

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE CAMPINAS

HENRIQUE VALSECCHI CARLSEN

**FRAGILIDADE AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ATIBAIA E SEU
REFLEXO NA QUALIDADE DA ÁGUA**

CAMPINAS

2021

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE CAMPINAS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS, AMBIENTAIS E DE TECNOLOGIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM SISTEMAS DE
INFRAESTRUTURA URBANA
HENRIQUE VALSECCHI CARLSEN

FRAGILIDADE AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ATIBAIA E SEU
REFLEXO NA QUALIDADE DA ÁGUA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Sistemas de Infraestrutura Urbana do Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologias, da Pontifícia Universidade Católica de Campinas, como exigência para obtenção do título de Mestre em Sistemas de Infraestrutura Urbana

Orientador: Prof. Dr. Marcius Henriques Fabius de Carvalho

CAMPINAS

2021

Ficha catalográfica elaborada por Fabiana Rizzioli Pires CRB 8/6920
Sistema de Bibliotecas e Informação - SBI - PUC-Campinas

551.48098161 Carlsen, Henrique Valsecchi
C284f

Fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Atibaia e seu reflexo na qualidade da água / Henrique Valsecchi Carlsen. - Campinas: PUC-Campinas, 2021.

96 f.: il.

Orientador: Marcius Henriques Fabius De Carvalho.

Dissertação (Mestrado em Sistemas de Infraestrutura Urbana) - Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana, Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologia, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2021.

Inclui bibliografia.

1. Bacias hidrográficas - São Paulo (Estado). 2. Monitoramento ambiental. 3. Indicadores ambientais. I. Carvalho, Marcius Henriques Fabius De. II. Pontifícia Universidade Católica de Campinas. Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana. III. Título.

CDD - 22. ed. 551.48098161

HENRIQUE VALSECCHI CARLSEN

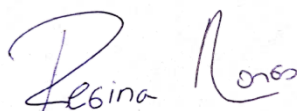
**FRAGILIDADE AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRAFICA
DO ATIBAIA E SEU REFLEXO NA QUALIDADE DA
ÁGUA**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Sistemas de Infraestrutura Urbana do Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologias da Pontifícia Universidade Católica de Campinas como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Sistemas de Infraestrutura Urbana.
Área de Concentração: Sistemas de Infraestrutura Urbana.
Orientador (a): Prof. (a). Dr. (a). Marcius Fabius Henriques de Carvalho.


Dissertação defendida e aprovada em 2 de fevereiro de 2022 pela Comissão Examinadora constituída dos seguintes professores:



Prof. Dr. Marcius Fabius Henriques de Carvalho
Orientador da Dissertação e Presidente da Comissão Examinadora
Pontifícia Universidade Católica de Campinas



Profa. Dra. Regina Márcia Longo
Pontifícia Universidade Católica de Campinas



Prof. Dr. Takao Suguiy
Centro de Tecnologia da Informação - Renato Archer

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 88887629715/2021-00

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance code 88887629715/2021-00

Ao Prof. Dr. Marcius Fabius Henriques de Carvalho.

Pelos ensinamentos, paciência e empenho para desenvolver esta pesquisa

A minha Avó Nancy.

Que me ajudou a pagar os estudos.

A PUC – Campinas.

Pela Bolsa de 50% de desconto oferecida pela reitoria.

