponto de coleta	Foto	Descrição
A		<p>Ponto localizado em área urbanizada. Local que representa o Córrego Aracaí antes da confluência com o Carambeí. Em ambas as margens possuem edificações e nota-se o assoreamento do corpo hídrico; com pouca vegetação.</p>
C		<p>Ponto localizado em área urbanizada. Local que representa o Córrego Carambeí antes de sua confluência com o Aracaí. O rio é canalizado e margeado em ambos os lados por vias públicas.</p>
M		<p>Ponto localizado em área urbanizada. Local que representa o Ribeirão do Marmeleiro antes de seu deságue no Guaçu. O rio é canalizado e margeado em ambos os lados por vias públicas. Nota-se processos de assoreamento e rara presença de vegetação.</p>
G1		<p>Ponto localizado em área urbanizada. Local que representa o Ribeirão Guaçu, logo após a confluência entre os córregos Aracaí e Carambeí. O rio é canalizado e margeado em ambos os lados por vias públicas. Não há presença de vegetação.</p>

Tabela 4 – Caracterização do entorno de cada ponto de coleta do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).
(continuação)

<p>G2</p>		<p>Ponto localizado em área pouco urbanizada. Local que representa o deságue do Ribeirão do Marmeleiro no Guaçu. No entorno está presente uma cobertura vegetal. O rio é margeado, em ambos os lados, por vias públicas não asfaltadas.</p>
<p>G3</p>		<p>Ponto localizado em área pouco urbanizada. Local com mata ciliar mais conservada, embora tenham algumas casas construídas na margem direita.</p>
<p>G4</p>		<p>Ponto no Ribeirão Guaçu mais à jusante em relação aos demais. Está localizado dentro da área da estação de tratamento de esgoto. O empreendimento localiza-se à esquerda do corpo d'água e, à direita, a mata ciliar em regeneração está presente. À jusante de uma região com águas encachoeiradas e, também, do local do despejo do esgoto tratado oriundo da ETE.</p>

Fonte: autor da dissertação.

Figura 7 - Mapa da área de estudo, identificando os pontos de amostragem.



Fonte: autor da dissertação.

5.2 Coleta, preservação e preparo das amostras

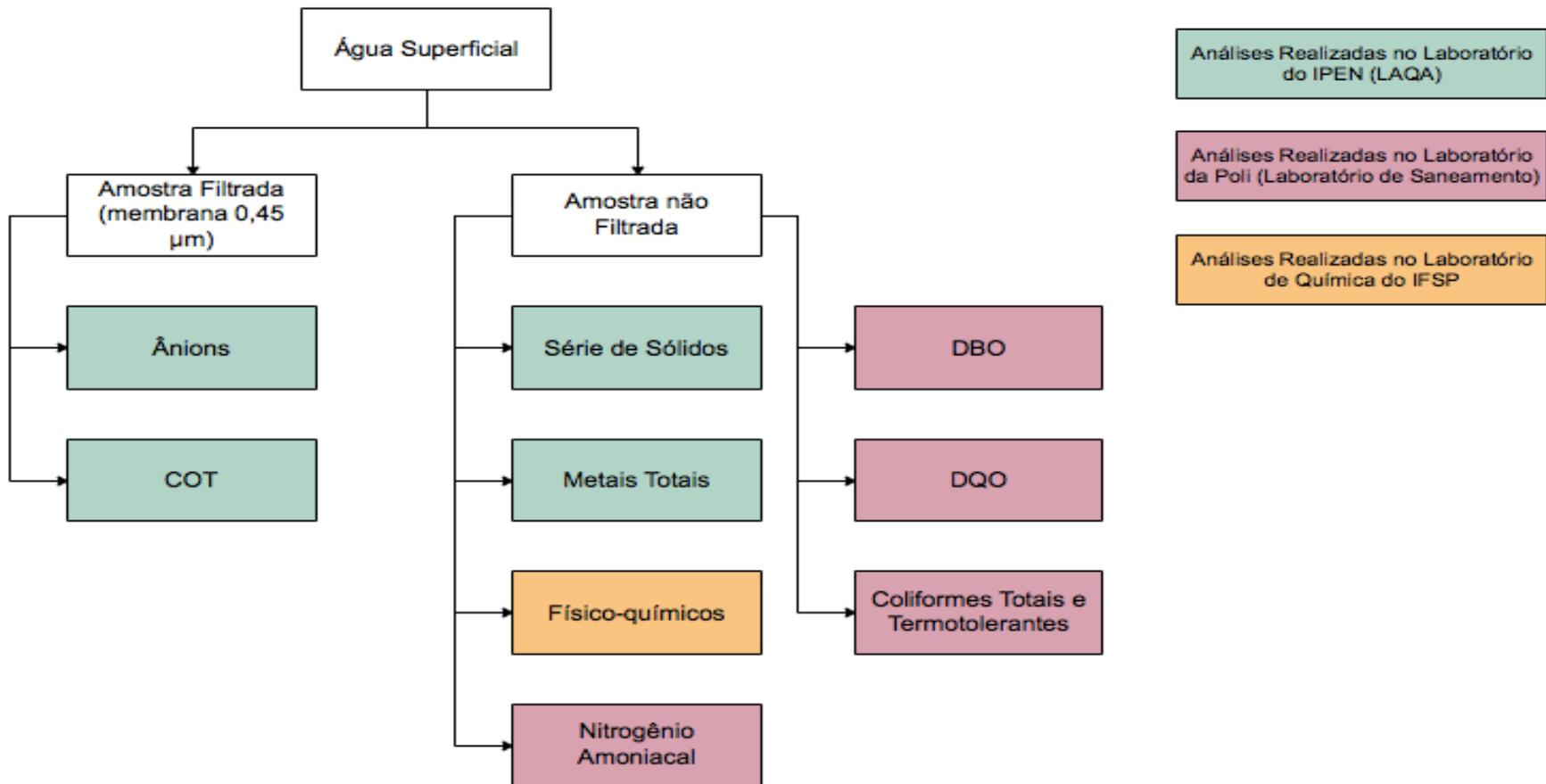
As amostras de água foram coletadas em frascos de polietileno e armazenadas conforme recomendação do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB/ANA, 2011).

In situ foram feitas as medições de temperatura e oxigênio dissolvido. As amostras para análises experimentais dos demais parâmetros foram encaminhadas e acondicionadas nos seguintes laboratórios: Laboratório de Análises Química e Ambiental (LAQA), IPEN, com sistema de qualidade implantado segundo a Norma ISO 17025 – metais e elementos-traço, ânions, série de sólidos, carbono orgânico total; Laboratório de Saneamento “Prof. Dr. Lucas Nogueira Garcez”, EPUSP –

nitrogênio amoniacal, DBO, DQO, coliformes totais e termotolerantes; e, Laboratório de Química do IFSP/SRQ – pH, turbidez, condutividade. Todas as análises foram realizadas de acordo com os métodos analíticos baseados no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA et al., 2012).

Realizou-se uma etapa de preparação das amostras para posterior realização dos ensaios (Figura 8).

Figura 8 – Pré-tratamento das amostras: separação das amostras para a realização dos ensaios laboratoriais.



Fonte: autor da dissertação.

5.3 Análises das amostras

As amostras de água foram caracterizadas quanto aos parâmetros: temperatura, pH, condutividade, OD, turbidez, COT, série de sólidos, ânions, metais totais e elementos-traço, DBO, DQO, nitrogênio amoniacal e coliformes totais e termotolerantes, conforme as técnicas analíticas descritas na Tabela 5.

Tabela 5 – Técnicas analíticas utilizadas para determinação de cada parâmetro analisado em amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).

Parâmetros	Metodologia	Técnica analítica
Temperatura	SM 2550	Termometria
pH	SM 4500-H ⁺	Eletrometria
Condutividade	SM 2510	Eletrometria
Oxigênio dissolvido	SM 4500-O	Método do eletrodo de membrana
Turbidez	SM 2130	Nefelometria
Carbono orgânico total	NBR 10471/1989	Combustão-infravermelho
Série de sólidos	NBR 10664/1989	Gravimetria
Ânions (Cl⁻, F⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, NO₂⁻, NO₃⁻)	SM 4110	Cromatografia iônica
Metais totais e elementos-traço (Al, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, P, Mn, Hg, Ni, K, Na, Zn)	EPA 3015 (preparo)	Cd e Pb por GF-AAS
	SM 3112	Hg por CV-AAS
	SM 3113	
	SM 3120 (análises)	Demais elementos por ICP-OES
Demanda bioquímica de oxigênio	SM 5210	Teste de 5 dias
Demanda química de oxigênio	SM 5220	Método do refluxo aberto
Nitrogênio amoniacal	SM 4500-NH ₃	Titulometria com destilação prévia
Coliformes totais e termotolerantes	SM 9223	Colilert® (teste de substrato enzimático)

Fonte: autor da dissertação.

5.3.1 Temperatura, pH, condutividade, OD e turbidez

As determinações de pH e condutividade foram efetuadas utilizando-se um pHmetro, marca Tecnonon modelo mPA-210P (Figura 9), e condutímetro, marca Tecnonon modelo mCA-150P (Figura 10), respectivamente, baseadas na técnica eletrométrica com compensação de temperatura.

Figura 9 – Medidor de pH (pHmetro) da marca Tecnopon modelo mPA-210P utilizado para determinar os teores das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus afluentes (São Roque, SP).



Fonte: *site* de compras de produtos laboratoriais “iTest”².

Figura 10 – Condutivímetro da marca Tecnopon modelo mCA-150P utilizado na análise de amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).



Fonte: *site* de compras de produtos laboratoriais “iTest”³.

² Disponível em: <<https://www.itest.com.br/laboratorio/medidor-de-ph/medidor-de-ph-oxi-reducao-orms-tecnopon-mpa-210p.phtml>>. Acesso em: 17 nov. 2018.

³ Disponível em: <<https://www.itest.com.br/laboratorio/conductivimetro/conductivimetro-portatil-c-saida-rs-232c-c-opcao-para-solucoes-alcolicas0-a-200-ms-ms-tecnopon-mca-150p-prazo-de-entrega-12-dias-uteis.phtml>>. Acesso em: 17 nov. 2018.

As medições de OD e turbidez foram realizadas por meio de sensor eletroquímico baseado na célula de Clark (oxímetro), marca Instrutherm modelo MO-900 (Figura 11), determinando-se também a temperatura, e de turbidímetro, marca PoliControl modelo Ap2000 (Figura 12), respectivamente.

Figura 11 – Medidor de oxigênio dissolvido (oxímetro) da marca Instrutherm modelo MO-900 empregado nas análises de amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus afluentes, em São Roque, SP.



Fonte: *site* da Instrutherm®⁴.

Figura 12 – Turbidímetro da marca PoliControl modelo Ap2000 utilizado na análise de amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).



Fonte: *site* da PoliControl®⁵.

⁴ Disponível em: <<https://www.instrutherm.net.br/laboratorio/medidor-de-oxigenio-dissolvido-mod-mo-900.html>>. Acesso em: 17 nov. 2018.

⁵ Disponível em: <<https://temporario-policontrol.lojaintegrada.com.br/turbidimetro-ap2000>>. Acesso em: 17 nov. 2018.

Utilizou-se das dependências e infraestrutura do Laboratório de Química do IFSP/SRQ para a determinações dos padrões citados acima. As medições de OD e temperatura foram realizadas *in situ*.

5.3.2 Carbono orgânico total (COT)

Para determinar as concentrações de COT foi utilizado o método da combustão-infravermelho (ABNT, 1989), que consiste em oxidar os carbonos orgânico e inorgânico a dióxido de carbono (CO_2) e água, sendo o CO_2 determinado por meio de um analisador infravermelho não dispersivo (OLIVEIRA, 2012).

O analisador de carbono orgânico total TOC-V CPH da marca Shimadzu foi utilizado para realizar as leituras (Figura 13).

Figura 13 – Analisador de carbono orgânico total da marca Shimadzu modelo TOC-V CPH utilizado na determinação das concentrações de COT de águas superficiais do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).



Fonte: sítio eletrônico da *Penn State University* (PSU), EUA⁶.

5.3.3 Série de sólidos

Os ensaios foram realizados de acordo com a NBR 10664:1989 (ABNT, 1989), que consiste em um método baseado no princípio da gravimetria, ou seja, na

⁶ Disponível em: <<http://eesl.iee.psu.edu/content/shimadzu-toc-vcph>>. Acesso em: 17 nov. 2018.

diferença entre massas. Dessa forma, a determinação das várias formas de sólidos relaciona-se à diferença entre a massa seca e a massa úmida, em relação ao volume de amostra disposta no teste.

O procedimento iniciou-se calcinando cápsulas de porcelana (130 mL) em forno mufla a 550 ± 50 °C por 1 hora. Depois do resfriamento em dessecador, as cápsulas foram taradas e obteve-se P_0 . Na sequência, uma alíquota (100 mL) de cada amostra foi transferida para uma cápsula e submetida à evaporação em banho-maria. Após a evaporação completa, as amostras foram transferidas a uma estufa de secagem e esterilização a 100-105 °C por 1 hora. Após as cápsulas resfriarem em dessecador, foram pesadas e obteve-se P_1 . Aplicou-se, então, a Equação 1 para obtenção dos valores de sólidos totais.

$$ST (mg.L^{-1}) = \frac{P_1 - P_0}{V_{amostra}} 1000 \quad (1)$$

Para a obtenção dos valores de sólidos totais fixos e voláteis, as cápsulas foram novamente levadas ao forno mufla a 550 ± 50 °C por 1 hora, que depois de resfriadas em dessecador foram pesadas (P_2). Empregou-se, assim, as Equações 2 e 3.

$$STF (mg.L^{-1}) = \frac{P_2 - P_0}{V_{amostra}} 1000 \quad (2)$$

$$STV (mg.L^{-1}) = ST - STF \quad (3)$$

Durante a análise, juntamente com as amostras, foram realizados ensaios de um branco (100 mL de água tipo I) e uma adição – solução de Spike (10 mL de solução de 2 g.L⁻¹ de NaCl e de 2 g.L⁻¹ de KHP + 90 mL de água tipo I) para controle da recuperação.

A Figura 14 esquematiza de forma simplificada o emprego da técnica descrita.

Figura 14 – Esquema do procedimento de análise da série de sólidos empregada nas amostras de água superficial coletadas do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).



Fonte: STELLATO, 2018.

5.3.4 Ânions

As concentrações das espécies iônicas (F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-}) foram determinadas pela técnica analítica de cromatografia iônica, utilizando o equipamento ICS-2100 da marca DIONEX (Figura 15), equipado com sistema supressor autorregenerante e detector de condutividade (SILVA, 2016).

Figura 15 – Cromatógrafo de íons da marca DIONEX modelo ICS-2100 empregado para determinar as concentrações aniônicas das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus afluentes (São Roque, SP).



Fonte: STELLATO, 2018.

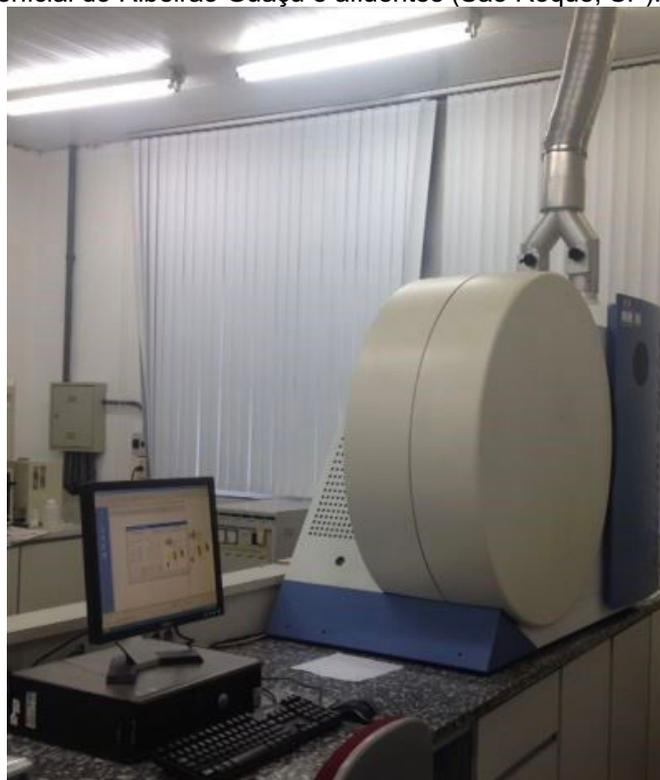
As curvas analíticas foram obtidas traçando-se a área do pico em função da concentração do analito.

5.3.5 Metais e elementos-traço

Para a determinação quantitativa de metais e elementos-traço, aplicou-se técnicas analíticas de alta detectabilidade. A seguir as técnicas utilizadas:

Para a determinação dos diversos elementos, exceto Cd, Pb, Hg, aplicou-se a técnica da espectrometria de emissão óptica com fonte de plasma de argônio indutivamente acoplado (ICP-OES). O equipamento empregado foi ARCOS Spectro, com tocha axial (Figura 16), que possui recursos em seu programa que possibilitam uma escolha criteriosa das linhas de emissão a serem utilizadas para cada elemento. Foram elaborados programas analíticos para a determinação dos elementos de interesse e utilizou-se o método da curva analítica, através de soluções-padrão multielementares (LEMES, 2001; DANTAS et al., 2002; FURUSAWA et al., 2002; COTRIM, 2006).

Figura 16 – Espectrômetro de emissão óptica com fonte de plasma de argônio indutivamente acoplado (ICP-OES), ARCOS Spectro, utilizado para determinação multielementar, exceto Cd, Pb, Hg, nas amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).



Fonte: STELLATO, 2018.

Para a determinação de Cd e Pb aplicou-se a espectrofotometria de absorção atômica com atomização por forno de grafita (GF-AAS) (APHA et al., 2012). Utilizou-se o equipamento de absorção atômica AAnalyst 800 Perkin Elmer (Figura 17), com forno de grafita.

Figura 17 – Espectrômetro de absorção atômica (AAS), AAnalyst 800 Perkin Elmer, utilizado para determinação de cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg) em amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus contribuintes (São Roque, SP).



Fonte: STELLATO, 2018.

Na determinação de Hg empregou-se a espectrofotometria de absorção atômica com geração de vapor frio (CV-AAS) (APHA et al., 2012). Utilizou-se o equipamento de absorção atômica AAnalyst 800 Perkin Elmer (Figura 17), com sistema de geração de hidretos modelo FIAS-400.

5.3.6 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Para determinar a DBO, foi utilizado o teste de $DBO_{5,20}$ (APHA et al., 2012), que consiste em diluir e incubar a amostra por um período de 5 dias a 20 °C, com a determinação dos níveis iniciais e finais de oxigênio, através do método da azida modificado.

A técnica foi realizada em três etapas, sendo a primeira dela responsável pela calibração do oxímetro, onde 1 L de água destilada foi aerada por aproximadamente 2 horas e, após, deixada em repouso por 30 minutos. Esta água aerada foi transferida para dois frascos de DBO; no primeiro deles, foi colocada a sonda do oxímetro ligada; no outro, foi adicionado 1 mL de solução álcali-iodeto-azida (AIA) e 1 mL de sulfato manganoso ($MnSO_4$), agitado e reservado até que o precipitado marrom sedimentasse à metade do frasco. Neste segundo frasco, foi adicionado 1 mL de H_2SO_4 concentrado e agitado. Retirou-se, então, uma alíquota de 100 mL, que foi transferida para um erlenmeyer de 250 mL com solução indicadora de amido, titulada contra tiosulfato de sódio ($Na_2S_2O_3$) 0,025 N até ficar incolor e calculou-se o OD, ajustando este valor obtido no oxímetro.

Dando sequência à etapa de calibração do oxímetro, foram selecionados mais dois frascos de DBO com água destilada e adicionados a estes, sulfito de sódio (Na_2SO_3) e cloreto de cobalto ($CoCl_2$). Em um dos frascos, foi adicionado 1 mL de solução AIA mais 1 mL de $MnSO_4$. No outro frasco, a sonda foi colocada a fim de ajustar o zero no aparelho.

Na segunda etapa do procedimento, correspondente ao preparo dos frascos de DBO, estes foram deixados com solução sulfocrômica por 1 dia. Após este período, os frascos foram lavados com água destilada e autoclavados por 30 minutos a uma temperatura de 120 °C e 1 $kgf.cm^{-2}$ de pressão.

A análise em si, terceira etapa do processo, consistiu em adicionar a amostra ao frasco de DBO preparado, anotando-se o número e o volume de cada frasco. Os frascos foram completados com água de diluição com a finalidade de evitar a formação de bolhas e turbulências. Assim, o OD inicial foi medido e os frascos levados à incubadora por 5 dias a 20°C. Após os 5 dias, o OD final foi aferido e foi possível calcular a DBO com o uso da Equação 4.

$$DBO (mg.L^{-1}) = \frac{OD_f - OD_i}{f} \quad (4)$$

Onde f é o volume de amostra dividido pelo volume do frasco de DBO.

5.3.7 Demanda química de oxigênio (DQO)

Para determinar a DQO das amostras de água superficial, utilizou-se o método do refluxo aberto, que consiste em oxidar a matéria orgânica em meio ácido por um forte agente oxidante (dicromato de potássio – $K_2Cr_2O_7$) (APHA et al., 2012). Toda a reação é catalisada por sulfato de prata (Ag_2SO_4) e calor.

Foram utilizados 200 mL de cada amostra e homogeneizados em um béquer, com o auxílio de um agitador magnético.

Em um balão de fundo de chato, introduziu-se 1 g de sulfato de mercúrio (Hg_2SO_4) e uma porção de pérolas de vidro. Em seguida, adicionou-se 25 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4)/ Ag_2SO_4 e pipetou-se 25 mL de solução de $K_2Cr_2O_7$ 0,025 N.

Então, foram transferidos 50 mL da amostra para o balão e misturados; na sequência, mais 50 mL de H_2SO_4/Ag_2SO_4 . O balão foi levado a um condensador de refluxo por 2 h. Seguindo os mesmos procedimentos, um branco com água destilada também foi realizado.

Após as 2 horas de condensação, foram adicionadas 150 mL de água destilada ao balão. Com a amostra resfriada, foram adicionadas ao balão, com o auxílio de uma bureta, uma solução de sulfato ferroso amoniacal (SFA) 0,025 N e aproximadamente seis (6) gotas de solução indicadora Ferrouin. A amostra foi titulada até a viragem da coloração verde-azulada para marrom.

Para o cálculo da DQO aplicou-se a Equação 5.

$$DQO (mg.L^{-1}) = \frac{(A - B) \cdot N_{SFA} \cdot 8000}{V_{amostra}} \quad (5)$$

Onde:

A = volume de SFA gasto no branco (mL);

B = volume de SFA gasto na amostra (mL);

N_{SFA} = normalidade real do SFA;

$V_{amostra}$ = volume da amostra.

5.3.8 Nitrogênio amoniacal

Para a determinação do nitrogênio amoniacal, empregou-se a técnica da titulometria com destilação prévia (APHA et al., 2012). Para a realização dessa

análise, foi retirada, em um béquer, uma alíquota representativa em relação à quantidade de nitrogênio amoniacal presente na amostra, tal qual sugere a Tabela 6.

Tabela 6 – Relação do volume (mL) de amostra de água superficial com concentração de nitrogênio amoniacal (mg.L⁻¹).

Nitrogênio amoniacal (mg.L⁻¹)	Volume para amostra (mL)
5 - 10	250
10-20	100
20-50	50
50-100	25

Fonte: SANTOS, 2014.

Foram adicionados 25 mL de solução tampão de borato e hidróxido de sódio (NaOH) até ter atingido o pH de 9,5 às amostras. Reservou-as.

Num balão volumétrico de 250 mL foram adicionados 50 mL de solução absorvente de ácido bórico (H₃BO₃). A amostra reservada e preparada foi transferida para um frasco Kjeldahl, conectando-os ao destilador. Na saída do destilador, foi acoplado um balão volumétrico de 250 mL contendo a solução de H₃BO₃, de modo que a mangueira estivesse submersa na solução. Foram destilados 200 mL de amostra e titulados contra solução de H₂SO₄ 0,02 N até o ponto final da solução padrão de H₃BO₃.

A concentração de nitrogênio amoniacal nas amostras foi calculada utilizando-se da Equação 6.

$$N-NH_3 (mg.L^{-1}) = \frac{V_A \cdot 280}{V_{amostra}} \quad (6)$$

Onde:

V_A = volume de H₂SO₄ 0,02 N gasto na titulação.

5.3.9 Coliformes totais e termotolerantes

O teste Colilert® foi realizado para determinar as quantidades de coliformes totais e termotolerantes nas amostras de água superficial. O método baseia-se na

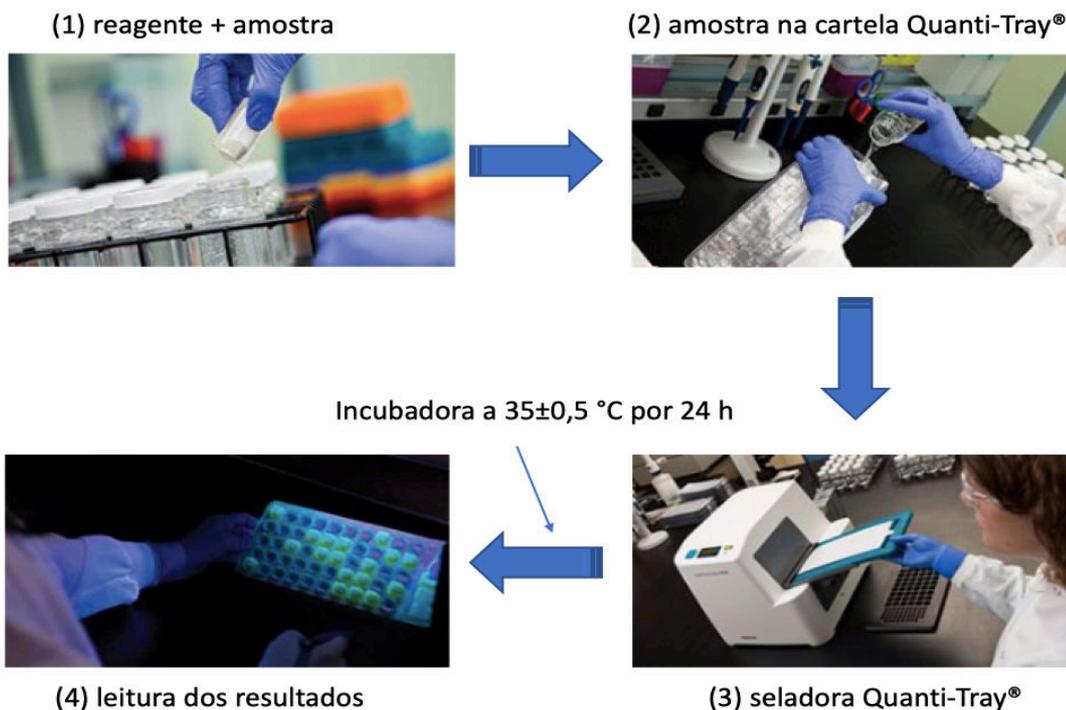
tecnologia do substrato definido (em inglês, *Defined Substrate Technology - DST*), patenteada pelos Laboratórios IDEXX.

Os coliformes totais metabolizam o indicador orto-nitrofenil- β -D-galactopiranosídeo (ONPG) de nutrientes, tornando a amostra amarela; quando os termotolerantes (*Escherichia coli*) metabolizam o indicador 4-metilumbeliferil- β -D-glicoronídeo (MUG), fazendo com que a amostra fluoresça. O Colilert® pode detectar simultaneamente estas bactérias a uma concentração de 1 (uma) unidade formadora de colônia (ufc) por 100 mL dentro de 24 horas, até a presença de 2 (dois) milhões de bactérias heterotróficas por cada 100 mL.

O teste foi iniciado adicionando o conteúdo do sachê em 100 mL da amostra em um erlenmeyer estéril, agitando até dissolver. A mistura amostra/reagente foi colocada uma cartela do sistema Quanti-Tray® e levada à seladora do sistema. As cartelas foram mantidas em incubadora por 24 h a $35\pm 0,5$ °C. Os resultados foram lidos de acordo com o quadro de interpretação de resultados, contando os números de “pocinhos” reativos em referência à tabela de número mais provável (NMP).

A Figura 18 representa de forma resumida a metodologia do Colilert®.

Figura 18 – Fluxograma representando o método de quantificação de coliformes totais e termotolerantes Colilert®.



Fonte: sítio eletrônico dos Laboratórios IDEXX⁷ (adaptado).

⁷ Disponível em: < <https://www.idexx.com.br/pt-br/water/water-products-services/colilert/>>. Acesso em: 19 nov. 2018.

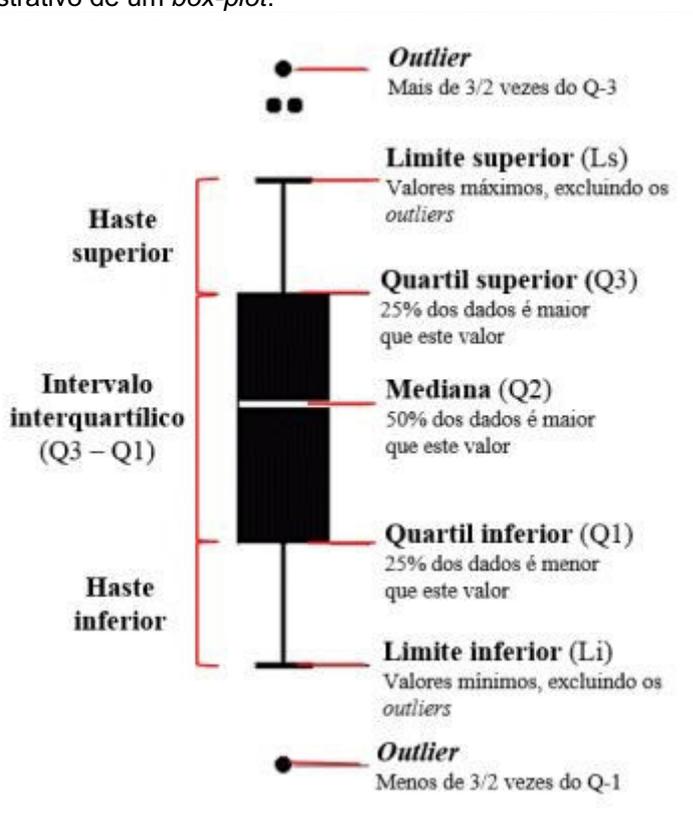
5.4 Tratamento dos dados

Após a realização das análises e obtenção dos resultados, os dados foram tratados a fim de se obter, por meio de expressões gráficas e numéricas, relações e interpretações que os parâmetros avaliados expressam na qualidade hídrica do Ribeirão Guaçu e de seus contribuintes.

