

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE ENGENHARIA
CÂMPUS DE ILHA SOLTEIRA**

NATASHA ULHIANA FERREIRA RIBEIRO

**DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PARANÁ EM APARECIDA
DO TABOADO - MS**

Ilha Solteira
2021

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

NATASHA ULHIANA FERREIRA RIBEIRO

**DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PARANÁ EM
APARECIDA DO TABOADO - MS**

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – UNESP como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Engenharia Civil, na área de Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais.

Orientador
Prof. Dr. Sérgio Luís de Carvalho

FICHA CATALOGRÁFICA
Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

Ribeiro, Natasha Ulhiana Ferreira.
R484d Diagnóstico da qualidade da água do Rio Paraná em Aparecida do Taboado -
MS / Natasha Ulhiana Ferreira Ribeiro. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2021
83 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de
Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Recursos Hídricos e
Tecnologias Ambientais, 2021

Orientador: Sérgio Luis de Carvalho
Inclui bibliografia

1. Índice de qualidade das águas. 2. CONAMA 357. 3. Efluentes domésticos.
4. Balneabilidade. 5. Poluição das águas.


Raiane da Silva Santos

Supervisora Técnica de Seção
Serviço Técnico de Referência, Atendimento ao usuário e Documentação
Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação
CRB/3 - 9990

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Ilha Solteira

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Diagnóstico da Qualidade da Água do Rio Paraná em Aparecida do Taboado - MS

AUTORA: NATASHA ULHIANA FERREIRA RIBEIRO

ORIENTADOR: SERGIO LUIS DE CARVALHO

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

Prof. Dr. SERGIO LUIS DE CARVALHO (Participação Virtual)
Departamento de Biologia e Zootecnia / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP

Profa. Dra. JULIANA HELOISA PINÉ AMÉRICO PINHEIRO (Participação Virtual)
Departamento de Ciências Ambientais / Universidade Brasil

Prof. Dr. VITOR MATHEUS BACANI (Participação Virtual)
Campus Universitário de Três Lagoas / Universidade Federal do Mato Grosso do Sul - UFMS

Ilha Solteira, 26 de janeiro de 2021

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha mãe, avó e irmão pelo apoio na minha decisão de realizar um mestrado acadêmico apesar das dificuldades.

Agradeço aos amigos que fiz no programa, Amanda, João e Juliana, por tornarem todas as dificuldades desta etapa mais tranquilas e todos os momentos bons ainda melhores. Nossas rodas de conversas, risadas e comidas gostosas foram essenciais para que eu gostasse tanto da pós-graduação.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Sérgio Luís de Carvalho, por todo o apoio e conhecimento fornecidos durante o programa e por toda a leveza com que conduziu nossa pesquisa.

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

“O segredo de qualquer conquista é a coisa mais
simples do mundo: o que fazer com ela”.
Paulo Coelho

RESUMO

A redução da disponibilidade quali-quantitativa da água no mundo relaciona-se diretamente a diversas atividades antrópicas, entre elas o despejo de efluentes sanitários nos recursos hídricos. Desta forma, é importante realizar o monitoramento da qualidade das águas por meio de parâmetros físicos, químicos e biológicos como ferramenta para a gestão hídrica. O rio Paraná, localizado na sub-bacia do Rio Grande, no município de Aparecida do Taboado – MS, recentemente começou a receber efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto da cidade. O emissário está inserido em área de balneabilidade próxima a ranchos. Neste contexto, a presente pesquisa teve como objetivo monitorar a qualidade da água do rio Paraná antes do início do lançamento de esgotos tratados, permitindo avaliar o seu futuro impacto. As coletas foram realizadas em quatro pontos amostrais, com periodicidade mensal, de agosto de 2019 a fevereiro de 2020. Foi utilizado o Índice de Qualidade das Águas (IQA_{CETESB}). Os parâmetros avaliados foram: pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), turbidez, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total, fósforo total (PT), *Escherichia coli* e sólidos totais (ST). A água do rio Paraná apresentou boa qualidade em todos os meses monitorados ($72 \leq \text{IQA}_{\text{CETESB}} \leq 91$) e melhora no período de estiagem. A maioria das amostras em relação aos parâmetros turbidez, ST, pH, OD e *Escherichia coli* estiveram em concordância com o estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05. No entanto, 57% e 61% não atenderam à legislação para DBO e PT, respectivamente, explicado pela grande quantidade de bovinos no entorno do rio. Não foi encontrado *Escherichia coli* nas amostras, resultado importante por se tratar de uma área de balneabilidade. O lançamento de efluentes sanitários tratados pode propiciar a piora na qualidade da água, sobretudo interferir nas atividades de recreação de contato primário, importantes para a economia local. Recomenda-se o monitoramento da qualidade da água do rio Paraná posteriormente ao lançamento.

Palavras-chave: Índice de qualidade das águas. CONAMA 357. Efluentes domésticos. Balneabilidade. Poluição das águas.

ABSTRACT

The reduction in the qualitative and quantitative availability of water in the world is directly related to several anthropic activities, among them the discharge of sanitary effluents in the water resources. Thus, it is important to carry out water quality monitoring through physical, chemical, and biological parameters as a tool for water management. The Paraná River, located in the Rio Grande sub-basin, in the municipality of Aparecida do Taboado - MS, recently started receiving effluents from the city's Wastewater Treatment Plant. The emissary is inserted in a bathing area close to ranches. In this context, the present research aimed to monitor the water quality of the Paraná River before the start of the release of treated sewage, allowing the evaluation of its future impact. The samplings were carried out at four points, monthly, from August 2019 to February 2020. The Water Quality Index (WQI_{CETESB}) was used. The parameters evaluated were: pH, temperature, dissolved oxygen (DO), turbidity, biochemical oxygen demand (BOD), total nitrogen, total phosphorus (TP), *Escherichia coli* and total solids (TS). The water from the Paraná River showed good quality in all monitored months ($72 \leq WQI_{CETESB} \leq 91$) and improved during the dry season. Most of the samples concerning the parameters turbidity, TS, pH, DO and *Escherichia coli* were in agreement with what was established by CONAMA Resolution n 357/05. However, 57% and 61% did not comply with the legislation for BOD and TP, respectively, explained by a large number of cattle around the river. *Escherichia coli* was not found in the samples, an important result because it is a bathing area. The release of treated sanitary effluents can lead to worsening water quality, especially interfering with primary contact recreation activities, which are important for the local economy. Monitoring the water quality of the Paraná River is recommended after the release.

Keywords: Water quality index. CONAMA 357. Domestic effluents. Bathing. Water pollution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	- Zonas de autodepuração e estágios de sucessão ecológica em um corpo de água	19
Figura 2	- Vegetação às margens do rio Paraná.....	38
Figura 3	- Pontos de amostragem no córrego Rondinha.....	39
Figura 4	- Pontos de amostragem no rio Paraná.....	40
Figura 5	- Curvas médias de variação de qualidade das águas.....	44
Figura 6	- Temperaturas mínima e máxima mensais referentes a uma série histórica de 30 anos para a cidade de Aparecida do Taboado – MS	49
Figura 7	- Precipitação total mensal referente a uma série histórica de 30 anos para a cidade de Aparecida do Taboado – MS	49
Figura 8	- Variação temporal e espacial dos valores de temperatura das amostras de água analisadas	51
Figura 9	- Valores de temperatura nas amostras de água analisadas. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	51
Figura 10	- Variação temporal e espacial dos valores de turbidez das amostras de água analisadas	53
Figura 11	- Valores de turbidez nas amostras de água analisadas. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	53
Figura 12	- Variação temporal e espacial dos valores de ST das amostras de água analisadas	54
Figura 13	- Concentrações de ST nas amostras de água analisadas. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	55
Figura 14	- Variação temporal e espacial dos valores de pH das amostras de água analisadas	56
Figura 15	- Valores de pH nas amostras de água analisadas. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	56
Figura 16	- Variação temporal e espacial dos valores de OD das amostras de água analisadas	58
Figura 17	- Concentrações de OD nas amostras de água analisadas. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	58
Figura 18	- Variação temporal e espacial dos valores de DBO das amostras de água analisadas	59
Figura 19	- Concentrações de DBO nas amostras de água analisadas. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	60
Figura 20	- Vegetação nas margens dos pontos (A) P4, (B) P5 e (C) P6 no rio Paraná	61
Figura 21	- Variação temporal e espacial dos valores de PT das amostras de água analisadas	62

Figura 22	- Concentrações de DBO nas amostras de água analisadas. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	63
Figura 23	- Variação temporal e espacial dos valores de NT das amostras de água analisadas	64
Figura 24	- Concentrações de DBO nas amostras de água analisadas. Os <i>boxplots</i> apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e <i>outliers</i>	64

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	- Uso das águas doces conforme classe de enquadramento	23
Quadro 2	- Coordenadas geográficas dos pontos P1, P2 e P3	35
Quadro 3	- Coordenadas geográficas dos pontos P4, P5, P6 e P7.....	41
Quadro 4	- Métodos (precisão) e equipamentos utilizados nas análises dos parâmetros	42
Quadro 5	- Classificação das faixas de IQA _{CETESB}	44
Quadro 6	- Valores do IQA _{CETESB} para os pontos amostrais P1, P2 e P3, coletados e analisados em julho de 2019	48
Quadro 7	- Resultados do IQA _{CETESB} dos pontos amostrais de P4 a P7	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Parâmetros e pesos relativos do IQA _{CETESB}	43
Tabela 2	- Informações sobre os dias de amostragem	45
Tabela 3	- Valores dos parâmetros de qualidade da água do córrego Rondinha	47
Tabela 4	- Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água analisados nos pontos P4, P5, P6 e P7 do rio Paraná	50

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	REVISÃO DA LITERATURA.....	15
2.1	QUALIDADE DA ÁGUA	15
2.1.1	Eutrofização	16
2.1.2	Autodepuração	18
2.2	ENQUADRAMENTO DOS CORPOS HÍDRICOS	20
2.3	CLASSIFICAÇÃO DOS CORPOS HÍDRICOS	22
2.4	ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS (IQA).....	24
2.5	PARÂMETROS UTILIZADOS NO CÁLCULO DO IQA.....	25
2.5.1	Parâmetros físicos.....	25
2.5.2	Parâmetros químicos	29
2.5.3	Parâmetro biológico	33
2.6	INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO NA QUALIDADE DA ÁGUA	35
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	37
3.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	37
3.2	PONTOS DE AMOSTRAGEM	40
3.3	ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS E ANÁLISES LABORATORIAIS.....	41
3.4	PERÍODO E FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM.....	45
3.5	COLETA DAS AMOSTRAS	45
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5	CONCLUSÕES	67
	REFERÊNCIAS	68

1 INTRODUÇÃO

A água proporciona múltiplos usos indispensáveis à sobrevivência dos seres vivos e à qualidade da vida humana, tais como a dessedentação animal, a preservação da vida aquática, o consumo humano, a irrigação agrícola, o abastecimento industrial, a produção de energia elétrica e as atividades de lazer e recreação (BARROS; BARRETO; LIMA, 2012; JOHN *et al.*, 2014; NOORI *et al.*, 2019). Entretanto, a urbanização e a intensificação das atividades produtivas que acompanham o crescimento populacional resultam em situações de estresse hídrico e ambiental (OLIVEIRA *et al.*, 2019; BEGA *et al.*, 2020). A estes fatores somam-se os impactos decorrentes das influências antrópicas nos sistemas hídricos, por meio de ações como o despejo inadequado de águas residuárias domésticas e/ou industriais (RIBEIRO; BEGA; CARVALHO, 2020; SOUZA *et al.*, 2020).

Nas últimas décadas, as discussões sobre o manejo e a preservação dos recursos hídricos têm crescido cada vez mais, buscando metas ambientais baseadas no desenvolvimento sustentável (SOUZA; SILVA; DIAS, 2012; SARTONI; LATRÔNICO; CAMPOS, 2014) que, segundo Brundtland (1987), é aquele que atende as necessidades do presente sem comprometer as possibilidades de as gerações futuras atenderem suas próprias necessidades. Assim, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) estabeleceu, por meio da Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, os objetivos e instrumentos regulatórios e econômicos que norteiam a gestão hídrica brasileira, tendo como base a sustentabilidade dos recursos hídricos. A classificação das águas superficiais e o enquadramento dos corpos de água em classes de qualidade são alguns dos instrumentos relacionados ao sistema de gestão supracitado (BRASIL, 2005; PIZELLA; SOUZA, 2007).

O Brasil, apesar de rico em disponibilidade hídrica, possui diversas regiões que apresentam problemas relacionados ao tratamento ineficiente das águas residuárias pelas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), o que afeta a qualidade das águas receptoras, tornando necessário um processo de monitoramento no país (AMARO, 2009; GUEDES *et al.*, 2012). Inúmeros estudos vêm sendo realizados com o objetivo de determinar a qualidade das águas superficiais pelo acompanhamento de parâmetros físicos, químicos e biológicos, além da aplicação de índices (ROCHA;

FREITAS; SILVA, 2014; SKIDER *et al.*, 2015; BEGA *et al.* 2020; SOUZA *et al.*, 2020). No âmbito nacional, o Índice de Qualidade das Águas utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (IQA_{CETESB}) trata-se de uma importante ferramenta no monitoramento da qualidade das águas superficiais (BEGA, 2020).

Contudo, como os corpos de água são sistemas complexos que formam a bacia hidrográfica, a sua gestão deve levar em consideração toda a bacia, relacionando as variáveis externas (e.g., precipitação pluviométrica, aporte de matéria orgânica, tipo de poluição (difusa ou pontual) e conservação da mata ciliar) com os parâmetros analisados (TOLEDO; NICOLELLA, 2002; CAVALCANTI; MARQUES, 2016). Não obstante, visto que a eutrofização é reconhecida como um dos maiores problemas que concernem a qualidade da água e pode ser acelerada pelas atividades antrópicas (BARRETO *et al.*, 2013), torna-se imprescindível conhecer as características do meio que recebe grande aporte de nutrientes, estimando a quantidade de efluentes tratados que o rio é capaz de receber sem que suas características naturais sejam prejudicadas (GUEDES; TERAN; GUEDES, 2019). Em outros termos, determinar a sua capacidade de autodepuração.

A nascente do rio Paraná, pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio Paraná e localizada no município de Aparecida do Taboado, Mato Grosso do Sul, atualmente recebe os efluentes tratados da ETE localizada na cidade. No entanto, o lançamento começou em agosto de 2020. No planejamento deste trabalho, a situação era iminente. Neste contexto, a presente pesquisa teve por objetivo avaliar a qualidade da água do ponto de lançamento e de localidades em seu entorno, a fim de fornecer uma base documental e subsídios para posterior aferição das mudanças provocadas na qualidade do rio pelo funcionamento do sistema de esgotamento sanitário empregado.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 QUALIDADE DA ÁGUA

A água, um dos principais recursos naturais do planeta, é essencial para a sobrevivência de todas as formas de vida devido à sua presença em diversos processos físicos, químicos e biológicos, além de necessária a múltiplas atividades antrópicas (e.g., abastecimento, usos industrial e agrícola, geração de energia elétrica, turismo, lazer e pesca). No entanto, é também uma das principais formas de difusão de agentes patogênicos (SAAD *et al.*, 2007), causada pelo uso desequilibrado e insustentável provocado por atividades agrícolas, pecuárias e de urbanização. Tais atividades têm como consequência a degradação dos recursos hídricos e do habitat aquático, o aumento da poluição das águas e a diminuição de sua biodiversidade, comprometendo a garantia de aproveitamento dos recursos hídricos para a presente e futuras gerações (BRITES, 2010; SOARES; FERREIRA, 2017). Consequentemente, podem conduzir, ainda, a prejuízos econômicos (e.g., redução da pesca e aumento do custo de aquisição e tratamento da água) (ZANINI *et al.*, 2010).

Além da quantidade e qualidade das águas superficiais dependerem dos processos naturais (i.e., condições geológicas, geomorfológicas, intensidade das precipitações, intemperismo, cobertura vegetal e escoamento superficial), as atividades antrópicas interferem de maneira significativa, gerando numerosos impactos sobre esse recurso natural, sobretudo por meio do lançamento de esgotos e resíduos urbanos e industriais (MARTINS, 2009; PINTO *et al.*, 2009; SILVA *et al.*, 2018). Um fator agravante para a degradação das águas por meio do despejo de efluentes domésticos diz respeito à ausência e/ou à escassez de coleta e tratamento de esgotos, podendo afetar sua composição e, por conseguinte, sua qualidade. Portanto, as bacias hidrográficas localizadas próximas a áreas urbanas são caracterizadas pela vulnerabilidade a estes lançamentos (FINKLER *et al.*, 2015), havendo a demanda constante de estudos de monitoramento e atenção especial de gestores ambientais (MARQUES *et al.*, 2007; SANTOS *et al.*, 2018).

O monitoramento dos recursos hídricos é realizado de forma contínua ou periódica e pode ser definido como a medição ou a verificação de parâmetros de qualidade e quantidade de água, permitindo a caracterização e análise de tendências

em bacias hidrográficas (BRASIL, 2005; LEITÃO *et al.*, 2015). Ressalta-se, entretanto, que o termo “qualidade da água” não diz respeito, necessariamente, a um estado de pureza, mas simplesmente às suas características químicas, físicas e biológicas (MELO; NEPOMUCENO, 2017). Todavia, Brites *et al.* (2004) o definiram como um padrão o mais próximo possível do natural da água ou, em outras palavras, como ela se encontra nas nascentes, antes da interferência do homem.

Os problemas de poluição da água surgem quando a produção de resíduos ultrapassa a sua capacidade de reciclagem ou diluição natural (BRITES *et al.*, 2004) e são influenciados pela precipitação, uso do solo e atividades antrópicas (LIU; MAO, 2020). Na avaliação dos impactos resultantes da poluição, duas principais fontes devem ser consideradas: pontual e difusa (CANTER, 2018; BEGA *et al.*, 2020). O aporte de poluentes de fontes difusas ocorre de forma indireta e intermitente (i.e., pela dependência com a precipitação: escoamento agrícola, deposição atmosférica e águas pluviais urbanas). Tais fontes estão intimamente associadas à geologia, ao uso do solo e à morfologia da bacia (LIMA *et al.*, 2016; FERREIRA; MÜHLENHOFF; FERNANDES, 2018). Por sua vez, as fontes de poluição pontuais são passíveis de serem identificadas (CETESB, 2018a). Os poluentes atingem o corpo de água de forma concentrada no espaço, com localização definida e, frequentemente, regime contínuo de produção (SILVA, 2015; BEGA, 2020). De acordo com Lima *et al.* (2016) e Silva (2015), os efluentes industriais e as águas residuárias são as maiores fontes artificiais de poluição pontual de corpos hídricos. A sua caracterização é realizada por meio da avaliação qualitativa e quantitativa dos efluentes líquidos, a fim de avaliar o possível impacto do lançamento no corpo receptor (CETESB, 2018a).

2.1.1 Eutrofização

Os nutrientes nitrogênio e fósforo são importantes para o correto funcionamento dos ecossistemas aquáticos, essenciais aos processos biológicos e à cadeia alimentar. Entretanto, quando descarregados em altas concentrações nas águas superficiais, associados às condições de luminosidade e hidráulica (velocidade do escoamento) (ZANINI *et al.*, 2010), provocam o enriquecimento do meio, fenômeno

denominado eutrofização (BRAGA *et al.*, 2005; BARRETO *et al.*, 2013), podendo ser natural ou artificial.

Na eutrofização natural o processo é lento (desenvolvimento gradual) e contínuo, resultante do aporte de nutrientes carregados pelas águas de chuvas que lixiviam a superfície terrestre (SCHIEWER, 1997; RIVERA, 2003; MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010). Nesta condição, sem a interferência das atividades antrópicas, os corpos hídricos profundos e com baixa produtividade biológica sofrem transformação, tornando-se rasos, com alta produtividade e enriquecidos por nutrientes. Por outro lado, a eutrofização artificial é causada pelo uso e ocupação do solo em áreas de entorno de corpos hídricos, consequência das atividades antrópicas de diferentes origens, como, por exemplo, geração de efluentes sanitários e de criação de organismos aquáticos (JEPPESEN *et al.*, 2007). O aumento demográfico, as práticas industriais e a descarga de nutrientes aceleram de forma intensa a evolução do processo artificial (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

Quando lançados na água, os nutrientes contribuem para o aumento da produção orgânica (e.g., elevação da biomassa fitoplantônica) e, consequente, diminuição da penetração de luz. De maneira geral, há o rápido desenvolvimento de algas e o crescimento excessivo de plantas aquáticas, o que altera o equilíbrio ecológico do corpo hídrico (DU *et al.*, 2019). Por sua parte, as altas taxas de decomposição e de consumo de oxigênio dissolvido (OD) pelos organismos podem ocasionar produção de metano e gás sulfídrico no sedimento (RIVERA, 2003). Os nutrientes resultantes da decomposição são disponibilizados na coluna de água e contribuem novamente para a produção fitoplantônica. Nesta fase, o ecossistema pode produzir mais matéria orgânica do que é capaz de consumir e decompor, com profundas mudanças no metabolismo de todo o ecossistema e nas concentrações de oxigênio nas camadas superiores (BARRETO *et al.*, 2013). Ademais, a eutrofização pode causar a morte maciça de peixes, resultando em perdas econômicas (DU *et al.*, 2019). Segundo Smith e Schindler (2009), leva, ainda, a alterações no sabor, odor, turbidez e cor da água, à redução do OD e ao comprometimento das condições mínimas para a prática de atividades de lazer.