RESUMO

A qualidade e quantidade dos recursos hídricos superficiais presentes na natureza tem sofrido alterações negativas devido às pressões antrópicas sobre as condições naturais existentes em seu entorno. Neste sentido, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a relação entre a qualidade da água ao longo de oito pontos coletores com a fragilidade ambiental da sub bacia do Rio Atibaia, e discutir as possíveis relações entre a fragilidade ambiental e os respectivos reflexos na qualidade do sistema hídrico. Pretende ainda avaliar a relação entre a fragilidade com o regime hídrico ao longo de cinco pontos coletores. Em um primeiro momento é realizado o diagnóstico e sintetização da qualidade da água através da estatística multivariada, considerando a mensuração de doze parâmetros previamente selecionados fornecidos pela rede de monitoramento básica mantida pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Na sequência é realizado o cálculo das médias aritméticas das vazões do rio fornecidas pelos postos fluviométricos do Departamento de Águas e Energia Elétrica para sintetização e comparação de resultados. Para fins de padronização temporal, o período de abrangência dos dados coletados de qualidade e quantidade da água para o estudo ocorre de 2002 a 2019. Quanto a fragilidade ambiental, o mapa síntese é formado aplicando-se a análise multicritério dentro do ambiente de Sistemas de Informações Geográficas para os indicadores ambientais selecionados, entre eles a declividade, uso e ocupação do solo, pedologia e intensidade pluviométrica. Através da aplicação do coeficiente da Fragilidade Ambiental, torna-se possível sua plotagem em um gráfico de linhas suaves em um plano cartesiano simples para posterior comparação com o regime hídrico e qualidade hídrica. Entre os resultados obtidos, observou que existe relação inversa entre a fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Atibaia com a qualidade e quantidade geral da água do leito principal. Em relação a qualidade hídrica do rio Atibaia, a estatística multivariada demonstrou que as principais causas de poluição encontradas são o despejo de efluentes industriais e domésticos, principalmente dentro do limite municipal de Paulínia. Há também indícios de poluição difusa ao longo de todo o trajeto do rio Atibaia. O procedimento metodológico adotado demonstrou eficiência em comparar as três variáveis sintéticas entre si, podendo ser reaplicado em estudos semelhantes que envolvam bacias hidrográficas e mapas sínteses de resultados.

Palavras-chave: Recursos hídricos. Monitoramento ambiental. Análise multivariada. Fragilidade ambiental. Indicadores ambientais. Análise multicriterial.

ABSTRACT

The quality and quantity of surface water resources present in nature has undergone negative changes due to anthropogenic pressures on the natural conditions existing in its surroundings. In this sense, the present work aims to evaluate the relationship between water quality along eight collection points with the environmental fragility of the Atibaia River sub-basin, and to discuss the possible relationships between environmental fragility and the respective effects on water quality. water system. It also intends to assess the relationship between fragility and the water regime along five collection points. At first, the diagnosis and synthesis of water quality is carried out through multivariate statistics, considering the measurement of twelve previously selected parameters provided by the basic monitoring network maintained by the Environmental Company of the State of São Paulo. Next, the calculation of arithmetic means of the river flows provided by the fluviometric stations of the Department of Waters and Electric Energy is carried out to synthesize and compare the results. For purposes of temporal standardization, the coverage period of the water quality and quantity data for the study takes place from 2002 to 2019. As for environmental fragility, the synthesis map is formed by applying the Multicriteria Analysis within the Information Systems environment Geographical data for the selected environmental indicators, including slope, land use and occupation, pedology and rainfall intensity. Through the application of the Environmental Fragility coefficient, it is possible to plot it in a graph of smooth lines in a simple Cartesian plane for later comparison with the water regime and water quality. Among the results obtained, it was observed that there is an inverse relationship between the environmental fragility of the Atibaia watershed with the general quality and quantity of water in the main bed. Regarding the water quality of the Atibaia River, multivariate statistics showed that the main causes of pollution found are the discharge of industrial and domestic effluents, mainly within the municipal limit of Paulínia. There is also evidence of diffuse pollution along the entire course of the Atibaia River. The methodological procedure adopted showed efficiency in comparing the three synthetic variables with each other and can be reapplied in similar studies involving hydrographic basins and summary maps of results.

Keywords: Water resources. Environmental monitoring. Multivariate analysis. Environmental fragility. Environmental indicators. Multi-criteria analysis.