5.4.1 *Box-plot*

O *box-plot*, igualmente conhecido como gráfico de caixa, é um gráfico estatístico que permite representar a distribuição de um conjunto de dados com base em alguns parâmetros descritivos (CAPELA e CAPELA, 2011). Segundo MARÔCO (2007), existem algumas variações quanto ao número de estatísticas representadas nesse tipo de gráfico, mas geralmente todos relacionam a mediana, o 1º e o 3º quartis, os valores mínimos e máximos e eventuais *outliers* e extremos (Figura 19).

Figura 19 – Gráfico ilustrativo de um *box-plot*.



Fonte: VALLADARES NETO et al., 2017.

O *box-plot* possibilita analisar a harmonia dos dados, sua dispersão e a existência ou não de *outliers*, sendo notadamente apropriado para a comparação de dois ou mais conjuntos de dados correlativos às classes de uma variável (CAPELA e CAPELA, 2011).

5.4.2 Índice de qualidade das águas (IQA)

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) é um indicador que avalia a contaminação dos corpos hídricos superficiais em decorrência de matéria orgânica e fecal, sólidos e nutrientes (IGAM, 2016) e tem como foco principal simplificar a interpretação dos parâmetros de qualidade de um determinado corpo d'água a partir de atribuição de notas (0 a 100) de classificação, de modo a facilitar a comunicação com o público não técnico (FREITAS et al., 2011).

Para cálculo do índice é aplicado a fórmula apresentada na Equação 7, levando em consideração as notas atribuídas a cada parâmetro conforme a Tabela 7.

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (7)$$

onde:

IQA = Índice de Qualidade das Águas. Um número dentre 0 e 100;

q_i = qualidade do i -ésimo parâmetro. Um número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade em função de sua concentração ou medida (Figura 20);

w_i = peso correspondente ao i -ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade. Um número entre 0 e 1, de forma que (Equação 8):

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (8)$$

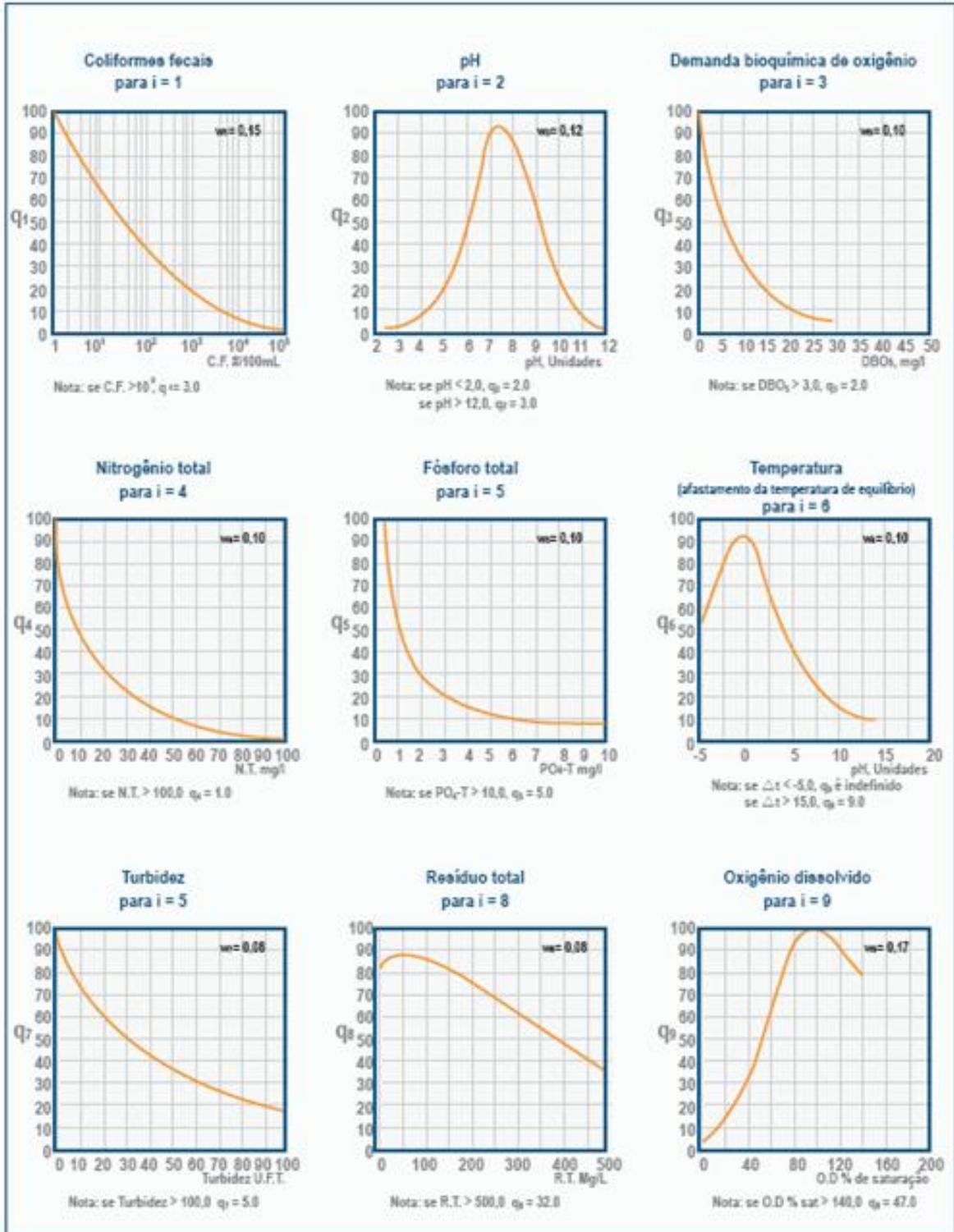
onde n é o número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

Tabela 7 – Parâmetros de qualidade da água aplicados no cálculo do Índice de Qualidade das Águas (IQA) e respectivos pesos.

Parâmetro de qualidade da água	Peso (w)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
pH	0,12
DBO _{5,20}	0,10
Temperatura	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

Fonte: BRASIL, 2004.

Figura 20 – Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo do IQA.



Fonte: BRASIL, 2004.

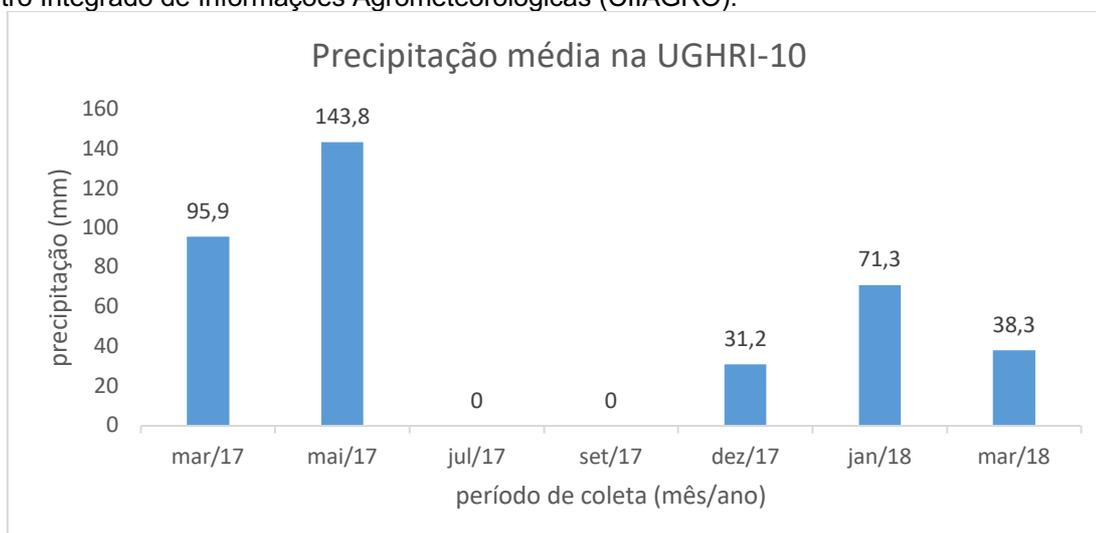
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Apresenta-se a seguir os resultados e discussões referentes às determinações dos parâmetros pH, temperatura, OD, turbidez, condutividade, sólidos totais, ânions, metais e elementos-traço, DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, COT e coliformes totais e termotolerantes, obtidos de amostras de água superficial, coletadas bimestralmente, no período de março de 2017 a março de 2018, em 7 (sete) pontos no Ribeirão Guaçu e contribuintes, para avaliação da qualidade hídrica.

Também será apresentado os resultados da aplicação do IQA e discussão da análise estatística multivariada com a identificação de elementos principais e agrupamento hierárquico.

Na Figura 21 apresentam-se os valores referentes à precipitação média (mm) na UGHRI-10 a cada semana que antecedeu cada campanha de coleta de amostras de água superficial no Ribeirão Guaçu e afluentes, no município de São Roque/SP, segundo dados do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO).

Figura 21 – Precipitação média (mm) na UGRHI-10 nas semanas que antecederam as coletas de amostras de água superficial no Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP), segundo dados do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO).

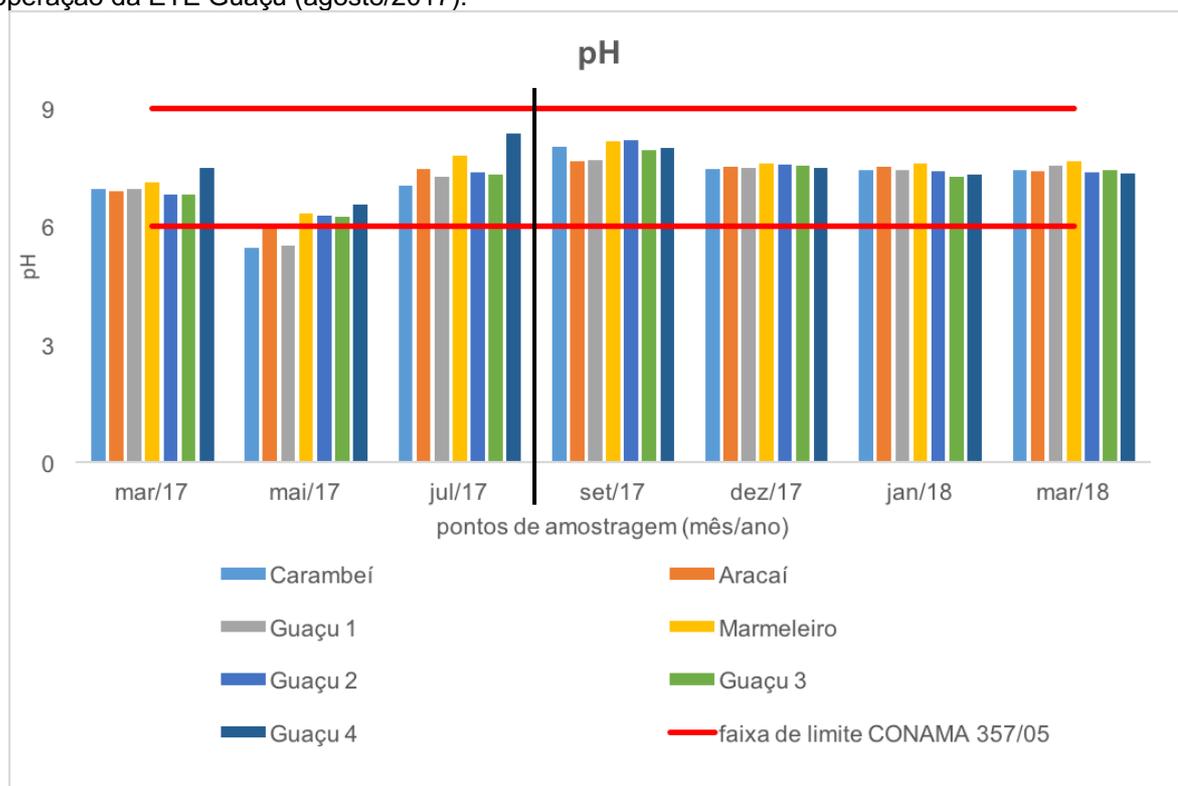


Fonte: autor da dissertação.

6.1 pH

As Figuras 22 e 23 apresentam os resultados da distribuição temporal e espacial dos valores de pH medidos nas amostras de água superficial nos pontos de coleta do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP) entre março de 2017 e 2018.

Figura 22 – Valores de pH medidos em amostras de água superficial nos pontos de coleta do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP) entre março de 2017 e 2018. A linha (—) representa o início da operação da ETE Guaçu (agosto/2017).



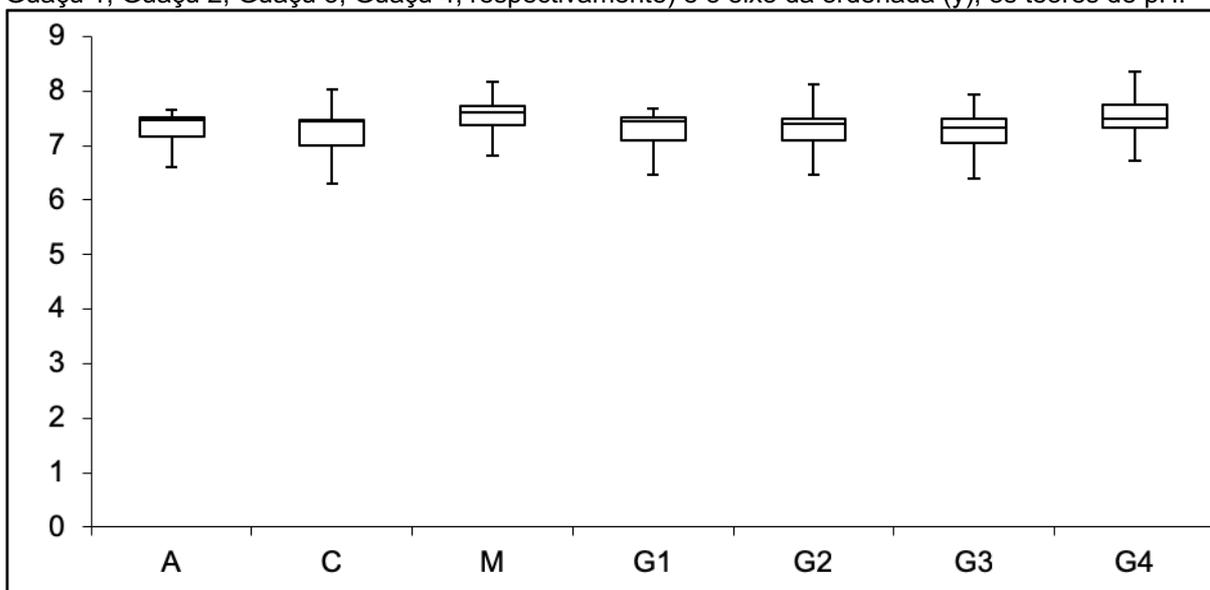
Fonte: autor da dissertação.

Os resultados de pH medidos nos sete pontos de coleta de água superficial no período entre março de 2017 e março de 2018 indicaram um caráter neutro ($\text{pH} = 7,0$), com valores máximo de 8,38 e mínimo de 5,47 e média de 7,28.

De acordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), o intervalo de pH deve estar entre 6,0 e 9,0 para que águas do tipo classe 2 mantenham suas condições de qualidade. Observa-se que no mês de maio de 2017, nos pontos localizados nos córregos Aracaí e Carambeí e no Guaçu 1, os valores não ficaram dentro do intervalo aceito pela legislação. Possivelmente esses valores mais baixos no mês de maio ocorreram pois, segundo os dados meteorológicos, a semana que antecedeu a coleta correspondente (09 de maio de

2017) obteve uma média de precipitação na bacia hidrográfica de 143,8 mm, a maior entre todas as campanhas; e, como observado por NAIME e FAGUNDES (2005), os valores de pH podem baixar em função do aumento no regime de chuvas.

Figura 23 – Distribuição do pH medido nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), os teores de pH.



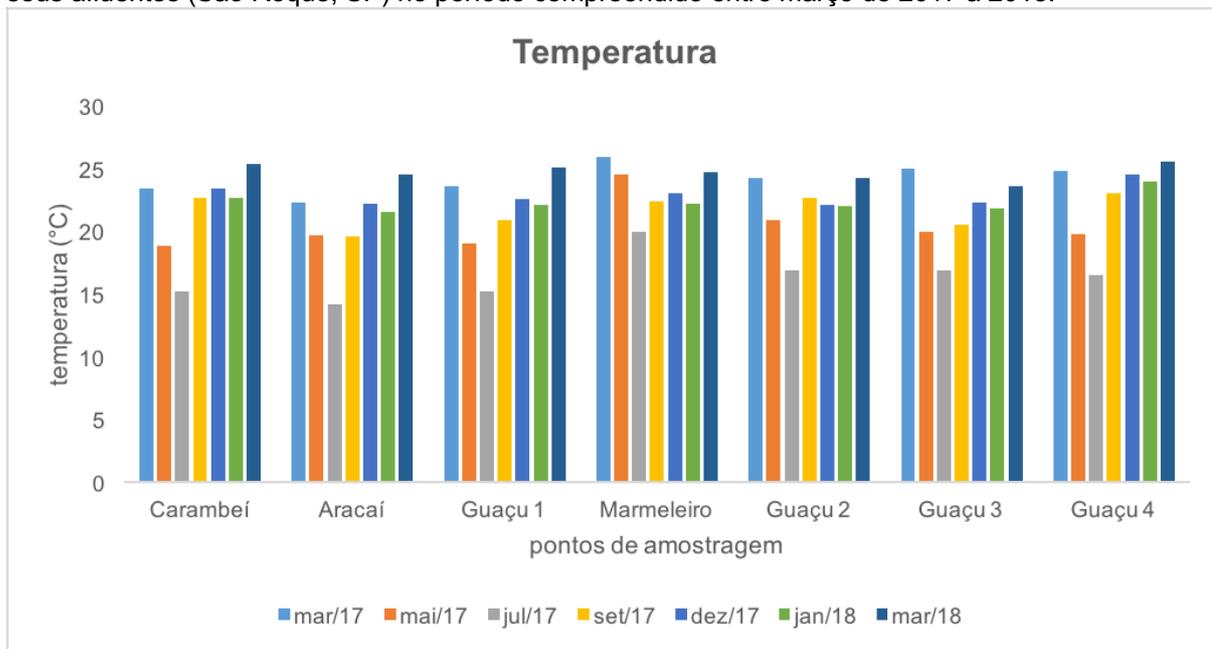
Fonte: autor da dissertação.

Os valores de pH estão relacionados a diversos fatores, tanto naturais como antrópicos, como despejo de efluentes (VON SPERLING, 2005), que podem ser notados pelo dinamismo nos resultados encontrados, variando de faixas coleta a coleta.

6.2 Temperatura

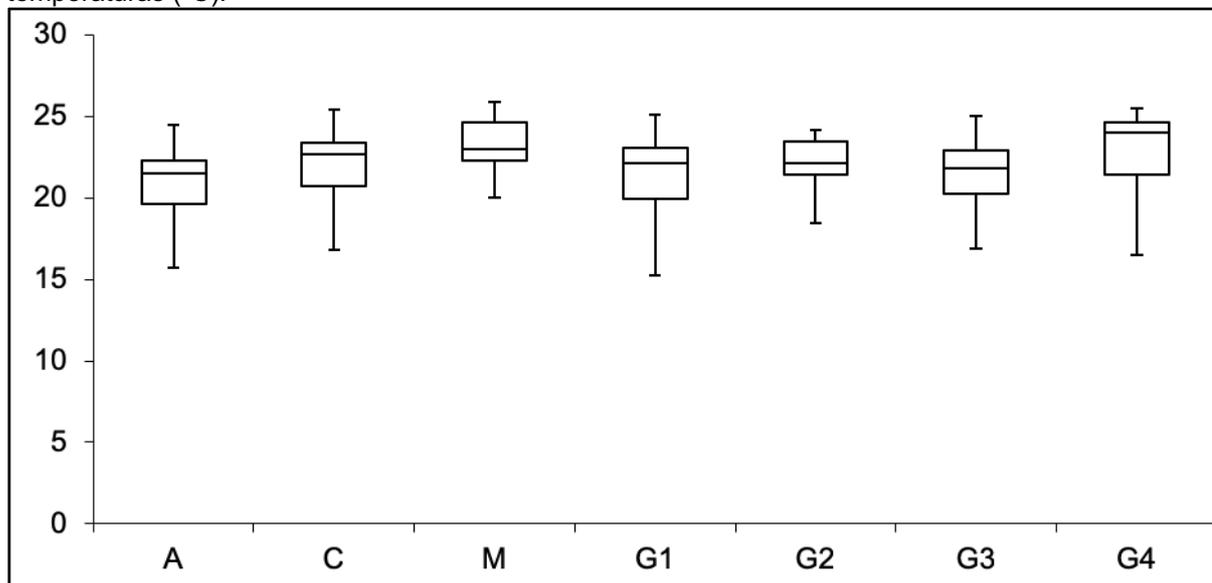
Os resultados quanto à distribuição temporal e espacial dos valores de temperatura determinados nas estações amostradas nos sete pontos de coleta no Ribeirão Guaçu e seus afluentes (São Roque, SP), no período compreendido entre março de 2017 a 2018, estão representados nas Figuras 24 e 25.

Figura 24 – Valores de temperatura (°C) medidos nos sete (7) pontos de coleta no Ribeirão Guaçu e seus afluentes (São Roque, SP) no período compreendido entre março de 2017 a 2018.



Fonte: autor da dissertação.

Figura 25 – Distribuição das temperaturas aferidas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), as temperaturas (°C).



Fonte: autor da dissertação.

A temperatura é um importante parâmetro a ser analisado, pois, segundo VON SPERLING (2005), elevações aumentam a taxa das reações físicas, químicas e biológicas, diminuem a solubilidade de gases e aumentam, também, a taxa de transferência de gases, podendo liberar gases malcheirosos.

Observa-se que os valores medidos de temperatura para as águas da microbacia do Ribeirão Guaçu e seus contribuintes apresentaram um comportamento semelhante durante as coletas. Em março de 2018, correspondente à estação do ano mais quente, foram obtidos os valores mais altos de temperatura em todos os pontos, com exceção ao córrego Marmeleiro e à estação de coleta do Guaçu 3. As temperaturas máxima e mínima, respectivamente, foram 25,9 e 14,2 °C e média de 21,8 °C.

De acordo com ALVES et al. (2012), a variação na temperatura de águas superficiais ocorre devido a fatores como nebulosidade e grau de incidência solar, resultando em temperaturas da água maiores nos meses mais quentes.

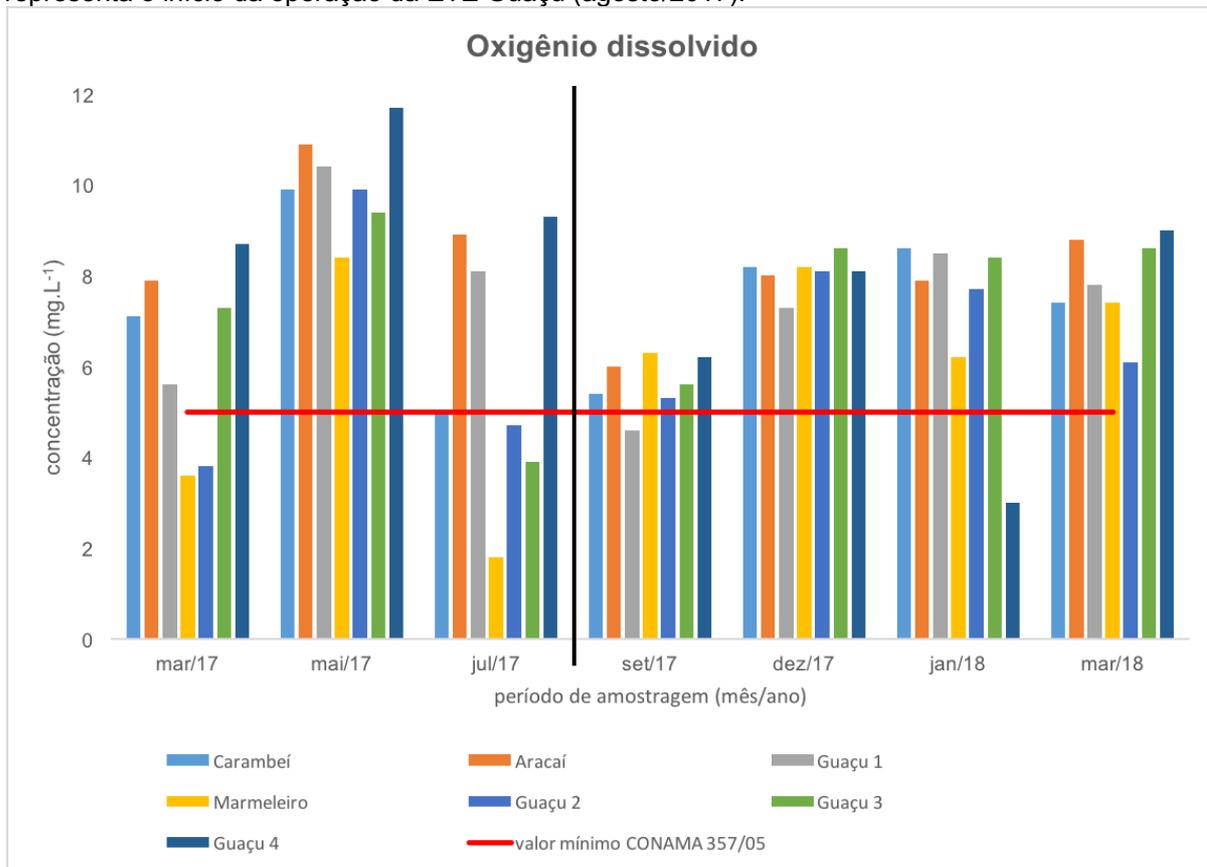
6.3 Oxigênio dissolvido (OD)

Os resultados quanto à distribuição temporal e espacial dos valores de OD determinados nas estações amostradas nos sete pontos de coleta no Ribeirão Guaçu e seus afluentes (São Roque, SP), no período compreendido entre março de 2017 a 2018, estão representados nas Figuras 26 e 27.

O limite mínimo estabelecido pela legislação, Resolução CONAMA 357/05, é de 5 mg.L⁻¹ de OD para classe 2 (BRASIL, 2015). Sete (7) de 49 amostras analisadas apresentaram resultados superiores ao valor mínimo permitido, são elas: pontos G1 em setembro/2017, M em março/2017 e julho/2017, G2 em março/2017 e julho/2017, G3 em julho/2017, e G4 em janeiro/2018.

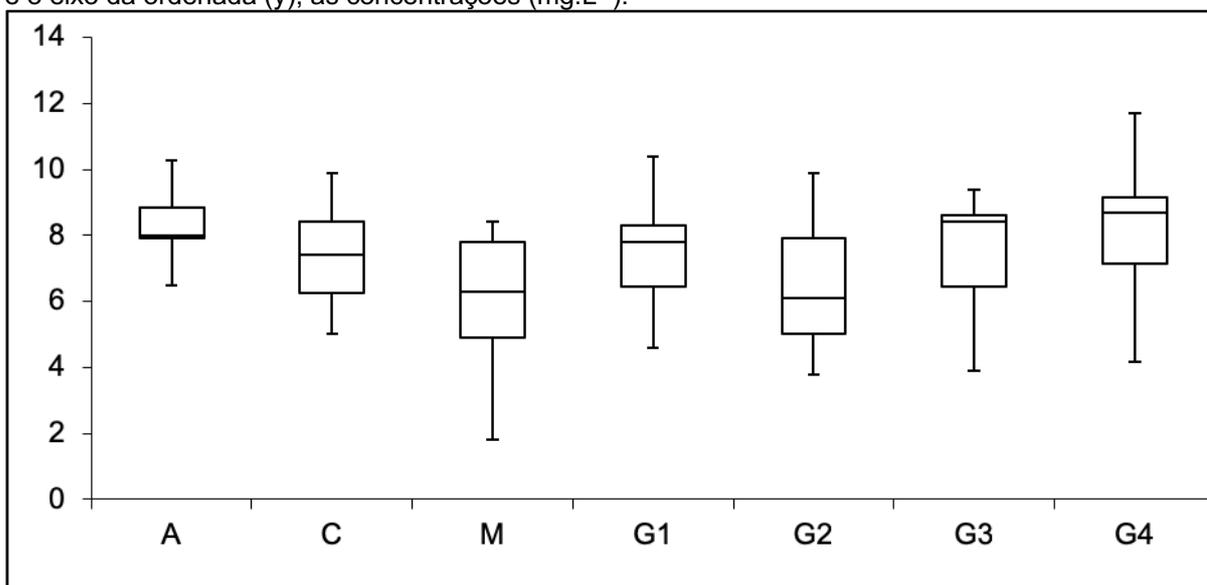
Foram observados baixos valores de OD (1,8 mg.L⁻¹) para o ponto no córrego Marmeleiro em julho de 2017. A variação nos valores de OD podem ser justificadas pela característica hidráulica e velocidade das águas do corpo hídrico, assim como pela taxa fotossintética de algas e cianobactérias (PIVELI e KATO, 2005). Estas constatações podem ser corroboradas pela variação no horário das coletas, e assim, no grau de incidência solar, que podem ter afetado diretamente na concentração de OD oriundo da contribuição fotossintética.

Figura 26 – Concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) ao longo de março de 2017 a 2018 em amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e contribuintes (São Roque, SP). A linha (—) representa o início da operação da ETE Guaçu (agosto/2017).



Fonte: autor da dissertação.

Figura 27 – Distribuição das concentrações de oxigênio dissolvido (OD) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), as concentrações (mg.L^{-1}).

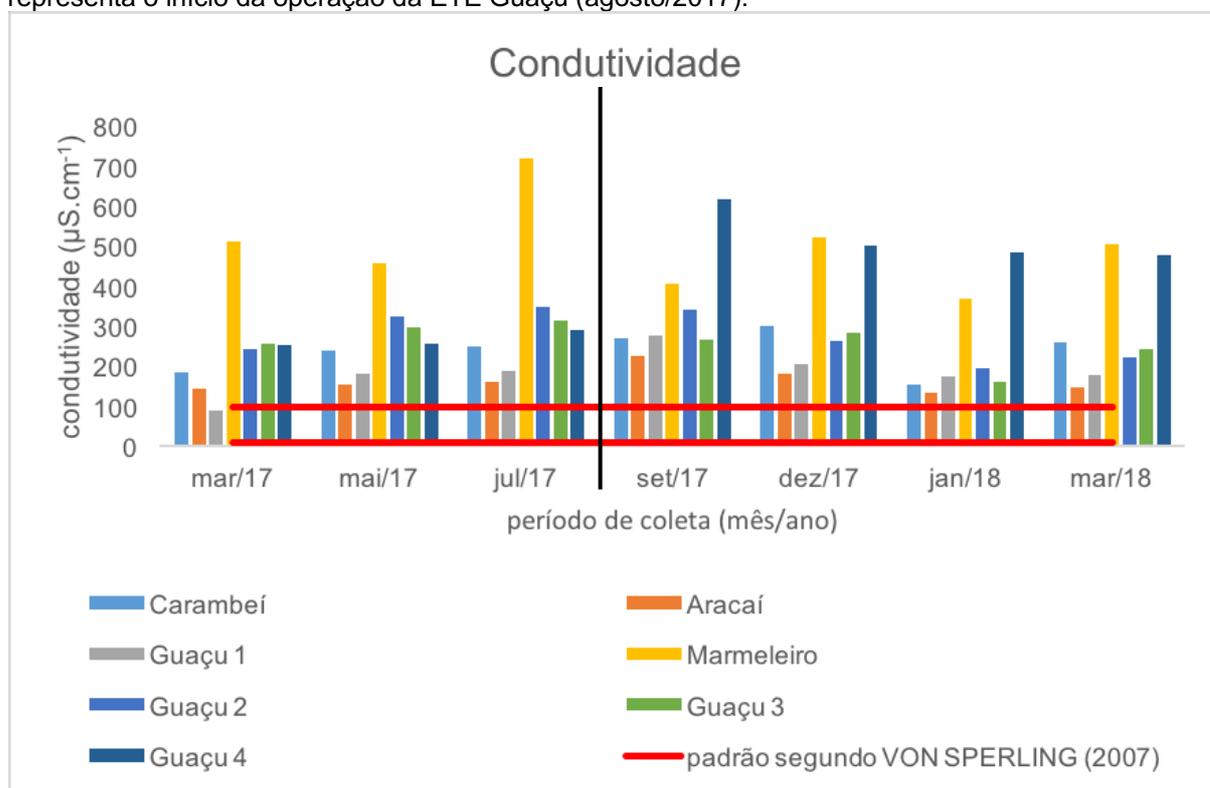


Fonte: autor da dissertação.