Na maioria dos países em desenvolvimento, incluindo o Brasil, a maior parte do esgoto bruto é lançado sem tratamento prévio nos cursos de água e, aqueles que

são lançados após tratamento, geralmente não atendem à legislação vigente. Estes grandes aportes de matéria orgânica e poluentes têm sido os principais responsáveis pela eutrofização de diversos ambientes aquáticos de água doce (ZANINI *et al.*, 2010). Portanto, considerando-se as fontes poluidoras existentes nas bacias hidrográficas, torna-se importante o monitoramento da qualidade dos corpos hídricos para que seja possível planejar, adequadamente e em tempo hábil, medidas que evitem maiores prejuízos ao seu uso (TRINDADE; MENDONÇA, 2014).

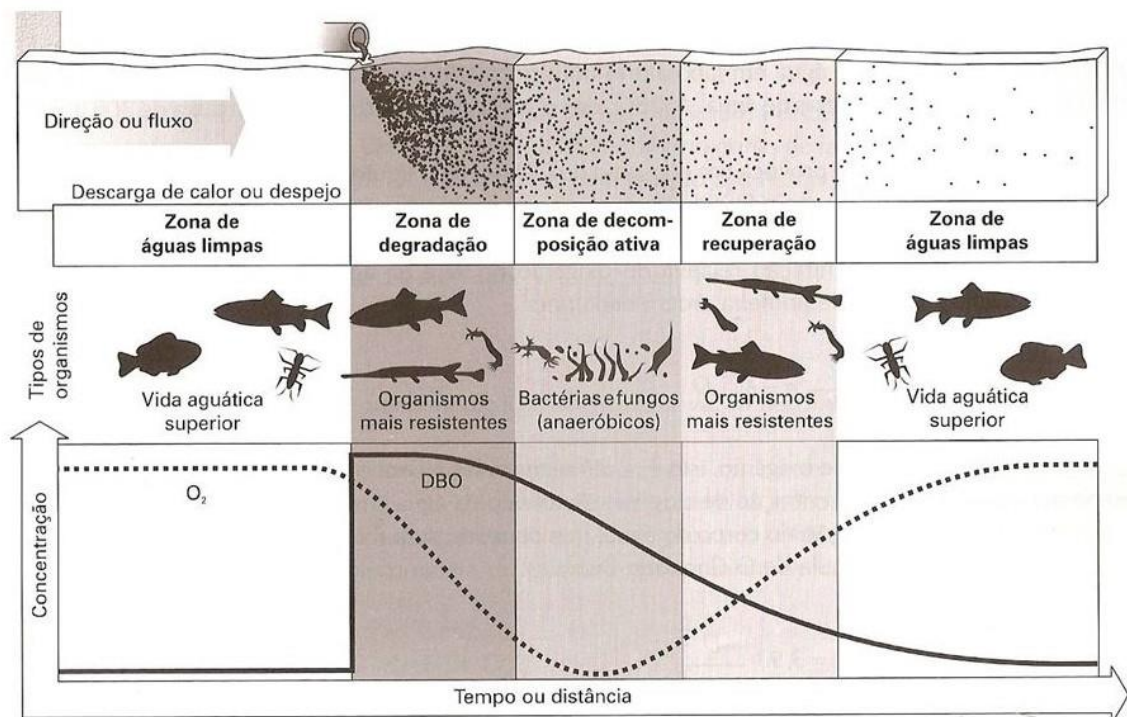
2.1.2 Autodepuração

As interferências antrópicas nos cursos de água (e.g., despejo de efluentes sanitários) faz com que eles tendam a reestabelecer seu equilíbrio em um fenômeno denominado autodepuração. Este consiste na capacidade de neutralização da matéria poluidora por meio de processos físicos (diluição, sedimentação e turbulência), químicos (oxidação dos redutores) e biológicos (ação de bactérias e algas) (COSTA *et al.*, 2003; GARCIA, 2013). Os processos atuam de acordo com a variação da vazão, a distância do local de lançamento e a atividade microbológica (VON SPERLING, 1996). A autodepuração é, portanto, responsável por cursos de água poluídos terem a qualidade da água melhorada ao longo de seus percursos. Contudo, o equilíbrio natural do ecossistema aquático pela autodepuração ocorre somente se o saldo entre a presença de novas fontes poluidoras e a degradação ocorrida no meio for positivo.

Von Sperling (2005) caracteriza a autodepuração como um processo que se desenvolve ao longo do tempo e da direção longitudinal, tendo estágios de sucessão ecológica fisicamente identificados por trechos (Figura 1). Conforme pode ser observado, a zona de águas limpas encontra-se a montante do lançamento do efluente, desde que não haja poluição anterior, e após a zona de recuperação. Caracterizada pela elevada concentração de OD, possui vida aquática superior comparada as outras zonas (ANDRADE, 2010). A zona de degradação ocorre logo após o lançamento do efluente, possuindo alta concentração de matéria orgânica e turbidez elevada (GARCIA, 2013). Com o início da decomposição da matéria orgânica, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) aumenta drasticamente e o OD começa a diminuir, fazendo com que haja diminuição do número de espécies de seres vivos,

porém ainda com número elevado de indivíduos (VON SPERLING, 2005). A zona de decomposição ativa caracteriza-se pelos organismos desempenharem ativamente suas funções de decomposição da matéria orgânica. É o local no qual a qualidade da água se encontra com o maior grau de deterioração: drástica redução do OD e dos organismos aeróbios, elevação no número de protozoários e macrofauna restrita em espécies (GARCIA, 2013). Por fim, na zona de recuperação o curso de água começa a reestabelecer as condições prévias ao lançamento da carga de matéria orgânica. Com grande parte desta matéria estabilizada, as condições aeróbias gradativamente são reestabelecidas e, desta maneira, o balanço de oxigênio passa a ser positivo. Além disso, a introdução do oxigênio pelo processo de reaeração atmosférica passa a prevalecer em relação ao consumo de OD (VON SPERLING, 2005; GARCIA, 2013).

Figura 1 – Zonas de autodepuração e estágios de sucessão ecológica em um corpo de água.



Fonte: Braga *et al.* (2005).

2.2 ENQUADRAMENTO DOS CORPOS HÍDRICOS

Frente a deterioração das águas, no dia 8 de janeiro de 1997 foi criada a Lei Federal nº 9.433, a qual instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), responsável por criar medidas que asseguram a proteção e o uso sustentável dos recursos hídricos (BRASIL, 1997). Dentre os seus instrumentos, há o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo seus usos preponderantes, buscando assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição dos recursos hídricos mediante ações preventivas permanentes. Em 2005, tal enquadramento foi reformulado com o intuito de alcançar as condições adequadas de qualidade da água a ser utilizada nas mais diversas finalidades, conforme estabelecido pelas Resoluções CONAMA nº 274 (BRASIL, 2000) - define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras - e CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) - dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

De acordo com a CETESB (2019), o enquadramento não deve ser visto como uma simples classificação, mas sim como um recurso de gestão que tem como objetivo assegurar que a qualidade das águas seja compatível com as demandas. No caso das águas superficiais, ele estabelece a classe de qualidade da água a ser mantida ou alcançada em um trecho de um curso de água a partir da identificação dos usos mais nobres e restritivos em termos de qualidade (CETESB, 2019). Em outras palavras, segundo Silva e Albuquerque (2018), o padrão de qualidade da água está ligado à interação entre as condições do rio atuais e o rio que o poder público e a sociedade desejam, sendo necessário a avaliação das limitações técnicas e econômicas para alcançar a qualidade da água desejada. Assim, o instrumento de enquadramento é fundamental para o gerenciamento de recursos hídricos e para o planejamento ambiental (BRITES, 2010). Diversos fatores são levados em conta no processo de enquadramento, a saber: usos desejados para o corpo hídrico, sua condição atual, viabilidade técnica e custos necessários para o alcance dos padrões de qualidade estabelecidos (ANA, 2005). Os procedimentos gerais estão dispostos na Resolução nº 91 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) de 5 de novembro de 2008 (SILVA; ALBUQUERQUE, 2018).

A Resolução CNRH nº 91 define que a proposta de enquadramento deve ser desenvolvida em conformidade com o Plano de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica, devendo conter quatro fases: (i) diagnóstico da bacia, (ii) prognóstico da bacia, (iii) elaboração da proposta de enquadramento e (iv) análise e deliberação do Comitê da Bacia e do Conselho de Recursos Hídricos.

A primeira fase aborda diversas questões, dentre elas a caracterização geral da bacia hidrográfica e do uso e ocupação do solo; identificação e localização dos usos e interferências que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo de água, destacando os usos preponderantes; identificação, localização e quantificação das cargas das fontes de poluição pontuais e difusas atuais, oriundas de efluentes domiciliares, industriais, de atividades agropecuárias e de outras fontes causadoras de degradação dos recursos hídricos; disponibilidade, demanda e condições de qualidade das águas; e capacidade de investimento em ações de gestão de recursos hídricos (CNRH, 2008).

O prognóstico, por sua vez, avalia os impactos sobre os recursos hídricos; cargas poluidoras de origem urbana, industrial, agropecuária e de outras fontes que causem alteração, degradação ou contaminação das águas; as condições de quantidade e qualidade dos corpos hídricos; e os usos pretendidos das águas, considerando as características de cada bacia (CNRH, 2008).

A terceira fase tem ampla participação da comunidade da bacia hidrográfica por meio de consultas públicas, encontros técnicos e oficinas de trabalho (CNRH, 2008; ANA, 2009). As propostas deverão ser elaboradas com vistas ao alcance ou manutenção das classes de qualidade de água pretendidas em conformidade com cenários de curto, médio e longo prazos. Busca-se alcançar um conjunto de parâmetros de qualidade da água e das vazões de referência definido para o processo de gestão de recursos hídricos em função dos usos pretensos das águas, devendo ser utilizado como base para ações de prevenção, controle e recuperação da qualidade das águas da bacia hidrográfica (CNRH, 2008).

Por último, ainda segundo o CNRH (2008), a quarta fase deve conter propostas de ações de gestão e seus prazos de execução; recomendações aos agentes públicos e privados envolvidos para viabilizar o alcance das metas e os mecanismos de formalização, indicando as atribuições e compromissos a serem

assumidos e cumpridos; propostas que serão apresentadas aos poderes públicos federal, estadual e municipal para adequação dos respectivos planos, programas e projetos de desenvolvimentos dos planos de uso e ocupação do solo às metas estabelecidas na proposta de enquadramento; e subsídios técnicos e recomendações para a atuação dos comitês de bacias hidrográficas.

2.3 CLASSIFICAÇÃO DOS CORPOS HÍDRICOS

Cumpridas as etapas da proposta de enquadramento dos corpos hídricos em classes de uso, realizadas pela Agência de Águas, dá-se início ao processo de classificação. A PNRH dispõe que as classes serão estabelecidas pela legislação ambiental e delega competência aos Comitês de Bacia Hidrográfica para que a aprovem e a encaminhem para deliberação ao respectivo Conselho Nacional ou Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos, de acordo com a dominialidade (BRASIL, 1997; ANA, 2005). Desta forma, após realizados os procedimentos de enquadramento, utiliza-se a Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) para a classificação dos corpos hídricos. Conforme definição, as águas doces são classificadas em cinco classes, destinadas a diferentes usos (Quadro 1).

Como observado no Quadro 1, nas classes 1 e 2 está presente o uso preponderante de recreação de contato primário. Neste, a Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) estipula que as condições de qualidade da água são definidas pela Resolução CONAMA nº 274 (BRASIL, 2000). Para classificar os corpos de água quanto à sua balneabilidade, em termos sanitários, deve-se analisar a densidade de coliformes termotolerantes encontrada nas amostras. A resolução categoriza as águas doces, salobras e salinas como “próprias” e “impróprias”, podendo a primeira ser dividida em três subcategorias (BRASIL, 2000):

- a) Excelente: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, (...) 200 *Escherichia coli* (...) por 100 mililitros;
- b) Muito boa: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, (...) 400 *Escherichia coli* (...) por 100 mililitros;
- c) Satisfatória: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo

local, houver, no máximo (...) 800 *Escherichia coli* por 100 mililitros (BRASIL, 2000, P. 2).

Destacando que, como no presente trabalho, os microrganismos escolhidos para análise foram os denominados *Escherichia coli* por serem utilizados mundialmente por satisfazerem as exigências de um indicador ideal de poluição (VASILIO, 2006).

Quadro 1 – Uso das águas doces conforme classe de enquadramento.

Classe	Uso da água
Classe especial	a) abastecimento para consumo humano, com desinfecção; b) preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; c) preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
Classe 1	a) abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) proteção das comunidades aquáticas; c) recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; d) irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e) proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
Classe 2	a) abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) proteção das comunidades aquáticas; c) recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; d) 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) aquicultura e atividade de pesca.
Classe 3	a) abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; b) irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) pesca amadora; d) recreação de contato secundário; e) dessedentação de animais.
Classe 4	a) navegação; b) harmonia paisagística.

Fonte: Adaptado de Brasil (2005).

As águas serão consideradas impróprias quando ultrapassarem os índices bacteriológicos admitidos para águas próprias (valores superiores a 2.000 *Escherichia coli*) no trecho avaliado. Além disso, se ocorrerem enfermidades transmissíveis por via hídrica, presença de esgotos sanitários, óleos, graxas e outras substâncias que oferecem risco à saúde, floração de algas ou outros organismos e potencial

hidrogeniônico (pH) menor do que 6,0 ou maior do que 9,0 (para águas doces), desde que resultante de condições não naturais, as águas também serão consideradas impróprias (BRASIL, 2000; CAMPOS; CUNHA, 2015).

Cabe ressaltar que as águas doces não enquadradas pelas autoridades outorgantes ou que ainda possuam propostas de enquadramento não aprovadas, serão consideradas classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente (BRASIL, 2005).

2.4 ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS (IQA)

Índice trata-se do termo utilizado para a correta interpretação da realidade por meio da utilização de bases científicas e métodos adequados em seu cálculo, podendo servir como ferramenta de tomada de decisão pelos gestores (BEGA, 2020). No tocando dos índices e indicadores ambientais, estes surgiram como resultado da crescente preocupação social com os aspectos ambientais do desenvolvimento (CETESB, 2018b). Para compreender as características da água, faz-se necessário um grande número de parâmetros e informações, muitas vezes complexas para o entendimento comum. Desta forma, a principal vantagem dos índices é a facilidade de comunicação com o público leigo, por apresentar a combinação de diversas variáveis em um único número.

Muitos IQA foram propostos visando expressar a qualidade global de águas superficiais. As primeiras tentativas datam da década de 1960, mais especificamente 1965, quando Horton desenvolveu o primeiro IQA (MENEZES *et al.*, 2018). Desde 1975, o IQA_{CETESB} é utilizado no Brasil com o objetivo de proporcionar informação básica de qualidade de água para o público em geral, bem como para o gerenciamento ambiental. Ele foi adaptado do IQA criado pela *National Sanitation Foundation*, dos Estados Unidos, em 1970, com o intuito de comparar a qualidade dos corpos hídricos e monitorar as alterações temporais ou espaciais na qualidade da água, refletindo sua contaminação por ações antrópicas, tais como o lançamento de esgoto doméstico em águas superficiais (FERREIRA *et al.*, 2015). Apesar de inicialmente ter sido utilizado somente pela CETESB, outros estados brasileiros o aderiram nas décadas seguintes,

se tornando, atualmente, um dos principais indicadores da qualidade da água no país (CETESB, 2018b).

2.5 PARÂMETROS UTILIZADOS NO CÁLCULO DO IQA

Como trata o artigo 6º da Resolução CNRH nº 91, um conjunto de parâmetros de qualidade da água deve ser analisado para o processo de gestão dos recursos hídricos. O IQA incorpora nove parâmetros físico-químicos e biológicos, considerados relevantes para a avaliação da qualidade das águas por indicarem contaminação por matéria orgânica, a saber: temperatura, pH, OD, DBO, coliformes termotolerantes, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), turbidez e sólidos totais (ST).

Para águas doces superficiais de classe 2, os valores máximos permitidos (VMP) para cada parâmetro do IQA estão presentes na Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) e constituem impurezas quando ultrapassam os padrões estabelecidos, à exceção dos coliformes termotolerantes, que tem seu VMP definido pela Resolução CONAMA nº 274 (BRASIL, 2000) para uso de recreação de contato primário.

2.5.1 Parâmetros físicos

2.5.1.1 *Temperatura*

A temperatura é uma medida da energia térmica em trânsito e pode ser obtida por diversos dispositivos, desde os mais simples, como os termômetros, até os mais complexos, como as sondas multiparâmetros de qualidade da água. Expressa em determinada escala, a mais utilizada no Brasil é a do grau Celsius (°C) (PINTO, 2007). Este parâmetro desempenha papel importante na saúde geral dos ecossistemas, incluindo questões como a qualidade da água, pelo fato de variações sazonais e diurnas da temperatura dos corpos de água naturais fazerem parte de seus regimes climáticos normais. Além disso, influencia no aumento das reações químicas, físicas e biológicas do meio, diminui a solubilidade dos gases (e.g., OD) e aumenta a taxa de transferência destes, o que pode acarretar em mau cheiro (CAISSIE, 2006). Também

impacta a vida aquática por meio da alteração da viscosidade e densidade da água (BRANCO JR *et al.*, 2008).

Diversos fatores naturais e antropogênicos podem causar variações da temperatura de um corpo hídrico, estando entre os primeiros a latitude, altitude, intensidade de radiação solar, cobertura vegetal, período do dia, condições atmosféricas, profundidade, volume e taxa de fluxo e, dentre os segundos, atividades como o despejo de resíduos industriais, lançamento de esgotos domésticos, desmatamento e poluição térmica (CETESB, 2017).

Apesar de a Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) não estabelecer um VMP para a temperatura, segundo a CETESB (2018b), existem limites superior e inferior de tolerância térmica, crescimento, migração, desova e incubação de ovos para os organismos aquáticos. Branco Jr *et al.* (2008) observaram que altas temperaturas influenciam na ausência de vertebrados aquáticos devido a sua interferência na taxa de OD. Von Sperling (1996) reforçou que ao monitorar um corpo de água, a temperatura deve ser analisada com outros parâmetros, como o OD, dado que, como relataram Silva *et al.* (2008), este tende a diminuir pelo aquecimento que ocorre durante o dia e aumentar no resfriamento que ocorre no período da noite.

2.5.1.2 Turbidez

A turbidez pode ser definida como a medida da capacidade da água em dispersar a radiação solar. A alteração à penetração da luz é decorrente da presença de material em suspensão na água, sendo, portanto, reduzida por sedimentação. É expressa, entre outras unidades, pela *Nephelometric Turbidity Units* (NTU) (BRASIL, 2006; SILVA *et al.*, 2008; FUNASA, 2014). O tamanho das partículas responsáveis pela turbidez varia desde grosseiras até coloides, de acordo com o nível de turbulência do corpo hídrico. A presença de tais sedimentos provoca a dispersão e a absorção da luz, deixando a água turva, esteticamente desagradável e potencialmente perigosa, considerando-se que pode prejudicar a fotossíntese das algas e plantas aquáticas submersas (GLORIA; HORN; HILGEMANN, 2017).

De acordo com a FUNASA (2014), as águas de vários rios brasileiros são naturalmente turvas em virtude das características geológicas das bacias de

drenagem, dos altos índices pluviométricos e das práticas agrícolas, muitas vezes realizadas de forma inadequada. Sua origem pode ser natural, por meio da presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (rocha, argila e silte) e detritos orgânicos (algas e outros microrganismos), ou antropogênica, por meio de despejos industriais, lançamentos de esgotos domésticos e de atividades mineradoras, associadas a organismos patogênicos e compostos tóxicos (VON SPERLING, 2005; VIEIRA, 2015). Em rios, a concentração do material em suspensão é determinada por fatores naturais da bacia hidrográfica, a saber: geologia, geomorfologia, pedologia, cobertura vegetal, uso do solo e fatores climáticos (MEDEIROS; SEGUNDO; MAGALHÃES, 2015).

É um parâmetro que não deve ser analisado sozinho, visto que sofre influência direta da presença de sólidos em suspensão, impedindo que o feixe de luz penetre na água, o que ocasiona a redução da fotossíntese da vegetação submersa e das algas (TAVARES, 2006). Além disso, partículas em suspensão próximas à superfície podem absorver calor adicional da luz solar, aumentando a temperatura da camada superficial da água (SILVA *et al.*, 2008).

Para águas doces de classe 2, a Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) estabelece que a turbidez não deve ultrapassar o valor de 100 NTU.

2.5.1.3 Sólidos totais

Embora os sólidos possam estar associados a características químicas ou biológicas (BRASIL, 2006), sua presença na água é apresentada neste tópico em relação aos parâmetros físicos.

Com exceção de gases dissolvidos, todas as impurezas na água contribuem para a concentração de sólidos e podem ser consideradas resíduos, uma vez que após processos de evaporação, secagem ou calcinação de uma amostra a uma temperatura pré-estabelecida e tempo fixado, estes materiais permanecem (VIEIRA, 2015). Diversas frações de solo estão presentes na água, sendo os processos citados responsáveis por separá-las. Elas incluem ST, sólidos em suspensão (sedimentáveis e não sedimentáveis) e sólidos dissolvidos (fixos e voláteis). Os ST representam a somatória dos dissolvidos e em suspensão.

Os sólidos dissolvidos correspondem às partículas de menores dimensões (diâmetro inferior a 10^{-3} μm) retidas no processo de filtração (GASPAROTTO, 2011; VIEIRA, 2015). São divididos em voláteis (matéria orgânica) e fixos (matéria inorgânica) (VON SPERLING, 1996). Por outro lado, os sólidos em suspensão podem ser definidos como as partículas passíveis de retenção por processo de filtração e são divididos em sólidos em suspensão sedimentáveis e não sedimentáveis. Os primeiros constituem a parcela que sedimenta após um tempo de repouso, enquanto os últimos são a parcela que necessita de processos de coagulação, decantação e floculação para ser removida (FUNASA, 2014).