LISTAS DE FIGURAS

Figura 1 Representação esquemática de dados brutos, indicadores e o índice para avaliação do sistema.....	20
Figura 2 Localização geográfica da bacia do PCJ no panorama nacional das regiões hidrográficas.....	40
Figura 3 Sub bacia do Atibaia no contexto hidrográfico da Bacia do PCJ.....	41
Figura 4 Sub bacia do Atibaia no contexto municipal brasileiro.....	42
Figura 5 Postos de monitoramento pela CETESB.....	43
Figura 6 Localização dos postos fluviométricos de monitoramento.....	47
Figura 7 Fluxograma da técnica da sobreposição ponderada dos indicadores de fragilidade.....	48
Figura 8 Uso dos solos na Bacia Hidrográfica do Atibaia.....	50
Figura 9 Pedologia na Bacia Hidrográfica do Atibaia.....	51
Figura 10 Altimetria da Bacia do Atibaia.....	52
Figura 11 Localização dos postos Pluviométricos do DAEE.....	54
Figura 12 Municípios e compartimentos ambientais.....	56
Figura 13 Comparação entre IQA e Fragilidade.....	57
Figura 14 Comparação entre Q e fragilidade.....	58
Figura 15 Comparação entre qualidade e quantidade da água.....	58
Figura 16 Comparação entre vazão e condutividade.....	59
Figura 17 Matriz de correlação de Spearman.....	60
Figura 18 Autovalores das Componentes Principais.....	62
Figura 19 Condutividade elétrica da água e Sólidos Dissolvidos Totais.....	64
Figura 20 Série Nitrogenada.....	65
Figura 21 DBO e CT.....	67
Figura 22 Temperatura da água e Oxigênio Dissolvido.....	68
Figura 23 Fósforo Total e turbidez da água.....	69
Figura 24 Ph da água.....	70
Figura 25 Diagrama da Análise Fatorial.....	71
Figura 26 Dendrograma.....	72
Figura 27 Autovalores das onze componentes.....	73
Figura 28 Comparação entre Condutividade e IQA modificado.....	75
Figura 29 Fragilidade ambiental e Compartimentos Ambientais.....	76
Figura 30 Uso e ocupação do solo classificado.....	79

Figura 31 Declividade da bacia do Atibaia em porcentagem.....	80
Figura 32 Declividade classificada.....	81
Figura 33 Intensidade pluviométrica.....	81
Figura 34 Intensidade pluviométrica classificada.....	82
Figura 35 Pedologia classificada.....	83

LISTAS DE TABELAS

Tabela 1 Enquadramento dos corpos hídricos classe 2 para água doce.....	22
Tabela 2 Adequação amostral de acordo com a medida KMO.....	36
Tabela 3 Localização dos postos de monitoramento da CETESB.....	43
Tabela 4 Postos fluviométricos utilizados para análise.....	47
Tabela 5 Análise Hierárquica de Processos.....	49
Tabela 6 Hierarquização das classes de vulnerabilidade da cobertura vegetal.....	50
Tabela 7 Hierarquização das classes de vulnerabilidade dos solos.....	51
Tabela 8 Hierarquização das classes de vulnerabilidade para a declividade.....	53
Tabela 9 Localização dos postos pluviométricos do DAEE.....	53
Tabela 10 Hierarquização das classes de vulnerabilidade pluviométrica.....	55
Tabela 11 Teste de Kruskal-Wallis.....	61
Tabela 12 Resultados da análise de KMO para cada uma das variáveis.....	62
Tabela 13 Autovalores das doze componentes.....	62
Tabela 14 Matriz das cargas fatoriais rotacionadas pelo método varimax.....	63
Tabela 15 Resultados da análise de KMO para cada uma das variáveis.....	73
Tabela 16 Autovalores das onze componentes.....	74
Tabela 17 Matriz de coeficientes dos escores fatoriais.....	74
Tabela 18 Calibração dos pesos das variáveis.....	74
Tabela 19 Valores médios das variáveis e do IQA.....	75
Tabela 20 Contribuição dos compartimentos.....	77
Tabela 21 Vulnerabilidade do uso do solo.....	78
Tabela 22 Vulnerabilidade dos solos na rede de drenagem do Atibaia.....	83
Tabela 23 Classificação da vulnerabilidade dos solos.....	84