6.4 Condutividade

Os resultados quanto à distribuição temporal e espacial dos valores de condutividade determinados nas amostras de água das sete estações de coleta no Ribeirão Guaçu e seus afluentes (São Roque, SP), no período compreendido entre março de 2017 a 2018, estão representados nas Figuras 28 e 29.

Figura 28 – Teores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) determinados em amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus afluentes (São Roque, SP) no período março 2017-2018. A linha (—) representa o início da operação da ETE Guaçu (agosto/2017).

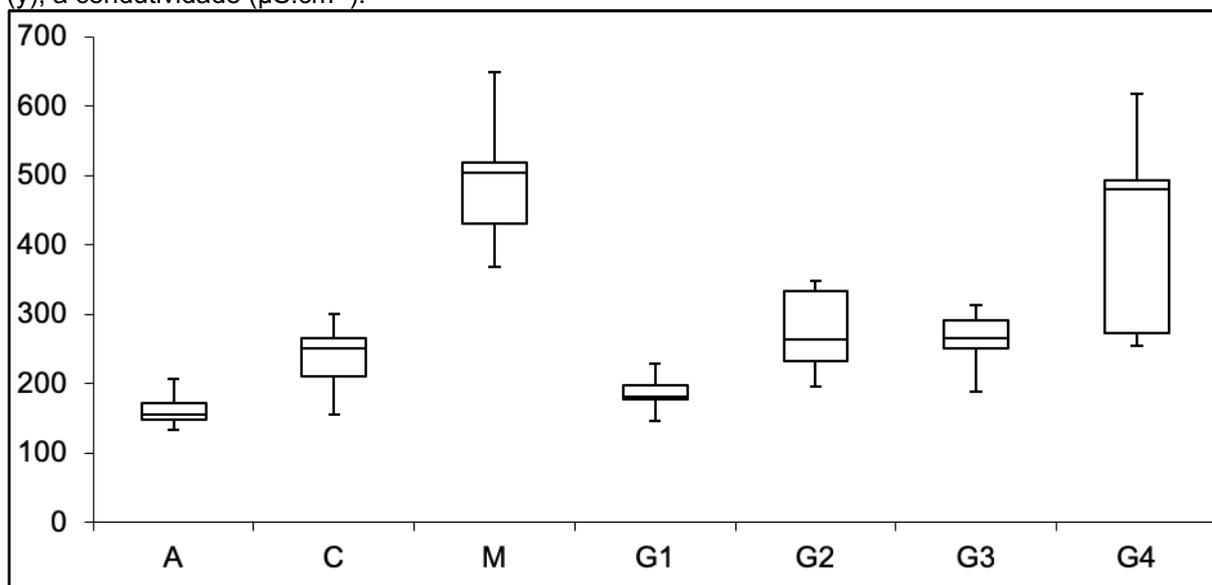


Fonte: autor da dissertação.

Os resultados na área de estudo mostraram que os teores de condutividade variam entre 159,9 e 719,3 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no período mais seco e de 155,9 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no período chuvoso.

Pode ser observado, também, que no período menos chuvoso, os teores de condutividade, em média, são maiores, especialmente no ponto M, que visualmente sofre maior influência dos efluentes lançados, pois é o ponto localizado no Ribeirão do Marmeleiro, onde ligações clandestinas de esgotos são mais recorrentes e que também recebe toda a carga poluidora do município de Mairinque.

Figura 29 – Distribuição dos teores de condutividade medidos nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), a condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).



Fonte: autor da dissertação.

Segundo ESTEVES (2011), a condutividade muda com a sazonalidade sendo menor no período chuvoso por causa do aumento do fator de diluição dos íons, sendo que o lançamento de efluentes industriais e domésticos, bem como o não escoamento do deflúvio superficial, podem elevar os valores de condutividade independente da sazonalidade.

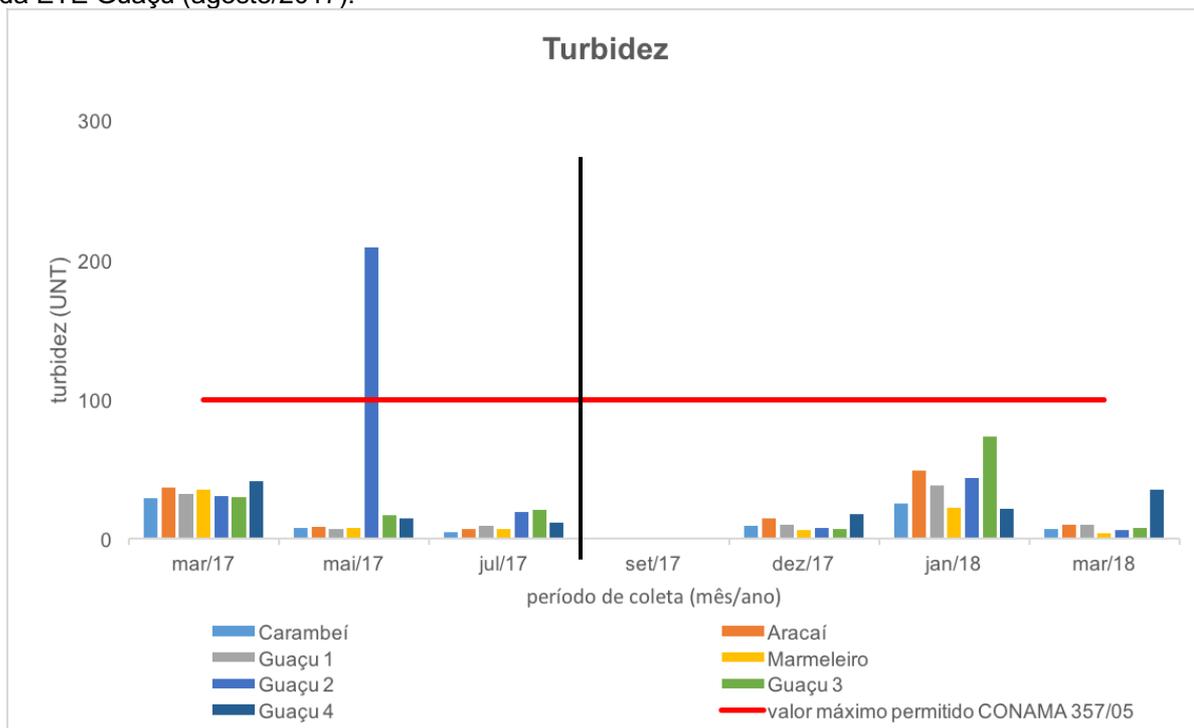
Não existe um padrão de condutividade na legislação, porém, de acordo com VON SPERLING (2007), as águas naturais apresentam teores de condutividade na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Neste estudo, a coleta realizada no Ribeirão Guaçu, ponto G1, em março de 2017, foi a única que apresentou valor dentro da faixa de qualidade estabelecida pelo referido autor (90 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Segundo a literatura, em ambientes poluídos por esgoto sanitários ou industriais os valores podem chegar a 1000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Os resultados deste estudo corroboram com o fato da presença de esgotos domésticos na microbacia, com destaque ao córrego do Marmeleiro.

6.5 Turbidez

Os resultados quanto à distribuição temporal e espacial dos valores de turbidez determinados nas amostras de água do presente estudo estão apresentados nas Figuras 30 e 31.

Figura 30 – Turbidez (UNT) das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus contribuintes (São Roque, SP) no período de março/2017 a março/2018. A linha (—) representa o início da operação da ETE Guaçu (agosto/2017).



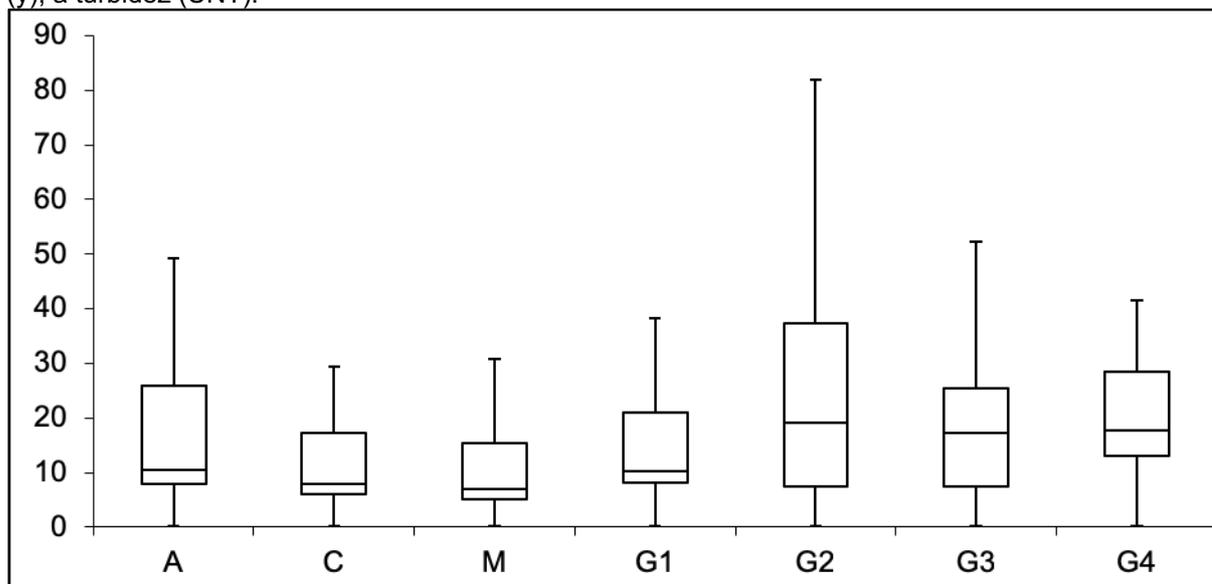
Fonte: autor da dissertação.

Todas as amostras de água analisadas apresentaram valores abaixo do limite máximo imposto pelo CONAMA (Resolução 357/2005) para águas classe 2 (100 UNT), com exceção ao G2 na coleta realizada em maio/2017, devido às chuvas do período que contribuíram com a presença de sólidos em suspensão na água.

Foram determinados valores inferiores a 0,1 UNT em todos os pontos de coleta no mês de setembro de 2017, com uma média obtida de 21 UNT no período de estudo. Os valores de turbidez são influenciados pela concentração de sólidos em suspensão na água (CHAGAS, 2015), que, possivelmente, no referido mês de setembro, estava baixa, não dificultando, assim, a penetração de luz na água. Tal fato, pode ser justificado também pela ausência de chuvas no período, fazendo com que

partículas inorgânicas, como areia, não fossem carregadas ou suspensas até os cursos hídricos.

Figura 31 – Distribuição dos valores de turbidez encontrados nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), a turbidez (UNT).



Fonte: autor da dissertação.

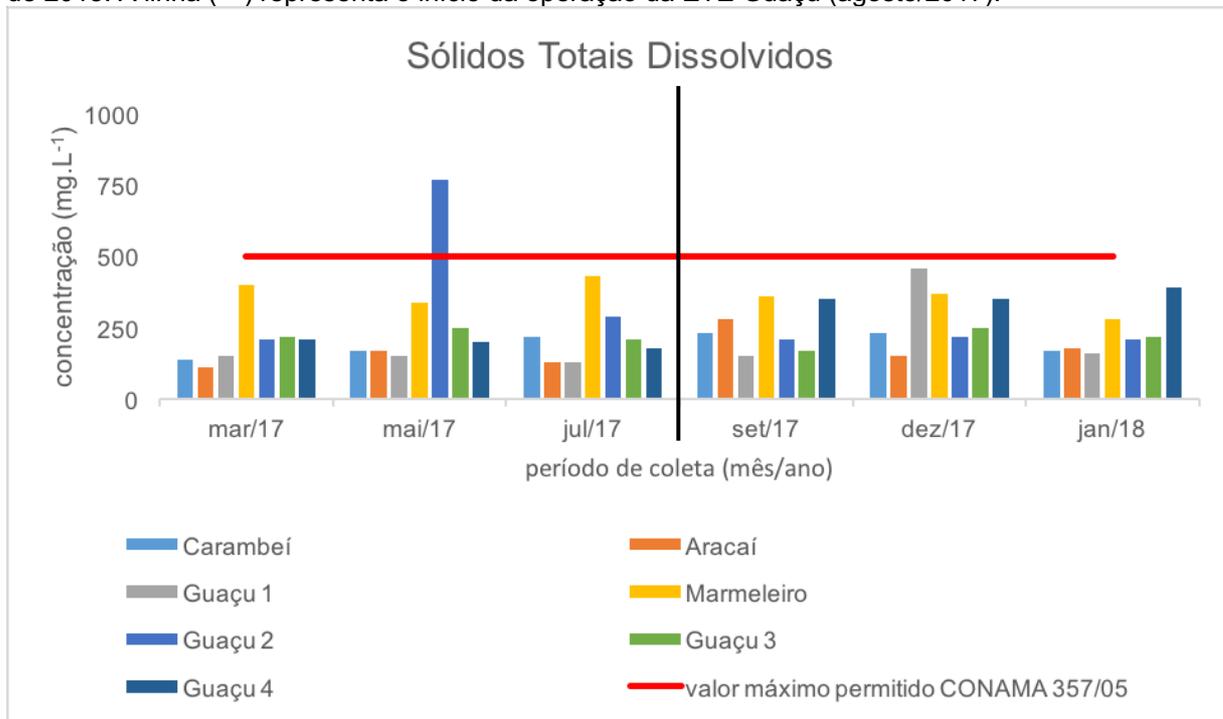
6.6 Sólidos totais dissolvidos

Os resultados quanto à distribuição temporal e espacial dos valores de sólidos totais dissolvidos determinados nas amostras de água estão apresentados nas Figuras 32 e 33.

Para as águas doces classes 1, 2 e 3, conforme a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), o valor máximo permitido de sólidos totais dissolvidos é de 500 mg.L⁻¹. Os resultados demonstram que todos os pontos de amostragem, durante os meses de coleta, estão em conformidade com a legislação, com exceção ao ponto G2 em maio de 2017, que apresentou um valor de 770 mg.L⁻¹.

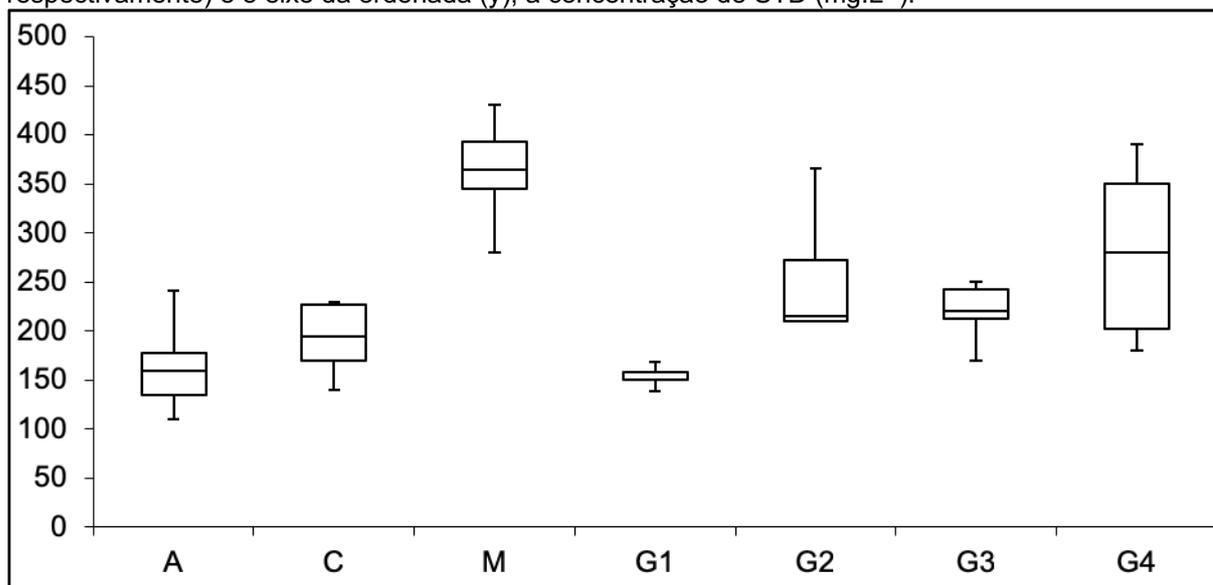
A alta concentração de sólidos encontrada no G2 em maio/2017 corrobora o alto valor de turbidez (209 UNT) encontrado no mesmo ponto de coleta em mesma data, uma vez que, a turbidez aumenta quanto mais sólidos presentes na água (TEIXEIRA e SENHORELO, 2000).

Figura 32 – Concentração de sólidos totais dissolvidos (mg.L^{-1}) nos pontos de amostragem do Ribeirão Guaçu e seus contribuintes (São Roque, SP) no período compreendido entre março de 2017 a janeiro de 2018. A linha (—) representa o início da operação da ETE Guaçu (agosto/2017).



Fonte: autor da dissertação.

Figura 33 – Distribuição das concentrações de sólidos totais dissolvidos (STD) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), a concentração de STD (mg.L^{-1}).



Fonte: autor da dissertação.

A concentração média de sólidos totais dissolvidos durante todo o período de coleta foi de 249 mg.L^{-1} , com valor mínimo encontrado de 110 mg.L^{-1} no ponto no córrego Aracaí no mês de março de 2017.

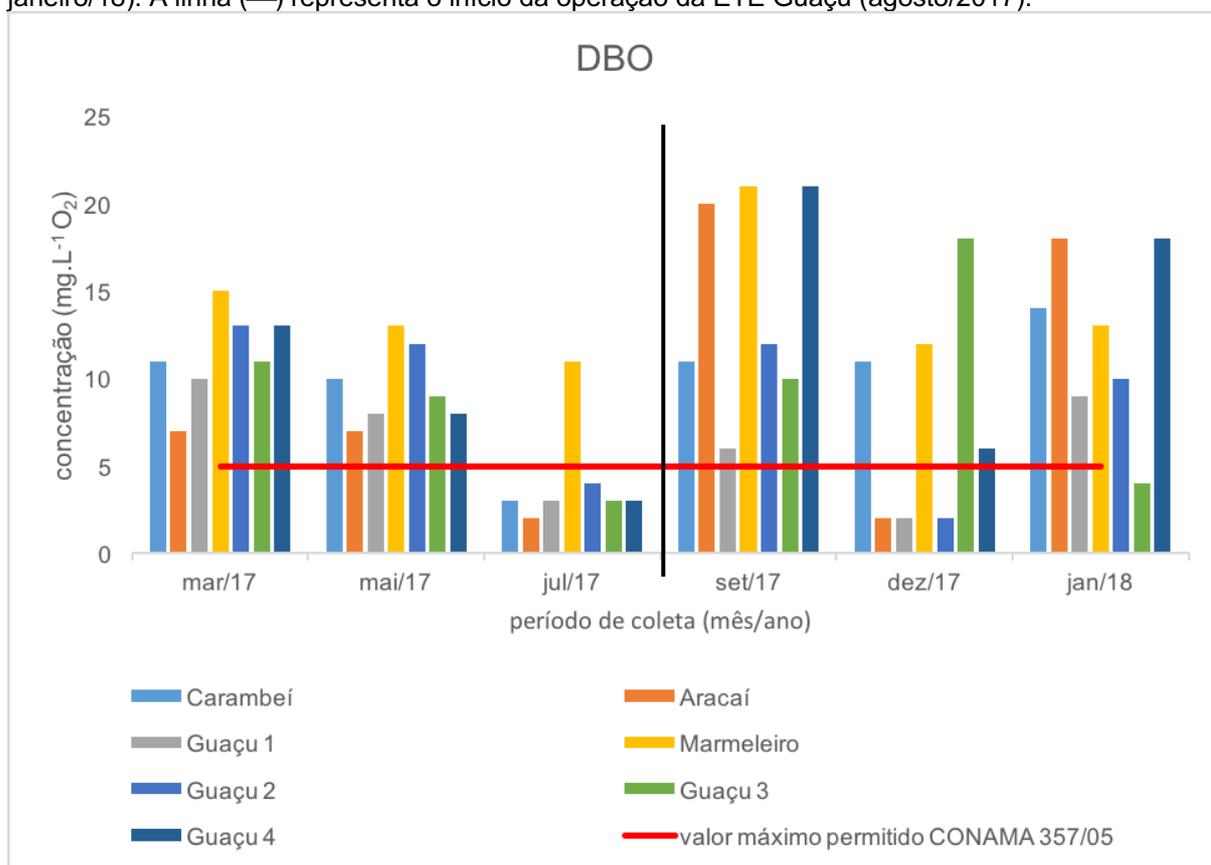
6.7 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

As Figuras 34 e 35 apresentam os resultados da distribuição temporal e espacial das concentrações de DBO determinadas durante as coletas realizadas no Ribeirão Guaçu e seus contribuintes.

LIMA et al. (2006) considera que a DBO quantifica a poluição orgânica pela depleção do oxigênio, que pode conferir uma condição anaeróbica ao sistema hídrico. Na legislação federal, com a Resolução nº 357/2005 do CONAMA, é estabelecido o limite máximo de DBO_{5,20} de 5 mg.L⁻¹ para águas doces de classe 2.

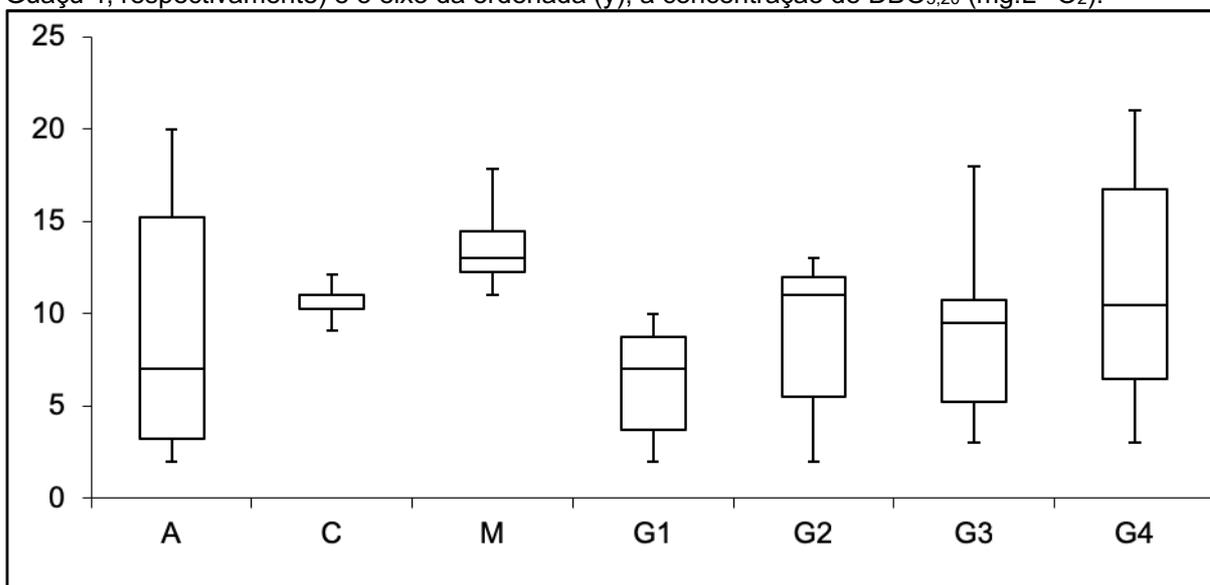
A concentração média de DBO_{5,20} determinada nas amostras de água no período de estudo foi de 10 mg.L⁻¹, alcançando valores máximo e mínimo de 21 mg.L⁻¹ (pontos M e G4 em setembro/2017) e 2 mg.L⁻¹ (ponto A em julho/2017 e dezembro/2017, e G1 e G2 em dezembro/2017), respectivamente.

Figura 34 – Concentrações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}) (mg.L⁻¹ O₂) determinadas durante as coletas realizadas no Ribeirão Guaçu e seus contribuintes, São Roque/SP (março/17 a janeiro/18). A linha (—) representa o início da operação da ETE Guaçu (agosto/2017).



Fonte: autor da dissertação.

Figura 35 – Distribuição das concentrações de demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), a concentração de $DBO_{5,20}$ ($mg.L^{-1} O_2$).



Fonte: autor da dissertação.

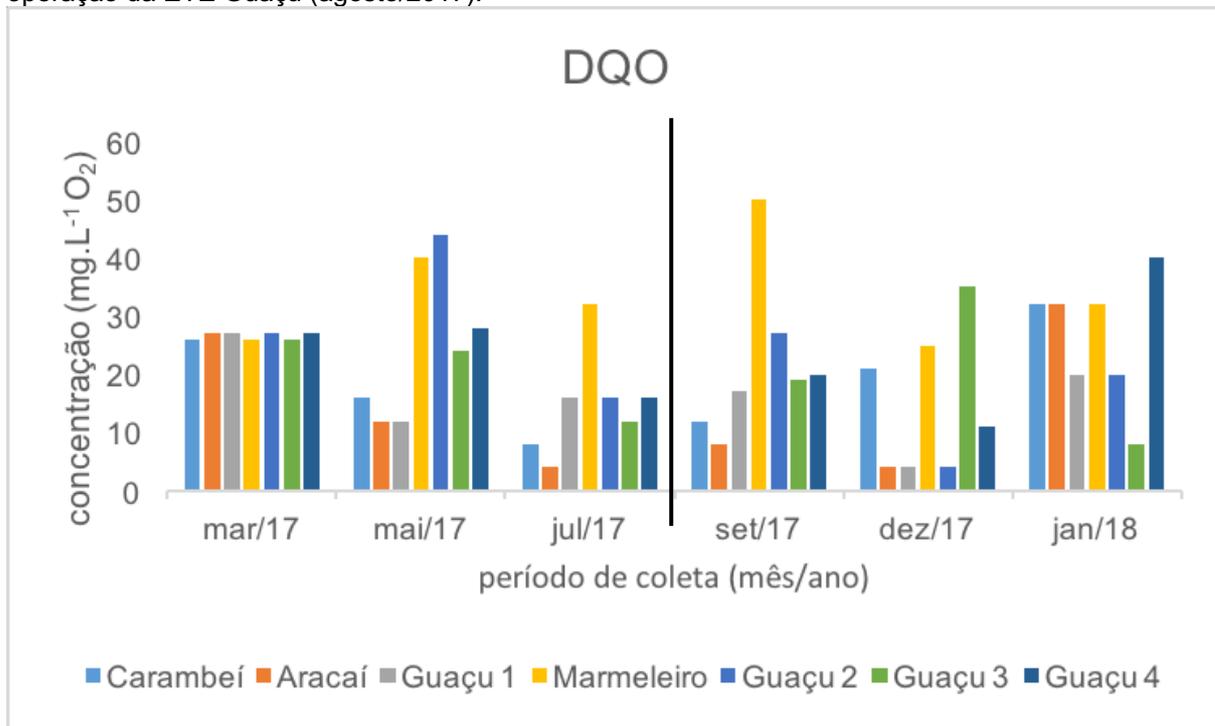
O estudo demonstra que a microbacia recebe alta concentração orgânica residual, podendo ser destacado que mesmo no período de seca, o Ribeirão do Marmeleiro apresenta-se como o principal contribuinte de carga orgânica.

6.8 Demanda química de oxigênio (DQO)

As Figuras 36 e 37 apresentam os resultados da distribuição temporal e espacial das concentrações de DQO determinadas durante as campanhas realizadas no Ribeirão Guaçu e seus contribuintes.

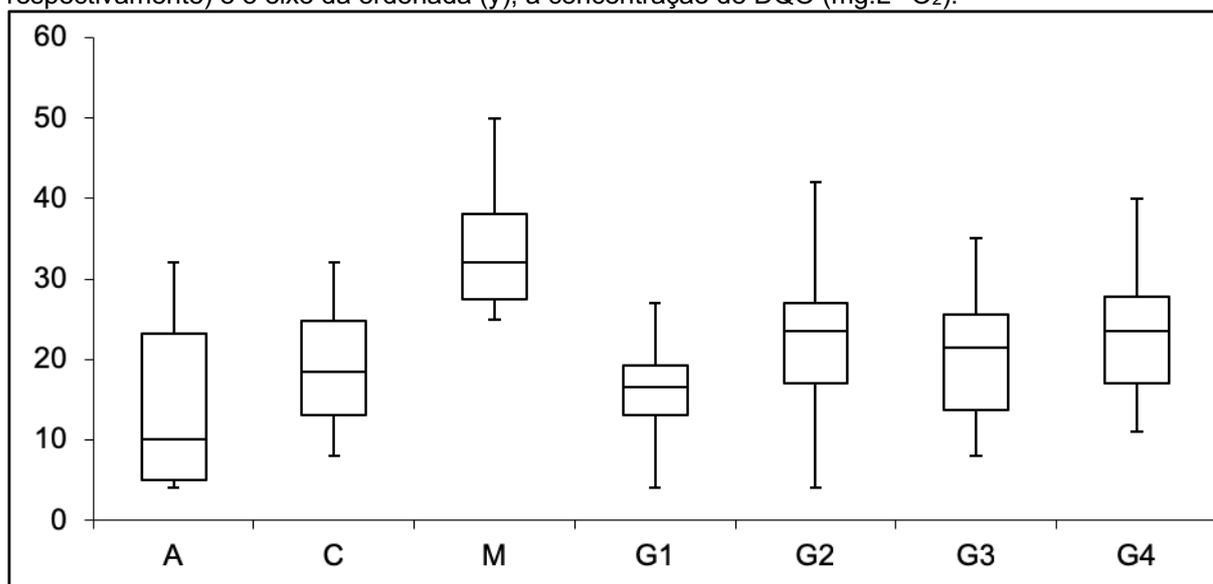
A DQO é muito útil quando utilizada conjuntamente com a DBO, para observar o nível e maior facilidade ou dificuldade de biodegradabilidade dos despejos. Como na DBO mede-se apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO significa que mais facilmente o efluente será biodegradado (PIVELI e KATO, 2005). No entanto, a DQO não é incluída na legislação federal, nem na legislação estadual de São Paulo.