Apesar dos diferentes tipos de sólidos passíveis de serem analisados na qualidade da água, os ST, parcela sólida remanescente do processo de secagem (estufa a 105°C), são muito utilizados devido à simplicidade do seu processo de quantificação. Não há etapas posteriores ao processo de secagem (PIVELI, 2001). Em suma, a análise dos sólidos presentes no meio possibilita um maior entendimento dos processos que ocorrem na bacia hidrográfica e revela aspectos importantes sobre a qualidade da água (RIGHETTO, 2009).

A entrada de sólidos nos corpos hídricos pode ocorrer naturalmente por meio de processos de erosão, organismos e detritos orgânicos, ou de forma antropogênica por meio do lançamento de resíduos sólidos e de esgotos (BRASIL, 2006). Desta forma, é possível utilizar os sólidos como informação preliminar da qualidade da água e para estimar a concentração de microrganismos decompositores presentes em ETEs. No ambiente natural, por sua vez, a presença de sólidos em quantidades excessivas pode ser prejudicial à vida aquática e diminuir a capacidade do corpo hídrico quando há a sedimentação do leito (PIVELI, 2001).

Por mais que os ST sejam associados ao parâmetro da turbidez, é importante enfatizar que eles não são absolutamente equivalentes. Para explicar a diferença, a FUNASA (2014) incluiu em seu manual um exemplo bastante simples: colocar uma pedra em um copo de água limpa conferirá a ele elevada concentração de sólidos totais, porém turbidez praticamente nula.

A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) não estabelece limite para ST em águas doces de classe 2. No entanto, é prática comum a comparação com o limite definido para sólidos suspensos totais de 500 mg/L.

2.5.2 Parâmetros químicos

2.5.2.1 Potencial hidrogeniônico

O pH traduz a concentração de íons de hidrogênio (H^+) no meio líquido pela interação entre as espécies químicas presentes, representando a condição de acidez ($pH < 7$), neutralidade ($= 7$) ou alcalinidade (> 7), calculado em uma escala antilogarítmica que varia de 0 a 14 (VIEIRA, 2015). É um parâmetro importante na área de saneamento ambiental por influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente por fenômenos como dissolução de rochas, absorção de gases, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese, ou pela ação antrópica, por meio de despejos industriais e domésticos, fontes de componentes ácidos e de matéria orgânica, respectivamente (PIVELI, 2001; GASPAROTTO, 2011).

A sua influência sobre os ecossistemas aquáticos naturais ocorre direta ou indiretamente. Diretamente, pelos efeitos que causa sobre a qualidade da água, dado que valores elevados podem ser um indicativo de contaminação. No que lhe diz respeito, indiretamente, por determinadas condições de pH contribuírem para que ocorra a precipitação de elementos químicos tóxicos (e.g., metais pesados) e poderem causar efeitos sobre a solubilidade de nutrientes (PIVELI, 2001; GLORIA; HORN; HILGEMANN, 2017). No mais, o pH define o potencial de toxicidade de vários elementos e pode afetar a vida aquática quando apresenta valores afastados da neutralidade (VON SPERLING, 2005; LIBÂNIO, 2010).

Enquanto os pHs elevados (alcalinidade) estão associados a processos de decomposição da matéria orgânica e à alta taxa respiratória de microrganismos, que liberam e diluem gás carbônico (CO_2) na água, pHs baixos (acidificação) podem estar relacionados com a poluição atmosférica devido à complexação de gases poluidores com o vapor de água, com posterior precipitação (FUNASA, 2014; GASPAROTTO, 2011). Carvalho, Schlittler e Tornisiello (2000) afirmaram que com o aumento das chuvas, por exemplo, o pH tende a aumentar e aproximar-se da neutralidade, decorrente da diluição dos compostos dissolvidos e escoamento mais rápido. Alguns cursos de água encontrados na planície amazônica possuem águas ácidas, como é o caso do rio Amazonas (FUNASA, 2014). Cabe ressaltar, entretanto, que o rio

apresenta elevação gradativa do pH, variando de 4,0 a 7,8 (praticamente em águas marinhas) (SILVA *et al.*, 2008). Alguns lagos africanos, por sua vez, possuem ambientes aquáticos naturalmente alcalinos, com pH chegando a ultrapassar o valor de 10, em função da composição química de suas águas (FUNASA, 2014).

A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) estabelece que, em águas doces, independentemente da classe, o pH deve estar entre 6,0 e 9,0. Entretanto, de acordo com a FUNASA (2014), existem exceções provocadas por influências naturais.

2.5.2.2 Oxigênio dissolvido

O OD refere-se ao oxigênio molecular (O_2) dissolvido na água, essencial para a sobrevivência dos organismos aquáticos aeróbios e para o balanço ecológico em geral (SILVA, *et al.* 2008; BANERJEE *et al.*, 2018). Proveniente da atmosfera, o oxigênio dissolve-se nas águas naturais por meio da diferença de pressão parcial. A sua reintrodução através da superfície é proporcional à velocidade da água. Em uma queda de água, por exemplo, a reaeração superficial é maior do que a de um rio em condições climáticas normais, que por sua vez é maior do que a de uma represa, normalmente com velocidade baixa (CETESB, 2017). Outro exemplo de fonte de OD é a fotossíntese das algas, não significativa, porém, em trechos de águas com pouca penetração da luz solar, como é o caso de rios que recebem grande aporte de esgotos (PIVELI, 2001; SILVA *et al.*, 2008).

Para determinar sua concentração na água, deve-se considerar diversos fatores, como a temperatura, a salinidade, a turbulência, a pressão atmosférica, as atividades fotossintéticas das algas e vegetais aquáticos e a sazonalidade (VIEIRA, 2015). Variações diárias também devem ser consideradas (BEGA, 2020), pois de acordo com Esteves (1998), o OD apresenta grandes variações por estar diretamente envolvido com o processo de fotossíntese, respiração e decomposição, relacionados com o fotoperíodo, a intensidade luminosa e a temperatura.

No que se refere à decomposição, por exemplo, o oxigênio é reduzido ao ser utilizado nos processos respiratórios das bactérias durante a estabilização da matéria orgânica. Dependendo da magnitude deste fenômeno, pode ocorrer a morte de diversos organismos aquáticos, inclusive peixes. Condições anaeróbias são

alcançadas quando o OD atinge valor nulo no corpo hídrico, gerando mau odor (GLORIA; HORN; HILGEMANN, 2017). De modo geral, a quantidade de matéria orgânica lançada no corpo de água deve ser proporcional à sua vazão ou ao seu volume, isto é, à sua disponibilidade de OD. Uma água não poluída deve estar saturada de oxigênio, enquanto teores baixos podem indicar que houve atividade bacteriana intensa para decompor a matéria orgânica, indicando condições de poluição (VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997; GLORIA; HORN; HILGEMANN, 2017).

A concentração mínima de OD que deve estar presente em cursos de água de classe 2 é 5 mg/L (BRASIL, 2005).

2.5.2.3 Demanda bioquímica de oxigênio

A DBO trata-se da quantidade de OD necessária à estabilização da matéria orgânica decomposta aerobiamente por via biológica (SILVA; ARAÚJO, 2017). De acordo com Jordão e Pessoa (2011), a sua determinação é a maneira mais utilizada para medir o teor de matéria orgânica presente no meio aquático. Da mesma forma que o OD, a DBO é considerada um indicador de poluição por matéria orgânica, denominado $DBO_{5,20}$. Este consiste no teste da quantidade de oxigênio consumido em um período de cinco dias a uma temperatura de incubação de 20°C (CETESB, 2018b).

Causado por despejos de origem predominantemente orgânica, o aumento da DBO pode levar ao total esgotamento do oxigênio na água, provocando, por exemplo, o desaparecimento de peixes (CETESB, 2018b). Por sua vez, valores altos de DBO que não levam ao total esgotamento do oxigênio podem resultar na degradação dos ecossistemas e da biodiversidade aquática, o que interfere no equilíbrio do meio, produz sabores e odores desagradáveis e prejudica o uso da água. As principais causas de aumento do teor de DBO são provenientes, sobretudo, de fontes antropogênicas, incluindo lançamentos de esgotos domésticos, despejos de esgotos industriais e resíduos de criadouros de animais (VIGIAK *et al.*, 2019).

Para garantir a boa qualidade das águas superficiais doces de classe 2, a $DBO_{5,20}$ não deve ultrapassar o teor de 5 mg/L (BRASIL, 2005).

2.5.2.4 Fósforo total

Essencial a todas as formas de vida, o fósforo é um nutriente limitante para diversos processos biológicos e chega aos corpos hídricos por meio de fontes naturais e antrópicas, podendo se apresentar sob três formas diferentes: ortofosfato, fósforo orgânico e polifosfato (GLORIA; HORN; HILGEMANN, 2017). As fontes naturais estão relacionadas a diversos fatores, entre eles as cargas difusas provenientes dos processos erosivos da bacia de drenagem, a decomposição dos organismos aquáticos e dos vegetais que compõem as matas ciliares, o assoreamento do corpo de água, o intemperismo das rochas e a intensidade das trocas ocorridas entre o sedimento e a coluna de água (QUEVEDO; PAGANINI, 2009). As fontes antrópicas, no que lhes concerne, são as maiores contribuintes de grandes aportes de nutrientes nos corpos hídricos. O fósforo provém, em sua maioria, do lançamento de esgotos domésticos e industriais e, também, do escoamento superficial de áreas agrícolas (i.e., pelo carreamento de herbicidas) (BARRETO *et al.*, 2013).

O fenômeno da eutrofização também pode ser consequência do recebimento de nutrientes, incluindo o fósforo, pelo ecossistema aquático. Outrora discutido, apesar de poder acontecer naturalmente, a eutrofização antrópica ocorre de maneira acelerada, diferindo da forma natural (gradual e contínua) (ARAUJO, 2016). O processo altera o sabor, o odor, a cor e a turbidez das águas, além de acarretar no crescimento excessivo de plantas aquáticas, mortandade de organismos aquáticos e comprometimento do uso da água com finalidades paisagísticas e de lazer (BARRETO *et al.*, 2013). Von Sperling (2005) reforça que este fenômeno ocorre normalmente em lagos e represas, sendo menos frequente em rios devido às condições ambientais desfavoráveis para o crescimento de algas e outras plantas (e.g., turbidez e velocidade da água elevadas).

A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) define que para águas doces de classe 2, em ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários, a concentração máxima permitida de PT é de 0,1 mg/L.

2.5.2.5 Nitrogênio total

Assim como o fósforo, o nitrogênio é considerado um nutriente essencial para os processos biológicos, desempenhando importante papel na constituição das moléculas, proteínas, ácidos nucleicos, vitaminas, enzimas e hormônios, elementos vitais aos seres vivos (BRAGA *et al.*, 2005). Nos corpos hídricos podem ser encontrados nas formas de nitrogênio molecular, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. Leite *et al.* (2013) relataram que as diferentes formas de compostos nitrogenados presentes nas águas dão indícios de sua qualidade sanitária. A sua procedência é basicamente a mesma do fósforo, dividida em fenômenos naturais (fixação biológica do nitrogênio atmosférico, fixação química e dissolução de outros compostos) e antropogênicos (lançamento de esgotos domésticos, despejos industriais, excrementos de animais e carreamento de herbicidas e substâncias fertilizantes) (RODRIGUES, 2016). Nos esgotos domésticos, o nitrogênio está quase todo combinado sob a forma de proteína e ureia (MELO; SILVA; LIMA, 2000).

Apesar de sua disponibilidade biológica ser fundamental para o crescimento de algas e bactérias que removem poluentes das águas e para plantas de interesse agrícola, o grande aporte de tal nutriente em águas superficiais gera consequências negativas para o meio, como, por exemplo, eutrofização artificial, limitação da produção primária, aumento da proliferação de microrganismos e potencial tóxico aos organismos aquáticos (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) estabelece que para águas doces de classe 2, em ambientes lóticos, o VMP do NT é de 2,18 mg/L, especificado apenas se for fator limitante para eutrofização.

2.5.3 Parâmetro biológico

2.5.3.1 Coliformes termotolerantes

Os corpos de água que contam com o despejo de esgotos sanitários recebem indivíduos como bactérias, protozoários, helmintos e vírus, os quais podem prejudicar a saúde da população que faz o seu uso para fins de recreação, pesca e consumo

(MARTINS, 2009; MALAGI *et al.*, 2019). Como define a FUNASA (2014), os coliformes termotolerantes são um subgrupo das bactérias do grupo coliforme, tendo como principal representante a *Escherichia coli*, de origem exclusivamente fecal. Descoberta por Theodor Escherich em 1885, a *Escherichia coli* é uma bactéria bacilar gran-negativa comumente encontrada no intestino de humanos e animais. Ela é disseminada para o ambiente diretamente pelas fezes ou indiretamente pelas águas residuais tratadas, motivo pelo qual é um importante indicador de contaminação por esgoto (LI *et al.*, 2015; OSINSKA *et al.*, 2017). Tal fato é corroborado por Libânio (2010) ao afirmar que este organismo possui baixa ocorrência no solo e não se multiplica na água, inferindo a existência de contaminação fecal quando encontrado.

Embora presente nos humanos e outros animais homeotérmicos em condições normais de saúde, a *Escherichia coli* pode se tornar um patógeno que causa doenças nos tecidos intestinais e extra-intestinais (ROBINS-BROWNE *et al.*, 2016). Ademais, pode causar o declínio da concentração de OD e o aumento da densidade de micropoluentes nos corpos hídricos. Desta forma, a legislação brasileira estabelece padrões de balneabilidade para o grupo de organismos *Escherichia coli*. De acordo com a Resolução CONAMA nº 274 (BRASIL, 2000), para águas doces de classe 2, o VMP varia entre 200 e 800 *Escherichia coli* por 100 mililitros em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, definindo a qualidade da água em excelente (máximo de 200 *Escherichia coli*), muito boa (máximo de 400) ou satisfatória (máximo de 800).

Por ser o último parâmetro abordado na presente revisão, segue apresentada no Quadro 2 uma síntese dos limites permitidos para os nove parâmetros, segundo as Resoluções CONAMA nº 274 (BRASIL, 2000) e nº 357 (BRASIL, 2005).

Quadro 2 – Limites dos parâmetros do IQA_{CETESB} para rios Classe 2.

Parâmetro	Valores máximos permitidos
Turbidez	Até 100 NTU
Sólidos suspensos totais	Até 500 mg/L
pH	Entre 6,0 e 9,0
OD	Não inferior a 5 mg/L
DBO	Até 5 mg/L
NT	2,18 mg/L
PT	0,1 mg/L
<i>Escherichia coli</i>	Inferior a 800 NMP/100 mL*

Nota: Legenda: NTU – *Nephelometric Turbidity Units*. NMP – Número mais provável.

* Valor estabelecido para uso de recreação de contato primário.

Fonte: Adaptado de Brasil (2000, 2005).

2.6 INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO NA QUALIDADE DA ÁGUA

Por mais que os IQAs desempenhem um importante papel no processo de tradução dos resultados dos parâmetros monitorados, estes podem sofrer alterações de acordo com variações no clima e nas características físicas e biológicas do ecossistema correspondente, que ocorrem naturalmente a partir da precipitação pluviométrica (SANTOS *et al.*, 2018), fundamental na manutenção do equilíbrio hídrico de uma região. Isto deve-se à influência das chuvas na composição físico-química e microbiológica dos corpos hídricos, por meio de processos de interação entre a superfície e a atmosfera (MACHADO; PACHECO, 2010).

A chuva desencadeia processos erosivos que podem aumentar a turbidez, a cor e o teor de matéria orgânica nas águas, uma vez que durante as precipitações predominam as entradas de água do escoamento superficial nos corpos hídricos (FRAGA *et al.*, 2012). Dentre os parâmetros do IQA_{CETESB}, de acordo com Silva *et al.* (2008), os mais influenciados pela chuva são a temperatura, o pH, a turbidez, o OD e os ST. A relação entre a temperatura e o OD foi demonstrada por Maier (1987) ao verificar que o OD diminui durante o dia e aumenta a noite devido ao resfriamento. A autora também relatou que uma pequena diminuição no pH pode estar associada ao aumento no teor de matéria orgânica, levando à diminuição da quantidade de OD disponível no meio.

Logo, sendo a precipitação pluviométrica o principal agente regulador dos cursos de água, também deve-se considerá-la uma importante variável em estudos envolvendo a qualidade da água de rios e tributários (SILVA *et al.*, 2008).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi realizada no município de Aparecida do Taboado (latitude sul 20°05'20" e longitude oeste 51°06'11"), situado na região do Bolsão, noroeste do Estado do Mato Grosso do Sul, e distante, aproximadamente, 445 km da capital. De acordo com o último censo do IBGE (2012), a cidade conta com área territorial de 2.751,485 km² e população estimada de 26.069 habitantes. Os municípios limítrofes são Inocência (MS), Paranaíba (MS), Ilha Solteira (SP), Rubinéia (SP), Carneirinho (MG) e Selvíria (MS), fazendo parte da divisa triangular dos Estados de Mato Grosso do Sul, São Paulo e Minas Gerais (SEBRAE, 2016).

A região na qual a cidade se situa caracteriza-se por apresentar solos do tipo latossolo vermelho escuro a leste e podzólicos a oeste (SEBRAE, 2016). Quanto ao clima, segundo o sistema internacional de Köppen, este classifica-se como Aw, semiárido a sub-úmido/úmido, com estação chuvosa no verão e seca no inverno, apresentando índice pluviométrico médio anual de 1.560 mm (BARBOSA, 2016). Em relação à temperatura, Aparecida do Taboado apresenta média anual de 23,5°C (BARBOSA, 2016). A vegetação no entorno dos pontos de amostragem, por sua vez, se encontra conservada (nativa), protegendo a área dos processos de erosão, conforme pode ser observado na Figura 2. No que diz respeito aos recursos hídricos, o município insere-se na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, sub-bacia do Rio Grande, e é contemplado com a nascente do rio Paraná, resultado da junção dos rios Grande e Paranaíba (SEBRAE, 2016).

O monitoramento da qualidade da água foi executado na nascente do rio Paraná, localidade que conta com diversos ranchos, utilizados para moradia e, eventualmente, para locação e lazer. De acordo com as respostas obtidas em entrevistas informais (i.e., sem formulário – comunicação oral) com os moradores da área, a disposição de esgoto dos ranchos é realizada por meio de fossas sépticas biodigestoras, uma solução simples e barata para ambientes rurais.

Figura 2 – Vegetação às margens do rio Paraná.

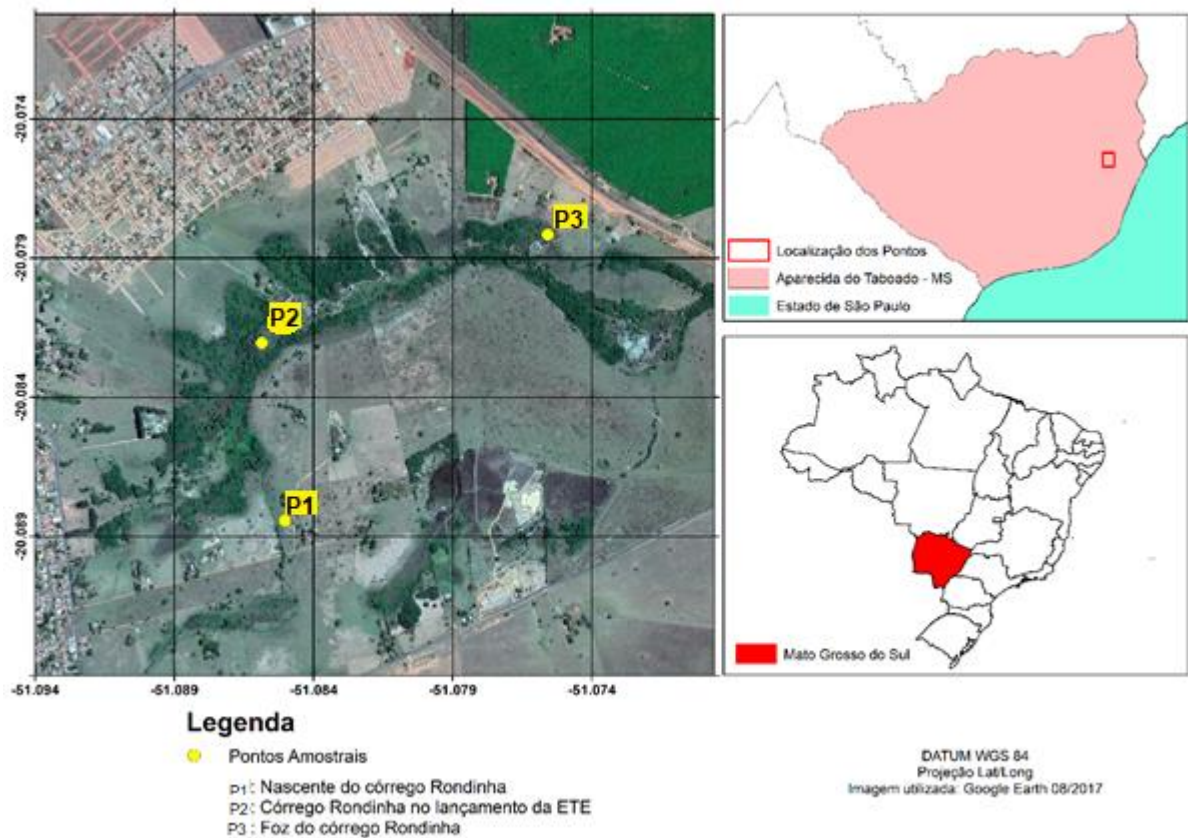


Fonte: Elaborado pela autora.