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AA: Análise de Agrupamento
ACP: Análise das Componentes Principais
AFE: Análise Fatorial Exploratória
AHP: Análise Hierárquica de Processos
C: Condutividade Elétrica
CETESB: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente
CT: Coliformes Termotolerantes
DAEE: Departamento de Águas e Energia Elétrica
DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio
ETE: Estação de Tratamento de Efluentes
IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INPE: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IQA: Índice de Qualidade da Água
IQAFA: Qualidade da Água em Resposta à Fragilidade Ambiental
KMO: Kaiser-Meyer-Oklin
MDE: Modelo Digital de Elevação
NFS: National Sanitation Elevação
NTK: Nitrogenio Total Kjedahl
OD: Oxigênio Dissolvido
OMS: Organização Mundial da Saúde
PCJ: Comitê das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá
Ph: Potencial Hidrogeniônico
SDT: Sólidos Dissolvidos Totais
SIG: Sistemas de Informações Geográficas
SIRGAS: Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
UTM: Universal Transversa de Mercator

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS E HIPÓTESE BÁSICA	15
2.1 Hipótese	15
2.2 Objetivo Geral	15
2.3 Objetivos Específicos	15
3. REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1 Delimitação de uma área de estudo e seus atributos	17
3.1.1 Declividade	18
3.1.2 Uso e Ocupação	18
3.1.3 Pedologia	19
3.1.4 Intensidade Pluviométrica	19
3.2 Indicadores e Índice de Desempenho	19
3.3 Qualidade da Água	20
3.3.1 Condutividade Elétrica (C)	22
3.3.2 Coliformes Termotolerantes e Bactérias Escherichia Coli (CT)	23
3.3.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	24
3.3.4 Fósforo Total (P)	25
3.3.5 Nitrogênio Total (N)	25
3.3.6 Oxigênio Dissolvido (OD)	27
3.3.7 PH (pH)	27
3.3.8 Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	28
3.3.9 Turbidez (Turb)	29
3.3.10 Temperatura da Água (T)	29
3.4 Análise Multivariada	30
3.4.1 Análise das Componentes Principais (ACP)	31
3.4.2 Análise Fatorial Exploratória (AFE)	32
3.4.3 Análise de Agrupamentos (AA)	37
4. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	40
4.1 Área de estudo	40
4.2. Qualidade da Água	42
4.2.1 Análise Fatorial Exploratória	44
4.2.2 Análise de Agrupamentos	45
4.2.3 Calibração do Índice de Qualidade da Água (IQA)	46

4.3 Vazão do rio ou Caudal	47
4.4 Fragilidade Ambiental da Bacia	48
4.4.1 Uso e Ocupação do Solo	49
4.4.2 Pedologia	51
4.4.3 Declividade	52
4.4.4 Intensidade Pluviométrica	53
4.5 Fragilidade x Qualidade e Vazões da Água	55
5. RESULTADOS	57
5.1. Qualidade da Água	59
5.1.1 Análise de Componentes e Análise Fatorial	61
5.1.2 Análise de Agrupamentos	71
5.1.3 Calibração do Índice de Qualidade da Água	73
5.2. Fragilidade Ambiental	76
5.2.1 Uso e Ocupação do solo	78
5.2.2 Declividade	79
5.2.3 Intensidade Pluviométrica	81
5.2.4 Pedologia	82
6. DISCUSSÃO	85
6.1. Qualidade da Água	85
6.2. Fragilidade Ambiental da Bacia	91
7. CONCLUSÕES	93
8. REFERÊNCIAS	94

1. INTRODUÇÃO

A intensificação do uso dos recursos naturais e do espaço territorial para a produção industrial, agrícola e ocupação urbana, a fim de atender à demanda das populações, fez do meio ambiente alvo de diferentes impactos, principalmente no que se refere aos recursos hídricos superficiais. Estes são mais sugestivos a depreciação, seja por causas antrópicas, ou por causas naturais (SOUZA, 2012).

Essa preocupação com o insumo que permeia toda as atividades da nossa sociedade, vem acarretando a geração de diversos estudos, nos quais, são analisados os usos e ocupações das bacias hidrográficas de drenagem e sua influência no corpo hídrico principal. Contudo, apesar dos processos produtivos juntamente com o uso e ocupação dos solos serem os principais agentes causadores dessas modificações, outros agentes também influenciam nessa dinâmica, como por exemplo as características pedológicas e geológicas da bacia, assim como a declividade dos terrenos e intensidades pluviométricas sobre a região.