Figura 36 - Concentrações de DQO ($\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$) determinadas durante as coletas realizadas no Ribeirão Guaçu e seus contribuintes, São Roque/SP (março/17 a janeiro/18). A linha (—) representa o início da operação da ETE Guaçu (agosto/2017).



Fonte: autor da dissertação.

Figura 37 – Distribuição das concentrações de demanda química de oxigênio (DQO) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), a concentração de DQO ($\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$).



Fonte: autor da dissertação.

A média das concentrações de DQO encontradas nas amostras de água do Ribeirão Guaçu e seus afluentes foi de 22 mg.L^{-1} , com valor mínimo de 4 mg.L^{-1}

(ponto A em jul/17 e pontos A, G1 e G2 em dez/17) e máximo de 50 mg.L⁻¹ (ponto M em set/17). Os valores estão bem abaixo dos valores típicos de um esgoto doméstico, que varia entre 200 e 800 mg.L⁻¹ (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

Segundo VON SPERLING (2005), a relação DQO/DBO_{5,20} dá indicações de biodegradabilidade dos despejos e o processo de tratamento a ser empregado. O efluente é considerado biodegradável quando a relação DQO/DBO_{5,20} é menor que 5 (PORTO, 1991).

A Tabela 8 apresenta os resultados referentes à relação DQO/DBO_{5,20} das amostras do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP) no período compreendido entre março/2017 e janeiro/2018.

Tabela 8 – Relação DQO/DBO_{5,20} das amostras da microbacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP) no período compreendido entre março/2017 e janeiro/2018.

	Relação DQO/DBO _{5,20}					
	Mar/17	Mai/17	Jul/17	Set/17	Dez/17	Jan/18
Aracaí	3,9	1,7	2,0	0,4	2,0	1,8
Carambeí	2,4	1,6	2,7	1,1	1,9	2,3
Marmeleiro	1,7	3,1	2,9	2,4	2,1	2,5
Guaçu 1	2,7	1,5	5,3	2,8	2,0	2,2
Guaçu 2	2,1	3,7	4,0	2,3	2,0	2,0
Guaçu 3	2,4	2,7	4,0	1,9	1,9	2,0
Guaçu 4	2,1	3,5	5,3	1,0	1,8	2,2

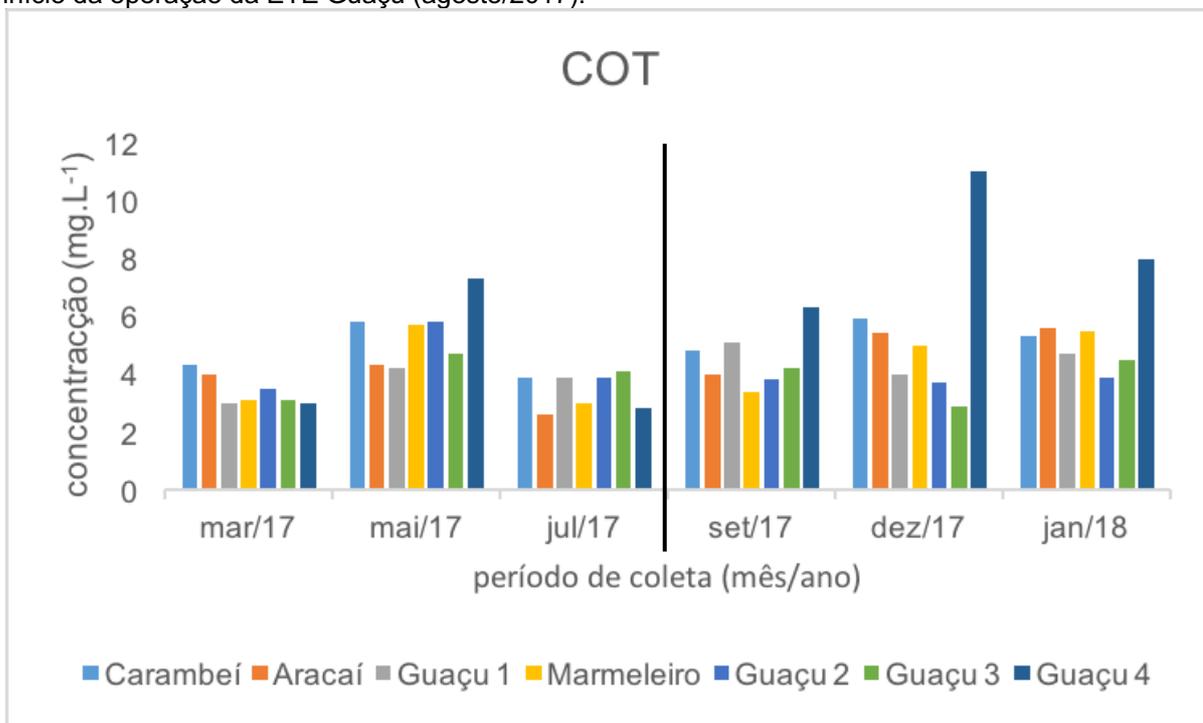
Fonte: autor da dissertação.

Os valores de indicação de biodegradabilidade determinados nas amostras de água da microbacia estão abaixo de 5, com exceção das amostras coletadas nos pontos Guaçu 1 e Guaçu 4, no período de seca (julho/2017), que foi de 5,3. Os valores indicam, também, que as frações inertes (não-biodegradáveis) nestes pontos estão elevadas, apontando necessidade de um tratamento físico-químico para os efluentes; sendo também que a maioria das relações DQO/DBO_{5,20} encontram-se na faixa para esgotos domésticos brutos de 1,7 a 2,4 (VON SPERLING, 2005).

6.9 Carbono orgânico total (COT)

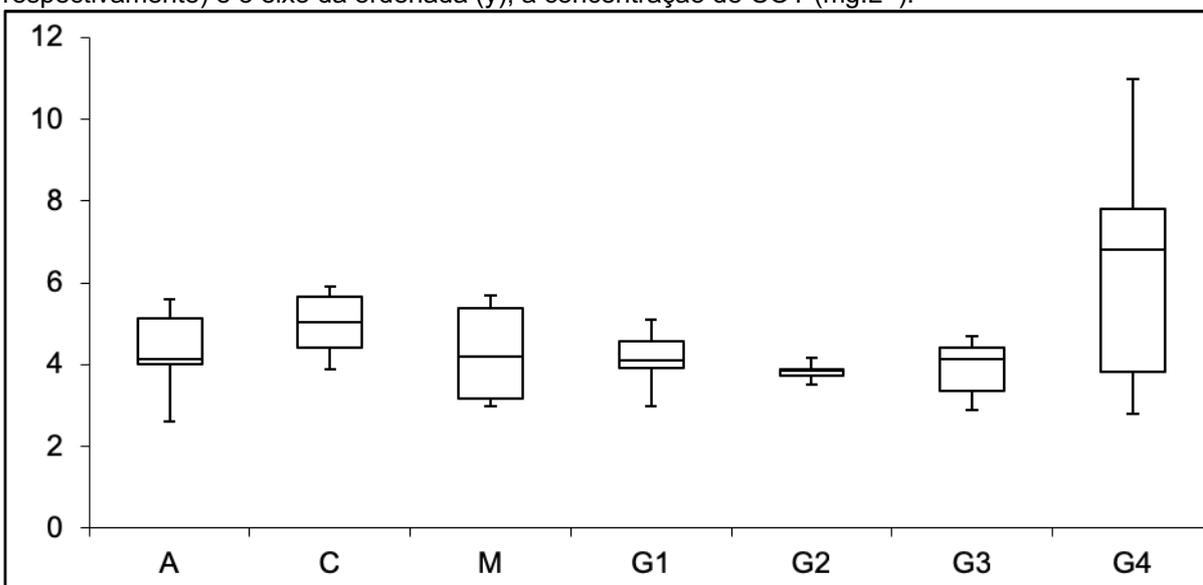
As Figuras 38 e 39 apresentam o comportamento e distribuição temporal e espacial quanto às concentrações de COT (mg.L⁻¹) determinadas durante as coletas realizadas no Ribeirão Guaçu e seus contribuintes (março/17 a janeiro/18).

Figura 38 - Concentrações de carbono orgânico total (COT) (mg.L^{-1}) determinadas durante as coletas realizadas no Ribeirão Guaçu e seus contribuintes (março/17 a janeiro/18). A linha (—) representa o início da operação da ETE Guaçu (agosto/2017).



Fonte: autor da dissertação.

Figura 39 – Distribuição das concentrações de carbono orgânico total (COT) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), a concentração de COT (mg.L^{-1}).



Fonte: autor da dissertação.

Com uma média aritmética de $4,6 \text{ mg.L}^{-1}$, os resultados demonstram uma variação de resultados das análises bem abaixo da média de concentração de COT

de um esgoto sanitário bruto (200 mg.L^{-1}) (PIVELI e KATO, 2005) e dentro da faixa normal para águas superficiais que é de 1 a 20 mg.L^{-1} (LIBÂNIO et al., 2000).

6.10 Coliformes totais e termotolerantes

Os valores do número mais provável (NMP) de coliformes totais e termotolerantes encontrados nas amostras analisadas estão representados nas Tabela 9 e 10, respectivamente.

Tabela 9 – Número mais provável (NMP) de coliformes totais por 100 mL de amostra de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).

Período de coleta	NMP de coliformes totais por ponto de coleta						
	Aracaí	Carambeí	Marmeleiro	Guaçu 1	Guaçu 2	Guaçu 3	Guaçu 4
Mar/2017	$8,4 \cdot 10^5$	$1,01 \cdot 10^6$	$3,2 \cdot 10^6$	$9,6 \cdot 10^5$	$2,4 \cdot 10^6$	$2,5 \cdot 10^6$	$1,6 \cdot 10^6$
Mai/2017	$8,6 \cdot 10^5$	$4,1 \cdot 10^5$	$2,8 \cdot 10^6$	$4,1 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^6$	$1,6 \cdot 10^6$	$8,4 \cdot 10^5$
Jul/2017	$2,1 \cdot 10^7$	$7,5 \cdot 10^5$	$1,2 \cdot 10^6$	$9,3 \cdot 10^6$	$4,6 \cdot 10^6$	$3,7 \cdot 10^6$	$1,01 \cdot 10^8$
Jan/2018	$2,5 \cdot 10^6$	$5,5 \cdot 10^5$	$1,7 \cdot 10^7$	$2,5 \cdot 10^6$	$3,6 \cdot 10^6$	$3,7 \cdot 10^6$	$6,3 \cdot 10^6$
Mar/2018	$2,6 \cdot 10^6$	$1,5 \cdot 10^5$	$9,8 \cdot 10^4$	$8,1 \cdot 10^5$	$1,3 \cdot 10^5$	$5,2 \cdot 10^4$	$3,0 \cdot 10^6$

Fonte: autor da dissertação.

Tabela 10 – Número mais provável (NMP) de coliformes termotolerantes por 100 mL de amostra de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP).

Período de coleta	NMP de coliformes termotolerantes por ponto de coleta						
	Aracaí	Carambeí	Marmeleiro	Guaçu 1	Guaçu 2	Guaçu 3	Guaçu 4
Mar/2017	$2,1 \cdot 10^5$	$2,0 \cdot 10^5$	$7,2 \cdot 10^5$	$2,3 \cdot 10^5$	$8,1 \cdot 10^5$	$8,1 \cdot 10^5$	$6,1 \cdot 10^5$
Mai/2017	$3,1 \cdot 10^5$	10^5	$7,5 \cdot 10^5$	$2,0 \cdot 10^5$	$6,3 \cdot 10^5$	$5,2 \cdot 10^5$	$2,0 \cdot 10^5$
Jul/2017	$4,1 \cdot 10^5$	$<10^5$	$<10^5$	$1,4 \cdot 10^6$	$4,1 \cdot 10^5$	$4,1 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^7$
Jan/2018	$1,4 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^5$	10^6	$1,4 \cdot 10^6$	$2,1 \cdot 10^6$	$2,1 \cdot 10^6$	$3,1 \cdot 10^6$
Mar/2018	$3,7 \cdot 10^5$	$5,2 \cdot 10^4$	$2,0 \cdot 10^4$	$1,3 \cdot 10^5$	$5,2 \cdot 10^4$	$3,0 \cdot 10^4$	$1,3 \cdot 10^6$

Fonte: autor da dissertação.

Em todos os pontos de coleta analisados, pode-se constatar que as águas do Ribeirão Guaçu, bem como de seus contribuintes, conforme a Resolução nº 357/2005 do CONAMA, que estabelece o enquadramento das águas, 100% das amostras coletadas apresentaram NMP acima do limite máximo permitido para enquadramento das águas na classe 2 ($1000 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$ de coliformes termotolerantes). Neste trabalho averiguou-se também que, segundo o NMP de

coliformes termotolerantes, o Ribeirão Guaçu se enquadraria na classe 4, pois excede o valor de 4000 NMP por 100 mL.

OLIVEIRA et al. (2002) e VASCONCELLOS et al. (2006) ao analisarem as águas dos rios São Lourenço e Paraguai, respectivamente, constataram que mais de 86% das amostras de suas estações de coletas apresentaram NMP acima do limite máximo permitido para enquadramento das águas na classe 2 (1000 NMP/100 mL de coliformes termotolerantes). Estes autores verificaram também que, em média, o NMP de coliformes totais e de termotolerantes aumenta à medida que os rios recebem efluentes, assim como o presente estudo.

6.11 Nitrogênio amoniacal

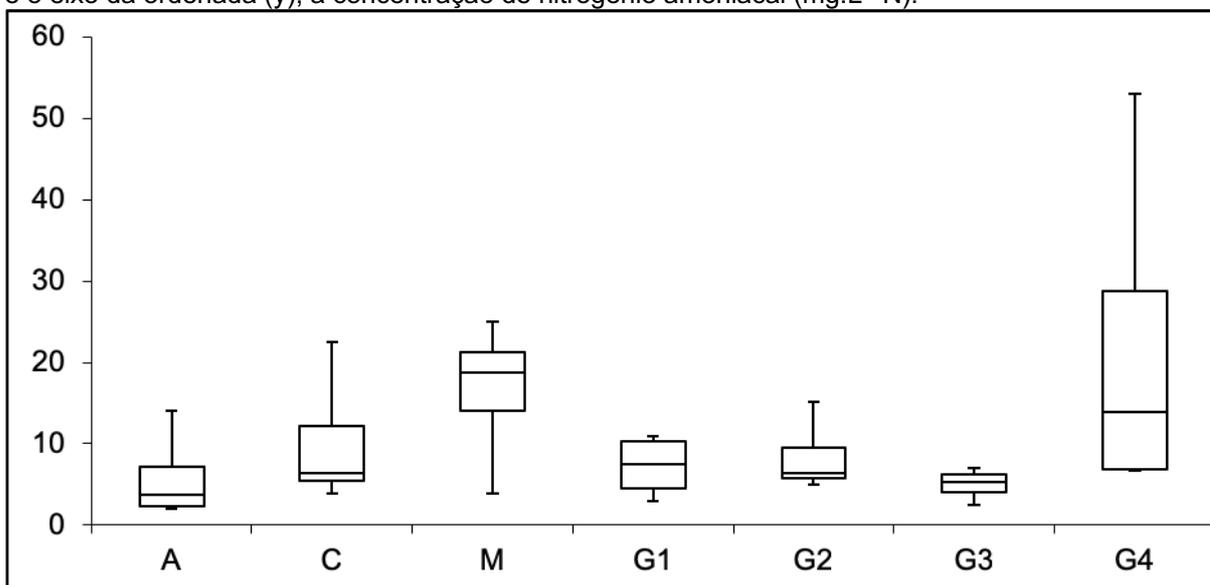
As concentrações encontradas, de nitrogênio amoniacal (N-NH₃), nas amostras analisadas do Ribeirão Guaçu e seus afluentes estão na Tabela 11 e Figura 40.

Tabela 11 – Concentrações de nitrogênio amoniacal (N-NH₃), em mg.L⁻¹ N, das amostras analisadas de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus contribuintes (São Roque, SP) relacionadas ao valor máximo permitido (VMP) pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA, em função dos valores de pH. Os valores destacados em vermelho representam aqueles que não se enquadram aos valores máximo permitidos por lei.

	JULHO/2017			SETEMBRO/2017			DEZEMBRO/2017			JANEIRO/2018		
	pH	VMP (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	pH	VMP (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	pH	VMP (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	pH	VMP (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)
A	7,5	3,7	2,0	7,7	2,0	4,8	7,5	3,7	14,0	7,5	3,7	2,5
C	7,1	3,7	7,0	8,0	2,0	5,9	7,5	3,7	28,0	7,5	3,7	3,9
M	7,8	2,0	20,0	8,2	1,0	17,4	7,6	2,0	25,0	7,6	2,0	3,9
G1	7,3	3,7	3,0	7,7	2,0	5,0	7,5	3,7	11,0	7,5	3,7	10,0
G2	7,4	3,7	6,0	8,2	1,0	6,7	7,6	2,0	18,0	7,4	3,7	5,0
G3	7,3	3,7	7,0	7,9	2,0	4,5	7,5	3,7	6,0	7,3	3,7	2,5
G4	8,4	1,0	7,0	8,0	2,0	6,7	7,5	3,7	53,0	7,3	3,7	20,7

Fonte: autor da dissertação.

Figura 40 – Distribuição das concentrações de nitrogênio amoniacal determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), a concentração de nitrogênio amoniacal ($\text{mg.L}^{-1}\text{N}$).



Fonte: autor da dissertação.

Cerca de 86% das amostras aqui analisadas apresentaram valores acima do permitido pela legislação federal vigente (Resolução CONAMA nº 357/05) (BRASIL, 2005). Pode-se inferir que os resultados obtidos são devido à presença de fontes pontuais de esgoto sanitário no sistema hídrico avaliado, bem como de outras fontes de origem antrópica, como o carreamento de fontes de nitrogênio oriundas de atividade agrícola.

6.12 Metais e elementos-traço

A Tabela 12 apresenta um resumo dos resultados obtidos no período de monitoramento deste estudo. Nela são apresentados os valores médios, máximos e mínimos dos elementos-traço e metais totais nas amostras de água da microbacia, abordando o Ribeirão Guaçu e os córregos Aracaí, Carambeí e Marmeleiro, assim como os limites estabelecidos pelo CONAMA 357 (BRASIL, 2005) e Decreto Estadual 8.468 (SÃO PAULO, 1976) para corpos d'água classe 2. Em destaque (vermelho) estão apresentados os teores médios que ficaram acima dos VMP.

Tabela 12 – Resultados dos valores médios, máximos e mínimos da determinação da concentração (mg.L⁻¹) dos metais e elementos-traço totais, por amostra de água superficial do Ribeirão Guaçu e contribuintes, entre março de 2017 a janeiro de 2018, relacionados aos valores máximos permitidos (VMP) por lei. Em destaque (vermelho) estão apresentados os valores médios que ficaram acima de ao menos um VMP; LQ é o limite de quantificação da técnica analítica empregada. Obs.: (*) n = 7; (**) n = 28.

parâmetros	Concentração dos metais e elementos-traço (mg.L ⁻¹)													
	Córrego Aracá (*)			Córrego Carambeí (*)			Córrego Marmeleiro (*)			Ribeirão Guaçu (**)			VMP	
	Média	Máx.	Mín.	Média	Máx.	Mín.	Média	Máx.	Mín.	Média	Máx.	Mín.	CONAMA 375/05	Dec. 8468/76
Al	1,183	4,100	0,200	0,450	1,500	0,100	0,500	1,500	0,100	2,513	17,900	0,100	–	–
Ba	0,069	0,100	0,001	0,080	0,100	0,030	0,125	0,200	0,070	0,075	0,206	0,002	0,7	1,0
Cd	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,007	0,007	0,007	0,024	0,058	0,006	0,001	0,01
Pb	0,081	0,158	0,004	0,157	0,157	0,157	0,052	0,148	0,003	0,076	0,148	0,004	0,01	0,1
Cu	0,038	0,039	0,036	0,035	0,038	0,031	0,036	0,038	0,034	0,037	0,046	0,030	–	1,0
Cr	0,040	0,040	0,040	0,040	0,040	0,040	0,030	0,030	0,030	0,034	0,048	0,020	0,05	0,05
Fe	1,757	4,180	0,869	1,383	2,820	0,776	0,960	1,810	0,531	1,732	5,080	0,319	–	–
Mn	0,110	0,147	0,097	0,147	0,272	0,111	0,329	0,541	0,197	0,186	0,386	0,067	0,1	–
Na	11,142	19,340	7,380	13,913	17,430	9,400	28,723	38,900	17,830	17,308	50,370	8,000	–	–
Hg	< LQ	–	–	< LQ	–	–	< LQ	–	–	0,0283	0,0510	0,0056	0,0002	0,002
Ni	0,039	0,044	0,034	0,038	0,044	0,032	0,040	0,041	0,038	0,036	0,047	0,018	0,025	2,0
Zn	0,031	0,070	0,010	0,024	0,070	0,010	0,038	0,080	0,010	0,036	0,080	0,010	0,18	5,0
K	4,652	5,490	3,680	5,255	5,740	4,590	7,778	9,000	6,570	6,550	16,800	3,790	–	–
P	0,425	0,750	0,212	0,448	0,710	0,097	0,605	0,840	0,386	0,637	2,446	0,155	0,1	–

Fonte: autor da dissertação.

Em relação às concentrações de metais tóxicos e elementos-traço nas amostras de água, nota-se que algumas concentrações se encontram acima dos valores recomendados para águas de classe 2, segundo a Resolução do CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) e Decreto nº 8.468/76 (SÃO PAULO, 1976).

Na sequência, são apresentados os dados das concentrações encontradas nas amostras de cada elemento.

6.12.1 Alumínio

A legislação federal não prevê valor máximo permitido para a concentração total de alumínio, considera apenas a concentração de Al dissolvido, sendo estabelecido em 0,1 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2015). Como no presente estudo foram determinadas as concentrações de Al total, aproximadamente 88% das amostras

apresentaram-se com quantidades superiores ao valor máximo permitido pela lei em questão.

Outros possíveis motivos dos altos teores de alumínio, deve-se ao fato da presença de indústrias voltadas à produção do metal em localidades relativamente próximas à área de estudo e, também, por resíduos de fertilizantes e fungicidas carregados aos corpos d'água (STELLATO, 2018).

6.12.2 Bário

A concentração de bário total possui valor máximo permitido estabelecido pela Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) e Decreto Estadual nº 8.468/76 (SÃO PAULO, 1976), de 0,7 mg.L⁻¹ e 1,0 mg.L⁻¹, respectivamente. No presente estudo, concentrações acima destas não foram encontradas, onde a maior dentre as determinadas nas amostras foi de 0,2 mg.L⁻¹ e, provavelmente, as pequenas concentrações encontradas são naturais.

6.12.3 Cádmi

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece valor máximo permitido para cádmio total de 0,001 mg.L⁻¹, bem como o Decreto Estadual nº 8.468/76, porém com limite menos restritivo (0,01 mg.L⁻¹).

Considerando a legislação federal, as concentrações determinadas nas amostras de água do presente estudo extrapolam os valores permissíveis. A presença do metal tóxico nas águas possivelmente se dá por descargas de efluentes ou por inseticidas que contenham-no.

6.12.4 Chumbo

A concentração de chumbo total é parâmetro qualitativo para águas naturais segundo a Resolução CONAMA nº 357/05 e Decreto Estadual nº 8.468/76, e os valores máximos permitidos são de 0,01 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2005) e 0,1 mg.L⁻¹ (SÃO PAULO, 1976), respectivamente.

As concentrações médias de Pb total nos corpos d'água estudados estão acima do limite estabelecido pela legislação federal, mas está em conformidade com a estadual.

A presença de chumbo nas águas possivelmente é devido ao lançamento indevido de efluentes industriais ou por lixiviação de defensivos agrícolas. Pode advir também de atividades mineradoras, uma vez que, ROSA (2011) enfatiza a presença de atividades voltadas à mineração na região.

6.12.5 Cobre

Todas as amostras coletadas e analisadas estão abaixo do valor máximo permitido para cobre pelo Decreto Estadual nº 8.468/76, que é de 1,0 mg.L⁻¹ (SÃO PAULO, 1976).

Se levarmos em conta o valor permitido pela CONAMA 357/05 para concentração de Cu dissolvido, 0,009 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2005), as concentrações das amostras analisadas encontram-se acima do limite. Inúmeras fontes podem estar contribuindo para a presença de pequena quantidade de Cu nas amostras, como corrosão de tubulações de latão, uso de algicidas, escoamento superficial e contaminação da água subterrânea a partir de atividades agrícolas, entre outras.

6.12.6 Crômio

Todas as amostras de água superficial analisadas estão em conformidade com o valor máximo permitido por lei para crômio total, 0,05 mg.L⁻¹; tanto a legislação federal, quanto a estadual estabelecem a mesma concentração como VMP (BRASIL, 2005; SÃO PAULO, 1976).

6.12.7 Ferro

A Resolução CONAMA nº 357/05 define 0,3 mg.L⁻¹ como valor máximo permitido de concentrações de ferro dissolvido em águas naturais (BRASIL, 2005). Sendo assim, todos os pontos amostrais apresentam-se com concentrações superiores a esta.

Vale ressaltar que, assim como STELLATO (2018), as concentrações mais altas de Fe provavelmente ocorreram pois, no presente estudo, determinou-se a concentração de ferro total e, em solos tropicais, há ocorrência natural do metal em abundância.

6.12.8 Fósforo

O valor máximo permitido para fósforo pelo CONAMA 357 para ambientes lóticos é de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (BRASIL, 2005). Em todos os pontos de amostragem e todas as coletas, as concentrações médias deste elemento apresentaram valores iguais ou superiores do estabelecido pela norma. Essa tendência pode indicar processos de eutrofização no ambiente aquático e decomposição de matéria orgânica de origem fecal e de fertilizantes utilizados na agricultura (KLEIN e AGNE, 2012).

6.12.9 Manganês

Para o manganês, o limite estabelecido pela legislação federal é de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (BRASIL, 2005). Todos os pontos de coleta ao longo das campanhas apresentaram concentrações iguais ou superiores, ou mesmo muito próximas, ao valor máximo permitido por lei.

A ocorrência do metal nas amostras pode ser de forma natural, oriundo do solo, ou advindo de alguma atividade industrial.

6.12.10 Mercúrio

O limite estabelecido pela Resolução do CONAMA é de $0,0002 \text{ mg.L}^{-1}$ (BRASIL, 2005) e pelo Decreto Estadual 8.468/76, de $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ (SÃO PAULO, 1976), para mercúrio. Nas amostras analisadas, as concentrações do metal apresentaram-se abaixo do limite de quantificação ($\text{LQ} = 0,001 \text{ mg.L}^{-1}$) da técnica analítica empregada ou, ainda, nulas, com exceção ao G4 que apresentou uma concentração média de $0,0283 \text{ mg.L}^{-1}$.

Provavelmente esse traço de mercúrio deve-se à contaminação da amostra no momento da análise, ou, ainda, devido à metilação do Hg inorgânico por bactérias.

6.12.11 Níquel

Nas amostras de água do Ribeirão Guaçu e contribuintes foi constatada a presença de concentrações de níquel total. As médias das concentrações encontradas nas amostras superam, em todos os corpos hídricos analisados, o limite máximo permitido pela Resolução 357 do CONAMA, $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ (BRASIL, 2005).

Considerando apenas a legislação estadual, Decreto nº 8.468/76, todas as amostras estão abaixo do valor máximo permitido de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de Ni (SÃO PAULO, 1976).

Provavelmente houve contaminação durante o preparo das amostras, o que contribuiu para a presença do metal constatada após as determinações; uma vez que, galvanoplastias são os principais responsáveis pela ocorrência de níquel em águas e não existem atividades deste tipo na região estudada.

6.12.12 Potássio

O potássio não é parâmetro de classificação para águas naturais, conforme as legislações vigentes.

As concentrações de potássio encontradas nas amostras analisadas são menores que 10 mg.L^{-1} , o que configura uma normalidade, uma vez que concentrações inferiores a este valor são usualmente identificadas em águas naturais, oriundas de rochas formadas por este elemento. O potássio também pode ter advindo de fertilizantes agrícolas lixiviados e de efluentes industriais (STELLATO, 2018).

6.12.13 Sódio

As concentrações médias de sódio encontradas nas amostras foram na faixa de $11,142$ a $28,723 \text{ mg.L}^{-1}$, com alguns pontos possuindo uma concentração em torno de 50 mg.L^{-1} .

Possivelmente os teores de Na encontrados nas águas são de fonte natural, já que todas as águas naturais contêm sódio e é um dos elementos mais abundantes na superfície terrestre (STELLATO, 2018). Os níveis de sódio também podem proceder de esgotos sanitários e efluentes industriais.

6.12.14 Zinco

Para o zinco, o valor máximo estabelecido, para águas naturais classe 2, pelo CONAMA 357 é de 0,18 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2005) e pelo Decreto Estadual 8.468 é de 5,0 mg.L⁻¹ (SÃO PAULO, 1976).

As concentrações médias do elemento encontram-se bem abaixo de ambos os limites, alcançando maior teor médio no córrego Marmeleiro (0,038 mg.L⁻¹).

Porém, a presença do metal nas águas possivelmente se dá a partir de processos erosivos ou oriundo da utilização de agroquímicos (BEREZUK e GASPARETTO, 2002).

6.13 Ânions

A seguir são apresentadas as distribuições das concentrações dos ânions determinados nas seis campanhas dos setes pontos de coleta de água superficial na microbacia do Ribeirão Guaçu.

6.13.1 Fluoreto

A Tabela 13 e a Figura 41 apresentam a distribuição dos teores de concentração do ânion fluoreto encontrados nas amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus contribuintes, durante os meses de coleta.