No contexto da elaboração e planejamento do presente trabalho, à época (janeiro de 2019), o local foi escolhido por contar com a possibilidade de lançamento de efluentes sanitários tratados na região de balneabilidade do rio Paraná, previsto pela companhia de saneamento atuante na cidade de Aparecida do Taboado - MS: Empresa de Saneamento de Mato Grosso do Sul (SANESUL). De fato, o lançamento ocorreu. No entanto, não foi possível inferir a sua influência na qualidade da água do rio em virtude de o evento ter ocorrido em meio à pandemia da Covid-19, impedindo, assim, a coleta de amostras e utilização do laboratório para as respectivas análises. Portanto, cabe ressaltar que os dados apresentados se referem à qualidade da água do rio Paraná imediatamente antes do início do lançamento de esgoto tratado, servindo de base documental para posteriores trabalhos.

Desde a construção da ETE em Aparecida do Taboado - MS, o efluente tem sido lançado no córrego Rondinha, tributário do rio Paraná. Buscando-se entender melhor a localidade, uma avaliação de reconhecimento da qualidade da água no córrego foi executada antes do início da pesquisa (julho de 2019) em três pontos amostrais (P1, P2 e P3) (Figura 3).

Figura 3 – Pontos de amostragem no córrego Rondinha.



Fonte: Adaptado de Google Earth (2017) e Google Imagens (2020) por meio da ferramenta SPRING (versão para Windows 64Bits).

As coordenadas geográficas dos pontos P1 a P3 podem ser conferidas no Quadro 2 a seguir:

Quadro 2 – Coordenadas geográficas dos pontos P1, P2 e P3.

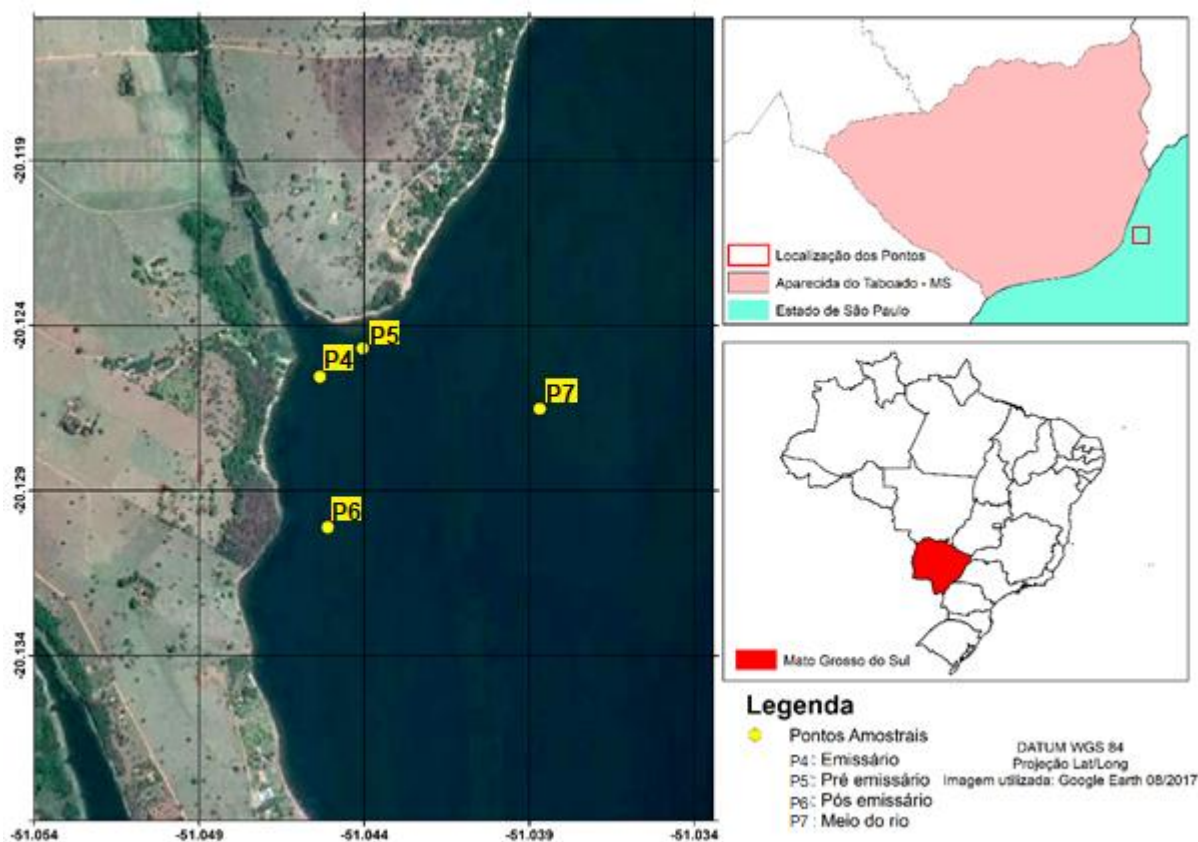
Ponto amostral	Coordenada geográfica
P1	S 20°05'17.0" WO 51°05'05.2"
P2	S 20°04'54.9" WO 51°05'08.8"
P3	S 20°04'40.5" WO 51°04'31.8"

Fonte: Elaborado pela autora.

3.2 PONTOS DE AMOSTRAGEM

A Figura 4 apresenta os pontos de amostragem (P4, P5, P6 e P7) selecionados para a pesquisa, escolhidos por meio de uma visita *in loco* e norteados pela localização do emissário (local de lançamento) (P4), por sua parte, fixada pela empresa de saneamento (SANESUL). No que lhes concerne, os pontos P5 e P6 foram definidos a partir do ponto P4, de forma a possibilitar a avaliação da qualidade da água a montante (P5) e a jusante (P6) do emissário, podendo, futuramente, auxiliar na definição da capacidade de autodepuração do rio. Por outro lado, o ponto P7, localizado no meio do rio, foi utilizado como referência, ou seja, caso a qualidade da água nos outros pontos de amostragem venha a apresentar alteração ou comportamento fora do esperado, torna-se possível comparar os resultados obtidos nas datas de coleta.

Figura 4 – Pontos de amostragem no rio Paraná.



Fonte: Adaptado de Google Earth (2017) e Google Imagens (2020) por meio da ferramenta SPRING (versão para Windows 64Bits).

As coordenadas dos pontos P4 à P7 podem ser observadas no Quadro 3 a seguir:

Quadro 3 – Coordenadas geográficas dos pontos P4, P5, P6 e P7.

Ponto amostral	Coordenada geográfica
P4	S 20°07'25.9" WO 51°02'46.6"
P5	S 20°07'48.5" WO 51°02'46.1"
P6	S 20°07'24.4" WO 51°02'43.8"
P7	S 20°07'35.5" WO 51°02'17.8"

Fonte: Elaborado pela autora.

Em relação à classe de enquadramento do rio Paraná, ele não se encontra inserido na Resolução CERH/MS nº 52, de 18 de junho de 2018, responsável por enquadrar e classificar as águas das bacias hidrográficas do Estado de Mato Grosso do Sul (MATO GROSSO DO SUL, 2018). Adotou-se, portanto, a classe 2, em virtude da Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) estabelecer que a maioria dos rios em função de seus usos preponderantes devem ser enquadrados como classe 2.

3.3 ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS E ANÁLISES LABORATORIAIS

A qualidade da água nos pontos de amostragem foi avaliada por meio do IQA_{CETESB}, amplamente utilizado no estado de São Paulo e em outros estados brasileiros, assim como pelos parâmetros físico-químicos e biológico envolvidos no seu cálculo: temperatura, turbidez, ST, pH, OD, DBO, PT, NT e coliformes termotolerantes. Ressalta-se a importância de tais parâmetros na indicação da poluição pelo lançamento de esgotos domésticos.

As análises foram realizadas no laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (FEIS/UNESP). A metodologia utilizada seguiu o que está descrito no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

Quadro 4 - Métodos (precisão) e equipamentos utilizados nas análises dos parâmetros.

Parâmetro	Unidade	Método	Precisão	Equipamento
pH	-	Eletrométrico	0.01	pHmetro Digimed DM-22
Temperatura	°C	Eletrométrico	0.1	Sonda multiparâmetros
Turbidez	NTU	Nefelométrico	0.01	Turbidímetro Hach 2100AN
DBO	mg.L ⁻¹	Método de Winkler modificado - Teste de DBO _{5,20}	0.1	Incubadora OxiTop DBO
OD	mg.L ⁻¹	Eletrométrico	0.1	Sonda multiparâmetros
NT	mg.L ⁻¹	Hach 10071	0.1 / 1.0	COD Reactor Hach / Espectrofotômetro Hach DR/2000
PT	mg.L ⁻¹	Colorimétrico – Digestão com persulfato	0.01	Espectrofotômetro FEMTP 600S / COD Reactor Hach
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	Placas Petrifilm 3M – Contagem de <i>Escherichia Coli</i>	100 coliformes / 100 mL	Placas Petrifilm 3M / Estufa de cultura
ST	mg.L ⁻¹	Gravimétrico	1.0	Estufa Marconi MA033 / Dessecador Pyrex 200mm / Mufla

Fonte: Adaptado de Souza *et al.* (2020).

A cada parâmetro foi atribuído um peso (w) (Tabela 1), fixado de acordo com a sua importância para a qualidade da água. Como pode ser observado na Tabela 1, os parâmetros OD e coliformes termotolerantes são os mais relevantes para o estudo, uma vez que o primeiro representa a manutenção da vida no ecossistema aquático, além de ser utilizado nos processos degradativos aeróbios, e o segundo indica o despejo de esgoto doméstico por ser constituído principalmente pela *Escherichia coli* (origem exclusivamente fecal).

Tabela 1 – Parâmetros e pesos relativos do IQA_{CETESB}.

Parâmetros	Peso (w)
OD	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
pH	0,12
DBO	0,10
PT	0,10
NT	0,10
Temperatura	0,10
Turbidez	0,08
ST	0,08

Fonte: CETESB (2018b).

Além do peso (w), um valor de qualidade (q) foi atribuído para cada um dos parâmetros, obtido de suas curvas de variação de qualidade (Figura 5). De posse dos valores de w e q, executou-se o cálculo do IQA_{CETESB}, aplicando o produtório dos nove parâmetros, de acordo com a Equação 1.

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

na qual:

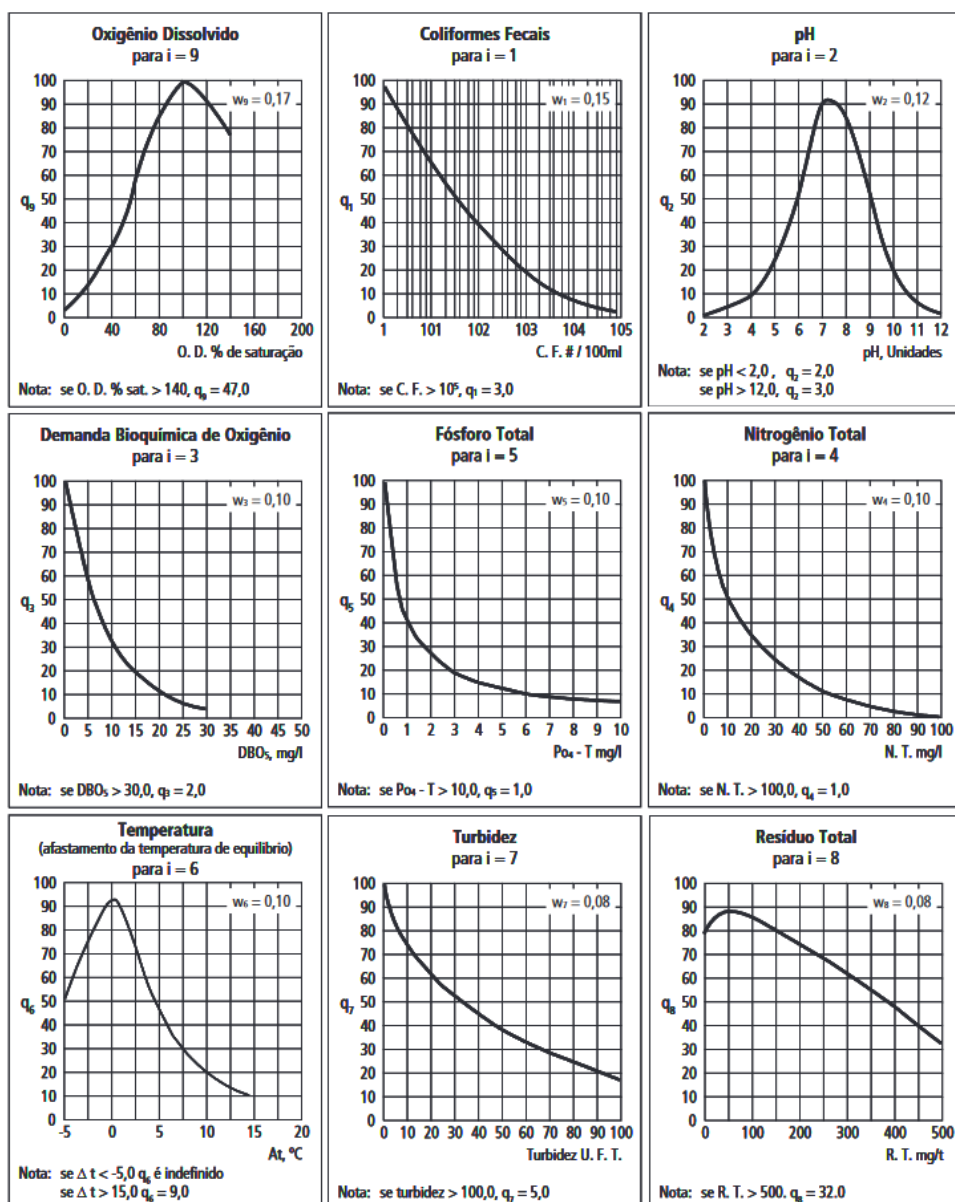
IQA_{CETESB}: Índice de Qualidade das Águas, que varia de 0 a 100;

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

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

Por fim, aferiu-se a qualidade da água de cada amostra por meio de intervalos em uma escala de 0 a 100, conforme Quadro 5. Cabe destacar que, segundo a CETESB (2018b), no caso de não se dispor do valor de algum dos nove parâmetros citados anteriormente, o cálculo do IQA_{CETESB} é inviabilizado.

Figura 5 - Curvas médias de variação de qualidade das águas.



Fonte: CETESB (2018b).

Quadro 5 - Classificação das faixas de IQA_{CETESB}.

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

Fonte: CETESB (2018b).

Neste trabalho, o cálculo do IQA_{CETESB} foi realizado por meio da Planilha Eletrônica Excel disponibilizada por Von Sperling (2014).

3.4 PERÍODO E FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM

As amostras foram coletadas mensalmente (sazonalidade) sempre no período da manhã, entre 10h40 e 11h30, horário de Brasília, para manter o padrão e ser possível comparar os resultados. O monitoramento durou sete meses, com início em agosto de 2019 e o término em fevereiro de 2020 (Tabela 2).

Tabela 2 – Informações sobre os dias de amostragem.

Data da coleta	Horário das coletas		Estação do ano
	Início	Fim	
20/08/2019	10h40	11h25	Inverno
23/09/2019	10h43	11h03	Primavera
18/10/2019	10h41	11h01	
22/11/2019	10h43	10h56	
13/12/2019	10h46	11h04	
31/01/2020	10h40	11h01	Verão
28/02/2020	10h43	11h12	

Fonte: Elaborado pela autora.

3.5 COLETA DAS AMOSTRAS

A metodologia adotada na coleta, transporte e armazenamento das amostras seguiu o “Guia nacional de coleta e preservação de amostras – água, sedimentos, comunidades aquáticas e efluentes líquidos” (CETESB, 2011). Nas coletas foi preciso usar uma lancha, de modo a possibilitar a chegada aos pontos amostrais. Foram utilizadas garrafas de polietileno de 1 L para armazenamento e posterior análise dos parâmetros físico-químicos e biológico no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (FEIS/UNESP). Somente para o parâmetro DBO as amostras foram armazenadas em recipientes diferentes, denominados frascos de Winkler, e seu OD fixado com sulfato manganoso e iodeto alcalino de azida (2 mL de cada). Todas as amostras, no entanto, foram igualmente armazenadas em caixa de

isopor fechada contendo gelo e seus recipientes envoltos com papel alumínio a fim de mantê-las conservadas.

Devido à distância entre os pontos de coleta (Aparecida do Taboado – MS) e o laboratório de Saneamento (Ilha Solteira – SP), as análises de todas as amostraram levaram entre 1h30 e 2h30 para serem iniciadas, dependendo de fatores externos como trânsito.

Os parâmetros temperatura, pH e OD foram medidos *in loco* por meio de uma sonda multiparâmetros de qualidade da água da marca Horiba®.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos pontos do córrego Rondinha (P1, P2 e P3) foram observados valores que não atenderam aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005) para um curso de água classe 2 (adotado por falta de enquadramento), demonstrando sinais de que o tratamento realizado na ETE não tem sido eficiente para todos os parâmetros aferidos (Tabela 3), sendo atualmente de nível secundário. Uma das exigências dos moradores da região é o fornecimento de tratamento terciário pela ETE antes do lançamento de seus efluentes no rio Paraná.

Tabela 3 – Valores dos parâmetros de qualidade da água do córrego Rondinha nos pontos P1, P2 E P3, coletada e analisada em julho de 2019.

Parâmetros	Unidade	VMP	P1	P2	P3
Oxigênio dissolvido	mg/L	≥ 5	0,00	1,88	0,00
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100 mL	1000	1x10 ⁵	16x10 ⁵	0,00
pH	--	6,0 – 9,0	6,18	7,41	7,22
DBO _{5,20}	mg/L	5	72,94	121,61	93,25
Fósforo total	mg/L	0,03*	0,4	1,33	1,35
Nitrogênio total	mg/L	1,27**	0,01	0,07	0,04
Temperatura	(°C)	NC	19,88	22,66	18,38
Turbidez	NTU	100	110	139	16
Sólidos totais	mg/L	500	498,00	818	5

Legenda: VMP – Valor Máximo Permitido; NC – Não Consta; NTU - *Nephelometric Turbidity Units*.

* Valor estabelecido para águas doces Classe 2, para ambientes lênticos;

** Valor estabelecido para águas doces Classe 2, para ambientes lênticos.

Fonte: Elaborado pela autora.

Como pode-se observar, em todos os pontos o OD apresentou níveis inferiores ao mínimo exigido pela legislação. Nos pontos P2 e P3, estes valores possivelmente resultaram da água parada presente nos mesmos, tendo o córrego, nestes locais, uma disponibilidade muito baixa do recurso hídrico. No ponto P1, entretanto, apesar de o OD ter se apresentado nulo, a aeração está presente devido ao lançamento do efluente, que possui a saída do cano acima do nível superficial do córrego.

A classificação da qualidade das águas em cada um dos pontos de acordo com os critérios da CETESB (CETESB, 2018b) está apresentada no Quadro 6. Os detalhes dos cálculos foram descritos no item 3.3.

Quadro 6 – Valores do IQA_{CETESB} para os pontos amostrais P1, P2 e P3, coletados e analisados em julho de 2019.

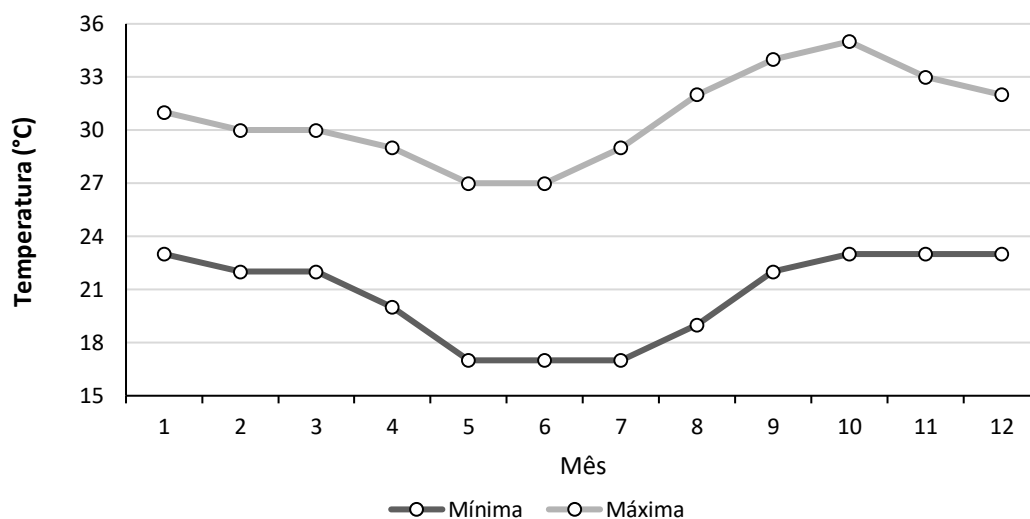
Ponto	IQA_{CETESB}	Avaliação da Qualidade da Água
P1	14	Péssima
P2	16	Péssima
P3	28	Ruim

Fonte: Elaborado pela autora.

Diante da caracterização preliminar da qualidade da água aferida no córrego Rondinha, verificou-se que, apesar de o rio Paraná possuir um volume maior de água (diluição) e ser um ambiente lótico, tendo, possivelmente, maior capacidade de autodepuração do que o córrego, a longo prazo, o lançamento de efluentes sanitários tratados no rio pode ser prejudicial à qualidade de suas águas. Não obstante, a problemática se amplia por ser uma região de balneabilidade, utilizada para lazer e atividades de recreação de contato primário.