Todos esses fatores interferem diretamente nos processos de escoamentos superficiais e infiltrações das águas no solo, estes por sua vez, interferem na disponibilidade hídrica local. Vale ressaltar que a quantidade de água do rio é intimamente ligada a qualidade dela, o que torna necessário estudar, além dos parâmetros de qualidade das águas, as vazões ao longo do rio.

Todavia, ainda são poucos os estudos que se propõem em analisar de forma integrada a qualidade e quantidade das águas superficiais, e compará-las não apenas ao uso e ocupação dos solos, mas também, com outros fatores naturais que interferem nessa dinâmica.

Quanto a análise integrada dos fatores antropomórficos que envolvem uma bacia hidrográfica, a fragilidade ambiental, medida da sensibilidade intrínseca dos ecossistemas às pressões ambientais, vem sendo empregado em diferentes estudos, onde se mede o grau de vulnerabilidade da área analisada por meio de indicadores ambientais para avaliar a pressão natural antropizada exercida sobre as bacias hidrográficas e sua suscetibilidade a erosões (PAULA; SOUZA, 2010; COSTA *et al.*, 2007).

Em relação a qualidade hídrica superficial, diversos autores têm utilizado de técnicas de sintetização e exploração de dados para efetuar a análise integrada dos

parâmetros de qualidade aquáticas (CECCONELLO *et al.*, 2018; FINKLER *et al.*, 2015; CANDIA, 2007; TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

A fim de estudar a dinâmica ambiental que permeiam as bacias hidrográficas, este trabalho se propõe a analisar a qualidade hídrica ao longo do rio Atibaia e concomitante a isto, analisar suas vazões, e comparar ambas com a fragilidade ambiental de sua área de drenagem. O rio Atibaia é de fundamental importância para o abastecimento público e despejos de efluentes dos municípios da microrregião de Campinas (DEMANBORO *et al.*, 2013).

2. OBJETIVOS E HIPÓTESE BÁSICA

2.1 Hipótese

Há relação inversa entre a fragilidade ambiental de uma bacia hidrográfica com a qualidade e quantidade da água do seu corpo hídrico principal.

2.2 Objetivo Geral

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a qualidade e quantidade da água do rio Atibaia contrapondo-o ao mapeamento e diagnóstico do efeito das pressões antrópicas e dos indicadores da fragilidade ambiental da sub bacia do Atibaia.

2.3 Objetivos Específicos

- Avaliação dos indicadores de qualidade da água de 2002 a 2019 em oito pontos de monitoramento ao longo do rio Atibaia, sendo eles a Condutividade Elétrica da água, os Coliformes Termotolerantes, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Fósforo Total, Nitrogênio – Kjendahl, Nitrogênio – Nitrito, Nitrogênio - Nitrato, Sólidos Dissolvidos Totais, Oxigênio Dissolvido, Potencial Hidrogeniônico, Turbidez e Temperatura da Água;
- Avaliação das vazões em cinco pontos específicos entre 2002 e 2019 ao longo do rio Atibaia;
- Avaliação dos indicadores como declividade, uso do solo, pedologia e intensidade pluviométrica por meio de técnicas de geoprocessamento;
- Análise da correlação da qualidade e quantidade da água do corpo hídrico principal com a fragilidade ambiental da bacia hidrográfica.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

Nos últimos anos, diversos estudos sobre os usos dos solos e seus respectivos reflexos na qualidade e quantidade dos recursos hídricos superficiais foram desenvolvidos. Nesses trabalhos, fica evidente que o uso e ocupação dos solos exerce influência na disponibilidade hídrica superficial, mais precisamente nos parâmetros de qualidade da água. Com isto, a disponibilidade e qualidade geral das águas tendem a piorar em áreas próximas a espaços urbanos, enquanto em áreas próximas as vegetações nativas, a sua quantidade e qualidade encontram-se mais adequados para seus múltiplos usos. Trabalhos na área começam a considerar a influência da geologia local e dos ciclos sazonais das precipitações sobre as bacias, como agentes de influência nos corpos hídricos (SOUZA, 2015). Neste sentido, a análise dos indicadores de qualidade da água deve considerar não apenas as atividades produtivas e ocupacionais sob a bacia hidrográfica de drenagem, mas também a sua interação com o meio físico e biótico da mesma.