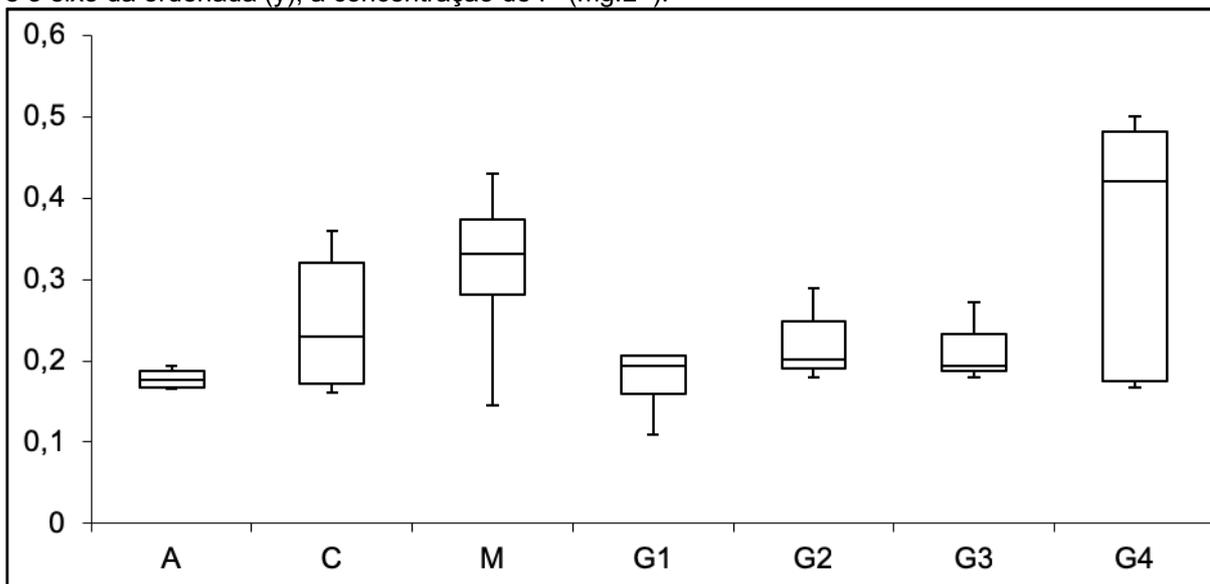
Tabela 13 – Resultados das determinações de concentração de fluoreto (mg.L⁻¹) das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque/SP), por ponto de coleta em função dos meses.

Concentração de fluoreto (mg.L⁻¹) por ponto de coleta							
	Aracaí	Carambeí	Marmeleiro	Guaçu 1	Guaçu 2	Guaçu 3	Guaçu 4
Mar/2017	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Mai/2017	< 0,1	0,161	0,331	0,110	0,201	0,194	0,175
Jul/2017	0,167	0,359	0,112	0,206	0,190	0,188	0,167
Set/2017	0,193	0,229	0,373	0,193	0,290	0,233	0,482
Dez/2017	0,185	0,320	0,430	0,206	0,249	0,272	0,500
Jan/2018	0,166	0,172	0,282	0,159	0,179	0,179	0,420

Fonte: autor da dissertação.

A média de concentração do fluoreto nas águas foi de 0,243 mg.L⁻¹, com valores máximo de 0,5 mg.L⁻¹ no ponto G4, em dezembro de 2017, e mínimos abaixo do LQ (< 0,1 mg.L⁻¹), respectivamente.

Figura 41 – Distribuição das concentrações de fluoreto (F⁻) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), a concentração de F⁻ (mg.L⁻¹).



Fonte: autor da dissertação.

Não foram observadas grandes variações da concentração da espécie aniônica durante as coletas. Todas as amostras analisadas apresentaram teores menores que o valor máximo definido pela Resolução CONAMA 357/05 e Decreto Estadual nº 8.468/76 de 1,4 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2005; SÃO PAULO, 1976).

A presença do íon F⁻ nas águas provavelmente está relacionada com o despejo de esgotos sanitários, que são efluentes tipicamente compostos pelo ânion (PIVELI e KATO, 2005).

6.13.2 Cloreto

A Tabela 14 e a Figura 42 apresentam a distribuição dos teores de concentração do ânion fluoreto encontrados nas amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus contribuintes, durante os meses de coleta.

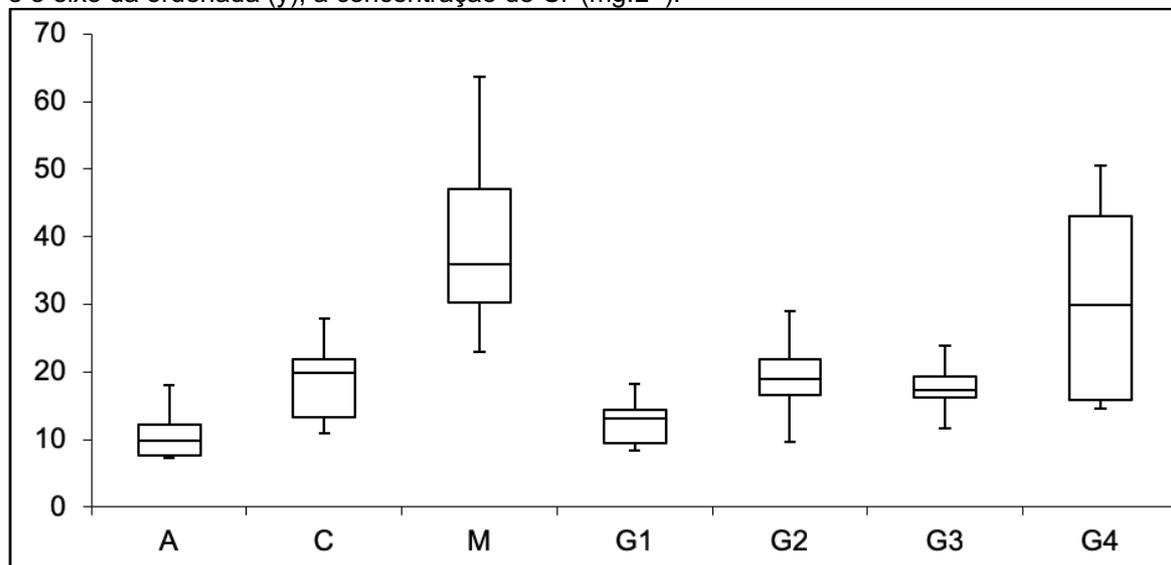
Todas as amostras analisadas estão de acordo com a legislação, sendo o valor máximo permitido de 250 mg.L⁻¹, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05 (BRASIL, 2005).

Tabela 14 – Resultados das determinações de concentração de cloreto (mg.L⁻¹) das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque/SP), por ponto de coleta em função dos meses.

Concentração de cloreto (mg.L⁻¹) por ponto de coleta							
	Aracaí	Carambeí	Marmeleiro	Guaçu 1	Guaçu 2	Guaçu 3	Guaçu 4
Mar/2017	7,227	10,870	37,708	8,405	16,206	16,671	15,430
Mai/2017	8,850	18,470	34,090	11,970	22,430	31,350	14,520
Jul/2017	10,856	21,282	63,650	14,100	28,930	19,830	16,810
Set/2017	18,020	22,110	23,033	18,170	19,860	16,066	50,500
Dez/2017	12,590	27,830	50,230	14,570	17,939	17,774	43,000
Jan/2018	7,190	11,510	29,000	8,650	9,600	8,199	43,010

Fonte: autor da dissertação.

Figura 42 – Distribuição das concentrações de cloreto (Cl⁻) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), a concentração de Cl⁻ (mg.L⁻¹).



Fonte: autor da dissertação.

A média de concentração de cloreto nas águas foi de 21,393 mg.L⁻¹, com um valor máximo de 50,5 mg.L⁻¹ no ponto G4, em setembro/2017, e mínimo de 7,19 mg.L⁻¹ no ponto A, em janeiro/2018. Todos os pontos, exceto o ponto G4, apresentaram um considerável decréscimo na concentração no mês de janeiro de 2018 em relação ao mês anterior. Assim como verificado por GONÇALVES et al.

(2012), as concentrações da espécie iônica são maiores no período chuvoso, em comparação ao período seco, provavelmente devido ao menor efeito de diluição.

6.13.3 Nitrito e nitrato

As Tabelas 15 e 16 e as Figuras 43 e 44 apresentam as distribuições das concentrações dos ânions nitrito e nitrato encontradas nas amostras de água da microbacia do Ribeirão Guaçu.

Tabela 15 – Resultados das determinações de concentração de nitrito (mg.L^{-1}) das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque/SP), por ponto de coleta em função dos meses. O valor em destaque (vermelho) corresponde àquele acima do valor máximo permitido pelo Decreto Estadual 8.468/76 (VMP = $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$).

Período de coleta	Concentração de nitrito (mg.L^{-1}) por ponto de coleta						
	Aracaí	Carambeí	Marmeleiro	Guaçu 1	Guaçu 2	Guaçu 3	Guaçu 4
Mar/2017	< 0,152	< 0,152	0,267	< 0,152	0,238	0,210	0,215
Mai/2017	< 0,152	< 0,152	< 0,152	< 0,152	0,156	< 0,152	0,152
Jul/2017	< 0,152	< 0,152	0,730	< 0,152	0,347	< 0,152	< 0,152
Set/2017	< 0,152	< 0,152	< 0,152	< 0,152	< 0,152	< 0,152	1,845
Dez/2017	< 0,152	< 0,152	0,369	< 0,152	0,198	0,406	< 0,152
Jan/2018	< 0,152	< 0,152	< 0,152	< 0,152	< 0,152	< 0,152	< 0,152

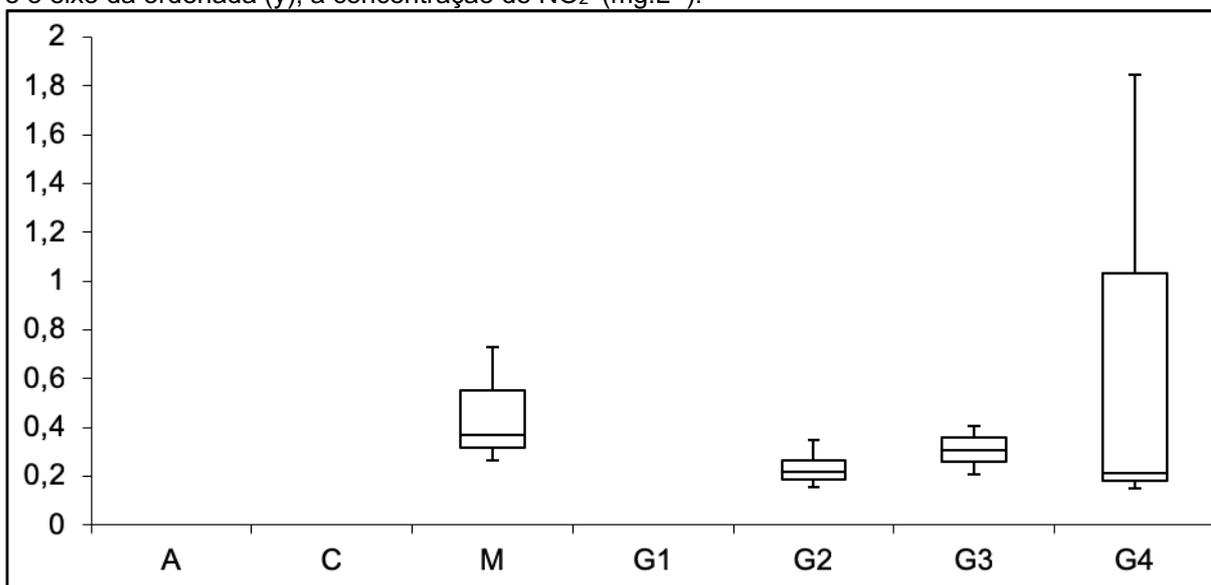
Fonte: autor da dissertação.

Tabela 16 – Resultados das determinações de concentração de nitrato (mg.L^{-1}) das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque/SP), por ponto de coleta em função dos meses. O valor em destaque (vermelho) corresponde àquele acima do valor máximo permitido pelo Decreto Estadual 8.468/76 (VMP = $10,0 \text{ mg.L}^{-1}$).

Período de coleta	Concentração de nitrato (mg.L^{-1}) por ponto de coleta						
	Aracaí	Carambeí	Marmeleiro	Guaçu 1	Guaçu 2	Guaçu 3	Guaçu 4
Mar/2017	0,937	0,632	2,485	0,841	1,863	1,608	1,531
Mai/2017	1,187	0,895	0,525	1,096	2,784	2,867	2,297
Jul/2017	1,816	0,733	3,910	1,271	< 0,113	2,867	2,297
Set/2017	1,659	0,973	0,564	1,153	1,728	0,882	7,110
Dez/2017	1,434	0,208	1,329	1,276	1,300	1,429	< 0,113
Jan/2018	2,319	2,870	2,730	2,587	3,580	2,515	16,500

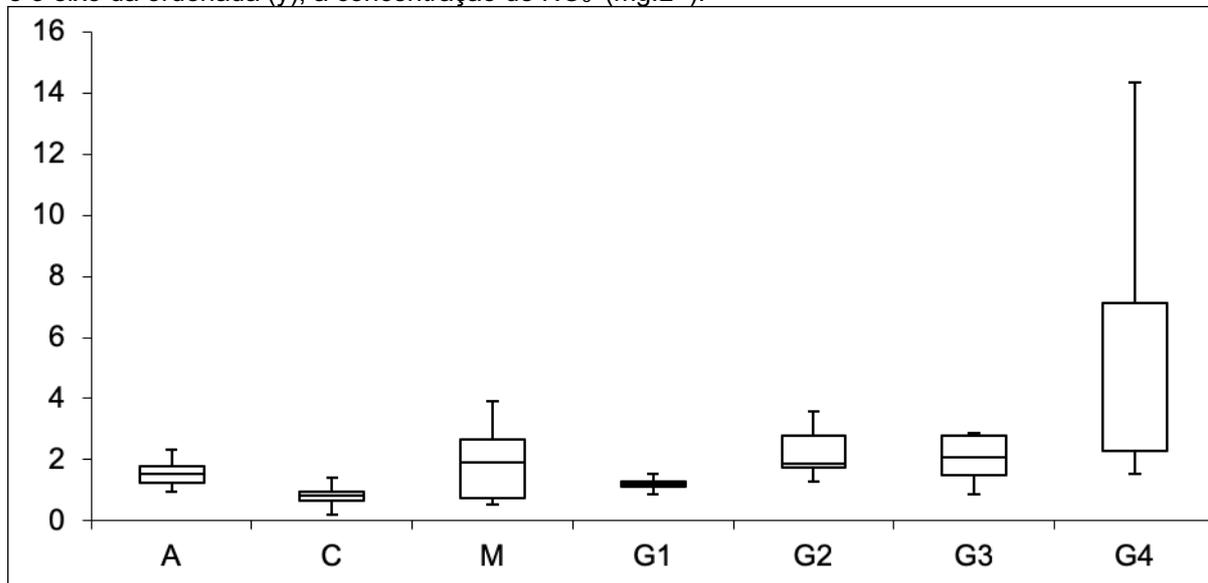
Fonte: autor da dissertação.

Figura 43 – Distribuição das concentrações de nitrito (NO_2^-) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), a concentração de NO_2^- (mg.L^{-1}).



Fonte: autor da dissertação.

Figura 44 – Distribuição das concentrações de nitrato (NO_3^-) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), a concentração de NO_3^- (mg.L^{-1}).



Fonte: autor da dissertação.

A média de concentração de nitrito e nitrato, respectivamente, foi $0,428 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2,215 \text{ mg.L}^{-1}$. Para o nitrito, nos pontos Aracaí, Carambeí e Guaçu 1, em nenhum período amostral, não foram encontrados teores dentro do limite de quantificação empregado pela técnica analítica utilizada. A mesma espécie aniônica apresentou valor máximo de $1,845 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto G4 no mês de setembro/2017. A

concentração de nitrato possuiu maior valor encontrado em janeiro/2018 no ponto G4 (16,5 mg.L⁻¹), provavelmente devido à autodepuração natural do rio.

Os valores máximos encontrados para nitrito e nitrato estão em desacordo com os limites estabelecidos pelo Decreto Estadual nº 8.468/76, que são de 1,0 mg.L⁻¹ e 16,5 mg.L⁻¹, respectivamente (SÃO PAULO, 1976). Provavelmente a causa é o acúmulo de nutrientes oriundos da descarga da ETE, pois o ponto Guaçu 4 situa-se logo após o despejo do esgoto tratado.

6.13.4 Fosfato

A Tabela 17 apresenta a distribuição dos teores de concentração do ânion fosfato encontrados nas amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e seus contribuintes, durante os meses de coleta.

Tabela 17 – Resultados das determinações de concentração de fosfato (mg.L⁻¹) das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque/SP), por ponto de coleta em função dos meses.

Período de coleta	Concentração de fosfato (mg.L ⁻¹) por ponto de coleta						
	Aracaí	Carambeí	Marmeleiro	Guaçu 1	Guaçu 2	Guaçu 3	Guaçu 4
Mar/2017	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326
Mai/2017	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326
Jul/2017	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326
Set/2017	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326
Dez/2017	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	1,090
Jan/2018	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326	< 0,326

Fonte: autor da dissertação.

Todas as amostras analisadas apresentaram concentrações de fosfato abaixo do limite de quantificação da técnica analítica empregada, com exceção ao ponto Guaçu 4 em dezembro de 2017, que constatou 1,09 mg.L⁻¹ do componente iônico. Provavelmente essa verificação deve-se, assim como para nitrito e nitrato, à presença do despejo de efluente tratado oriundo da ETE.

6.13.5 Sulfato

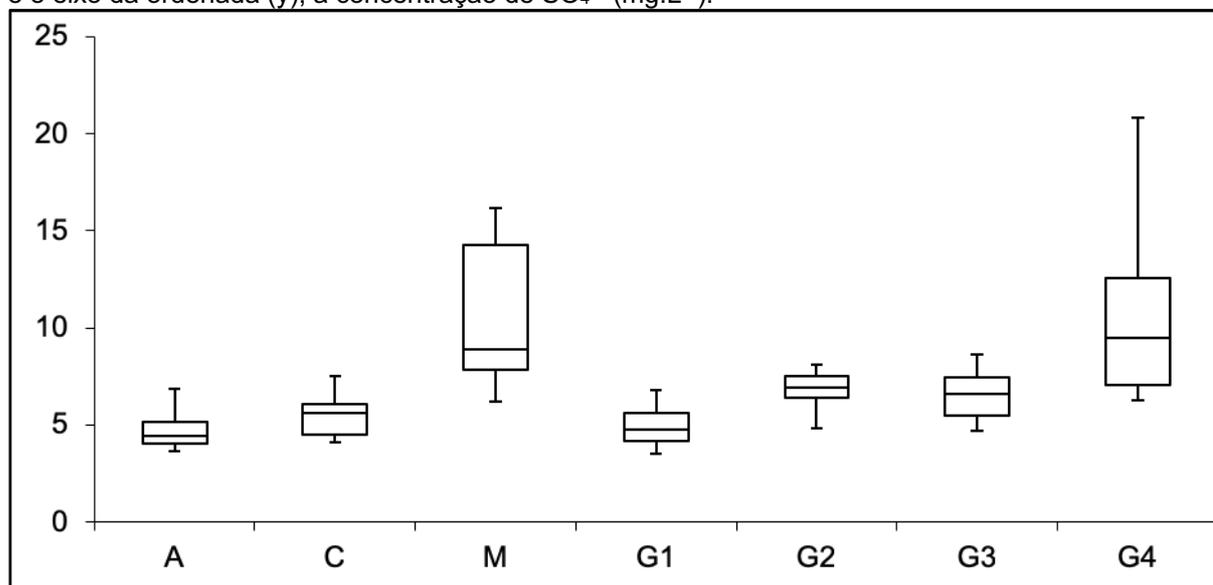
A Tabela 18 e a Figura 45 apresentam as distribuições das concentrações do ânion sulfato encontradas nas amostras de água da microbacia do Ribeirão Guaçu.

Tabela 18 – Resultados das determinações de concentração de sulfato (mg.L^{-1}) das amostras de água superficial do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque/SP), por ponto de coleta em função dos meses.

Período de coleta	Concentração de sulfato (mg.L^{-1}) por ponto de coleta						
	Aracaí	Carambeí	Marmeleiro	Guaçu 1	Guaçu 2	Guaçu 3	Guaçu 4
Mar/2017	3,685	4,097	16,209	4,148	8,130	8,612	7,841
Mai/2017	4,430	5,576	8,000	4,373	7,626	6,890	6,760
Jul/2017	4,477	5,666	15,784	5,200	7,197	7,620	6,248
Set/2017	8,340	6,257	6,229	6,830	6,700	5,257	22,910
Dez/2017	5,397	7,530	7,760	5,725	6,317	6,277	11,168
Jan/2018	3,880	4,190	9,840	3,490	4,844	4,680	13,000

Fonte: autor da dissertação.

Figura 45 – Distribuição das concentrações de sulfato (SO_4^{2-}) determinadas nas amostras de água superficial da microbacia do Ribeirão Guaçu. O eixo da abcissa (x) representa os pontos de amostragem (Aracaí, Carambeí, Marmeleiro, Guaçu 1, Guaçu 2, Guaçu 3, Guaçu 4, respectivamente) e o eixo da ordenada (y), a concentração de SO_4^{2-} (mg.L^{-1}).



Fonte: autor da dissertação.

A média de concentração de sulfato encontrada nas amostras é de $7,266 \text{ mg.L}^{-1}$, atingindo valor mínimo de $3,49 \text{ mg.L}^{-1}$ (ponto Guaçu 1 em janeiro/2018) e máximo de $22,91 \text{ mg.L}^{-1}$ (ponto Guaçu 4 em setembro/2017).

Todas as amostras analisadas estão dentro do valor máximo permitido para sulfato em águas superficiais, conforme a Resolução CONAMA 357/05, que é de 250 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2005), bem como dentro do limite estabelecido pelo Decreto Estadual 8.468/76, de 1000 mg.L⁻¹ (SÃO PAULO, 1976).

6.14 Comparativo dos parâmetros entre os períodos pré e pós-operação da ETE

A Tabela 19 traz os parâmetros analisados no presente estudo numa abordagem comparativa entre os períodos antes e após a operação da ETE.

Em relação ao pH, houve pequeno aumento nos valores das amostras coletadas após o funcionamento da ETE em comparação às coletas anteriores. Os valores, em todos os pontos, mantiveram uma média de 7,59, muito próximo ao valor ótimo de neutralidade (pH = 7).

A temperatura das amostras variou de 0,4 a 4,5 °C, provavelmente essa variação se deu pelo horário de coleta e pela sazonalidade, uma vez que, o grau de incidência solar contribui para este resultado.

Para as concentrações de OD, as variações mais significativas foram no pontos Marmeleiro, positivamente, e Guaçu 4, negativamente. Em ambos os casos, o horário das coletas e época do ano podem, também, ter influenciado, pois o grau de incidência solar está diretamente relacionado com a taxa fotossintética de organismos aquáticos autótrofos, variando, assim, a disponibilidade de OD no corpo d'água. No primeiro caso, a rede de esgoto pode ter influenciado diretamente no aumento de OD nas amostras. Em contrapartida, no ponto G4, provavelmente houve decréscimo, pois, está próximo ao local de despejo do esgoto tratado pela ETE.

O Ribeirão Guaçu, próximo ao ponto G4, foi o local que apresentou uma maior variação quanto aos parâmetros após instalação da ETE. Quanto ao nitrogênio amoniacal, concentrações superiores a 20 mg.L⁻¹ foram identificadas; quanto aos parâmetros nitrito e nitrato, o G4 foi o único ponto que apresentou concentração superior ao limite máximo permitido por lei em ao menos uma das coletas após o início de operação da ETE; para os ânions fosfato e sulfato, houve considerável acréscimo na concentração desses íons no período correspondente.

Tabela 19 – Quadro comparativo das concentrações médias de parâmetros de qualidade hídrica da microbacia do Ribeirão Guaçu entre os períodos de pré (março/2017 a julho/2017) e pós-operação (setembro/2017 a março/2018) da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de São Roque. Os parâmetros relacionados foram: pH; temperatura; oxigênio dissolvido (OD); condutividade; turbidez; sólidos totais dissolvidos (STD); demanda bioquímica de oxigênio (DBO); demanda química de oxigênio (DQO); carbono orgânico total (COT); coliformes termotolerantes; e, nitrogênio amoniacal. A coluna “+/-” representa a variação dos resultados de um período a outro.

CONCENTRAÇÃO MÉDIA DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE HÍDRICA DA MICROBACIA EM FUNÇÃO DOS PONTOS DE COLETA																					
PARÂMETROS	ARACÁI			CARAMBEÍ			MARMELEIRO			GUAÇU 1			GUAÇU 2			GUAÇU 3			GUAÇU 4		
	pré	pós	+/-																		
pH	6,77	7,52	+0,82	6,49	7,60	+1,11	7,09	7,76	+0,67	6,57	7,55	+0,98	6,83	7,64	+0,81	6,80	7,55	+0,75	7,48	7,54	+0,06
Temperatura (°C)	18,7	22,0	+3,3	19,1	23,6	+4,5	23,5	23,1	-0,4	19,3	22,7	+3,4	20,7	22,8	+2,1	20,6	22,1	+1,5	20,4	24,3	+3,9
OD (mg.L⁻¹)	9,2	7,7	-1,5	7,3	7,4	+0,1	4,6	7,0	+2,4	8,0	7,1	-0,9	6,1	6,8	+0,7	6,9	7,8	+0,9	9,9	6,6	-3,3
Condutividade (µS.cm⁻¹)	154	173	+19	224	247	-23	564	450	-114	154	209	+55	306	256	-50	290	239	-51	267	521	+254
Turbidez (UNT)	17,6	18,6	+1,0	14,1	10,5	-3,6	16,8	8,3	-8,5	16,1	14,7	-1,4	86,3	14,6	-71,7	22,7	22,2	-0,5	22,6	18,6	-4,0
STD (mg.L⁻¹)	137	203	+66	177	210	+33	390	337	-53	143	257	+114	423	213	-210	227	213	-14	197	363	+166
DBO (mg.L⁻¹)	5	13	+8	8	12	+4	13	15	+2	7	6	-1	10	8	-2	8	11	+3	8	15	+6
DQO (mg.L⁻¹)	14	15	+1	17	22	+5	33	36	-3	18	14	-4	29	17	-12	21	21	=	24	24	=
COT (mg.L⁻¹)	3,6	5,0	+1,4	4,7	5,3	+0,6	3,9	4,6	+0,7	3,7	4,6	+0,9	4,4	3,8	-0,6	4,0	3,9	-0,1	4,4	8,4	+4,0
Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)	3.10 ⁵	6.10 ⁵	+3.10 ⁵	7.10 ⁵	8.10 ⁴	-6.10 ⁵	8.10 ⁵	5.10 ⁶	+4.10 ⁶	6.10 ⁵	8.10 ⁵	+2.10 ⁵	6.10 ⁵	1.10 ⁶	+4.10 ⁵	6.10 ⁵	1.10 ⁶	+4.10 ⁵	7.10 ⁶	2.10 ⁶	-5.10 ⁶
Nitrogênio amoniacal (mg.L⁻¹)	2,0	7,1	+5,1	7,0	12,6	+5,6	20,0	15,4	-4,6	3,0	8,7	+5,7	6,0	9,9	+3,9	7,0	4,3	-2,7	7,0	26,8	+19,8

Fonte: autor da dissertação.

A fim de analisar as relações hidroquímicas presentes na bacia aplicou-se o coeficiente de correlação de Pearson, que determinou o grau e o tipo de relacionamento entre as variáveis estudadas (MONTEIRO et al., 2014). A Figura 46 apresenta as retas de regressão e as equações das correlações entre as diversas variáveis avaliadas.

No caso da correlação entre o oxigênio dissolvido e a temperatura os valores de R para as situações antes à ETE ($R = 0,1375$) e posterior ($R = 0,0866$) ambas apresentaram-se fracas, o que indica que as variações de temperatura na bacia, no período das coletas, pouco influenciou nas concentrações de OD, e vice-versa, possivelmente devido às contribuições e dinâmica de outras variáveis e, também, das variadas características hidráulicas ao longo do corpo hídrico, como vazão e profundidade.

O mesmo ocorreu com a correlação entre as variáveis OD e DBO no período pré-ETE, que também se apresentou fraca ($R = 0,1063$). Porém, no período posterior à instalação da ETE a correlação entre OD e DBO manifestou de forma mediana ($R = 0,2988$). Esperava-se que as concentrações destas variáveis se apresentassem de forma inversamente proporcionais, uma vez que, num corpo d'água, quanto maior a concentração de OD, menor será sua DBO, exceto em reservatórios e córregos eutrofizados.

Os valores do coeficiente de Pearson para a correlação entre a condutividade e a temperatura na microbacia do Ribeirão Guaçu foram 0,1578 e 0,5454, nos períodos pré e pós-ETE, respectivamente, representando correlações fraca e média. Presume-se que as variáveis foram influenciadas pelo dinamismo outros parâmetros.

A correlação entre a condutividade elétrica e a concentração de sólidos totais dissolvidos apresentou um valor $R = 0,6065$ no período anterior à ETE, e $R = 0,6334$ no período posterior. Assim, nos dois períodos os valores do coeficiente de Pearson indicaram correlações fortes entre as variáveis, semelhantes aos resultados averiguados por MONTEIRO et al. (2014) nas águas do Aquífero Cabeças, no Piauí.