A avaliação da distribuição das precipitações anuais possibilita verificar os padrões de ocorrência dos eventos e permite, também, obter uma previsibilidade do comportamento climático, funcionando como ferramenta de planejamento para os gestores ambientais e áreas afins (BEGA *et al.*, 2020). A temperatura do ar pode auxiliar a compreender os resultados obtidos para alguns parâmetros de qualidade da água (e.g., temperatura da água e OD). Nas Figuras 6 e 7 estão apresentados os dados de temperaturas mínima e máxima mensais e o histograma de precipitação total mensal para uma série histórica de 30 anos, respectivamente. Conforme pode ser observado na Figura 7, os meses de outubro a março correspondem ao período chuvoso, enquanto de abril a setembro, de estiagem.

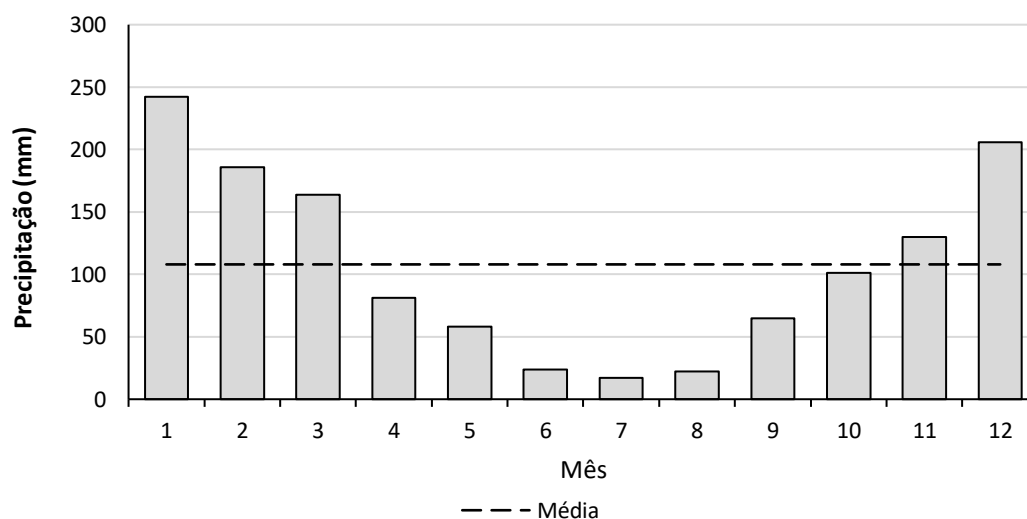
Figura 6 – Temperaturas mínima e máxima mensais referentes a uma série histórica de 30 anos para a cidade de Aparecida do Taboado – MS.



Fonte: Elaborado pela autora com dados retirados do CLIMATEMPO (2020).

A Tabela 4 demonstra os dados de estática descritiva obtidos para os parâmetros monitorados, a saber: valor mínimo, valor máximo, média e desvio padrão.

Figura 7 – Precipitação total mensal referente a uma série histórica de 30 anos para a cidade de Aparecida do Taboado – MS.



Fonte: Elaborado pela autora com dados retirados do CLIMATEMPO (2020).

Tabela 4 – Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água analisados nos pontos P4, P5, P6 e P7 do rio Paraná.

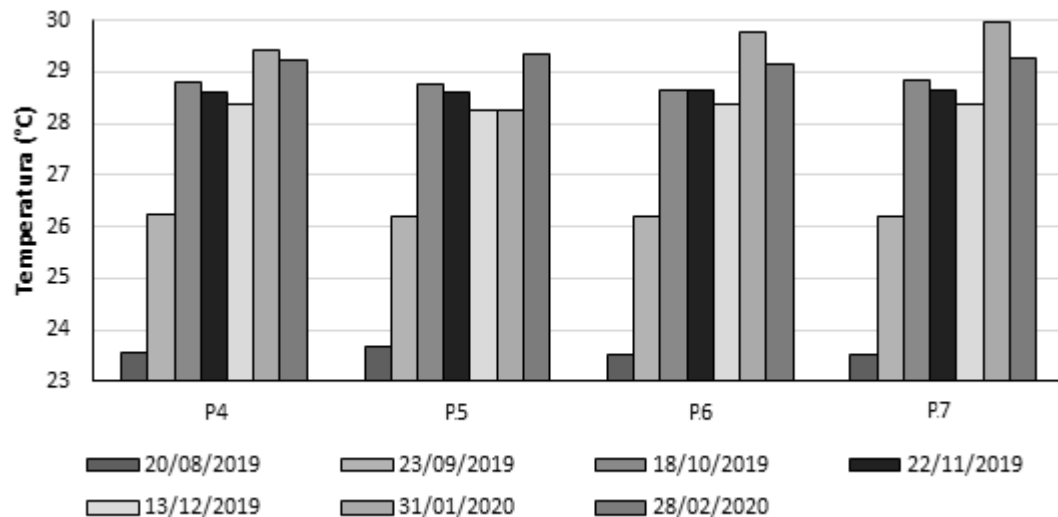
Parâmetro	Ponto	Valor mínimo	Valor máximo	Média	Desvio padrão
Temperatura (°C)	P4	23,57	29,41	27,74	2,12
	P5	23,68	29,36	27,59	1,98
	P6	23,53	29,79	27,76	2,17
	P7	23,52	29,97	27,84	2,23
Turbidez (NTU)	P4	0,22	3,73	1,43	1,55
	P5	0,28	3,79	1,43	1,57
	P6	0,27	3,80	1,46	1,56
	P7	0,23	3,83	1,39	1,60
ST (mg/L)	P4	66	344	190	111
	P5	114	398	273	89
	P6	110	438	253	97
	P7	98	426	280	129
pH	P4	5,56	7,20	6,34	0,57
	P5	5,80	6,86	6,31	0,36
	P6	5,63	6,88	6,40	0,53
	P7	5,66	6,74	6,12	0,47
OD (mg/L)	P4	4,86	7,50	6,23	0,92
	P5	4,66	7,70	6,45	1,17
	P6	5,07	6,92	6,22	0,71
	P7	4,86	7,30	6,23	0,94
DBO (mg/L)	P4	0,00	8,12	3,18	3,48
	P5	0,00	20,28	7,89	6,11
	P6	0,00	8,12	4,34	2,47
	P7	0,00	16,21	7,39	5,75
PT (mg/L)	P4	0,01	0,12	0,06	0,05
	P5	0,02	0,11	0,06	0,03
	P6	0,01	0,09	0,05	0,03
	P7	0,02	0,10	0,05	0,03
NT (mg/L)	P4	0,00	0,40	0,15	0,15
	P5	0,00	0,30	0,11	0,11
	P6	0,00	0,60	0,27	0,23
	P7	0,00	1,20	0,36	0,44
<i>E. Coli</i> (NMP/ 100 mL)	P4	0,00	0,00	0,00	0,00
	P5	0,00	0,00	0,00	0,00
	P6	0,00	0,00	0,00	0,00
	P7	0,00	0,00	0,00	0,00

Fonte: Elaborado pela autora.

Os valores encontrados para a temperatura seguem expostos nas Figuras 8 e 9. A temperatura da água no rio Paraná esteve entre 23,57-29,41°C (média: 27,74°C), 23,68-29,36°C (27,59°C), 23,53-29,79°C (27,76°C) e 23,53-29,57°C

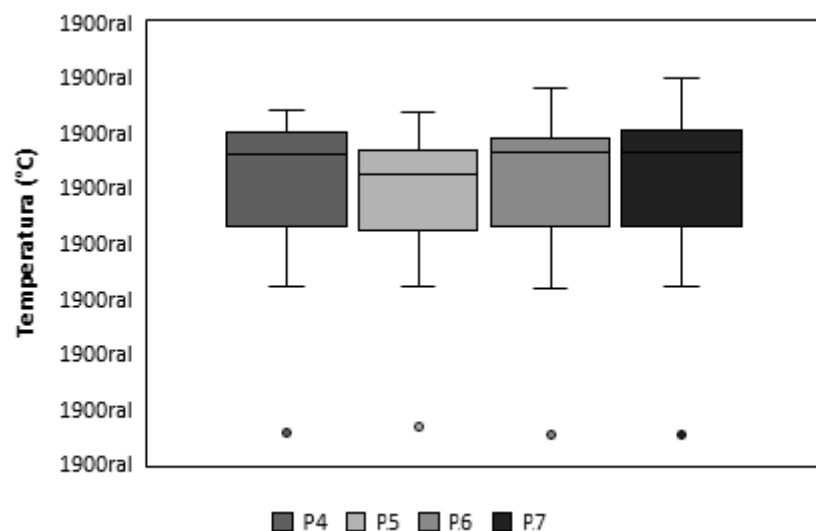
(27,84°C) nos pontos P4, P5, P6 e P7, respectivamente. Embora próximas, as maiores temperaturas foram encontradas no ponto P7 (meio do rio) e as menores no ponto P5 (Figura 9). Pelo ponto P7 se encontrar mais distante das margens do rio, a falta de sombreamento pode ter contribuído.

Figura 8 - Variação temporal e espacial dos valores de temperatura das amostras de água analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 9 – Valores de temperatura nas amostras de água analisadas. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.



Fonte: Elaborado pela autora.

Verificou-se um aumento ao longo dos meses estudados. O mês de agosto apresentou temperaturas consideradas *outliers* no conjunto de dados (Figura 9). No dia da amostragem, houve a menor temperatura mínima do ar (17,00°C) (CLIMA TEMPO, 2020), com reflexos diretos no momento da coleta. Durante o período de monitoramento, nenhuma relação com as temperaturas mensais do ar da série histórica (Figura 6) foi observada, contrariando o que foi encontrado por Oliveira *et al.* (2008), Menezes *et al.* (2016), Saltarelli *et al.* (2018) e Bega (2020). No entanto, os valores aumentaram na estação chuvosa (Figura 7B). Von Sperling (2005) reforçou que com o aumento da temperatura da água acontece a elevação das taxas de reações químicas e biológicas, além da diminuição da solubilidade dos gases, o que pode gerar mau cheiro em consequência da liberação de odores desagradáveis. No geral, esta situação não foi observada, beneficiada pela inexistência do lançamento de efluentes secundários da ETE de Aparecida do Taboado (MS) nas águas do rio. Manoel (2013) encontrou temperaturas entre 19,00-29,00°C para o córrego Caçula, de Ilha Solteira (SP). Valores similares foram observados no presente trabalho (23,52-29,97°C), uma vez que os meses de menores temperaturas mensais do ar (Figura 7A) não foram contemplados nesta pesquisa.

Nas amostras de água avaliadas, a turbidez variou de 0,22-3,73 NTU (média: 1,43 NTU), 0,28-3,79 NTU (1,43 NTU), 0,27-3,80 NTU (1,46 NTU) e 0,23-3,83 NTU (1,39 NTU) nos pontos P4, P5, P6 e P7, respectivamente (Figura 10). Verificou-se comportamento similar nos locais amostrais (Figura 11), com os menores valores de agosto a dezembro e os maiores em janeiro e fevereiro.

Figura 10 - Variação temporal e espacial dos valores de turbidez das amostras de água analisadas.

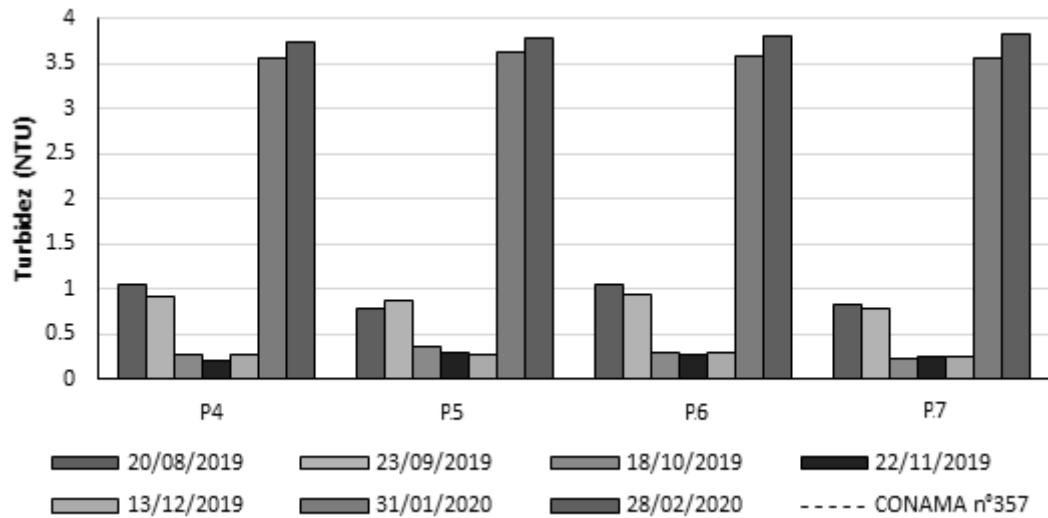
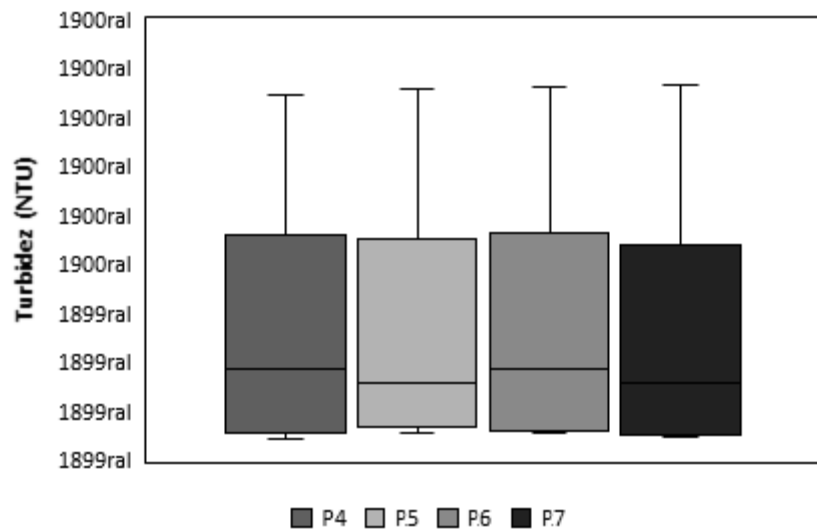


Figura 11 – Valores de turbidez nas amostras de água analisadas. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.

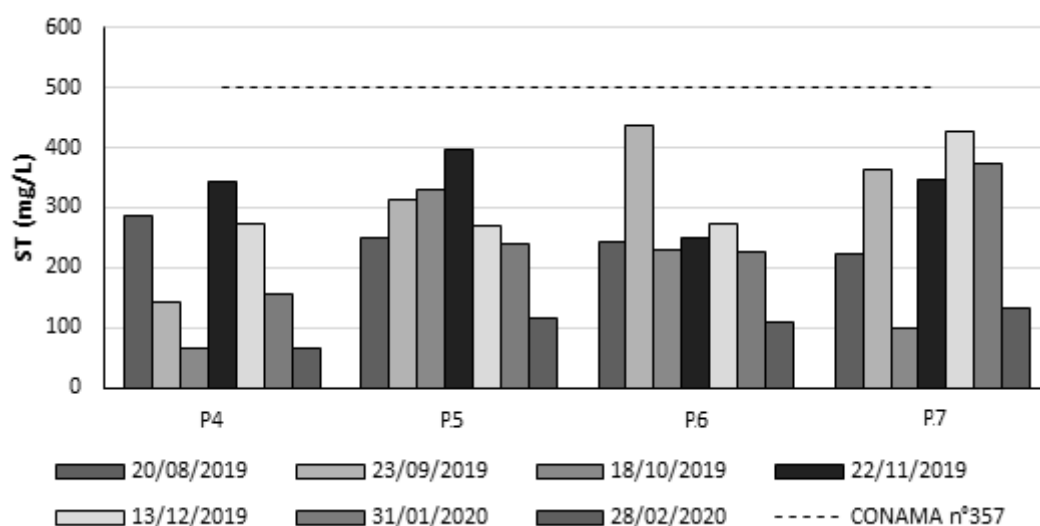


Da comparação entre a turbidez (Figura 10) e a temperatura da água (Figura 8), observou-se uma relação diretamente proporcional. Hussain, Ahamad e Nath (2016) inferiram que uma água altamente turva ou com elevados níveis de sólidos suspensos absorve mais luz solar e pode causar aumento na temperatura dos corpos de água. Houve, ainda, aumento na turbidez da água nos meses de maiores

precipitações mensais (i.e., janeiro e dezembro) (Figura 7), fenômeno também observado por Medeiros *et al.* (2016). Além disso, as precipitações dos meses anteriores também contribuíram para a elevação da turbidez. Entretanto, a turbidez esteve sempre dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005) (valor máximo: 100 NTU – Classe 2) em todas as amostras. Em decorrência dos baixos valores mensurados, é possível concluir que os sólidos em suspensão presentes na água sejam de origem natural, como, por exemplo, partículas inorgânicas (e.g., rocha, argila e silte) e/ou detritos orgânicos (e.g., algas).

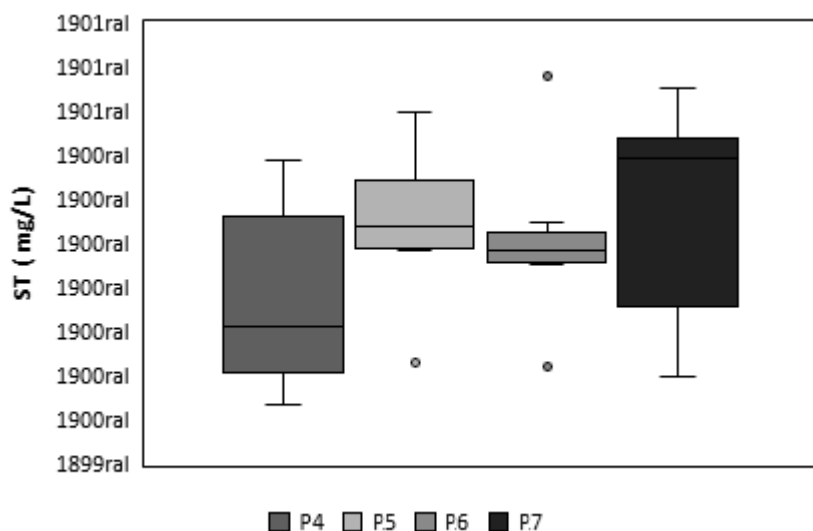
A erosão trata-se de um fenômeno preponderante na existência de sólidos no curso de água, vinculada, entre outros fatores, às mudanças no uso e ocupação do solo na bacia e ao desmatamento de matas ciliares (KUJANOVÁ; MATOUSKOVÁ; HOSEK, 2018; MELLO *et al.*, 2018). As concentrações de ST nas águas do rio Paraná nos pontos P4, P5, P6 e P7 oscilaram de 66-344 mg.L⁻¹ (média: 190 mg.L⁻¹), 114-398 mg.L⁻¹ (273 mg.L⁻¹), 110-438 mg.L⁻¹ (253 mg.L⁻¹) e 98-426 mg.L⁻¹ (280 mg.L⁻¹), respectivamente (Figuras 12 e 13).

Figura 12 - Variação temporal e espacial dos valores de ST das amostras de água analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 13 – Concentrações de ST nas amostras de água analisadas. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.



Fonte: Elaborado pela autora.

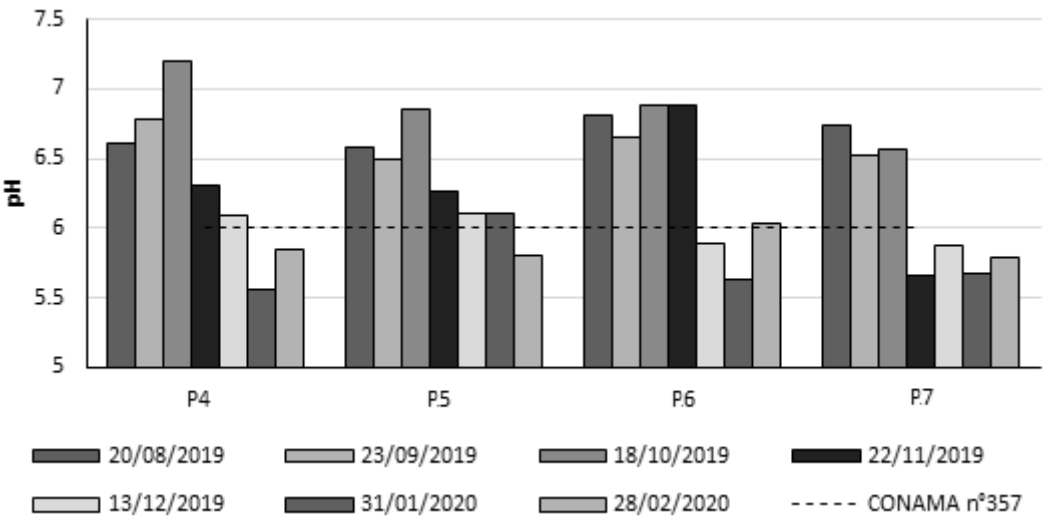
Apesar de ser esperado que os ST apresentassem maior concentração no período chuvoso (BARROS; SOUZA, 2012), no presente trabalho os maiores valores foram encontrados no período de estiagem, diferente do que foi observado por Silva *et al.* (2008) no rio Purus da Amazônia e por Souza *et al.* (2020) no córrego das Marrecas em Dracena – SP. Os dois *outliers* inferiores verificados nos pontos P5 e P6 (Figura 13) ocorreram em dezembro (chuvoso), enquanto o *outlier* superior encontrado no ponto P6 corresponde ao mês de setembro (estiagem). No caso das localidades monitoradas no rio Paraná, a preservação da mata ciliar minimizou os efeitos do aporte de sedimentos ao curso de água (LIMA; ZAKIA, 2000; MELLO *et al.*, 2018), tendo a precipitação um efeito diluidor.