Concomitante a isto, diversos estudos que utilizam da análise multicritério foram desenvolvidos, nos quais a sobreposição de mapas, ou dados espaciais, são compilados em um único mapa sintético, permitindo a análise integrada da atividade antrópica sobre o meio físico e biótico, servindo de imenso apoio em estudos territoriais e ambientais. Entre esses estudos, destaca-se o de análise de vulnerabilidades ambientais. (PAULA; SOUZA, 2010; SANTOS; MARTINS, 2019).

Os estudos de vulnerabilidade ambiental têm origem em 1977 com o estudo de Trincart e está associado a dinâmica do sistema. A noção de dinâmica territorial possibilita a classificação da paisagem de acordo com o seu estado atual e ou possíveis estados sucessivos, o que permite realizar projeções futuras, o que por sua vez aprimora o planejamento ambiental. Ambientes com alta dinâmica possuem vulnerabilidades altas e baixa sustentabilidade, enquanto ambientes com baixa dinâmica possuem baixa vulnerabilidade com altas sustentabilidades (PAULA; SOUZA, 2010).

Seguindo o raciocínio de Trincart, Ross (1994), propõe os métodos de fragilidade em ambientes naturais antropizados, com apoio nos índices de dissecação do relevo (Geomorfologia) e do método com o apoio nas classes de declividade. Os métodos foram amplamente utilizados e adaptados desde então (DEMANBORO *et al.*, 2013; NOBRE; GARCIA, 2010; OLIVEIRA; CHAVES, S.D.).

Assim, a fragilidade ambiental antropizada, sintetiza em um único mapa, o grau de susceptibilidades de processos erosivos ou movimentação de massas no ambiente, levando em consideração as suas características naturais e antrópicas (ROSS, 1994; ROSS, 2012; PAULA; SOUZA, 2010; COSTA *et al.*, 2007; VALLE *et al.*, 2016). Todavia, ainda são poucos os trabalhos que têm como por objetivo comparar a fragilidade ambiental de uma bacia hidrográfica com a qualidade e/ou quantidade de água do rio principal, e normalmente, sua maioria é feita através de análises visuais entre os mapas gerados com as amostras de água coletadas.

Costa *et al.* (2015), por exemplo, realizaram o mapeamento da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio das Araras para os anos de 1999 e 2014, e observaram que, para ambos os anos, as áreas com a fragilidade ambiental classificada como Forte e Muito Forte juntamente com o cultivo de cana de açúcar encontravam-se próximas as nascentes e cabeceiras de reservatórios para captação, o que contribuiu para a escassez hídrica da região.

Brito *et al.* (2020), avaliaram a fragilidade ambiental do córrego São Domingos, Três Lagoas – MS e através da análise visual, observaram que a ocorrência de fragilidades altas próximas as nascentes deferiram piora na qualidade hídrica.

Outros estudos se propuseram a analisar a relação entre ambas as partes de forma quantitativa. Silveira *et al.* (2014), por exemplo, acoplaram a qualidade da malha hídrica na formação da fragilidade potencial e ambiental da bacia hidrográfica do rio Catolé Grande, no sudoeste da Bahia para evidenciar as áreas de maior vulnerabilidade hídrica. Enquanto Franco *et al.* (2012), de forma promissora, realizaram um estudo que compara a fragilidade ambiental gerada com a qualidade da água através da geração do Índice de Qualidade da Água em resposta a Fragilidade Ambiental (IQAFA). Acrescentam ainda a necessidade de mais estudos quantitativos voltados para a comparação da fragilidade ambiental com a qualidade hídrica.

3.1 Delimitação de uma área de estudo e seus atributos

A primeira decisão a ser tomada em uma análise territorial é a delimitação da área de estudo. A delimitação mais adequada para realizar uma ponderação sobre os recursos hídricos, é a da bacia hidrográfica, uma vez que ela serve de captação dos fluxos de água na região, canalizando – os em seu rio principal. Desse modo, o manejo

da superfície da área dentro da bacia reflete diretamente na qualidade/quantidade do seu leito principal (TUCCI, 1997). O art. 5º da Resolução do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), define que no Brasil, para se realizar estudos de impactos ambientais, considera-se em todos os casos, o uso da bacia hidrográfica como delimitador da área a ser estudada (BRASIL, 1986).