Figura 46 – Gráficos de correlação, com as retas de regressão e equações de correlação, entre as diversas variáveis analisadas na bacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP). (A) Correlação oxigênio dissolvido (OD) x temperatura no período anterior ao início de operação da ETE. (B) Correlação oxigênio dissolvido (OD) x temperatura no período posterior ao início de operação da ETE. (C) Correlação oxigênio dissolvido (OD) x demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no período anterior ao início de operação da ETE. (D) Correlação oxigênio dissolvido (OD) x demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no período posterior ao início de operação da ETE. (continua)

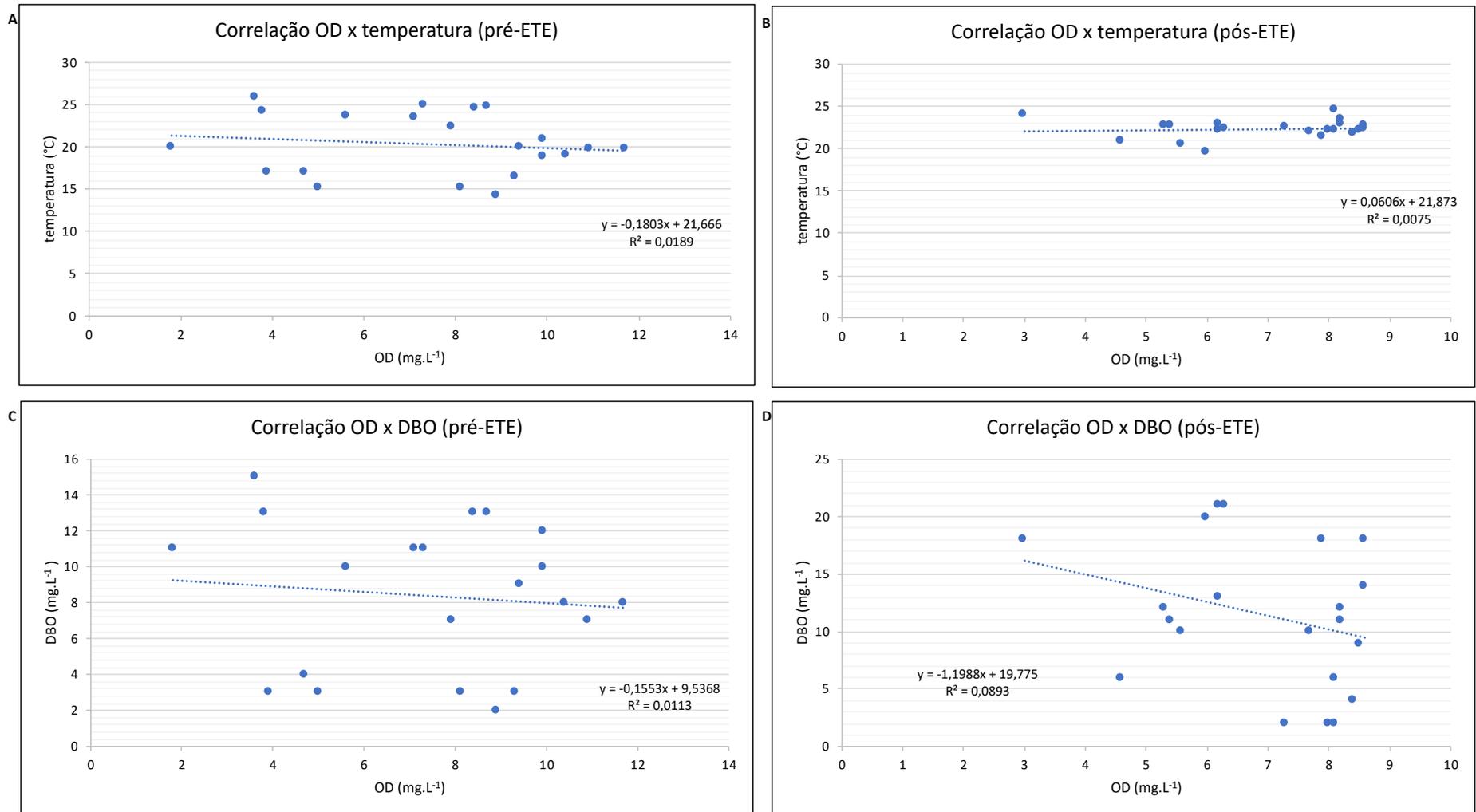


Figura 46 – Gráficos de correlação, com as retas de regressão e equações de correlação, entre as diversas variáveis analisadas na bacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP). (E) Correlação condutividade x temperatura no período anterior ao início de operação da ETE. (F) Correlação condutividade x temperatura no período posterior ao início de operação da ETE. (G) Correlação condutividade x concentração de sólidos totais dissolvidos (STD) no período anterior ao início de operação da ETE. (H) Correlação condutividade x concentração de sólidos totais dissolvidos (STD) no período posterior ao início de operação da ETE. (continuação)

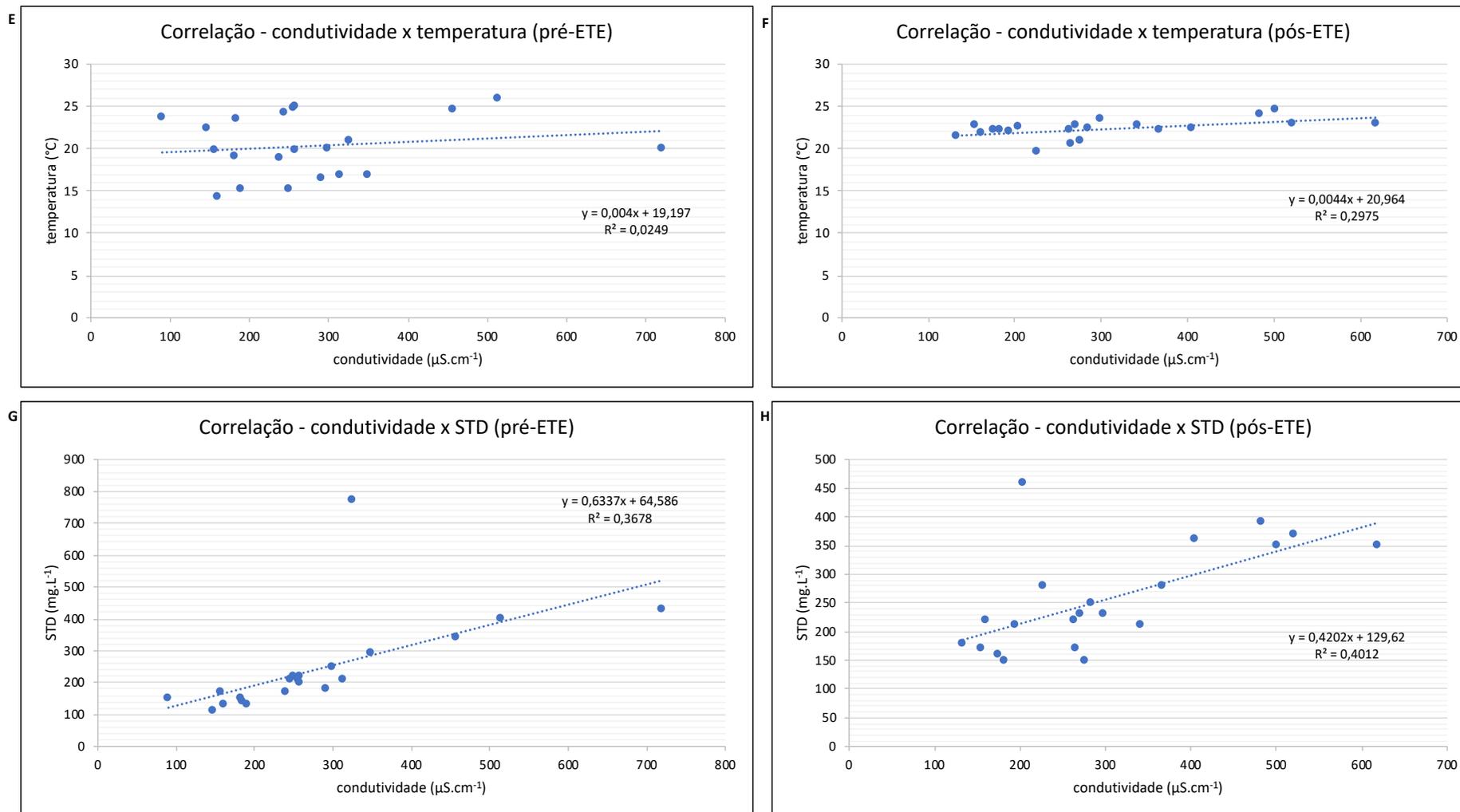


Figura 46 – Gráficos de correlação, com as retas de regressão e equações de correlação, entre as diversas variáveis analisadas na bacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP). (I) Correlação condutividade x concentração de cloreto (Cl⁻) no período anterior ao início de operação da ETE. (J) Correlação condutividade x concentração de cloreto (Cl⁻) no período posterior ao início de operação da ETE. (K) Correlação condutividade x concentração de fluoreto (F⁻) no período anterior ao início de operação da ETE. (L) Correlação condutividade x concentração de fluoreto (F⁻) no período posterior ao início de operação da ETE. (continuação)

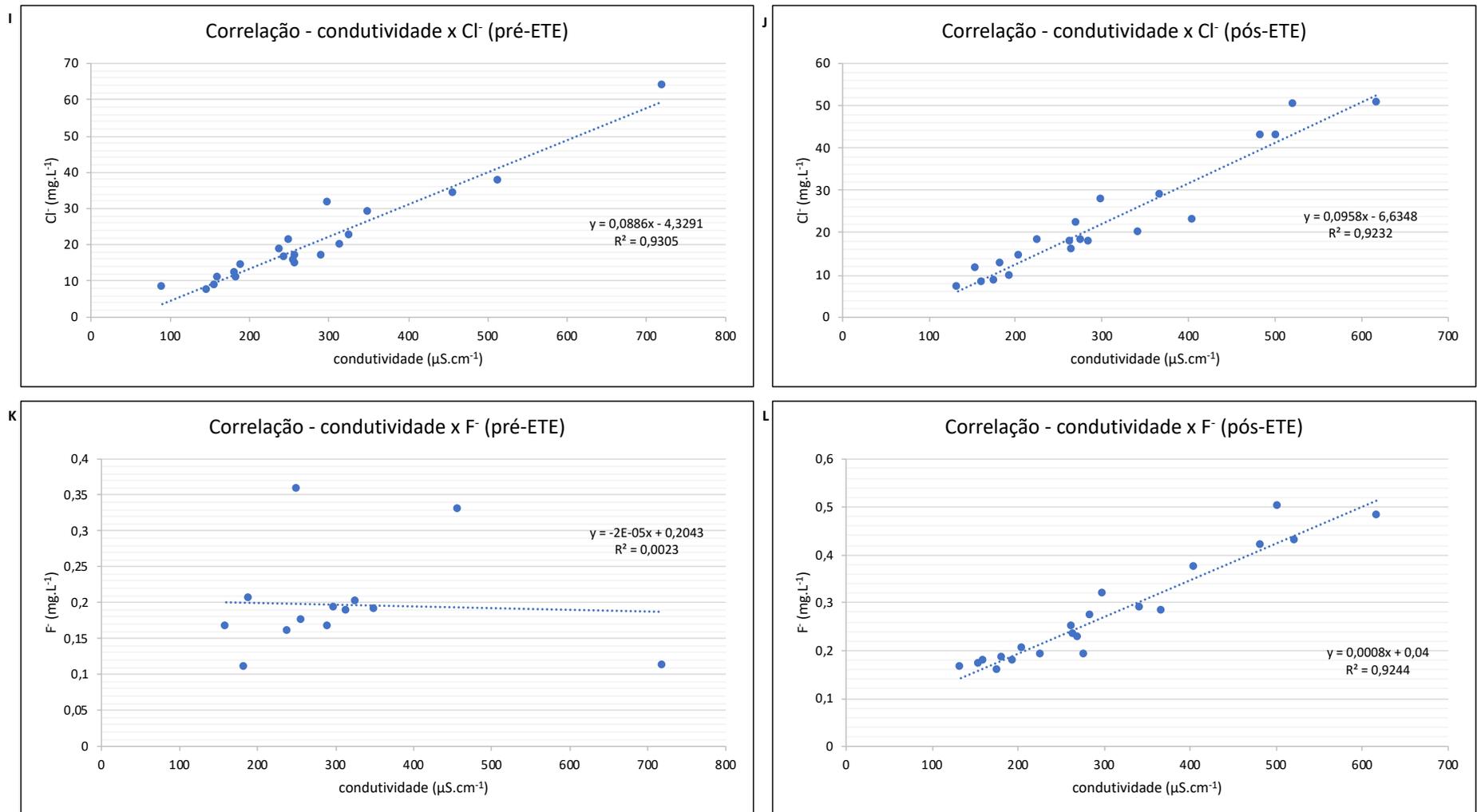


Figura 46 – Gráficos de correlação, com as retas de regressão e equações de correlação, entre as diversas variáveis analisadas na bacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP). (M) Correlação condutividade x concentração de sulfato (SO_4^{2-}) no período anterior ao início de operação da ETE. (N) Correlação condutividade x concentração de sulfato (SO_4^{2-}) no período posterior ao início de operação da ETE. (O) Correlação condutividade x concentração de nitrito (NO_2^-) no período anterior ao início de operação da ETE. (P) Correlação condutividade x concentração de nitrito (NO_2^-) no período posterior ao início de operação da ETE. (continuação)

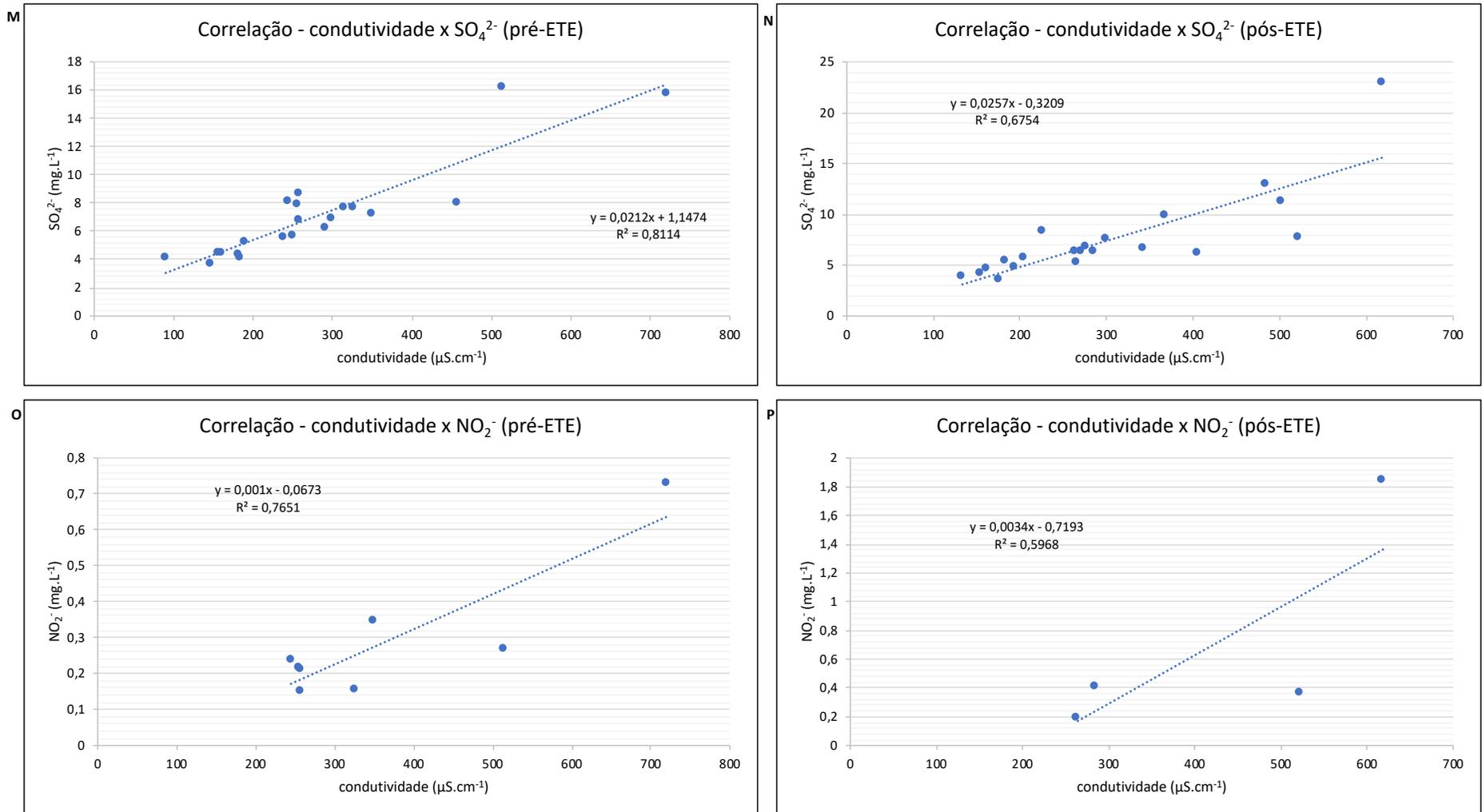


Figura 46 – Gráficos de correlação, com as retas de regressão e equações de correlação, entre as diversas variáveis analisadas na bacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP). (Q) Correlação condutividade x concentração de nitrato (NO_3^-) no período anterior ao início de operação da ETE. (R) Correlação condutividade x concentração de nitrato (NO_3^-) no período posterior ao início de operação da ETE. (S) Correlação concentração de cloreto (Cl^-) x demanda química de oxigênio (DQO) no período anterior ao início de operação da ETE. (T) Correlação concentração de cloreto (Cl^-) x demanda química de oxigênio (DQO) no período posterior ao início de operação da ETE. (continuação)

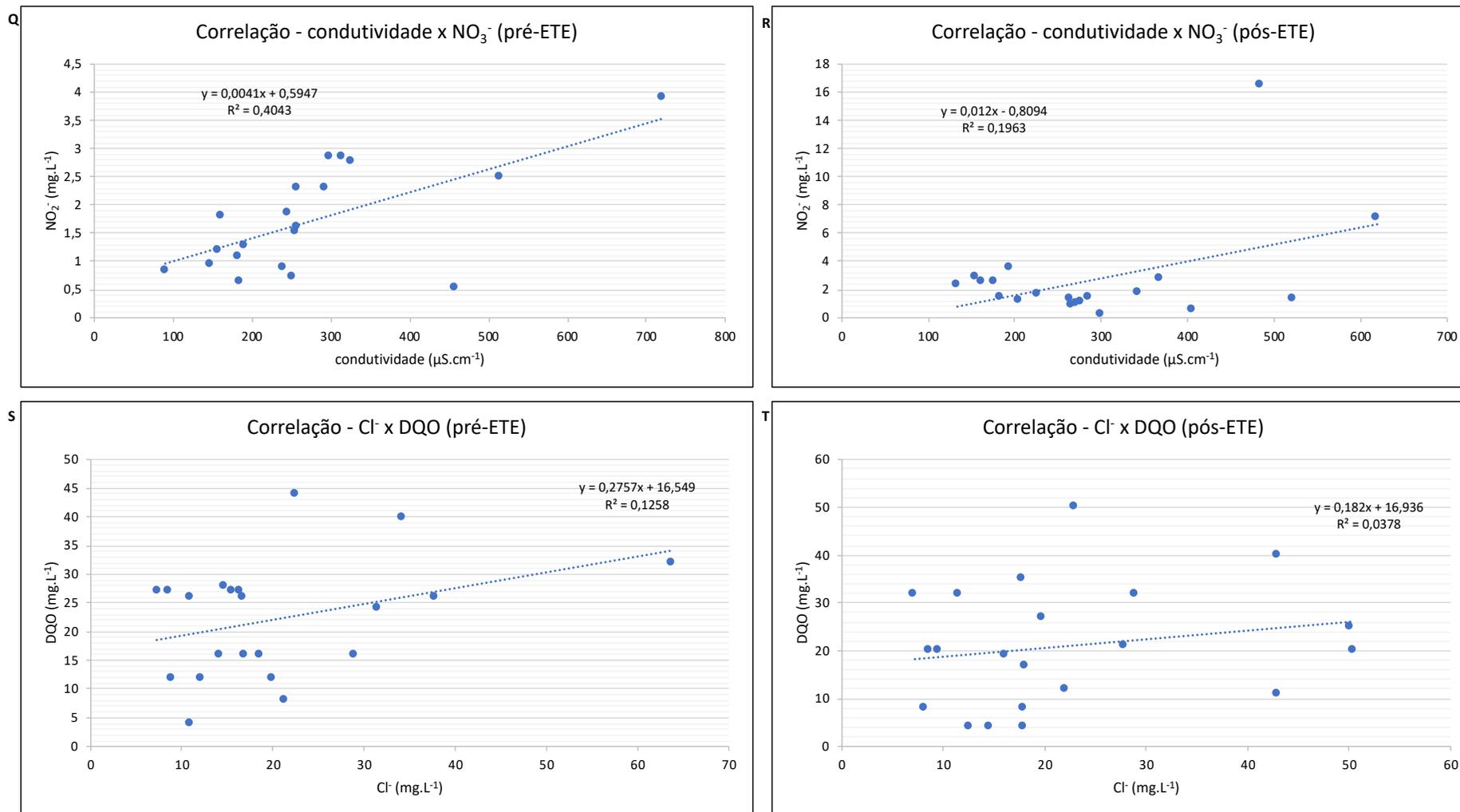


Figura 46 – Gráficos de correlação, com as retas de regressão e equações de correlação, entre as diversas variáveis analisadas na bacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP). (U) Correlação sólidos totais dissolvidos (STD) x turbidez no período anterior ao início de operação da ETE. (V) Correlação sólidos totais dissolvidos (STD) x turbidez no período posterior ao início de operação da ETE. (W) Correlação demanda química de oxigênio (DQO) x demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no período anterior ao início de operação da ETE. (X) Correlação demanda química de oxigênio (DQO) x demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no período posterior ao início de operação da ETE. (continuação)

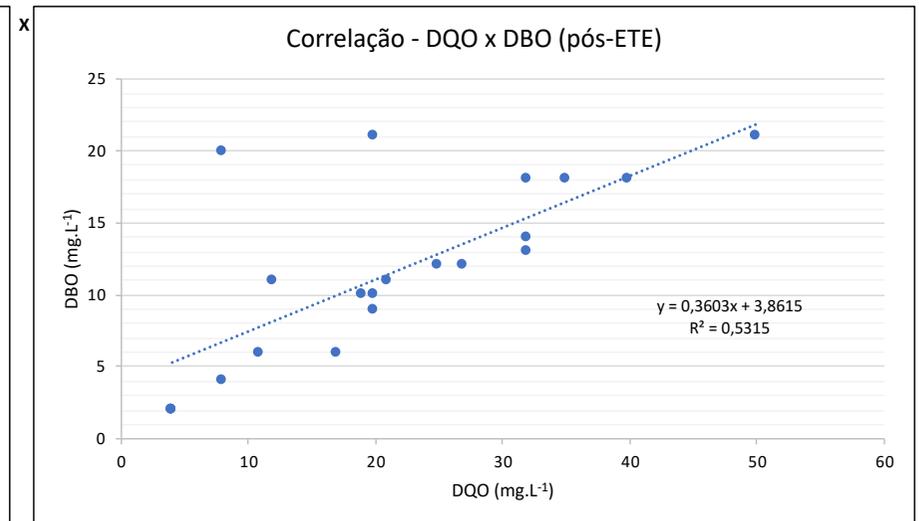
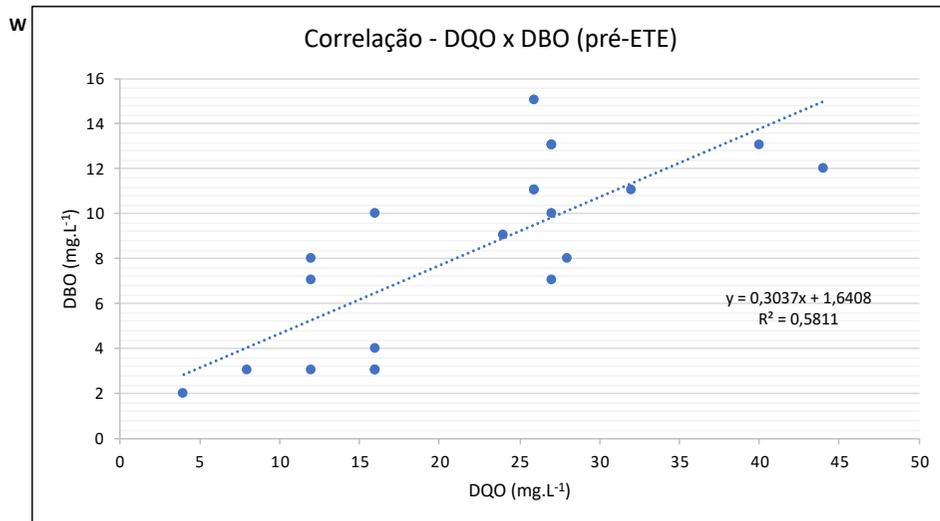
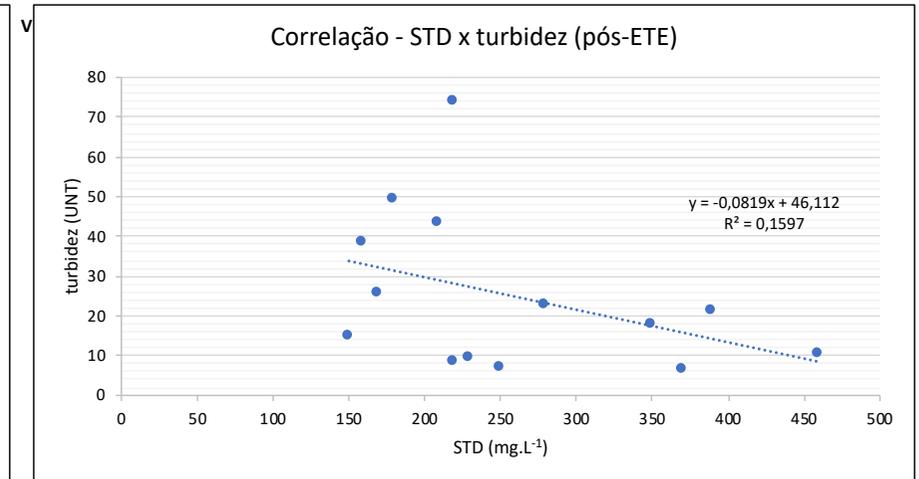
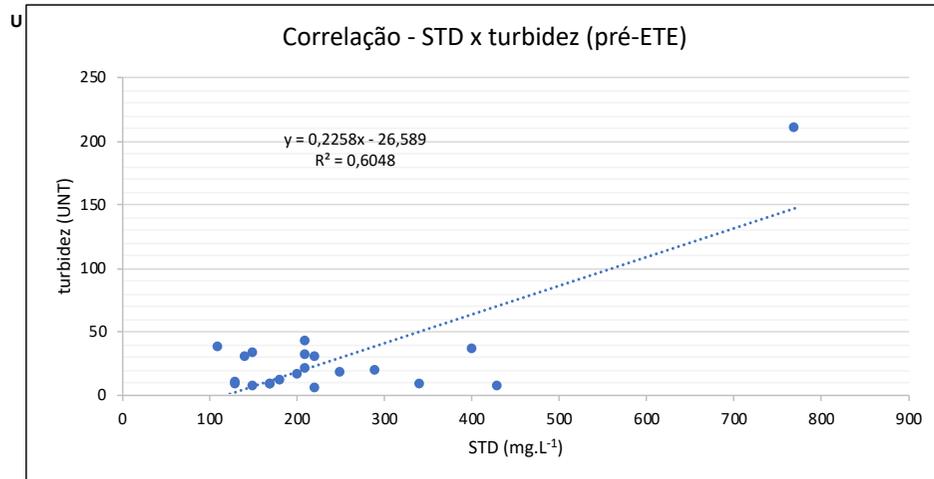
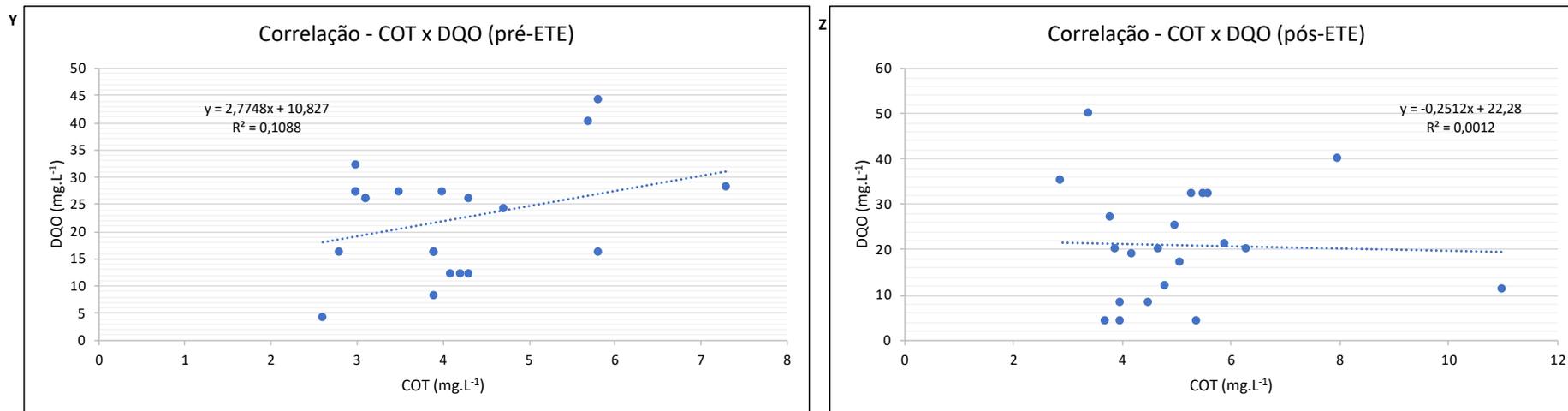


Figura 46 – Gráficos de correlação, com as retas de regressão e equações de correlação, entre as diversas variáveis analisadas na bacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP). (Y) Correlação carbono orgânico total (COT) x demanda química de oxigênio (DQO) no período anterior ao início de operação da ETE. (Z) Correlação carbono orgânico total (COT) x demanda química de oxigênio (DQO) no período posterior ao início de operação da ETE. (continuação)



Fonte: autor da dissertação.

Para o fluoreto, a correlação com a condutividade indicou um valor de $R = 0,0479$ (fraca) para antes da implantação da ETE e $R = 0,9614$ (fortíssima) para o período posterior. Porém ambas correlações foram positivas, o que indica uma influência das concentrações de F^- no teor de condutividade elétrica, assim como os resultados verificados por VIGLIO et al. (2011) em águas da bacia da margem direita do Rio São Francisco.

As correlações entre condutividade e sulfato apresentaram mais significativas do que as observadas por ANDRADE et al. (2007). No presente estudo as correlações foram fortíssimas em ambos os períodos analisados, pré e pós-ETE, com valores de $R = 0,9008$ e $R = 0,8128$, respectivamente. O mesmo ocorreu com a correlação, forte, entre nitrato e condutividade ($R = 0,6358$) no período anterior à operação da ETE. Já para o período posterior à instalação da ETE, o nitrato apresentou correlação média com a condutividade ($R = 0,4431$), assim como averiguado por ANDRADE et al. (2007) nas águas da bacia do Alto Acaraú. Em contraponto, as correlações da condutividade com o nitrito apresentaram-se fortíssimas, com $R = 0,8747$ para o período antes da ETE, e $R = 0,7725$ para o período posterior.

A correlação das variáveis cloreto e DQO apresentou média ($R = 0,3547$) no período anterior à ETE, e fraca ($R = 0,1944$) no período posterior. Esperava-se que as correlações fossem mais significativas, uma vez que, segundo AQUINO et al. (2006), a DQO é maior quando a presença de Cl^- é maior.

KOBIYAMA et al. (2009) verificou correlação fortíssima entre a concentração de sólidos totais e a turbidez em águas fluviais que receberam componentes que aumentam a concentração de STD oriundos de deslizamentos de terra. Esta faixa de correlação (fortíssima) também foi observada no presente estudo durante as coletas que antecederam a instalação da ETE, com $R = 0,7777$. Porém, no período posterior à ETE, a correlação foi média ($R = 0,3996$), provavelmente devido a remoção de sólidos pelo sistema de saneamento e/ou pelo baixo regime de chuvas no período.

No presente estudo, a correlação entre DQO e DBO demonstrou forte correlação nos dois momentos analisados (pré x pós-ETE), alcançando valores de coeficiente de Pearson de $0,7623$ (fortíssima) e $0,7290$ (forte), respectivamente. Semelhante correlação também foi verificada por SCALIZE et al. (2004) em amostras de esgoto tratado.

BARCELLA (2016) demonstrou que amostras de rios que recebem efluentes possuem fortíssima correlação em função dos parâmetros COT e DQO. O mesmo não foi observado no presente trabalho, onde foram encontrados coeficientes de Pearson nos valores de 0,3298 (média) e 0,0346 (fraca) nas coletas anteriores e posteriores ao início de operação da ETE, respectivamente. Tal fato deve-se, provavelmente, ao método utilizado para determinação de DQO, uma vez que para valores baixos (menores ou iguais a 50 mg.L⁻¹) a precisão dos resultados é baixa (BARCELLA, 2016).