A turbidez e os ST apresentaram comportamento distinto, dado que os valores de turbidez aumentaram na estação chuvosa. Por fim, as concentrações aferidas atenderam ao estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005), comparadas com o limite disponível para sólidos suspensos totais de 500 mg.L⁻¹.

É possível acompanhar a variação de pH ao longo dos meses de monitoramento nas Figuras 14 e 15. Os valores estiveram entre 5,56-7,20 (média: 6,34), 5,80-6,86 (6,31), 5,63-6,88 (6,40) e 5,66-6,74 (6,12) nos pontos P4, P5, P6 e P7, respectivamente. Na Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005) consta que em

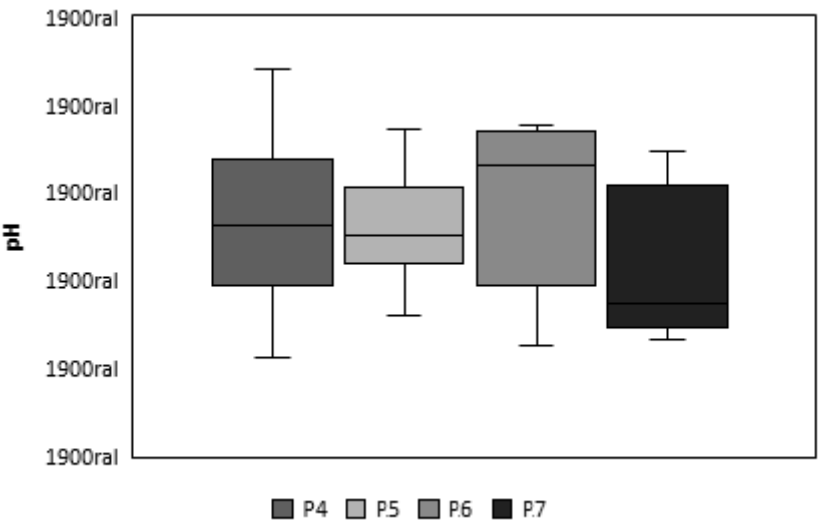
águas doces, independente da classe, o pH deve estar entre 6,0 e 9,0. Por sua vez, Libânio (2010) recomenda valores de pH entre 6,0 e 8,5 para a manutenção da vida aquática em águas naturais de superfície. Em todos os pontos amostrais foram encontrados valores que não atenderam aos limites expostos, em especial o inferior, podendo ser provenientes de causas naturais (FUNASA, 2014).

Figura 14 - Variação temporal e espacial dos valores de pH das amostras de água analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 15 – Valores de pH nas amostras de água analisadas. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.

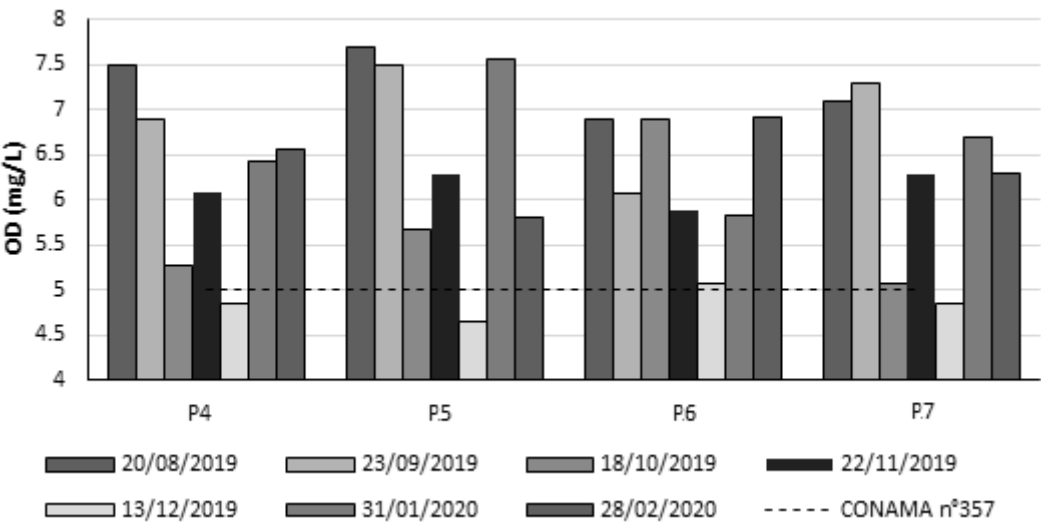


Fonte: Elaborado pela autora.

Foi verificado que com o aumento da precipitação houve a diminuição do pH, contrariando o que afirmaram Carvalho, Schittler e Tornisielo (2000): ocorrência de sua elevação pela diluição dos compostos dissolvidos e do escoamento mais rápido. Ribeiro, Bega e Carvalho (2020) complementaram que com o aumento no volume de água há a redução de sua acidez. Damasceno *et al.* (2015) observaram a diminuição do pH no rio Amazonas em períodos chuvosos. Além disso, os meses de maiores temperaturas da água (Figura 8) coincidiram com os de menores pH. Fia *et al.* (2015) reforçaram que quanto maior a temperatura menor o pH, divergindo dos resultados encontrados pelos pesquisadores em cursos de água em Lavras – MG. Silva *et al.* (2018) e Bega (2020) constataram comportamento similar ao do presente estudo.

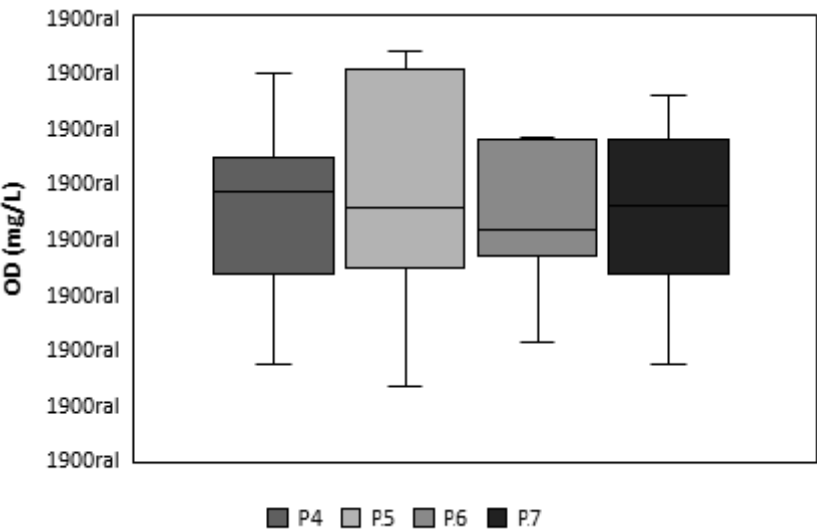
O OD relaciona-se a presença de matéria orgânica na água, a qual em alta quantidade promove aumento de microrganismos em decomposição, maximizando o consumo de oxigênio (MEDEIROS *et al.*, 2016). As concentrações de OD no rio Paraná estiveram entre 4,86-7,50 mg.L⁻¹ (média: 6,23 mg.L⁻¹), 4,66-7,70 mg.L⁻¹ (6,45 mg.L⁻¹), 5,07-6,92 mg.L⁻¹ (6,22 mg.L⁻¹) e 4,86-7,30 mg.L⁻¹ (6,23 mg.L⁻¹) nos respectivos pontos amostrais: P4, P5, P6 e P7 (Figuras 16 e 17). Tais valores demonstraram que a saúde ecológica do rio não se encontra afetada, sendo de suma importância, visto que o OD é imprescindível à manutenção dos organismos aeróbios (MADER *et al.*, 2017; BANERJEE *et al.*, 2018).

Figura 16 - Variação temporal e espacial dos valores de OD das amostras de água analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 17 – Concentrações de OD nas amostras de água analisadas. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.



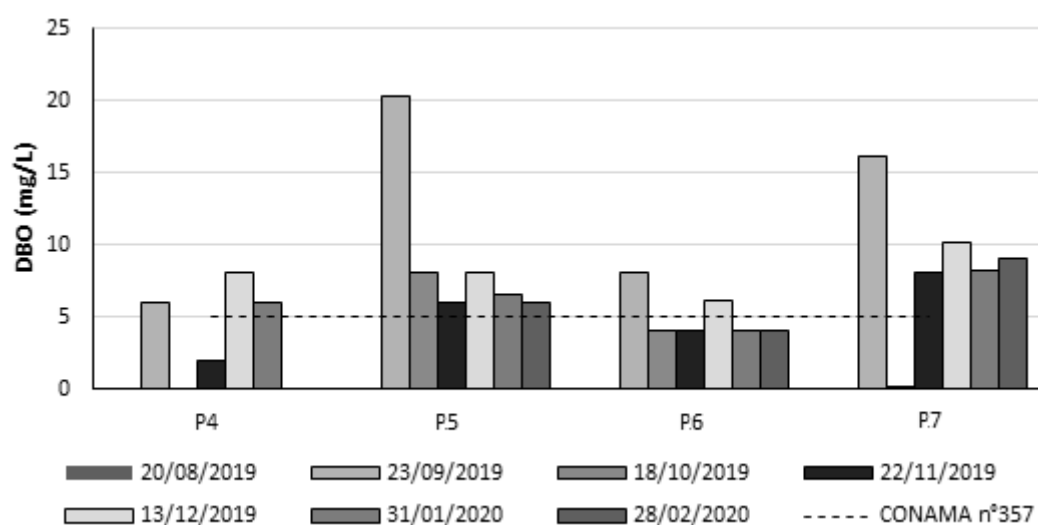
Fonte: Elaborado pela autora.

Assim como Fonseca e Salvador (2005) observaram no rio Bonito em Descalvado - SP, os menores valores foram aferidos no período chuvoso. Com o evento de precipitação há o carreamento de matéria orgânica da superfície do solo pelas águas pluviais, o que pode aumentar o consumo de OD para a sua degradação.

Ressalta-se que embora a chuva possa funcionar como em uma queda de água, na qual a reaeração superficial é maior do que a de um rio em condições climáticas normais (CETESB, 2018a), nesta pesquisa as precipitações não foram intensas nem duradouras (INMET, 2020) para causar elevação significativa na concentração de OD nos dias de amostragem. Von Sperling (1995) reforçou que no monitoramento de um curso de água, a temperatura deve ser analisada com outros parâmetros (e.g., OD). Foi encontrado a diminuição do OD com o aumento da temperatura da água, conforme também relataram Silva *et al.* (2008). Em dezembro, os valores mensurados nos pontos P4, P5 e P7 não atenderam ao limite inferior de 5 mg.L⁻¹ estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005).

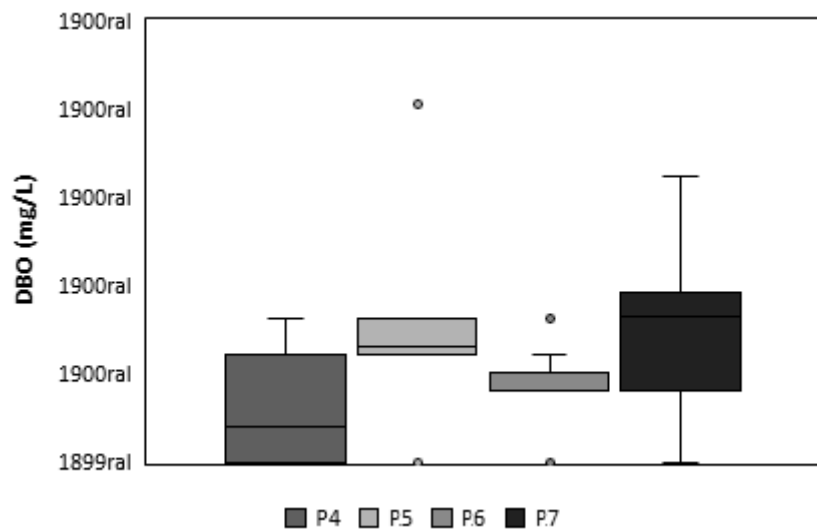
Os teores de DBO variaram de 0,00-8,12 mg.L⁻¹ (média: 3,18 mg.L⁻¹), 0,00-20,28 mg.L⁻¹ (7,89 mg.L⁻¹), 0,00-8,12 mg.L⁻¹ (4,34 mg.L⁻¹), 0,00-16,21 mg.L⁻¹ (7,39 mg.L⁻¹) nos pontos P4, P5, P6 e P7, respectivamente (Figuras 18 e 19).

Figura 18 - Variação temporal e espacial dos valores de DBO das amostras de água analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 19 – Concentrações de DBO nas amostras de água analisadas. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.



Fonte: Elaborado pela autora.

Observou-se que os meses que apresentaram menores concentrações de OD corresponderam, em sua maioria, aos de maiores teores de DBO, demonstrando que o aumento de matéria orgânica biodegradável implica na diminuição do OD na água (MEDEIROS *et al.*, 2016). No mais, pode ser indicativo de poluição (OLIVEIRA; OLIVEIRA; LIMA, 2018). No mês de agosto foram obtidos teores nulos de DBO nos quatro pontos amostrais, correspondente à estação de estiagem. A maioria das amostras (57%) apresentaram desconformidade com a Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005), sobretudo nos pontos P5 (86%) e P7 (71%). No ponto P5, possivelmente deve-se a menor densidade da vegetação de entorno em relação aos pontos P4 e P6, além da maior declividade do terreno (Figura 20), o que pode resultar em altas velocidades de escoamento superficial pluvial e, consequentemente, na erosão da margem. Ribeiro, Sandri e Boêno (2013) também verificaram comportamento parecido ao analisarem a qualidade da água de um córrego na proximidade do centro do município de Anápolis – GO. Ferreira e Santino (2014) destacaram que elevados valores de DBO podem ser provenientes de esgotos lançados no curso de água e da degradação do solo.

Figura 20 – Vegetação nas margens dos pontos (A) P4, (B) P5 e (C) P6 no rio Paraná.



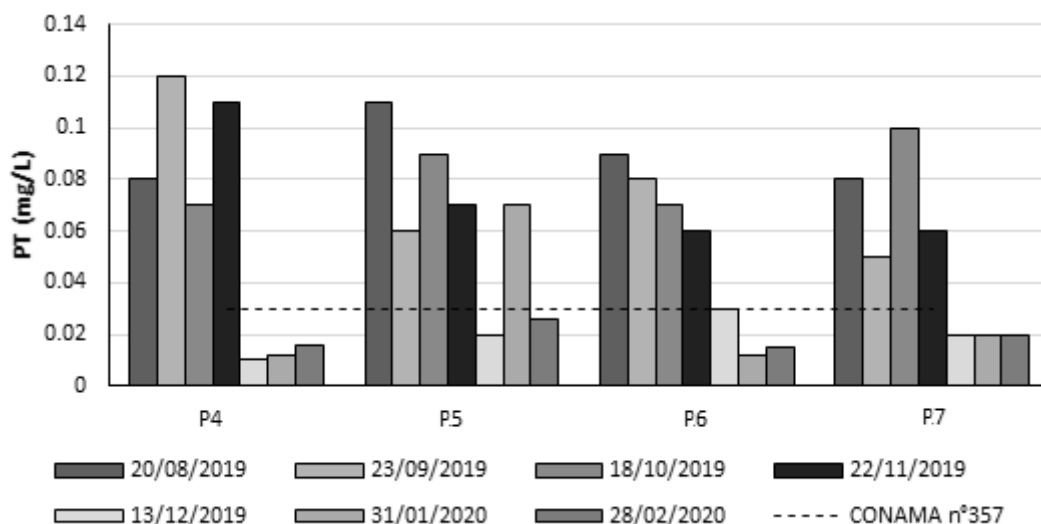
Fonte: Elaborado pela autora.

Da realização desta pesquisa, não havia o lançamento do efluente secundário da ETE de Aparecida do Taboado – MS. Ainda assim, inúmeras amostras apresentaram-se desconformes com a legislação (BRASIL, 2005). Certamente a tendência é de piora na qualidade da água, por mais que seja um rio com boa capacidade depurativa decorrente do grande volume de água que transporta.

O fósforo é considerado um dos melhores indicadores de nutrientes em qualquer ecossistema (SANTI *et al.*, 2012) e o principal fator limitante da produtividade primária dos ambientes aquáticos tropicais (DU *et al.*, 2018). No rio Paraná as concentrações de PT estiveram entre 0,01-0,12 mg.L⁻¹ (média: 0,06 mg.L⁻¹), 0,02-0,11 mg.L⁻¹ (0,06 mg.L⁻¹), 0,01-0,09 mg.L⁻¹ (0,05 mg.L⁻¹) e 0,02-0,10 mg.L⁻¹ (0,05 mg.L⁻¹) nos pontos P4, P5, P6 e P7, respectivamente (Figuras 21 e 22). De acordo com a EMBRAPA (2002), as águas naturais que não foram submetidas a processos de poluição apresentam quantidade de PT entre 0,005-0,020 mg.L⁻¹. De fato, as

concentrações obtidas caracterizaram o rio como um ambiente aquático contaminado e sujeito a processos de eutrofização.

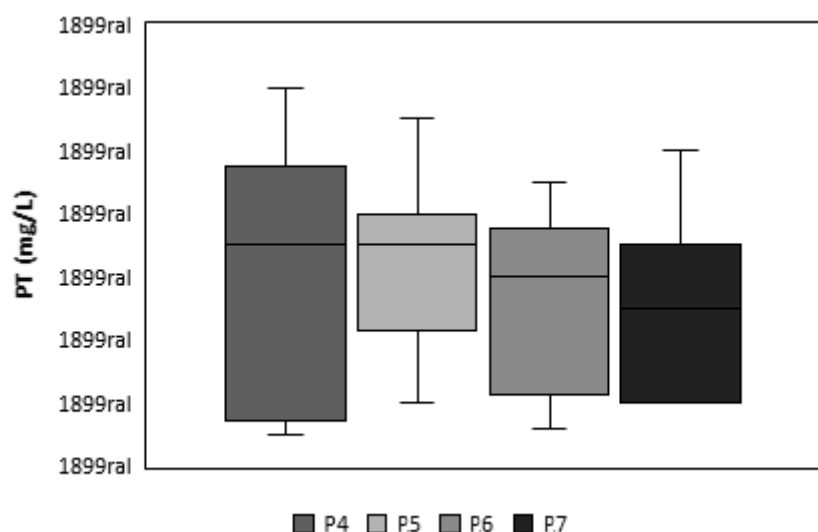
Figura 21 - Variação temporal e espacial dos valores de PT das amostras de água analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora.

No que se refere à Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005), 61% das amostras avaliadas apresentaram desconformidade. O valor máximo encontrado foi de $0,12 \text{ mg.L}^{-1}$, portanto, entende-se que as maiores concentrações estejam relacionadas a fontes naturais de fósforo (e.g., decomposição de organismos aquáticos e dos vegetais que compõe a vegetação no entrono) (RIBEIRO; BEGA; CARVALHO, 2020). As menores concentrações foram aferidas no período chuvoso (caráter diluidor). Souza *et al.* (2020) encontraram concentrações médias de PT em um córrego urbano brasileiro maiores neste período. Freitas (2000) inferiu que as águas drenadas em áreas urbanas podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais, além de outras fontes antrópicas (e.g., lançamento de esgotos sanitários). Pela bacia do rio Paraná se encontrar preservada na proximidade do rio e não haver o despejo do efluente secundário da ETE, tal situação não foi verificada.

Figura 22 – Concentrações de PT nas amostras de água analisadas. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.

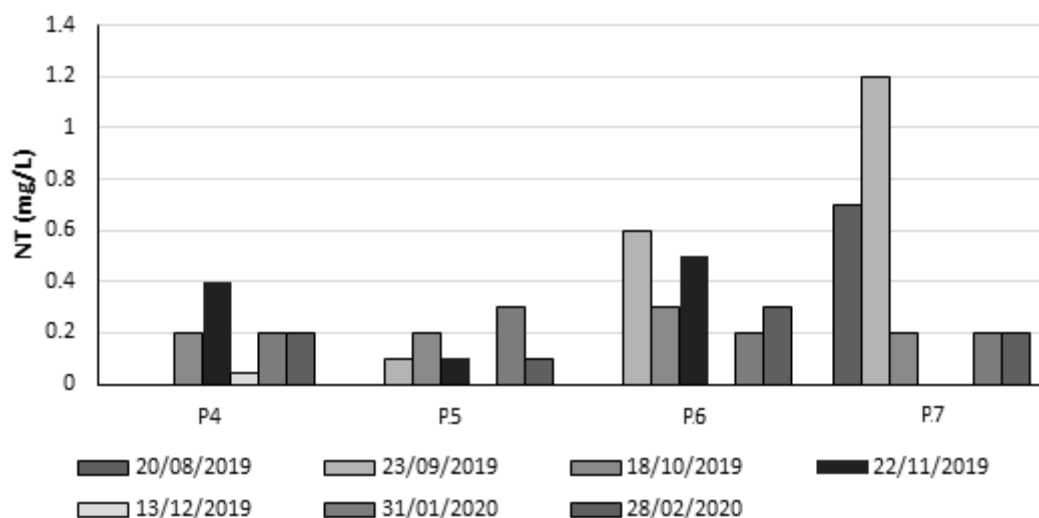


Fonte: Elaborado pela autora.

Nos pontos de amostragem P4, P5, P6 e P7, as concentrações de NT oscilaram de 0,00-0,40 mg.L⁻¹ (média: 0,15 mg.L⁻¹), 0,00-0,30 mg.L⁻¹ (0,11 mg.L⁻¹), 0,00-0,60 mg.L⁻¹ (0,27 mg.L⁻¹) e 0,00-1,20 mg.L⁻¹ (0,36 mg.L⁻¹), respectivamente (Figuras 23 e 24). Todos os valores estiveram dentro do limite máximo permitido de 2,18 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2005), especificado na situação de ser apenas fator limitante para a eutrofização.