Num panorama geral, a operação da ETE ainda pouco influenciou nos parâmetros de qualidade de água da bacia, quanto às amostras analisadas, sendo que, as variações encontradas não são muito significativas, que possam ser relacionadas com as melhorias que o tratamento de esgotos visa trazer à microbacia em questão. As variações provavelmente ocorreram devido à sazonalidade, à dinâmica dos corpos hídricos e às ligações clandestinas de esgoto. A avaliação do impacto causado pela completa instalação do sistema de coleta de esgoto e da ETE poderá ser verificado realizando um programa de monitoramento.

6.15 Cálculo do IQA

Com o intuito de avaliar o estado das águas do Ribeirão Guaçu e seus afluentes foi determinado o Índice de Qualidade das Águas (IQA). O IQA foi calculado pelo produto ponderado das notas atribuídas a cada parâmetro de qualidade de água.

Os dados utilizados para o cálculo representam a média entre os períodos mais e menos chuvosos (considerou-se como período mais chuvoso, os meses que presenciaram uma precipitação média acima dos 50 mm – março e maio de 2017 e janeiro 2018), pois não se pretendeu apresentar a variação sazonal, mas sim as variação espacial no período de estudo (Tabela 20). Calculou-se também o IQA a partir das médias entre os períodos anterior e posterior ao início de operação da ETE (Tabela 21).

Tabela 20 – Valores médios dos parâmetros empregados no cálculo do Índice de Qualidade de Águas (IQA) na comparação entre o período mais chuvoso com o menos chuvoso (“seca”) na microbacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP). Considerou-se como período mais chuvoso, os meses que presenciaram uma precipitação média acima dos 50 mm – março e maio de 2017 e janeiro 2018. Os parâmetros considerados no cálculo são: temperatura (t); oxigênio dissolvido (OD); coliformes termotolerantes (ct); pH; demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}); nitrogênio amoniacal (N-NH₃); fósforo total (PT); turbidez (T); e, sólidos totais (ST). A coluna (+) é referente aos valores médios do período mais chuvoso e a coluna (-), aos do período menos chuvoso.

VALORES MÉDIOS DOS PARÂMETROS EM FUNÇÃO DOS PONTOS DE COLETA														
parâmetros	ARACAÍ		CARAMBEÍ		MARMELEIRO		GUAÇU 1		GUAÇU 2		GUAÇU 3		GUAÇU 4	
	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-
t (°C)	21,0	19,0	21,6	20,4	24,2	21,8	21,6	19,6	22,4	20,6	22,3	19,9	22,9	21,3
OD (mg.L ⁻¹)	8,9	7,6	8,5	6,2	6,1	5,4	8,2	6,5	7,1	6,0	8,4	6,0	7,8	7,9
ct (NMP/100 mL)	4,43.10 ⁵	4,1.10 ⁵	4,37.10 ⁵	9,9.10 ⁵	3,82.10 ⁶	9,9.10 ⁵	6,1.10 ⁵	1,4.10 ⁶	1,18.10 ⁶	4,1.10 ⁵	1,14.10 ⁶	4,1.10 ⁵	3,13.10 ⁶	1,6.10 ⁷
pH	6,78	7,55	6,62	7,51	7,02	7,86	6,64	7,48	6,83	7,72	6,78	7,60	7,12	7,95
DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	11	8	12	8	14	15	9	4	12	6	8	10	13	10
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	2,50	6,93	3,90	13,60	3,90	20,80	10,00	6,30	10,20	5,00	2,50	5,80	20,70	22,20
PT (mg.L ⁻¹)	0,37	0,23	0,11	0,33	0,60	0,50	0,50	0,20	0,50	0,30	0,40	0,20	0,90	1,40
T (UNT)	32,0	7,3	20,93	4,69	22,06	4,47	25,68	6,61	94,50	9,06	40,40	9,24	25,93	9,67
ST (mg.L ⁻¹)	153	187	160	227	340	387	153	247	397	240	230	210	267	293

Fonte: autor da dissertação.

Tabela 21 – Valores médios dos parâmetros empregados no cálculo do Índice de Qualidade de Águas (IQA) na comparação entre o período anterior e posterior ao início da operação da estação de tratamento de esgotos (ETE) na microbacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP). O período anterior à operação da ETE corresponde de março a julho de 2017. Os parâmetros considerados no cálculo são: temperatura (t); oxigênio dissolvido (OD); coliformes termotolerantes (ct); pH; demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}); nitrogênio amoniacal (N-NH₃); fósforo total (PT); turbidez (T); e, sólidos totais (ST). A coluna “pré” é referente aos valores médios do período anterior à operação da ETE e a coluna “pós”, aos do período posterior.

VALORES MÉDIOS DOS PARÂMETROS EM FUNÇÃO DOS PONTOS DE COLETA														
parâmetros	ARACÁÍ		CARAMBEÍ		MARMELEIRO		GUAÇU 1		GUAÇU 2		GUAÇU 3		GUAÇU 4	
	pré	pós	pré	pós	pré	pós	pré	pós	pré	pós	pré	pós	pré	pós
t (°C)	18,7	22,0	19,1	23,6	23,5	23,1	19,3	22,7	20,7	22,8	20,6	22,1	20,4	24,3
OD (mg.L ⁻¹)	9,2	7,7	7,3	7,4	4,6	7,0	8,0	7,1	6,1	6,8	6,9	7,8	9,9	6,6
ct (NMP/100 mL)	3,1.10 ⁵	5,9.10 ⁵	7,3.10 ⁵	8,1.10 ⁴	8,2.10 ⁵	5,1.10 ⁶	6,1.10 ⁵	7,65.10 ⁵	6,17.10 ⁵	1,08.10 ⁶	5,8.10 ⁵	1,07.10 ⁶	7,43.10 ⁶	2,2.10 ⁶
pH	6,77	7,53	6,49	7,60	7,09	7,76	6,57	7,55	6,83	7,64	6,80	7,55	7,48	7,54
DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	5	13	8	12	13	15	7	6	10	8	8	11	8	15
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	2,00	7,10	7,00	12,60	20,00	15,40	3,00	8,70	6,00	9,90	7,00	4,30	7,00	26,80
PT (mg.L ⁻¹)	0,50	0,30	0,40	0,40	0,70	0,40	0,40	0,30	0,50	0,30	0,40	0,20	0,30	1,90
T (UNT)	17,59	18,58	14,09	10,46	16,84	8,28	16,09	14,70	86,33	14,57	22,67	22,16	22,63	18,63
ST (mg.L ⁻¹)	137	203	177	210	390	337	143	257	423	213	227	213	197	363

Fonte: autor da dissertação.

Observa-se que, com os resultados obtidos, os valores de OD apresentaram-se todos acima de 5 mg.L⁻¹, valor mínimo exigido para rios de classe 2 segundo a legislação federal vigente, Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), exceto para o córrego Marmeleiro que apresentou um valor médio de 4,6.

Os valores para DBO na microbacia não se apresentaram satisfatórios. O menor valor foi de 5 mg.L⁻¹, demonstrando que o córrego Aracaí apresentou-se como o mais preservado e o Marmeleiro, o mais comprometido com o lançamento de esgoto sanitário, contribuindo com um valor de DBO de 13 mg.L⁻¹. Os altos valores de DBO, assim como os de coliformes termotolerantes, são condizentes com a presença de lançamento de esgotos domésticos.

Os teores do parâmetro fósforo total estão todos abaixo do padrão de qualidade para águas de classe 2 (BRASIL, 2005), com média harmônica na microbacia sendo de 0,43 mg.L⁻¹. Estudos similares, como a avaliação da qualidade da água na microbacia do Ribeirão São Bernardo na região do município de Mineiros, GO, também constataram valores de conceitos positivos para fósforo total, com média harmônica de 0,02 mg.L⁻¹, e altos valores para nitrogênio total, com média de 0,77±0,71 mg.L⁻¹ (LEITÃO et al., 2015).

Com os resultados físicos, químicos e microbiológicos obtidos, foi possível calcular o IQA para cada uma das sete estações amostradas, representando os córregos Aracaí, Carambeí e Marmeleiro e o Ribeirão Guaçu. Os resultados encontram-se nas Tabelas 22 e 23 e Figuras 47 e 48.

Tabela 22 – Índice de Qualidade das Águas (IQA) e qualidade da água em cada ponto de amostragem do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP) no estudo comparativo entre os períodos de estudo mais e menos chuvosos. Considerou-se como período mais chuvoso, os meses que presenciaram uma precipitação média acima dos 50 mm – março e maio de 2017 e janeiro 2018. A coluna (+) é referente aos valores de IQA do período mais chuvoso e a coluna (-), aos do período menos chuvoso.

Pontos de amostragem		IQA		Qualidade
		+	-	
A	Córrego Aracaí	46	48	Aceitável
C	Córrego Carambeí	49	47	Aceitável
M	Ribeirão do Marmeleiro	42	42	Aceitável
G1	Ribeirão Guaçu 1	43	46	Aceitável
G2	Ribeirão Guaçu 2	39	46	Aceitável
G3	Ribeirão Guaçu 3	45	47	Aceitável
G4	Ribeirão Guaçu 4	42	41	Aceitável

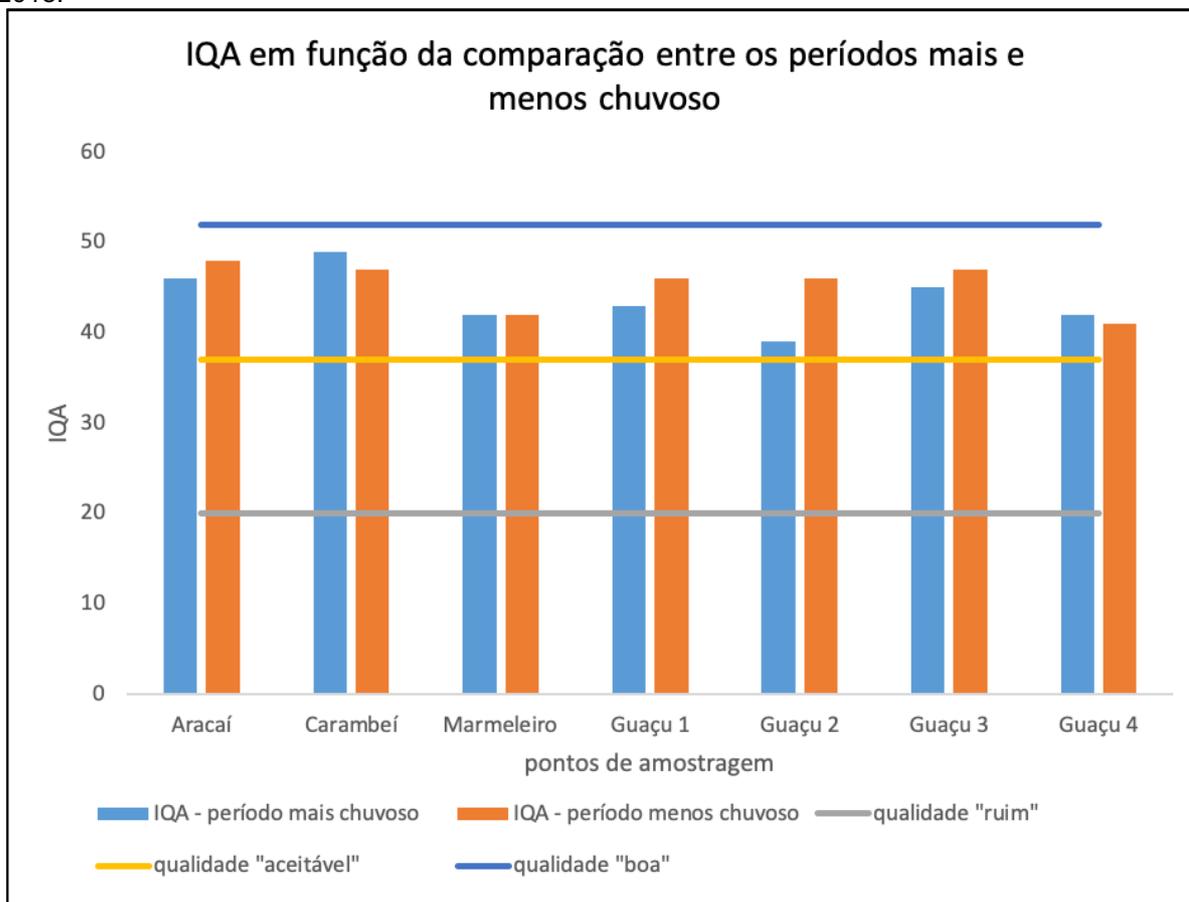
Fonte: autor da dissertação.

Tabela 23 – Índice de Qualidade das Águas (IQA) e qualidade da água em cada ponto de amostragem do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP) no estudo comparativo entre o período anterior e posterior à operação da estação de tratamento de esgotos (ETE). O período anterior à operação da ETE corresponde de março a julho de 2017. A coluna “pré” é referente aos valores de IQA do período anterior à operação da ETE e a coluna “pós”, aos do período posterior.

Pontos de amostragem		IQA		Qualidade
		pré	pós	
A	Córrego Aracaí	45	46	Aceitável
C	Córrego Carambeí	45	49	Aceitável
M	Ribeirão do Marmeleiro	39	45	Aceitável
G1	Ribeirão Guaçu 1	47	45	Aceitável
G2	Ribeirão Guaçu 2	38	45	Aceitável
G3	Ribeirão Guaçu 3	44	48	Aceitável
G4	Ribeirão Guaçu 4	45	38	Aceitável

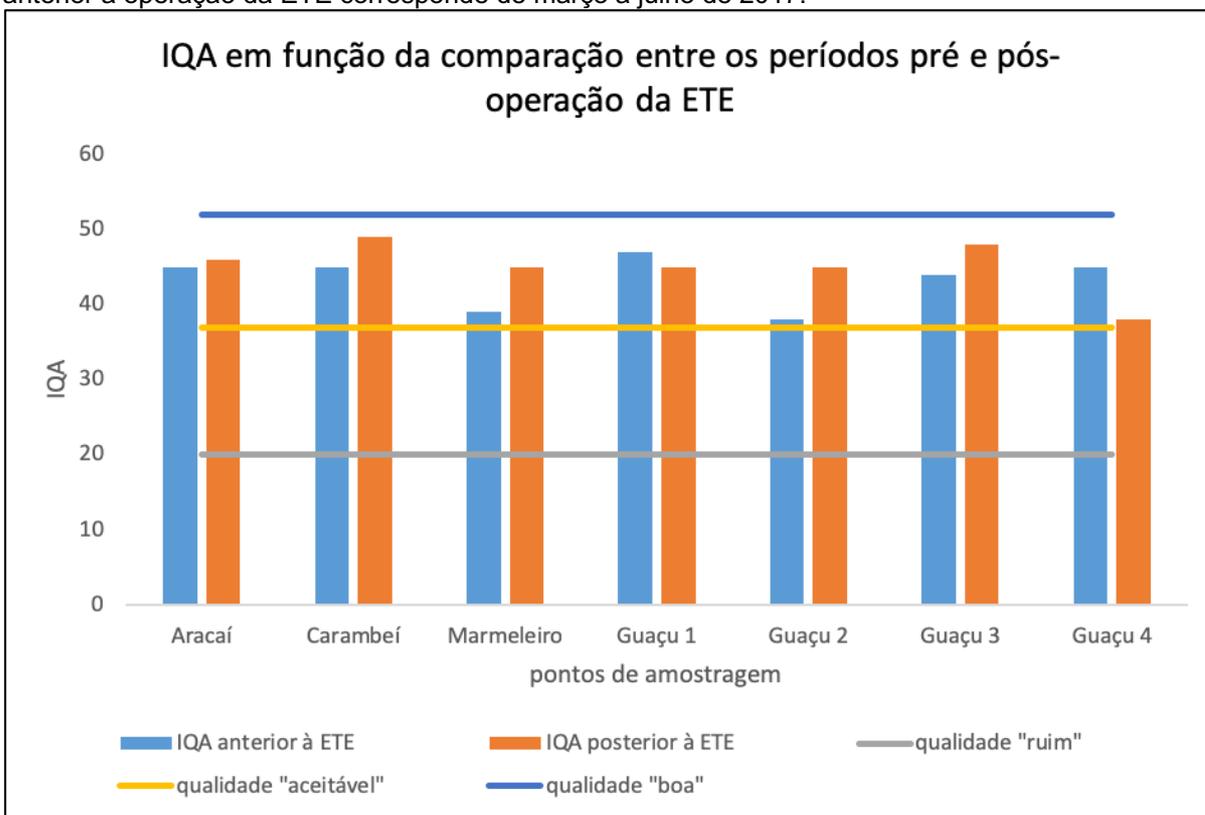
Fonte: autor da dissertação.

Figura 47 – Representação gráfica do Índice de Qualidade das Águas (IQA) e qualidade da água em cada ponto de amostragem do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP) no estudo comparativo entre os períodos de estudo mais e menos chuvosos. Considerou-se como período mais chuvoso, os meses que presenciaram uma precipitação média acima dos 50 mm – março e maio de 2017 e janeiro 2018.



Fonte: autor da dissertação.

Figura 48 – Representação gráfica do Índice de Qualidade das Águas (IQA) e qualidade da água em cada ponto de amostragem do Ribeirão Guaçu e afluentes (São Roque, SP) no estudo comparativo entre o período anterior e posterior à operação da estação de tratamento de esgotos (ETE). O período anterior à operação da ETE corresponde de março a julho de 2017.



Fonte: autor da dissertação.

Os dados referentes ao IQA obtidos no período e da avaliação segmentada dos parâmetros que compõem este índice possibilitaram observar que o trecho predominantemente urbano da cidade de São Roque, principalmente o córrego Marmeleiro, tem recebido material orgânico, enriquecido por concentrações de coliformes termotolerantes, fósforo total e compostos nitrogenados. Essas informações corroboram com o lançamento de esgotos domésticos, causando contaminação das águas.

Todos os IQAs adquiridos ficaram na faixa de qualidade “aceitável”, demonstrando que, tanto o índice pluviométrico como o início da operação da ETE, não causaram, até o momento, grandes impactos nos resultados encontrados.

7 CONCLUSÕES

No presente estudo foram avaliados sete estações de amostragem de água superficial no Ribeirão Guaçu e afluentes, localizados em São Roque/SP. Os pontos abrangem a área urbana e apresentaram características químicas semelhantes, sendo que, os pontos amostrados, Marmeleiro (M) e Guaçu 4 (G4), apresentaram maior influência antrópica, quando analisadas as possíveis origens das maiores concentrações dos contaminantes analisados.

Os resultados demonstraram influências de sazonalidade e pouco impacto da implantação e funcionamento da ETE na cidade.

Em relação à contaminação biológica, todos os pontos analisados, durante o período de coleta, demonstraram-se comprometidos, conforme padrão estabelecido por lei federal. Já em relação aos parâmetros físico-químicos avaliados, diversos pontos apresentaram inconformidades que merecem atenção, corroborando a hipótese de que a microbacia estudada sofre influências de origem antrópica.

Este trabalho contribui com dados significativos para o estudo do meio ambiente da região de São Roque, estabelecendo valores de referência para futuros programas de monitoramento dos recursos hídricos superficiais do município.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT NBR 10664:1989. **Águas – Determinação de resíduos (sólidos) – Método gravimétrico – Método de ensaio**. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT): 1989.

ABNT NBR 10741:1989. **Água – Determinação de carbono orgânico total – Método da combustão-infravermelho – Método de ensaio**. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT): 1989.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018**: informe anual. Brasília: ANA, 2018. 72p. Disponível em: <<http://arquivos.ana.gov.br/portal/publicacao/Conjuntura2018.pdf>>. Acesso em: 9 jan. 2019.

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Revista de Saúde Pública**. v.32, n.2, abr. 1998. p.531-537. Disponível em: <<https://www.scielo.org/pdf/rsp/1998.v32n2/160-165/pt>>. Acesso em: 19 jul. 2018.

ALMEIDA, F. F. M. Fundamentos geológicos do relevo paulista. **Bol. Inst. Geogr. Geol. Est. S. Paulo**. v.40, 1964. p.167-274.

ALVES, I. C. C. et al. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Acta Amazonica**. v.42, n.1, 2012. p.115-124.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington, DC, Estados Unidos: APHA/AWWA/WEF, 2012.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). **Water quality and treatment**: a handbook of community water supplies. 4 ed. New York (EUA): Mc Graw Hill, 1990.

ANDRADE, E. M. et al. Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. **Ciência Rural**. v.37, n.6, nov.-dez. 2007. p.1791-1797.

AQUINO, S. F. et al. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. **Eng. Sanit. Ambient.** v.11, n.4, out.-dez. 2006. p.295-304.

BARBOSA, R. ETE de São Roque entra em fase de pré-operação e já trata esgoto da cidade. **JE Online**, São Roque, 25 ago. 2017. Disponível em: <<https://jeonline.com.br/noticia/11631/ete-de-sao-roque-entra-em-fase-de-pre-operacao-e-ja-trata-esgoto-da-cidade>>. Acesso em: 16 nov. 2018.

BARCELLA, R. A. **Estudo comparativo entre diferentes técnicas analíticas para determinação da demanda química de oxigênio (DQO) de rios que recebem efluentes**. 2016. 46 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Química Industrial). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, Porto Alegre.

BARKAY, T. et al. Bacterial mercury resistance from atoms to ecosystems. **FEMS Microbiology Review**. v.27, 2003. p.355-384.

BATALHA, B. H. L.; PARLATORE, A. C. **Controle da qualidade da água para consumo humano**: bases conceituais e operacionais. São Paulo: CETESB, 1993.

BENEDETTI, S. **Avaliação do teor de carbono orgânico total na qualidade da água: aplicação na radiofarmácia**. 2012. 107 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP, São Paulo. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 09 nov. 2018.

BEREZUK, A. G.; GASPARETTO, N. V. L. Ocorrência de chumbo e zinco na água subterrânea de Maringá-PR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12. 2002. **Anais...** Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22679>>. Acesso em: 23 nov. 2018.

BETTEGA, J. M. P. R. et al. Métodos analíticos no controle microbiológico da água para o consumo humano. **Ciência e Agrotecnologia**. v.30, n.5, 2006. p.950-954.

BOESCH, D. F. Challenges and opportunities for science in reducing nutriente over-enrichment of coastal ecosystems. **Estuaries**. v.25, n. 4b, 2002. p. 886-900. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/BF02804914>>. Acesso em: 29 jun. 2018.

BOUCHARD, D. C.; WILLIAMS, M. K.; SURAMPALLI, R. Y. Nitrate contamination of ground water: sources and potential health effects. **J. Am. Water Works Ass.** v.84, 1992. p.85-90.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2.ed. São Paulo: Pearson, 2005. 313 p.

BRASIL. Constituição de 1988. Constituição da República Federativa do Brasil. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 05 out. 1988.

BRASIL. Decreto-lei nº 248, de 28 de fevereiro de 1967. Institui a Política Nacional de Saneamento Básico, cria o Conselho Nacional de Saneamento Básico e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 28 fev. 1967.

BRASIL. Decreto-lei nº 2.848, de 7 de dezembro de 1940. Código Penal. **Diário Oficial da União**. Rio de Janeiro, RJ, 31 dez. 1940.

BRASIL. Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código de Águas. **Diário Oficial da União**. Rio de Janeiro, RJ, 20 jul. 1934.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 16 set. 1965.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 02 set. 1981.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 9 jan. 1997.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Atenção à Saúde. Portaria nº 451, de 29 de abril de 2016. Aprova o Protocolo Clínico e Diretrizes Terapêuticas do Raquitismo e Osteomalácia. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 2 mai. 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas (ANA). Indicadores de qualidade – Índice de Qualidade das Águas (IQA). **Portal da Qualidade das Águas**. Brasília: ANA, 2004. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 23 abr. 2018.

BRASIL. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 03 out. 2017.

BRASIL. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 14 dez. 2011. p.39-46.

BRASIL. Resolução CONAMA 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 17 fev. 1986.

BRASIL. Resolução CONAMA 237, de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre licenciamento ambiental; competência da União, Estados e Municípios; listagem de atividades sujeitas ao licenciamento; Estudos Ambientais, Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 22 dez. 1997. p.30841-30843.

BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 18 mar. 2005. p.58-63.

BROWN, G. G. et al. In vivo ^{31}P NMR profiles of Alzheimer's disease and multiple subcortical infarct dementia. **Neurology**. v.39, n.11, nov. 1989.

CAMPOS, B. R. et al. Toxicidade aguda da amônia, nitrito e nitrato sobre os juvenis de camarão-rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) (Crustacea: Decapoda). **Atlântica, Rio Grande**. v.34, n.1, 2012. p.75-81. Disponível em: <<https://periodicos.furg.br/atlantica/article/view/2712/1488>>. Acesso em: 21 jul. 2018.

CANTO, E. L. **Minerais, minérios, metais** – de onde vêm?, para onde vão?. São Paulo: Moderna, 2006.

CAPELA, M. V.; CAPELA, J. M. V. Elaboração de gráficos *box-plot* em planilhas de cálculo. In: CONGRESSO DE MATEMÁTICA APLICADA E COMPUTACIONAL DA REGIÃO SUDESTE, 1. Uberlândia, MG, 2011. **Anais...**

CARDOSO-LEITE, E. **Ecologia de um fragmento florestal em São Roque, SP**: florística, fitossociologia e silvigênese. 1995. 235p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CARLSON, K. H.; KNOCKE, W. R.; GERTIG, K. R. Optimizing treatment through Fe and Mn fractionation. *Journal AWWA*. v.89, n.4, 1997. p.119-121.

CERQUEIRA, D. A.; HORTA, M. C. S. Coliformes não existem. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20. Rio de Janeiro, 1999. *Anais...*

CHAGAS, D. S. *Relação entre concentração de sólidos suspensos e turbidez da água medida com sensor de retroespalhamento óptico*. 2015. 78 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB)/AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*. Brasília, DF: CETESB/ANA, 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. Decreto nº 8.468, de 08 de setembro de 1976. *Diário Oficial do Estado*. São Paulo. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br/Institucional/documentos/Dec8468.pdf>. Acesso em: 22 mai. 2018.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. *Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2002/CETESB*. São Paulo: CETESB, 2003.

CORNELIS, R. et al. *Handbook of elemental speciation II – species in the environment, food, medicine and occupational health*. West Sussex: Wiley, 2005.

CORREIA, A. et al. Análise da turbidez da água em diferentes estados de tratamento. In: ENCONTRO REGIONAL DE MATEMÁTICA APLICADA E COMPUTACIONAL, 8. Natal, RN, 2008. *Anais...*

COTRIM, M. E. B. **Avaliação da qualidade da água na bacia hidrográfica do Ribeira de Iguape com vistas ao abastecimento público**. 2006. 236 p. Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.

CUNHA; D. G. F. et al. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). **Eng Sanit Ambient**. v.18, n.2, abr.-jun. 2013. p.159-168.

DANTAS, E. S. K. et al. Antimony determination in river and drinking water by AAS and ICP-OES. In: RIO SYMPOSIUM ON ATOMIC SPECTROMETRY, 7. Florianópolis, SC, 2002. **Proceedings...**

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. São Paulo: CETESB, 1992. 210p.

DOREA, J. G. et al. Mercury in hair and in fish consumed by Riparian women of the Rio Negro, Amazon, Brazil. **International Journal of Environmental Health Research**. v.13, 2003. p.239-248.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts – method 3015A**. 2007. Disponível em: <<http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3015a.pdf>>. Acesso em: 29 jun. 2018.

ESSINGTON, M. E. **Soil and water chemistry: an integrative approach**. Boca Raton (EUA): CRC Press, 2004. 534p.

ESTÂNCIA TURÍSTICA DE SÃO ROQUE (Município). **Lei Complementar nº 39**, de 08 de novembro de 2006. São Roque, SP. Disponível em: <https://www.saoroque.sp.gov.br/arquivos/48_39.pdf>. Acesso em: 22 mai. 2018.

ESTEVEES, F. **Fundamentos de limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FARIAS, A. P. P.; GUIZI, A. A. Turismo, cultura e serviços: a competitividade em serviços de turismo em cidade próxima de uma capital – estudo de caso em São Roque (SP). **CAD. Est. Pes. Tur.** v.4, n.5, jul.-dez. 2015. p.66-85.

FAUSTINO, M. G. **Desenvolvimento e validação de metodologia para determinação de metais em amostras de água por espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES)**. 2015. 148p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP, São Paulo. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 30 out. 2018.

FAVARON, R. **Desenvolvimento de métodos voltamétricos para a determinação de zinco, cobre, chumbo, níquel, estanho e cromo em águas de efluentes de indústrias de galvanoplastia**. 2005. 157p. Tese (Doutorado em Química Analítica). Universidade de Campinas, IQ-UNICAMP, Campinas. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/249424/1/Favaron_Regiane_D.pdf>. Acesso em: 9 nov. 2018.

FERREIRA, A. P.; HORTA, M. A. P.; CUNHA, C. L. N. Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (garça-da-noite) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**. v.10, n.2, 2010. p.229-241.

FREIRIA, R. C. Aspectos históricos da legislação ambiental no Brasil: da ocupação e exploração territorial ao desafio da sustentabilidade. **História e Cultura**. v.4, n.3, dez. 2015. p.157-179.

FREITAS, E. V. C. et al. Índice de qualidade da água bruta do açude Gavião – município de Pacatuba. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26. Porto Alegre, 2011. **Anais...**

FURUSAWA, H. A. et al. Arsenic and selenium evaluation in human consumption destination water. In: RIO SYMPOSIUM ON ATOMIC SPECTROMETRY, 7. Florianópolis, SC, 2002. **Proceedings...**

GALVIN, R. M. Occurrence of metals in waters: an overview. **Water AS**. v.22, n.1, 1996. p.7-18.

GIAMPÁ, C. E. Q.; GONÇALVES, V. G. **Orientações para a utilização de águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo, 2005. Disponível em: <<http://www.abas.org/arquivos/aguasf.pdf>>. Acesso em: 24 out. 2018.

GOLOMBIESKI, J. I. et al. Qualidade da água no consórcio de peixes com arroz irrigado. **Ciência Rural**. v.35, n.6, nov.-dez. 2005. p.1263-1268. ISSN 0103-8478.

GOMES, J. L.; BARBIERI, J. C. Gerenciamento de recursos hídricos no Brasil e no estado de São Paulo: um novo modelo de política pública. **Cadernos EBAPE.BR**. v.2, n.3, dez. 2004. Disponível em: <<http://bibliotecadigital.fgv.br/ojs/index.php/cadernosebape/article/view/4892/3626>>. Acesso em: 25 nov. 2018.

GOMES, M. A. F. **Água: sem ela seremos o planeta Marte de amanhã**. [s.l.], 2011. Disponível em: <http://webmail.cnpma.embrapa.br/down_hp/464.pdf>. Acesso em: 24 out. 2018.