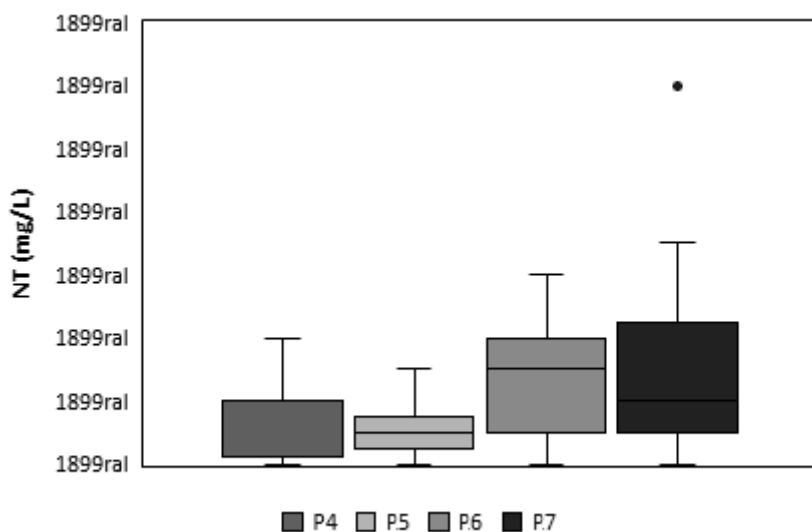
No que lhe diz respeito, o lançamento de efluentes sanitários pode ser considerado a principal causa de introdução excessiva de fósforo e nitrogênio nos cursos de água (BERNHARDT *et al.*, 2008; KALMYKOVA *et al.*, 2012). Por mais que na área de estudo não havia o lançamento de esgoto secundário no período de monitoramento, atualmente há, o que pode causar elevação significativa nas concentrações de NT. Conforme relatou Rodrigues (2016), quando ocorre o despejo de esgotos no curso de água, este, geralmente, passa a apresentar altos teores de NT e PT.

Figura 23 - Variação temporal e espacial dos valores de NT das amostras de água analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 24 – Concentrações de NT nas amostras de água analisadas. Os *boxplots* apresentam valores de mediana, quartis 25 e 75%, além de mínimos, máximos e *outliers*.



Fonte: Elaborado pela autora.

Não se observou um padrão dos valores encontrados com a sazonalidade. Por outro lado, Bega (2020) e Souza *et al.* (2020) relataram a diminuição da concentração de NT na estação chuvosa nos seus locais de estudo: córregos Sem Nome e das Marrecas, respectivamente. Medeiros, Silva e Lins (2018) aferiram, em

um rio de uma bacia com desenvolvimento de práticas agropecuárias, concentrações médias de até 0,027 mg.L⁻¹, no período de estiagem, e 0,022 mg.L⁻¹, no chuvoso, menores que as obtidas neste trabalho.

O único parâmetro biológico envolvido no cálculo do IQA_{CETESB} trata-se dos coliformes termotolerantes, apresentado na pesquisa como *Escherichia coli*. A presença de coliformes termotolerantes na água é um indicador de patógenos entéricos (SKRABER; GASSILLOUD; GANTZER, 2004), podendo refletir, entre outros fatores, o descarte de águas residuárias (MITCH; GASNER; MITCH, 2010). Os valores encontrados foram todos nulos, resultado esperado, dado que o lançamento de efluentes não havia começado. Os períodos chuvosos e de estiagem não tiveram influência neste parâmetro. Constatou-se que a quantidade de *Escherichia coli* nos pontos de amostragem atenderam aos padrões de balneabilidade estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 274 (BRASIL, 2000). Reforça-se que na região de estudo, o rio é utilizado para lazer e os ranchos do entorno são locados com frequência para visitantes. Valores de *Escherichia coli* nulos são importantes em relação às atividades de recreação de contato primário desenvolvidas no local, assegurando a proteção das pessoas e inibindo a existência de doenças de veiculação hídrica (e.g., Giardíase e Criptosporidiose). No entanto, com o lançamento direto de efluentes secundários da ETE, possivelmente haverá a presença de *Escherichia coli* na proximidade do seu despejo, antes da sua depuração.

Após a análise de todos os parâmetros, foi possível estabelecer a classificação do IQA_{CETESB} em cada amostra coletada (Quadro 7). Com base nos dados apresentados no Quadro 6, a qualidade da água esteve em sua maioria (89%) “Ótima”. Por mais que os valores obtidos para o IQA_{CETESB} tenham sido altos durante todo o período de monitoramento, verificou-se que no mês de menor precipitação média acumulada mensal (agosto), o índice sempre esteve igual ou superior a 90. Desta forma, no cômputo geral, a chuva piora a qualidade da água nos pontos amostrais estudados.

Quadro 7 – Resultados do IQA_{CETESB} dos pontos amostrais de P4 a P7.

	Agosto		Setembro		Outubro		Novembro		Dezembro		Janeiro		Fevereiro	
P4	90	Ótima	89	Ótima	91	Ótima	84	Ótima	82	Ótima	84	Ótima	89	Ótima
P5	90	Ótima	72	Boa	86	Ótima	84	Ótima	81	Ótima	87	Ótima	85	Ótima
P6	90	Ótima	83	Ótima	88	Ótima	86	Ótima	84	Ótima	80	Ótima	86	Ótima
P7	91	Ótima	74	Boa	88	Ótima	81	Ótima	78	Boa	81	Ótima	85	Ótima

Fonte: Elaborado pela autora.

Informações obtidas por meio de entrevistas informais refletiram a preocupação da população local e de cidadãos do noroeste paulista com a possibilidade de lançamento de esgotos sanitários tratados na área dos balneários. Os protestos realizados pela comunidade tiveram como objetivo a mudança do ponto de lançamento do emissário, a instalação de tratamento terciário e a garantia de que o rio Paraná não seria poluído. Por seu lado, a gerência da SANESUL afirmou que o descarte seria feito de modo apropriado e somente após o tratamento adequado.

A caracterização da qualidade da água no córrego Rondinha (julho de 2019), local anterior de despejo dos esgotos tratados, demonstrou que o tratamento na ETE não era suficiente para manter o curso de água dentro dos limites normativos (BRASIL, 2005), o que pode levar a piora na qualidade do rio Paraná. O lançamento pode inviabilizar a utilização dos balneários, cartão postal de Aparecida do Taboado – MS e o principal local de lazer da população e visitantes, além de ser fonte de renda para inúmeras famílias. O funcionamento do emissário pode prejudicar, ainda, os cultivos de peixes e irrigações de produções agrícolas. No entanto, a gerência da SANESUAL declarou que a rede de esgoto atende mais de 1.015 residências (SANCHEZ, 2019). A situação de conflito conta com argumentos de ambos os interessados, cabendo ao presente trabalho demonstrar o diagnóstico da qualidade da água do rio Paraná na região dos balneários imediatamente antes do funcionamento do emissário, para nortear as discussões futuras de seu impacto.

5 CONCLUSÕES

Por meio dos parâmetros e do índice avaliados, ficou evidente a boa qualidade da água na área de estudo no rio Paraná. Quanto à Resolução CONAMA n° 357/05, para alguns parâmetros, a maioria das amostras estiveram dentro do estabelecido para um curso de água classe 2: turbidez (100%), ST (100%), pH (75%), OD (89%) e *Escherichia coli* (100%). Entretanto, a DBO e o PT apresentaram apenas 43% e 39% das amostras em conformidade com a legislação, respectivamente. De fato, as elevadas concentrações encontradas podem ser explicadas pela presença de gado no entorno do rio. As fezes dos animais são fontes de matéria orgânica e nutrientes.

Os valores nulos de *Escherichia coli* em todas as amostras são essenciais para as atividades desenvolvidas na região de balneários (e.g., recreação de contato primário). Pelo fato de os proprietários alugarem os ranchos, o lançamento de esgotos tratados pode prejudicar a economia e a paisagem local, uma vez que os balneários são considerados cartão postal do município. Possivelmente haverá a presença de coliformes termotolerantes na proximidade do despejo no emissário, antes da depuração. A avaliação da qualidade da água no córrego Rondinha demonstrou que o tratamento na ETE não era eficiente para manter a qualidade de suas águas dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05 para um curso de água classe 2. Por sua vez, o rio Paraná apresenta melhores condições de depurar tais efluentes (i.e., pela maior vazão), no entanto nenhum estudo foi apresentado.

O presente trabalho aborda o diagnóstico da qualidade da água do rio Paraná pré-lançamento. Recomenda-se para trabalhos futuros o monitoramento das águas nos mesmos pontos amostrais (P4, P5, P6 e P7) para inferir sobre o impacto do lançamento de esgotos tratados nas águas da região de balneários.

REFERÊNCIAS

- AMARO, C. A. **Proposta de um índice para avaliação de conformidade da qualidade dos corpos hídricos ao enquadramento**. 2009. 224 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-11082009-121147/publico/Cris_Dissertacao.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2020.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23th ed. Washington, DC, 2017.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA (BRASIL). **Panorama do enquadramento dos corpos d'água**. Brasília: ANA, 2005. 38 p. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/7507/panorama-enquadramento-ana-2005.pdf>>. Acesso em: 07 nov. 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA (BRASIL). **Implementação do Enquadramento em Bacias Hidrográficas no Brasil**. – Snirh no Brasil: arquitetura computacional e sistêmica/Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2009. 145 p.: il. – (Cadernos de recursos hídricos; 6). Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/7504/implementacao-enquadramento-ag-superf-ana-2009.pdf>>. Acesso em: 07 nov. 2019.
- ANDRADE, L. N. Autodepuração dos corpos d'água. **Revista da Biologia**, [s. l.], v. 5, p. 16-19, 2010. Disponível em: <http://bit.ly/2TAjclg>. Acesso em: 16 jan. 2020.
- ARAUJO, D. R. **Eutrofização em reservatórios**: estudo de caso: reservatórios de Rio Bonito e Suíça (ES). 2016. 229 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016. Disponível em: <http://bit.ly/2NDI8fc>. Acesso em: 29 nov. 2019.
- BANERJEE, A.; CHAKRABARTY, M.; RAKSHIT, N.; BHOWMICK, A. R.; RAY, S. Environmental factors as indicators of dissolved oxygen concentration and zooplankton abundance: Deep learning versus traditional regression approach. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 100, p. 99–117, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X18307489>. Acesso em: 26 nov. 2019.
- BARBOSA, G. S. **Uso de atributos do solo na identificação de limites para preservação de Veredas no Mato Grosso do Sul**. 2016. 71 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrônômica) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira, 2016. Disponível em: https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/143455/barbosa_gs_me_ilha.pdf?sequence=3&isAllowed=y. Acesso em: 22 dez. 2019.

BARRETO, L. V.; BARROS, F. M.; BONOMO, P.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. S. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 9, n. 16, p. 2165-2179, 2013. Disponível em: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2013a/biologicas/EUTROFIZACAO.pdf>. Acesso em: 29 nov. 2019.

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

BARROS, J. C.; BARRETO, F. M. S.; LIMA, M. V. Aplicação do Índice de Qualidade das Águas (IQA-CETESB) no açude Gavião para determinação futura do Índice de Qualidade das Águas Brutas para fins de Abastecimento Público (IAP). In: Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação, 7., 2012, Palmas – TO. **Anais [...]** Palmas: CONNEPI, 2012. Disponível em: <http://propi.ifto.edu.br/ocs/index.php/connepi/vii/paper/viewFile/2850/2313>. Acesso em: 14 jan. 2020.

BEGA, J. M. M.; RIBEIRO, N. U. F.; ALMEIDA, J. C. R.; RICARDI, A. M.; OLIVEIRA, J. N. Avaliação dos parâmetros químicos de qualidade da água em um ecossistema aquático lótico. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, v. 16, p. 73-84, 2020.

BEGA, J. M. M. **Dinâmica temporal da qualidade da água em um córrego urbano**. 2020. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira, 2020. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/193377>. Acesso em: 16 nov. 2020.

BERNHARDT, E. S.; BAND, L. E.; WALSH, C. J.; BERKE, P. E. Understanding, managing, and minimizing urban impacts on surface water nitrogen loading. **Annals of the New York Academy of Sciences**, Nova Iorque, n. 1, p. 61–96, 2008.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRANCO JR, A. C.; ANDRADE, C.; IZIQUE, F. N.; LAUER, R.; MOREIRA, W. T. Avaliação das condições sanitárias e ambientais da sub-bacia do córrego Barbosa no município de Marília/SP. **Rev. Inst. Adolfo Lutz**, São Paulo, v. 67, n. 3, 2008. Disponível em: <http://bit.ly/2NDTfUb>. Acesso em: 23 nov. 2019.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília: **Diário Oficial da União**, 1997. 72 p. Disponível em: <http://bit.ly/38h5Ggz>. Acesso em: 30 out. 2019.

BRASIL. **Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000**. O Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA define os critérios de balneabilidade em águas

brasileiras. Brasília, DF, 2000. 3 p. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>. Acesso em: 31 out. 2019.

BRASIL. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. O Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005. 27 p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 31 out. 2019.

BRASIL. **Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde**. Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano/Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília, DF, 2006. 212 p. (Série B. Textos Básicos de Saúde). Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf. Acesso em: 21 nov. 2019.

BRITES, A. P. Z. **Enquadramento dos corpos de água através de metas progressivas**: probabilidade de ocorrência e custos de despoluição hídrica. 2010. 177 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. Disponível em: <http://bit.ly/30uKgd8>. Acesso em: 04 nov. 2019.

BRITES, A. P.; GASTALDINI, M. C.; GARCIA, G. B.; GELLER, R.; JORGE, M.; HAGEMANN, S. Avaliação dos resíduos sólidos veiculados em sistemas de drenagem urbana. *In: JORNADA ACADÊMICA INTEGRADA*, 19., 2004, Santa Maria. Santa Maria: UFSM, 2004. Disponível em: <http://bit.ly/2RrTJhd>. Acesso em: 10 jan. 2020.

BRUNDTLAND, G. H. (org.). **Nosso futuro comum**. Rio de Janeiro: FGV, 1987.

CAISSIE, D. The thermal regime of rivers: a review. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 51, p. 1389-1406, 2006. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x>. Acesso em: 21 nov. 2019.

CAMPOS, J. S.; CUNHA, H. F. A. Análise comparativa de parâmetros de balneabilidade em Fazendinha, Macapá – AP. **Biota Amazônia**, Macapá, v. 5, n. 4, p. 110-118, 2015. Disponível em: <http://periodicos.unifap.br/index.php/biota>. Acesso em: 09 dez. 2019.

CANTER, L. W. **River water quality monitoring**. 2. ed. Boca Raton: CRC, 2018. 165 p. Disponível em: <https://content.taylorfrancis.com/books/download?dac=C2017-0-67052-0&isbn=9781351076418&format=googlePreviewPdf>. Acesso em: 07 jan. 2020.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 5, p. 618-622, 2000. Disponível em: <http://www.sbq.org.br/publicacoes/quimicanova/qnol/2000/vol23n5/08.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2020.

CAVALCANTI, B. S.; MARQUES, G. R. G. Recursos hídricos e gestão de conflitos: A bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul a partir da crise hídrica de 2014-2015. **Revista de GESTÃO dos Países de Língua Portuguesa**, Lisboa, v. 15, n. 1, p. 4-16, 2016. Disponível em: <http://www.scielo.mec.pt/pdf/rpbg/v15n1/v15n1a02.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2020.

CETESB (BRASIL). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos/Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Organizadores: Carlos Jesus Brandão *et al.* São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326 p. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2012/GuiaNacionalDeColeta.pdf>. Acesso em: 22 dez. 2019.

CETESB (BRASIL). **Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade**: Apêndice E. São Paulo: CETESB, 2017. 57 p. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>. Acesso em: 12 nov. 2019.

CETESB (BRASIL). **Fundamentos do controle de poluição das águas**: Módulo II – Prevenção da poluição ambiental e controle de fontes. São Paulo: CETESB, 2018a. 227 p. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/posgraduacao/wp-content/uploads/sites/33/2018/11/Apostila-Fundamentos-do-Controle-de-Polui%C3%A7%C3%A3o-das-%C3%81guas-T3.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2020.

CETESB (BRASIL). **Índices de Qualidade das Águas**: Apêndice D. São Paulo: CETESB, 2018b. 32 p. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Ap%C3%AAndice-D_-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf. Acesso em: 12 nov. 2019.

CETESB (BRASIL). **Enquadramento dos corpos hídricos**. São Paulo, 2019. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/enquadramento-dos-corpos-hidricos/>. Acesso em: 05 nov. 2019.

CLIMATEMPO. **Climatologia em Aparecida do Taboado, MS**. 2020. Disponível em: <https://www.climatempo.com.br/climatologia/3114/aparecidadotaboado-ms>. Acesso em: 10 nov. 2020.

CNRH (BRASIL). Resolução nº 91, de 5 de novembro de 2008. O Conselho Nacional de Recursos Hídricos dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. Brasília, DF, 2008.

5 p. Disponível em: <<http://www.sema.df.gov.br/wp-content/uploads/2017/09/Resolu%C3%A7%C3%A3o-CNRH-n%C2%BA-91-de-2008.pdf>>. Acesso em: 31 out. 2019.

COELHO, P. **O diário de um mago**. 2. ed. São Paulo: Companhia das Letras, 2017. 288 p.

COSTA, L.L.; CEBALLOS, B.S.O.; CELEIDE, M.B.S.; CAVALCANTI, M.L.F. Eficiência de *wetlands* construídos com dez dias de retenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Paraíba, v. 3, n.1, 2003. Disponível em: <http://bit.ly/367Ql0m>. Acesso em: 16 jan. 2020.

DAMASCENO, M. C. S.; RIBEIRO, H. M. C.; TAKIYAMA, L. R.; PAULA, M. T. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais do Rio Amazonas na orla da cidade de Macapá, Amapá, Brasil. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10, n.3, p. 598-613, 2015.

DU, C.; WANG, Q.; LI, Y.; LYU, H.; ZHU, L.; ZHENG, Z.; WEN, S.; LIU, G.; GUO, Y. Estimation of total phosphorus concentration using a water classification method in inland water. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, Enschede, v. 71, p. 29-42, 2018.

DU, H.; MAO, Z.; CHEN, L.; CRITTENDEN, J.; LI, R. Y. M.; CHAI, L. Evaluation of eutrophication in freshwater lakes: A new non-equilibrium statistical approach. **Ecological Indicators**, v. 102, p. 686-692, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X19302134>. Acesso em: 16 jan. 2020.

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

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 226 p.

FERREIRA, D. B.; MÜHLENHOFF, A. P.; FERNANDES, C. V. S. Modelos de poluição difusa: desafios, estratégias e impacto para a gestão de recursos hídricos. **Revista REGA**, Porto Alegre – RS, v. 15, c10, 2018. Disponível em: https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/201/f29838395787d33fab2463da20acb772_157540546576feae561bff31d3a3e3d3.pdf. Acesso em: 02 out. 2020.

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

FERREIRA, K. C. D.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; SILVA, G. S. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 2, p. 277-286, 2015. Disponível em:

<http://ccarevista.ufc.br/seer/index.php/ccarevista/article/view/3128/1174>. Acesso em: 14 nov. 2019.

FIA, R.; TADEU, H. C.; MENEZES, J. P. C.; FIA, F. F. R. L.; OLIVEIRA, L. F. C. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, p. 267-275, 2015.

FINKLER, N. R.; PERESIN, D.; COCCONI, J.; BORTOLIN, T. A.; RECH, A.; SCHNEIDER, V. E. Qualidade da água superficial por meio de análise do componente principal. **Rev. Ambient. Água**, Tatuapé - SP, v. 10, n. 4, 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v10n4/1980-993X-ambiagua-10-04-00782.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2020.

FRAGA, R. S.; TAVARES, V. E. Q.; TIMM, L. C.; ESTRELA, C. C.; BARTELS, G. K. Influência da precipitação sobre parâmetros de qualidade da água utilizada para irrigação do morangueiro no município de Turuçu – RS. **R. Bras. Agrociência**, v. 18, n. 1-4, p. 81-94, 2012. Disponível em: <http://bit.ly/2Tzg9zV>. Acesso em: 10 jan. 2020.

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

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE (BRASIL). Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS/Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. Brasília: **Funasa**, 2014. 112 p. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manualcont_quali_agua_tecnicos_trab_emetas.pdf. Acesso em: 21 nov. 2019.

GARCIA, J. **A qualidade da água, o processo de autodepuração e a proposição de cenários para gerenciamento sustentável do rio Sorocamirim (SP)**. 2013. 141 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-20072017-102247/publico/DissertGarciaJulianaCorrig.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2020.

GASPAROTTO, F. A. **Avaliação Ecotoxicológica e Microbiológica da água de nascentes urbanas no município de Piracicaba-SP**. 2011. 89 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/64/64133/tde-06072011-104010/publico/Mestrado.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2019.

GLORIA, L. P.; HORN, B. C.; HILGEMANN, M. Avaliação da qualidade da água de bacias hidrográficas através da ferramenta do Índice de Qualidade da Água – IQA. **Caderno Pedagógico**, Lajeado – RS, v. 14, n. 1, p. 103–119, 2017. Disponível em: <http://www.univates.br/revistas/index.php/cadped/article/view/1421>. Acesso em: 21 nov. 2019.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T. & SOARES, J.H.P. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, Campina Grande - PB, v. 16, n. 5, p.558-63, 2012. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662012000500012. Acesso em: 14 jan. 2020.