GONÇALVES, J. C. S. I. et al. Avaliação espaço-temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão, SP. **Ambi-Agua**. v.7, n.3, 2012. p.141-154.

GRANER, C. A. F.; ZUCCARI, M. L.; PINHO, S. Z. Determinação da demanda química de oxigênio em águas por espectrofotometria simultânea dos íons crômio (III) e dicromato. **Eclética Química**. v.23, 1998. p.31-44. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-46701998000100003>>. Acesso em: 12 jul. 2018.

GUILHERME, L. R. G. et al. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos Ci. Solo**. v.4, 2005. p.345-390.

HASUI, Y. Geologia da Folha de São Roque. **Boletim IG**. Instituto de Geociências, USP. v.6, 1975. p.157-183. Disponível em: <
<http://www.revistas.usp.br/bigusp/article/view/45231/48843>>. Acesso em: 13 nov. 2018.

HÉLLER, L. Relação entre saúde e saneamento na perspectiva do desenvolvimento. **Ciência & Saúde Coletiva**. v.3, n.2, 1998. p.73-84. Disponível em: <
<https://www.scielo.org/pdf/csc/1998.v3n2/73-84/pt>>. Acesso em: 24 out. 2018.

HESS, D.; TASA, D. G. **McKnight's Physical Geography: a landscape appreciation**. 11ed. Pearson, 2013. 688p.

HUECK, K. **As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica**. (tradução de Hans Reichardt). São Paulo: Ed. Polígono, 1972.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2010. **Contagem da população – sistema de recuperação de informações municipais**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm>.> Acesso em 14 nov. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Diretoria de Pesquisas (DPE). Coordenação de População e Indicadores Sociais (COPIS). **Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1º de julho de 2017**. Disponível em: <
ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2017/estimativa_dou_2017.pdf>. Acesso em: 23 mai. 2018.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). Desafios à gestão da água e do saneamento no Brasil foram tema de seminário do Ipea. **Ipea – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada**, 2 fev. 2018. Disponível em:

<http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&p;id=32270>. Acesso em: 25 nov. 2018.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DE ÁGUAS (IGAM). **Resumo executivo do monitoramento da qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2015**. Belo Horizonte: 2016. 179p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. São Paulo: ABES, 2005. 5.ed. 941 p.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton (EUA): CRC Press, 2001. 3.ed. 413p.

KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. Fósforo: de nutriente à poluente! **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**. v.8, n.8, set.-dez. 2012. p.1713-1721.
Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/6430/pdf>>. Acesso em: 23 nov. 2018.

KOBIYAMA, M.; MOTA, A. A.; CORSEUIL, C. W. **Recursos hídricos e saneamento**. Curitiba: Ed. Organic Trading, 2008. 1.ed. 160p.

KOBIYAMA, M.; MOTA, A. A.; MENECHINI, P. Influência do deslizamento em turbidez e sólidos totais na água do rio: estudo de caso da bacia do rio Cubatão do Norte, Santa Catarina. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18. Campo Grande, 2009. **Anais...**

LACERDA, L. D.; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos Avançados**. v.22, n.63, 2008. p.173-190.

LEITÃO FILHO, H.F. **Considerações sobre a florística das florestas tropicais e subtropicais do Brasil**. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, IPEF, ESALQ/USP. v.35, 1987. p.41-46.

LEITÃO, V. S. et al. Utilização do índice de qualidade de água (IQA) para monitoramento da qualidade de água em uma área de preservação ambiental.

Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria.

v.19, n.3, set.-dez. 2015. p.794-803.

LEMES, M. J. L. ***Avaliação de metais e elementos-traço em águas e sedimentos das bacias hidrográficas dos rios Mogi-Guaçu e Pardo.*** 2001. 215 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.

LESTER, J. N. ***Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes, vol. 1 – sources, analysis and legislation.*** Florida (EUA): CRC Press, 1987.

LIBÂNIO, M. et al. Avaliação da relevância do carbono orgânico total como parâmetro de caracterização de águas de abastecimento. ***RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos.*** v.5, n.4, out.-dez. 2000. p.41-55. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/275519629_AVALIACAO_DA_RELEVANCIA_DO_CARBONO_ORGANICO_TOTAL_COMO_PARAMETRO_DE_CARACTERIZACAO_DE_AGUAS_DE_ABASTECIMENTO>. Acesso em: 16 jul. 2018.

LIMA, S. L.; IZARIO FILHO, H. J.; CHAVES, F. J. M. Determinação de demanda bioquímica de oxigênio para teores $\leq 5 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$. ***Revista Analytica.*** n.25, 2006. p.52-57.

LIMA, Y. B. O.; CURY, J. A. Ingestão de flúor por crianças pela água e dentifrício. ***Revista de Saúde Pública.*** v.35, n.6, 2001. p.576-581.

MACÊDO, J. A. B. ***Introdução à química ambiental: química & meio ambiente & sociedade.*** Juiz de Fora: CRQ-MG: Jorge Macêdo, 2006. 2.ed. ISBN 85-901568-8-5. 1028 p.

MADEIRO, C. Com 12% da água doce mundial, o Brasil cuida bem dela? Entenda por que não. ***UOL Cotidiano,*** Maceió, 21 mar. 2015. Disponível em: <

<https://noticias.uol.com.br/cotidiano/ultimas-noticias/2015/03/21/com-12-da-agua-doce-mundial-o-brasil-cuida-bem-dela-veja-respostas.htm>>. Acesso em: 9 jan. 2019.

MANSOR, M. T. C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira-SP**. 2005. 171 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MANZOORI, J. L.; SOROURADDIN, M. H.; SHEMIRAN, F. Preconcentration and spectrophotometric determination of chromium (VI) and total chromium in drinking water by the sorption of chromium diphenylcarbazone with surfactant coated alumina. **Analytical Letters**. v.29, n.11, 1996.

MARÔCO, J. **Análise estatística com utilização do SPSS**. 3.ed. Edições Sílabo, 2007.

MATO, A. P. **Determinação de nitratos, nitritos e prováveis fontes de contaminação em águas de poços e sua influência na metemoglobinemia infantil**. 1996. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental). Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo.

MELO, A. C.; DIAS, V. Fósforo, o vilão dos rios. **Jornal da USP**. Ano 17, n.596, mai. 2002.

MENDONÇA, F.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. **Climatologia: noções básicas e climas do Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.

MONTEIRO, A. B.; DINIZ, J. A. O.; CORREIA FILHO, F. L. Regressão e validação do modelo de correlação entre CE e STD: uma contribuição ao estudo do Aquífero Cabeças. Sudeste da Bacia Sedimentar do Parnaíba – PI. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 18. 2014. **Anais...**

MONTEIRO, S. P. et al. Determinação de chumbo em águas de abastecimento utilizando filmes de bismuto crescidos *in situ* sobre eletrodos de pasta de carbono.

Orbital: The Electronic Journal of Chemistry. v.6, n.1, jan.-mar. 2014. p.29-38.

Disponível em:

<<http://www.orbital.ufms.br/index.php/Chemistry/article/view/568/pdf>>. Acesso em: 31 out. 2018.

MORAIS, J. L. R.; VIANA, M. A., COELHO, R. S. Avaliação dos índices de qualidade das águas dos principais rios do município de São Roque, SP. **Scientia Vitae.** v.2, n.7, ano 2, jan. 2015. p.40-49. Disponível em:

<www.revistaifsp.com/v2n7ano2_2015.htm>. Acesso em: 22 mai. 2018.

MORUZZI, R. B.; REALI, M. A. P. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – uma abordagem geral.

Revista de Engenharia e Tecnologia. v.4, n.1, abr. 2012. p.29-43. ISSN 2176-7270. Disponível em:

<<https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/134886/ISSN2176-7270-2012-04-01-29-43.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 01 nov. 2018.

NAIME, R.; FAGUNDES, R. S. Controle da qualidade da água de arroio Portão-RS.

Pesquisas em Geociências. v.32, n.1, 2005. p.27-35. ISSN 1807-9806. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/igeo/pesquisas/3201/03-3201.pdf>>. Acesso em: 03 jul. 2018.

NUVOLARI, A. (Coord.) **Esgoto sanitário:** coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola. São Paulo: Edgard Blucher, 2003. 1.ed. ISBN 85-212-0314-4. 520 p.

ODS. **Estratégia ODS:** o que são os ODS? 2015. Disponível em:

<<http://www.estrategiaods.org.br/o-que-sao-os-ods/>>. Acesso em: 25 nov. 2018

OLIVEIRA, C. L. **Estudo de esteróis como marcadores químicos em águas destinadas ao abastecimento público na região do rio Paraíba do Sul, SP.**

Desenvolvimento e validação de metodologia analítica. 2012. 168 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP, São Paulo. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 23 jul. 2018.

OLIVEIRA JR., G. et al. Avaliação do Índice de Qualidade da Água (IQA) às margens da rodovia brasileira (BR-135). **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**. v. 7, n. 3, 2013. p. 16-22.

OLIVEIRA, M. D. et al. **Qualidade da água em corpos d'água urbanos das cidades de Corumbá e Ladário e no rio Paraguai, MS**. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2002. (Circular Técnica n. 36).

OLIVEIRA, M. J.; ARAÚJO, W. M. C.; BORGIO, L. A. Quantificação de nitrato e nitrito em linguças do tipo frescal. **Ciênc. Tecnol. Aliment**. v.25, n.4, out.-dez. 2005. p.736-742. Disponível em: < <http://www.redalyc.org/html/3959/395940076018/>>. Acesso em: 21 jul. 2018.

OLIVEIRA, S. (Coord.) **Relatório de qualidade ambiental no Estado de São Paulo 3/4 1993**. São Paulo: CETESB, 1994. 50p.

OREA, D. G. **Evaluación de impacto ambiental**. Madrid (ESP): Editorial Agrícola Española, 1998. 206p.

ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD (OPS). **Guía para la calidad del agua potable**. v.1-2. Washington, DC (EUA): OPS, 1988.

ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD (OPS). **La salud y el ambiente en el desarrollo sostenible**. Publicación Científica, n. 572. Washington, DC (EUA): OPS, 2000.

OSICKA, R. M.; GIMÉNEZ, M. C. Determinación del contenido de sodio y potasio em aguas naturales subterráneas por fotometría de llama. In: COMUNICACIONES CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS. Universidad Nacional del Nordeste, Chaco (ARG), 2004. **Resumen**: E-068. Disponível em: <<http://www.unne.edu.ar/unnevieja/Web/cyt/com2004/8-Exactas/E-068.pdf>>. Acesso em: 9 nov. 2018.

PADARAUSKAS, A. et al. On-line preconcentration and determination of chromium (VI) in waters by high-performance liquid chromatography using pre-column complexation with 1,5-diphenylcarbazide. **Journal of Chromatography A**. v.808, n.1-2, 1998. p.193-199.

PAGANINI, W. S. **A identidade de um rio de contrastes: o Tietê e seus múltiplos usos**. 2.ed. São Paulo: Aesabesp, 2008. 254p.

PAZ, V. P. S.; TEODORO, R. E. F.; MENDONÇA, F. C. Recursos hídricos, agricultura irrigada e meio ambiente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.4, n.3, 2000. p.465-473.

PINEDA, M. D.; SCHÄFER, A. Adequação de critérios e métodos de avaliação da qualidade de águas superficiais baseada no estudo ecológico do rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência e Cultura**. v.39, 1987. p.198-206.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2005.

PORTO, R. L. (Org.) **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Edusp, 1991. 411 p.

PRELA-PANTANO, A.; BERTONCINI, E. I.; BARDIN-CAMPAROTTO, L. Levantamento e caracterização climática das localidades com cultivo de oliveiras no Estado de São Paulo. In: ENCONTRO DA CADEIA PRODUTIVA DE OLIVICULTURA, 3. Campinas, 2012. **Resumos...** Disponível em: <www.apta.sp.gov.br/trabalho_3encontro/2-PRELA-PANTANOetal.pdf>. Acesso em: 29 jun. 2018.

PROJETO ÁGUA. **Ecosistemas aquáticos**. 1998. Disponível em: <<http://www2.rantac.com.br/cardeal/ProjetoAgua.htm>>. Acesso em: 24 out. 2018.

RAMIRES, I.; BUZALAF, M. A. R. A fluoretação da água de abastecimento público e seus benefícios no controle da cárie dentária – cinquenta anos no Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**. v.12, n.4, 2007. p.1057-1065.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água**: tecnologia atualizada. São Paulo: Edgard Blucher, 1991.

RINO, C. A. F.; SAGGIORO, N. J.; HERCULIANI, L. A. Avaliação da qualidade das águas do rio Bauru – determinação de IQA. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21. João Pessoa, 2001. **Anais...**

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. v.1. São Paulo: Edusp, 1979.

RODRIGUES, J. O. et al. Modelos de concentração iônica em águas subterrâneas no Distrito de Irrigação Baixo Acaraú. **Rev. Ciên. Agron.** v.38, n.4, out.-dez. 2007. p.360-365.

ROSA, R. A. **Influência das feições geomorfológicas: Estância Turística de São Roque-SP**. 2011. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Geografia). Universidade Estadual de Londrina. Londrina.

RUTKOWSKI, E. **Desenhando a Bacia Ambiental: subsídios para planejamento das águas doces metropolitan(izad)as**. 1999. 168p. Tese (Doutorado em Estruturas Ambientais Urbanas), Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 25 out. 2018.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental**: conceitos e métodos. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

SANTOS, E. B. **Análise da qualidade da água de corpos d'água do município de São Roque/SP**. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Ciências Biológicas). Instituto Federal de São Paulo. São Roque.

SANTOS, E. B. et al. Avaliação da qualidade hídrica da microbacia do Ribeirão Guaçu, São Roque/SP, Brasil, adotando o IQA. *In*: ENCONTRO DE ENGENHARIA

SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18; SIMPOSIUM LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18. Porto (POR), 2018. **Anais...**

SANTOS, E. B. et al. Análise da qualidade da água de rios do município de São Roque, SP. **Scientia Vitae**. v.4, n.14, ano 4, set. 2016. p.2-12. Disponível em: <www.revistaifspsr.com/v4n14ano4_2016.htm>. Acesso em: 22 mai. 2018.

SANTOS, R. F. **Planejamento ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

SÃO PAULO (Estado). Constituição Estadual, de 05 de outubro de 1989. **Diário Oficial do Estado**. São Paulo, SP, 06 out. 1989.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, SP, 9 set. 1976. p.4.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991. Estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, SP, 31 dez. 1991. p.2.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 9.034, de 27 de dezembro de 1994. Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH, a ser implantado no período 1994 e 1995, em conformidade com a Lei n. 7.663, de 30/12/91, que instituiu normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos. **Diário Oficial do Estado**. São Paulo, SP, 28 dez. 1994. p.3.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. **Proposta do Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico – produto 4. Município: São Roque**. São Paulo: SSRH/CSAN, 2011. 26p. Disponível em: <http://www.saneamento.sp.gov.br/PMS/UGRHI10/PMS_SAOROQUE.pdf>. Acesso em: 16 nov. 2018.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. Universidade Estadual Paulista. **Águas subterrâneas no Estado de São Paulo. Diretrizes de utilização e proteção.** São Paulo: DAEE/LEBAC, 2013. 44p.

SCALIZE, P. S. et al. Correlação entre os valores de DBO e DQO no afluente e efluente de duas ETEs da cidade de Araraquara. In: EXPOSIÇÃO DE EXPERIÊNCIAS MUNICIPAIS EM SANEAMENTO, 8. Caxias do Sul, 2004. **Anais...**

SCHUMACHER, B. A. **Methods for determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments.** Las Vegas (EUA): US Environmental Protection Agency, 2002.

SILVA, D. B. **Qualidade de água e sedimento em reservatório.** 2016. 170 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP, São Paulo. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 23 jul. 2018.

SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS – SIGRH. **Caracterização geral da UGRHI 10:** capítulo I – conteúdo, tratamento e apresentação dos dados. 2000. Disponível em: <www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/6525/relsmstseg.pdf>. Acesso em: 23 mai. 2018.

SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS – SIGRH. **Relatório de situação dos recursos hídricos no Estado de São Paulo:** ano-base 2015. 6.ed. São Paulo: Coordenadoria de Recursos Hídricos, 2017. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/ckfinder/files/RSE_2016_Final_Recursos_Hidricos.pdf>. Acesso em: 25 out. 2018.

STELLATO, T. B. **Avaliação da qualidade da água superficial e subterrânea da área de instalação do futuro reator multipropósito brasileiro – RMB, como uma ferramenta para obtenção da licença de instalação.** 2018. 209 p. Dissertação

(Mestrado em Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP, São Paulo. Disponível em: <www.teses.usp.br>. Acesso em: 22 mai. 2018.

SUSSULINI, A.; ARRUDA, M. A. Z. Determinação de cromo (VI) por espectrometria de absorção atômica com chama após a extração e pré-concentração no ponto nuvem. **Ecl. Quím.** v.31, n.1, 2006. p.73-80. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/%0D/eq/v31n1/29332.pdf>>. Acesso em: 31 out. 2018.

TEIXEIRA, E. C.; SENHORELO, A. P. Avaliação de correlação entre turbidez e concentração de sólidos suspensos em bacias hidrográficas com uso e ocupação diferenciada. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Porto Alegre, 2000. **Anais...** Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/v-013.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2018.

TELLES, D. A. (Org.). **Ciclo ambiental da água: da chuva à gestão**. 1.ed. São Paulo: Blucher, 2012. 504 p.

TIBURTIUS, E. R. L.; PERALTA-ZAMORA, P.; LEAL, E. S. Contaminação de águas por BTXs e processos utilizados na remediação de sítios contaminados. **Quím. Nova** [online]. v.27, n.3, 2004. p.441-446. ISSN 0100-4042. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422004000300014>>. Acesso em: 22 mai. 2018.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Sci. Agric.** v.59, n.1, jan.-mar. 2002. p.181-186. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162002000100026>. Acesso em: 12 nov. 2018.

TUROLLA, F. **Política de Saneamento Básico: avanços recentes e opções futuras de políticas públicas**. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2002. v.2. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/pub/td/2002/td_0922.pdf>. Acesso em: 25 out. 2018.

UMBUZEIRO, G. A.; LORENZETTI, M. L. **Fundamentos da gestão da qualidade das águas superficiais** – Resolução CONAMA 357/2005. Limeira: Biblioteca da Unicamp CPEA, 2009. p.5-7.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAM – UNEP. **Chemicals: global mercury assessment**. Geneva (SUI), 2002.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP. **Eclética Química**. v.22, 1997. p.49-66. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-46701997000100005>>. Acesso em: 12 jul. 2018.

VALLADARES NETO, J. et al. BoxPlot: um recurso gráfico para a análise e interpretação. **Rev. Odontol. Bras. Central**. v.26, n.76, 2017. p.1-6.

VASCONCELLOS, F. C. S.; IGANCI, J. R. V.; RIBEIRO, G. A. Qualidade microbiológica da água do rio São Lourenço, São Lourenço do Sul, Rio Grande do Sul. **Arq. Inst. Biol.** v.73, n.2, abr.-jun. 2006. p.177-181. Disponível em: <http://www.biologico.sp.gov.br/uploads/docs/arq/V73_2/vasconcellos.PDF>. Acesso em: 18 jul. 2018.

VIGLIO, E. P. et al. Prospecção geoquímica de baixa densidade de flúor em bacias da margem direita do rio São Francisco – norte de MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 13; SIMPÓSIO DE GEOQUÍMICA DOS PAÍSES DO MERCOSUL, 3. Gramado, 2011. **Anais...** p.1951-1954.

VON SPERLING, M. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: UFMG, 2007. v.7. 452 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996. 452 p. ISBN 85-7041-114-6.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias:** introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2005. 452 p.

WALDE, D. H. G. Geologia do ferro. *In: Principais depósitos minerais do Brasil.* v.2. 1985.

WEINER, E. R. **Applications of environmental aquatic chemistry: a practical guide.** 2007. Disponível em: <<http://faculty.ksu.edu.sa/Almutaz/Documents/ChE-438/Applications%20of%20Environmental%20Aquatic%20Chemistry.pdf>>. Acesso em: 28 nov. 2018.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Cadmium.** Environmental Health Criteria 134. Geneva (SUI): World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (IPCS), 1992a.

APÊNDICE – Estatística descritiva para as variáveis avaliadas no estudo da qualidade das águas da microbacia do Ribeirão Guaçu (São Roque, SP).

Parâmetro		A	C	M	G1	G2	G3	G4
STD (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	170	193	363	200	318	220	280
	mediana	160	195	365	258	215	220	280
	mínimo	110	140	280	130	210	170	180
	máximo	280	230	430	460	770	250	390
temperatura (°C)	n	7	7	7	7	7	7	7
	média	20,6	21,7	23,2	21,2	21,9	21,4	22,6
	mediana	21,5	22,7	23,0	22,1	22,1	21,8	24,0
	mínimo	14,2	15,2	20,0	15,2	16,9	16,9	16,5
	máximo	24,5	25,4	25,9	25,1	24,2	25,0	25,5
turbidez (UNT)	n	7	7	7	7	7	7	7
	média	21,18	14,02	13,94	17,84	52,88	26,10	23,73
	mediana	12,55	8,60	7,62	10,25	25,00	18,95	19,45
	mínimo	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	máximo	49,20	29,40	35,30	38,30	209,00	73,70	41,60
condutividade (µS.cm ⁻¹)	n	7	7	7	7	7	7	7
	média	165,1	237,0	498,9	185,5	277,6	260,8	412,6
	mediana	155,9	250,2	504,8	182,1	264,2	266,0	479,9
	mínimo	133,5	155,6	368,6	90,0	195,4	161,6	254,7
	máximo	227,7	300,1	719,3	277,5	349,0	313,3	619,1
pH	n	7	7	7	7	7	7	7
	média	7,20	7,12	7,47	7,13	7,29	7,23	7,51
	mediana	7,46	7,44	7,62	7,45	7,39	7,33	7,49
	mínimo	5,93	5,47	6,34	5,51	6,28	6,24	6,55
	máximo	7,65	8,02	8,16	7,68	8,19	7,94	8,38
Al (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	1,18	0,45	0,50	1,25	4,42	2,46	1,56
	mediana	0,45	0,80	0,80	0,46	1,97	1,23	0,62
	mínimo	0,20	0,10	0,10	0,01	0,02	0,20	0,28
	máximo	4,10	1,50	1,50	4,29	17,90	7,21	5,69
Ba (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	0,069	0,080	0,125	0,075	0,094	0,078	0,074
	mediana	0,051	0,065	0,135	0,032	0,087	0,077	0,074
	mínimo	< LQ	< LQ	< LQ				
	máximo	0,100	0,100	0,200	0,206	0,112	0,116	0,142
Cd (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	0,008	0,008	0,007	-	0,058	0,006	0,008
	mediana	0,008	0,008	0,007	-	0,058	0,006	0,008

	mínimo	< LQ						
	máximo	0,008	0,008	0,007	< LQ	0,058	0,006	0,008
Pb (mg.L ⁻¹)	n	5	5	5	5	5	5	5
	média	0,081	0,157	0,052	0,006	0,008	0,004	0,049
	mediana	0,081	0,157	0,004	0,006	0,008	0,004	0,005
	mínimo	< LQ						
	máximo	0,158	0,157	0,148	0,006	0,008	0,004	0,140
Cu (mg.L ⁻¹)	n	5	5	5	5	5	5	5
	média	0,038	0,035	0,036	0,046	0,030	-	0,038
	mediana	0,038	0,035	0,036	0,046	0,030	-	0,038
	mínimo	< LQ						
	máximo	0,039	0,038	0,038	0,046	0,030	< LQ	0,038
Cr (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	5	5	5
	média	0,040	0,040	0,030	0,048	-	-	0,019
	mediana	0,040	0,040	0,030	0,048	-	-	0,019
	mínimo	< LQ						
	máximo	0,040	0,040	0,030	0,048	< LQ	< LQ	0,020
Fe (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	1,76	1,38	0,96	1,75	2,29	1,76	1,13
	mediana	0,99	1,08	0,72	1,39	1,54	1,12	1,01
	mínimo	0,87	0,78	0,53	0,89	0,65	0,70	0,32
	máximo	4,18	2,82	1,81	4,07	5,82	5,08	1,59
P (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	0,43	0,45	0,60	0,48	0,45	0,34	1,14
	mediana	0,37	0,54	0,62	0,36	0,45	0,27	1,08
	mínimo	< LQ	0,16					
	máximo	0,75	0,71	0,84	0,95	0,83	0,66	2,45
Mn (mg. L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	0,110	0,147	0,329	0,125	0,211	0,217	0,191
	mediana	0,106	0,124	0,328	0,116	0,200	0,251	0,199
	mínimo	0,097	0,111	0,197	0,098	0,096	0,076	0,067
	máximo	0,147	0,272	0,541	0,148	0,269	0,298	0,289
Hg (mg.L ⁻¹)	n	2	2	2	2	2	2	2
	média	-	-	-	-	-	-	0,0283
	mediana	-	-	-	-	-	-	0,0283
	mínimo	< LQ	0,0056					
	máximo	< LQ	0,0510					
Ni (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	0,039	0,038	0,040	0,043	0,036	0,030	0,037
	mediana	0,039	0,038	0,040	0,043	0,036	0,030	0,037
	mínimo	< LQ						
	máximo	0,044	0,044	0,038	0,047	0,040	0,042	0,041
K	n	6	6	6	6	6	6	6

(mg.L ⁻¹)	média	4,65	5,26	7,78	5,04	6,13	5,41	9,63
	mediana	4,71	5,26	7,76	4,93	5,55	5,52	9,17
	mínimo	3,68	4,59	6,57	3,79	4,92	5,05	4,90
	máximo	5,49	5,74	9,00	6,35	9,60	5,65	16,80
Na (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	11,14	13,91	28,72	12,38	16,19	13,50	27,16
	mediana	9,30	14,20	29,10	10,05	15,54	14,26	24,49
	mínimo	7,38	9,40	17,83	8,00	10,29	8,64	11,50
Zn (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	0,031	0,024	0,038	0,035	0,040	0,031	0,036
	mediana	0,022	0,010	0,030	0,020	0,030	0,030	0,040
	mínimo	< LQ						
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	10,789	18,679	39,619	12,644	19,161	18,315	30,545
	mediana	9,853	19,876	35,899	13,035	18,900	17,223	29,905
	mínimo	7,190	10,870	23,033	8,405	9,600	8,199	14,520
F ⁻ (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	0,178	0,248	0,306	0,175	0,222	0,213	0,349
	mediana	0,176	0,229	0,331	0,193	0,201	0,194	0,420
	mínimo	< LQ						
PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	-	-	-	-	-	-	1,090
	mediana	-	-	-	-	-	-	1,090
	mínimo	< LQ						
SO ₄ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	5,035	5,553	10,637	4,961	6,802	6,556	11,321
	mediana	4,453	5,621	8,920	4,787	6,949	6,584	9,505
	mínimo	3,685	4,097	6,229	3,490	4,844	4,680	6,248
NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	1,559	1,052	1,924	1,371	2,251	2,028	5,947
	mediana	1,547	0,814	1,907	1,212	1,863	2,062	2,297
	mínimo	0,937	0,208	0,525	0,841	< LQ	0,882	< LQ
NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	-	-	0,455	-	0,235	0,308	0,737
	mínimo	< LQ						

	máximo	< LQ	< LQ	0,730	< LQ	0,347	0,406	1,845
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	n	4	4	4	4	4	4	4
	média	5,8	11,2	16,6	7,3	8,9	5,0	21,9
	mediana	3,7	6,5	18,7	7,5	6,4	5,3	13,9
	mínimo	2,0	3,9	3,9	3,0	5,0	2,5	6,7
	máximo	14,0	28,0	25,0	11,0	18,0	7,0	53,0
COT (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	4,3	5,0	4,3	4,2	4,1	3,9	6,4
	mediana	4,2	5,1	4,2	4,1	3,9	4,2	6,8
	mínimo	2,6	3,9	3,0	3,0	3,5	2,9	2,8
	máximo	5,6	5,9	5,7	5,1	5,8	4,7	11,0
OD (mg.L ⁻¹)	n	7	7	7	7	7	7	7
	média	8,3	7,4	6,0	7,5	6,5	7,4	8,0
	mediana	8,0	7,4	6,3	7,8	6,1	8,4	8,7
	mínimo	6,0	5,0	1,8	4,6	3,8	3,9	3,0
	máximo	10,9	9,9	8,4	10,4	9,9	9,4	11,7
DBO (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	9	10	14	6	9	9	12
	mediana	7	11	13	7	11	10	11
	mínimo	2	3	11	2	2	3	3
	máximo	20	14	21	10	13	18	21
DQO (mg.L ⁻¹)	n	6	6	6	6	6	6	6
	média	15	19	34	16	23	21	24
	mediana	10	19	32	17	24	22	24
	mínimo	4	8	25	4	4	8	11
	máximo	32	32	50	27	44	35	40
coliformes totais (NMP/100 mL)	n	5	5	5	5	5	5	5
	média	5,56.10 ⁶	5,74.10 ⁵	4,86.10 ⁶	2,8.10 ⁶	2,47.10 ⁶	2,31.10 ⁶	2,25.10 ⁷
	mediana	2,5.10 ⁶	5,5.10 ⁵	2,8.10 ⁶	9,6.10 ⁵	2,4.10 ⁶	2,5.10 ⁶	3.10 ⁶
	mínimo	8,4.10 ⁵	1,5.10 ⁵	9,8.10 ⁴	4,1.10 ⁵	1,3.10 ⁵	5,2.10 ⁴	8,4.10 ⁵
	máximo	2,1.10 ⁷	1,01.10 ⁶	1,7.10 ⁷	9,3.10 ⁶	4,6.10 ⁶	3,7.10 ⁶	1,01.10 ⁸
coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)	n	5	5	5	5	5	5	5
	média	5,4.10 ⁵	1,16.10 ⁵	6,23.10 ⁵	6,72.10 ⁵	8.10 ⁶	7,74.10 ⁵	4,24.10 ⁶
	mediana	3,7.10 ⁵	1,05.10 ⁵	7,35.10 ⁵	2,3.10 ⁵	6,3.10 ⁵	5,2.10 ⁵	1,3.10 ⁶
	mínimo	2,1.10 ⁵	< 10 ⁵	< 10 ⁵	1,3.10 ⁵	5,2.10 ⁴	3.10 ⁴	2.10 ⁵
	máximo	1,4.10 ⁶	2.10 ⁵	10 ⁶	1,4.10 ⁶	2,1.10 ⁶	2,1.10 ⁶	1,6.10 ⁷



INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
Diretoria de Pesquisa, Desenvolvimento e Ensino
Av. Prof. Lineu Prestes, 2242 – Cidade Universitária CEP: 05508-000
Fone/Fax(0XX11) 3133-8908
SÃO PAULO – São Paulo – Brasil
<http://www.ipen.br>

**O IPEN é uma Autarquia vinculada à Secretaria de Desenvolvimento, associada
à Universidade de São Paulo e gerida técnica e administrativamente pela
Comissão Nacional de Energia Nuclear, órgão do
Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação.**