GUEDES, D. M.; TERAN, F. J. C.; GUEDES, P. G. S. A. Avaliação da influência do coeficiente de desoxigenação no modelo de autodepuração utilizando efluentes de laticínio. **Revista Internacional de Ciências**, Rio de Janeiro – RJ, v. 9, n. 3, p. 32-46, 2019. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/ric/article/viewFile/42731/31629>. Acesso em: 14 jan. 2020.

HUSSAIN, I.; AHAMADB, K.; NATH, P. Water turbidity sensing using a smartphone. **RSC Advances**, [s. l.], v. 6, n. 27, p. 22374-22382, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo demográfico 2010**: Resultados gerais da amostra. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ms/aparecida-do-taboado/panorama>. Acesso em: 22 dez. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. **Dados de precipitação**. 2020. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/>. Acesso em: 14 maio 2020.

JEPPESEN, E.; MEERHOFF, M.; JACOBSEN, B. A.; HANSEN, R. S.; SONDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; LAURIDSEN, T. L.; MAZZEO, N.; BRANCO, C. W. C. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation - the successful strategy varies with lake size and climate. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 581, n. 1, p. 269-285, 2007. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-006-0507-3>. Acesso em: 16 jan. 2020.

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

KALMYKOVA, Y.; HARDER, R.; BORGESTEDT, H.; SYANANG, I. Pathways and management of phosphorus in urban areas. **Journal of Industrial Ecology**, [s. l.], v. 16, n. 6, p. 928–939, 2012.

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

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6ª ed., Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária - ABES, 2011. 994 p. Disponível em: <http://bit.ly/2G2MO8U>. Acesso em: 27 nov. 2019.

LEITÃO, V. S.; CUBA, R. M. F.; SANTOS, L. P. S.; NETO, A. S. S. 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, p. 784-803, 2015. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/reget/article/view/18330/pdf>. Acesso em: 30 out. 2019.

LEITE, D. A. N. O.; RAMOS, M. A. G.; GODÓI, D. R.; MARIANO, A. P.; PIÃO, A. C. S.; ANGELIS, D. F. Avaliação dos parâmetros do índice de qualidade da água segundo o modelo estatístico ARIMA. **HOLOS Environment**, Rio Claro, v. 13, n. 1, p. 24, 2013. Disponível em: <http://bit.ly/2uel6TW>. Acesso em: 02 dez. 2019.

LI, S.; WENGANG, S.; YUFA, Z.; YUJING, T.; YANXIA, G.; ZENGMIN, M. Spread of extended-spectrum beta-lactamase-producing *Escherichia coli* from a swine farm to the receiving river. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 22, n. 17, p. 13033-13037, 2015. Disponível em: <http://bit.ly/2NClgeJ>. Acesso em: 04 dez. 2019.

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

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

LIMA, R. N. S.; RIBEIRO, C. B. M.; BARBOSA, C. C. F.; ROTUNNO FILHO, O. C. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Eng. Sanit. Ambient.**, [s. l.], v. 21, n. 1, p. 139-150, 2016. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522016000100139&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 14 jan. 2020.

LIU, Y.; MAO, D. Integrated assessment of water quality characteristics and ecological compensation in the Xiangjiang River, south-central China. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 110, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X19309173>. Acesso em: 10 jan. 2020.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Bol. Inst. Pesca**, [s. l.], v. 36, n. 2, p. 149-163, 2010. Disponível em: https://www.pesca.sp.gov.br/36_2_149-163rev.pdf. Acesso em: 16 jan. 2020.

MACHADO, A. L. S.; PACHECO, J. B. Serviços ecossistêmicos e o ciclo hidrológico da Bacia Hidrográfica Amazônica - the biotic pump. **Revista GEONORTE**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 71-89, 2010. Disponível em: <http://docplayer.com.br/7077733-Servicos-ecossistemicos-e-o-ciclo-hidrologico-da-bacia-hidrografica-amazonica-the-biotic-pump.html>. Acesso em: 13 jan. 2020.

MADER, M.; SCHMIDT, C.; van GELDERN, R.; BATH, J. A. C. Dissolved oxygen in water and its stable isotope effects: A review. **Chemical Geology**, Amsterdam, v. 473, p. 10-21, 2017.

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

MALAGI, I.; SAMPAIO, S. C.; PINTO, F. G.; ROSA, D. M.; REIS, R. R. Physicochemical quality of and Escherichia coli resistance profiles in urban surface water. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 80, n. 3, p. 661-668, 2019. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/bjb/2019nahead/1519-6984-bjb-1519-6984218915.pdf>. Acesso em: 04 dez. 2019.

MANOEL, L. O. **Avaliação e monitoramento da qualidade da água na microbacia do Córrego Caçula no município de Ilha Solteira – SP**. 2013. 167 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Ilha Solteira, 2013. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/98063>. Acesso em: 04 jan. 2021.

MARQUES, M. N.; CONTRIM, M. E.; BELTRAME FILHO, O.; PIRES, M. A. F. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, São Paulo. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 5, p. 1171-1178, 2007. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422007000500023. Acesso em: 10 jan. 2020.

MARTINS, A. S. **Avaliação das águas superficiais sob uso e ocupação na sub-bacia do rio Candeias/RO – Amazônia ocidental**. 2009. 123 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) – Núcleo de Ciências e Tecnologia, Fundação Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, 2009. Disponível em: <http://bit.ly/2v0hg1f>. Acesso em: 04 dez. 2019.

MATO GROSSO DO SUL. Deliberação CERH/MS nº 52, de 18 de junho de 2018. O Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso do Sul dispõe sobre o enquadramento e classificação das águas das bacias hidrográficas do Estado do Mato Grosso do Sul. **Diário Oficial do Estado do Mato Grosso do Sul**, 2018. 3 p. Disponível em: <http://www.imasul.ms.gov.br/wp-content/uploads/2018/08/Resolu%C3%A7%C3%A3o-CERH-52.pdf>. Acesso em: 09 dez. 2019.

MEDEIROS, P. R. P.; SEGUNDO, G. H. C.; MAGALHÃES, E. M. M. Comportamento da turbidez e material em suspensão, em um rio com vazão regularizada por sistema de barragens em cascata: Rio São Francisco (NE, Brasil). **Geochimica Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 29, n. 1, p. 35-44, 2015. Disponível em: <https://geobrasiliensis.emnuvens.com.br/geobrasiliensis/article/view/415>. Acesso em: 21 nov. 2019.

MEDEIROS, S. R. M.; CARVALHO, R. G.; SOUZA, L.; BARBOSA, A. H. S. Índice de qualidade das águas e balneabilidade no Riacho da Bica, Portalegre, RN, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, [s. l.], v. 11, n. 3, 2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v11n3/1980-993X-ambiagua-11-03-00711.pdf>. Acesso em: 18 mai. 2020.

MEDEIROS, W. M. V.; SILVA, C. E.; LINS, R. P. M. Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 13, n. 2, p. 2054-2070, 2018.

MELLO, K.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; SANTOS, A. C. A.; VETTORAZZI, C. A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, Amsterdam, v. 167, p. 130-138, 2018.

MELO, F. A. O.; NEPOMUCENO, A. L. T. Determinação do índice de qualidade da água do rio Piranga – MG. In: SIMPÓSIO DE EXCELÊNCIA EM GESTÃO E TECNOLOGIA, 14., 2017, Resende - RJ. **Anais [...]** Resende: Associação Educacional Dom Bosco, 2017. Disponível em: <https://www.aedb.br/seget/arquivos/artigos17/27725323.pdf>. Acesso em: 30 out. 2019.

MELO, J. L. S.; SILVA, F. D.; LIMA, A. M. Avaliação da remoção de nitrogênio orgânico e amoniacal em amostras de esgoto doméstico submetido a pós-tratamento em tabuleiros irrigados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA, 13., 2000, Uberlândia – MG. **Anais [...]** Uberlândia, 2000. Disponível em: <http://bit.ly/367PtZE>. Acesso em: 02 dez. 2019.

MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. S.; BELLO, I. P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L. F. C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 3, p. 519–534, 2016.

MENEZES, J. M.; SABINO, H.; CRISTO, V.; PRADO, R. B.; LIMA, L. A.; LULLO, L. B. D.; SILVA JR., G. C. Comparação entre os Índices de Qualidade de Água Cetesb e Bascarán. **Anuário do Instituto de Geociências**, Rio de Janeiro, v. 41, p. 194-202, 2018. Disponível em: http://www.anuario.igeo.ufrj.br/2018_01/2018_1_194_202.pdf. Acesso em: 12 nov. 2019.

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

NOORI, R.; BERNDTSSON, R.; HOSSEINZADEH, M.; ADAMOWSKI, J. F.; ABYANEH, M. R. A critical review on the application on the National Sanitation Foundation Water Quality Index. **Environmental Pollution**, Barking, v. 244, p. 575-587, 2019.

OLIVEIRA, L. C.; GOMES, B. M.; BAUMGARTNER, G.; SEBASTIEN, N. Y. Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do Rio São Francisco Verdadeiro. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, n. 4, p. 770-781, 2008.

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

OLIVEIRA, J. N.; BEGA, J. M. M.; ANDREETTA, A. B.; TOKUDA, E. N. O conflito entre a expansão urbana e o uso da água subterrânea. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, [s. l.], v. 9, p. 373-386, 2019.

OSINSKA, A., KORZENIEWSKA, E., HARNISZ, M.; NIESTEPSKI, S. The prevalence and characterization of antibiotic-resistant and virulent *Escherichia coli* strains in the municipal wastewater system and their environmental fate. **The Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 577, p. 367-375, 2017. Disponível em: <http://bit.ly/38lkkDI>. Acesso em: 04 dez. 2019.

PINTO, M. C. F. **Manual medição *in loco***: Temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. CPRM, 2007. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/publique/media/gestao_territorial/geologia_medica/manual_medicoes_T_%20pH_OD.pdf. Acesso em: 21 nov. 2019.

PINTO, A. G. N.; HORBE, A. M. C.; SILVA, M. S. R.; MIRANDA, S. A. F.; PASCOALOTO, D.; SANTOS, H. M. C. Efeitos da ação antrópica sobre a hidrogeoquímica do rio Negro na orla de Manaus/AM. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 39, n. 3, p. 627 - 638, 2009. Disponível em: <https://acta.inpa.gov.br/mobile/fasciculos/39-3/PDF/v39n3a18.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2020.

PIVELI, R. P. **Características químicas das águas**: pH, acidez, alcalinidade e dureza. Curso de Qualidade das Águas e Poluição: Aspectos Físico-químicos. 2001. Notas de Aula. Universidade de São Paulo. Disponível em: <http://www.leb.esalq.usp.br/leb/disciplinas/Fernando/leb360/Fasciculo%206%20-%20Alcalinidade%20e%20Acidez.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2019.

PIZELLA, D. G.; SOUZA, M. P. Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais brasileiras. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro – RJ, v. 12, n. 2, p. 139-148, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v12n2/a05v12n2.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2020.

QUEVEDO, C. M. G.; PAGANINI, W. S. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. **Ciênc. Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro – RJ, v. 16, n. 8, p. 3529-3539, 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/csc/v16n8/a21v16n8.pdf>. Acesso em: 29 nov. 2019.

RIBEIRO, E. A.; SANDRI, D.; BOÊNO, J. A. Qualidade da água de córrego em função do lançamento de efluente de abate bovino. **R. Bras. Agríc. Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 4, p. 425 – 433, 2013. Disponível em: <http://www.agriambi.com.br/revista/v17n04/v17n04a11.pdf>. Acesso em: 15 mai. 2020.

RIBEIRO, N. U. F.; BEGA, J. M. M.; CARVALHO, S. L. Índice de Qualidade das Águas no rio Paraná, Aparecida do Taboado – MS, Brasil: Dados preliminares. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, Tupã, v. 8, n. 64, p. 101-116, 2020.

RIGHETTO, A. M. **Manejo de Águas Pluviais Urbanas**. 1ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 396 p. Disponível em: https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_4.pdf. Acesso em: 21 nov. 2019.

RIVERA, E. A. C. **Modelo sistêmico para compreender o processo de eutrofização em um reservatório de água**. 2003. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003. Disponível em: https://www.unicamp.br/fea/ortega/extensao/Tese_Elmer.pdf. Acesso em: 16 jan. 2020.

ROBINS-BROWNE, R.M.; HOLT, K.E.; INGLE, D.J.; HOCKING, D.M.; YANG, J.; TAUSCHEK, M. Are *Escherichia coli* Pathotypes still relevant in the era of whole-genome sequencing? **Front. Cell. Infect. Microbiol.**, [s. l.], v. 6, n. 141, 2016. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5114240/>>. Acesso em: 09 dez. 2019.

ROCHA, C. H. B.; FREITAS, F. A.; SILVA, T. M. Alterações em variáveis limnológicas de manancial de Juiz de Fora devido ao uso da terra. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, Campina Grande – PB, v.18, n.4, p.431-436, 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v18n4/v18n04a11.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2020.

RODRIGUES, V. A. J. **Influência do sedimento no processo de remoção de nitrogênio por nitrificação/desnitrificação em lagoas de polimento**. 2016. 178 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016. Disponível em: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/1064D.PDF>. Acesso em: 02 dez. 2019.

SAAD, A. R.; SEMENSATTO JR, D. L.; AYRES, F. M.; OLIVEIRA, P.E. Índice de Qualidade da Água – IQA do reservatório do Tanque Grande, município de Guarulhos, estado de São Paulo, Brasil: 1990 – 2006. **Revista UnG – Geociências**, v.6, n.1, p.118-133, 2007. Disponível em: <http://revistas.ung.br/index.php/geociencias/article/view/138/277>. Acesso em: 30 out. 2019.

SALTARELLI, W. A.; DODDS, W. K.; TROMBONI, F.; CALIJURI, M. C.; NERES-LIMA, V.; JORDÃO, C. E.; PALHARES, J. C. P.; CUNHA, D. G. F. Variation of stream metabolism along a tropical environmental gradient. **Journal of Limnology**, Verbania Pallanza, v. 77, n. 3, p. 359-371, 2018.

SANCHEZ, I. **Grupo protesta contra obra e denuncia esgoto no rio Paraná**. Campo Grande News, 2019. Disponível em: <https://www.campograndenews.com.br/cidades/interior/grupo-protesta-contr-obra-e-denuncia-esgoto-no-rio-parana>. Acesso em: 03 jan. 2021.

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

SANTOS, R. C. L.; LIMA, A. S.; CAVALCANTI, E. B.; MELO, C. M.; MARQUES, M. N. Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. **Eng Sanit Ambient**, v. 23, n. 1, p. 33 – 46, 2018. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v23n1/1809-4457-esa-s1413-41522017159832.pdf>. Acesso em: 14 nov. 2019.

SARTORI, S.; LATRÔNICO, F.; CAMPOS, L.M.S. Sustentabilidade e Desenvolvimento Sustentável: uma taxonomia no campo da literatura. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 17, n. 1, p. 1-22, 2014.

SCHIEWER, U. 30 years' eutrophication in shallow brackish waters – lessons to be learned. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 363, n. 1/3, p. 73-79, 1997. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1003194226294>. Acesso em: 16 jan. 2020.

SERVIÇO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS – SEBRAE.

Desenvolvimento econômico territorial Mato Grosso do Sul. Aparecida do Taboado: Programa Estadual de Apoio aos Pequenos Negócios, 2016. 40 p. Disponível em:

<https://m.sebrae.com.br/Sebrae/Portal%20Sebrae/UFs/MS/Anexos/Mapa%20Oportunidades/APARECIDA%20DO%20TABOADO.pdf>. Acesso em: 22 dez. 2019.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V.

Influência da precipitação na qualidade da água do rio Purus. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 38, n. 4, p. 733 – 742, 2008. Disponível em:

http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0044-59672008000400017&lng=en&nrm=iso&tlng=pt. Acesso em: 11 jan. 2020.

SILVA, A. M.; ARAÚJO, R. R. Análise temporal da qualidade da água no córrego Limoeiro e no rio Pirapozinho no Estado de São Paulo – Brasil. **Formação (Online)**, v. 1, n. 24, p. 182-203, 2017. Disponível em:

<http://revista.fct.unesp.br/index.php/formacao/article/viewFile/4656/3797>. Acesso em: 27 nov. 2019.

SILVA, N. R.; ALBUQUERQUE, T. N. Enquadramento de corpos de água: um instrumento da política nacional de recursos hídricos. **GeoAmbiente On-line**, Jataí – GO, n. 32, 2018. Disponível em:

<https://revistas.ufg.br/geoambiente/article/view/54654/27021>. Acesso em: 07 nov. 2019.

SILVA, P. R. N. **Efeitos da poluição pontual e difusa na qualidade de água em reservatórios do semiárido.** 2015. 58 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e

Tecnologia Ambiental) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Paraíba, 2015. Disponível em:

<http://tede.bc.uepb.edu.br/jspui/bitstream/tede/2287/2/PDF%20-%20Paulo%20Roberto%20Nunes%20da%20Silva.pdf>. Acesso em: 02 out. 2020.

SILVA, R. S. B.; SOUSA, A. M. L.; SODRÉ, S. S. V.; VITORINO, M. I. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do Lixão de Salinópolis, PA. **Rev. Ambient. Água**, Tatuapé, v. 13, n. 2, 2018.

Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v13n2/1980-993X-ambiagua-13-02-e2072.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2020.

SIKDER, M.; TANAKA, S.; SAITO, T.; HOSOKAWA, T.; GUMIRI, S.; ARDIANOR; UDDIN, M. K.; TAREQ, S. M.; KAMAL, A. K. I.; KURASAKI, M. Vulnerability assessment of surface water quality with an innovative integrated multi-parameter water quality index (IMWQI). **Pollution**, [s. l.], v. 1, n. 3, p. 333-346, 2015.

SKRABER, S.; GASSILLOUD, B.; GANTZER, C. Comparison of coliforms and coliphages as tools for assessment of viral contamination in river water. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 70, n. 6, p. 3644–3649, 2004.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S016953470900041X>. Acesso em: 16 jan. 2020.

SOARES, E. M.; FERREIRA, R. L. Avaliação da qualidade da água e a importância do saneamento básico no Brasil. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, Curitiba, v. 13, n. 6, 2017. Disponível em:

<https://www.uninter.com/revistameioambiente/index.php/meioAmbiente/article/viewFile/762/316>. Acesso em: 30 out. 2019.

SOUZA, A. C. M.; SILVA, M. R. F.; DIAS, N. D. Gestão de recursos hídricos: o caso da bacia hidrográfica Apodi/Mossoró (RN). **Revista Irriga**, Botucatu, ed. esp., p. 280 – 296, 2012. Disponível em: <file:///C:/Users/MICROS~1/AppData/Local/Temp/453-Texto%20do%20artigo-1089-1-10-20120529.pdf>. Acesso em: 02 out. 2020.

SOUZA, A. T.; CARNEIRO, L. A. T. X.; SILVA JUNIOR, O. P.; CARVALHO, S. L.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. Assessment of water quality using principal component analysis: a case study of Marrecas stream basin in Brazil.

Environmental Technology, Londres, v. 1, p. 1-10, 2020.

TAVARES, A. R. **Monitoramento da qualidade das águas do rio Paraíba do Sul e diagnóstico de conservação**. 2006. 61 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Infraestrutura Aeronáutica) - Instituto Tecnológico de Aeronáutica - ITA, São José dos Campos, São Paulo, 2006. Disponível em:

http://www.bdita.bibl.ita.br/tesesdigitais/lista_resumo.php?num_tese=000541361. Acesso em: 21 nov. 2019.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, Jaguariúna – SP, v. 59, n. 1 p. 181-186, 2002. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/sa/v59n1/8092.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2020.

TRINDADE, P. B. C. B.; MENDONÇA, A. S. F. Eutrofização em reservatórios – Estudos de caso: reservatório de rio Bonito (ES). **Eng. Sanit. Ambient.**, [s. l.], v. 19, n. 3, p. 275-282, 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v19n3/1413-4152-esa-19-03-00275.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2020.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 1 ed. São Carlos: RiMa/IIE, 2003. 248p.

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**, São Paulo, v. 22, p. 49-66, 1997. Disponível em:

http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-46701997000100005&lng=en&nrm=iso&tlng=pt. Acesso em: 27 nov. 2019.

VASILIO, V. A. A. **Balneabilidade, Índice de Qualidade da Água e bioensaios de toxicidade nas praias do reservatório de Ilha Solteira/SP**. 2006. 145 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Ilha Solteira, 2006. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/98095>. Acesso em: 09 dez. 2019.

VIEIRA, B. M. **Avaliação da qualidade das águas e de sua compatibilidade com os usos em microbacias hidrográficas rurais com déficit hídrico quantitativo**. 2015. 122 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2015. Disponível em: http://repositorio.ufes.br/bitstream/10/10313/1/tese_9261_Dissertacao_Beatriz_IMPRESSO_FINAL.pdf. Acesso em: 21 nov. 2019.

VIGIAK, O.; GRIZZETTI, B.; UDIAS-MOINELO, A.; ZANNI, M.; DORATI, CHIARA; BOURAOUI, F.; PISTOCCHI, A. Predicting biochemical oxygen demand in European freshwater bodies. **Science of The Total Environment**, v. 666, p. 1089-1102, 2019. Disponível em: <http://bit.ly/376LIVR>. Acesso em: 28 nov. 2019.

VON SPERLING, M. V. **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. 243 p.

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

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

ZANINI, H. L. H. T.; AMARAL, L. A.; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo Índice de Qualidade de Água e de estado trófico. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 30, n. 4, p. 732-741, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/eagri/v30n4/17.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2020.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 21, n. 1, p. 29-42, 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v21n1/1413-4152-esa-21-01-00029.pdf>. Acesso em: 02 dez. 2019.