A fragilidade ambiental da área de estudo é caracterizada por atributos como a declividade, uso e ocupação do solo, pedologia e intensidade pluviométrica que passam a ser discutidos.

3.1.1 Declividade

A declividade pode ser definida pelo grau de inclinação que a superfície terrestre apresenta em relação a um eixo horizontal, entre duas vertentes, podendo ser medida em metro por metro (m/m) ou em porcentagem (%). Assim, quanto maior for a inclinação entre essas vertentes, maiores são as chances de ocorrer processos erosivos ou movimentação de massas, devido a ação da gravidade sobre os grãos dos solos (VARGAS, 2015). O conhecimento da declividade do terreno permite avaliar a prevenção da perda de solo, além de ser ferramenta para o manejo e a gestão dos recursos hídricos, auxiliando no planejamento adequado do uso da terra (MATERANO; BRITO, 2020).

3.1.2 Uso e Ocupação

Vários estudos considerando a avaliação e compreensão da relação entre o uso da terra e a qualidade da água em diferentes bacias hidrográficas mostraram que as atividades de uso da terra têm impactos significativos na qualidade da água (CAMARA *et al.*, 2019). Isto se deve, em parte, as atividades de desenvolvimento relacionadas a fontes de degradação da qualidade em vários corpos d'água por meio de processos associados a processos físicos, químicos, biológicos e hidrológicos.

Para Sporl (2001), o uso e ocupação dos solos é a variável que mais interfere na relação do homem com a natureza, pois é nela que se percebe a origem dos impactos ambientais antrópicos. Seu monitoramento permite uma melhor avaliação dos impactos gerados pelo homem, e o direcionamento de um manejo mais adequado

aos recursos naturais, com o intuito de manter e melhorar as condições das atuais e futuras gerações.

O impacto causado pelas mudanças no uso e ocupação dos solos nos últimos anos vem chamado a atenção da comunidade científica devido a sua relação com a escassez hídrica, já que a expansão agrícola e urbana pode afetar processos hidrológicos, como por exemplo a evapotranspiração, interceptação e o escoamento superficial ao alterar diretamente as condições morfológicas e fisiológicas do meio ambiente e indiretamente o solo e a atmosfera (ALCÂNTARA, 2018).

3.1.3 Pedologia

O estudo dos solos de uma bacia hidrográfica é de suma importância para diversas predições hídricas, entre as principais está a conservação da água. O diâmetro das partículas dos grãos do solo somado aos efeitos de infiltração da água e a forças da gravidade, determinam a força do deflúvio superficial, responsáveis pela ocorrência da erosão dos solos, cujo controle é de fundamental importância para o manejo do solo e da água. Entre os parâmetros mais usados para estudar os solos quanto a sua movimentação gravitacional em direção ao talvegue da bacia, estão a análises texturais, estabilidade de agregados, relações massa-volume e estudos da dinâmica da água no solo (NACIF, 2000).

3.1.4 Intensidade Pluviométrica

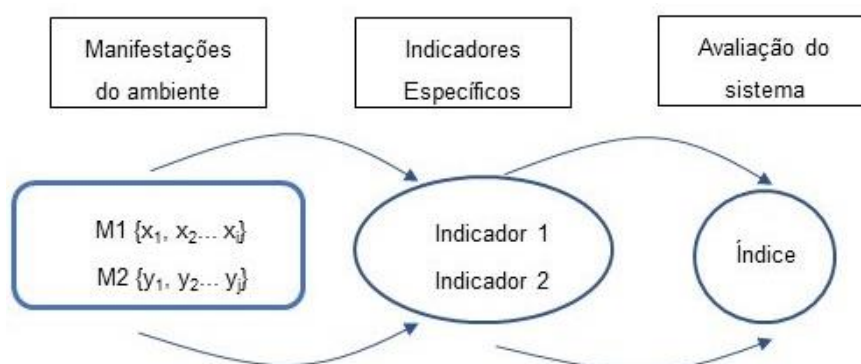
A precipitação é um dos atributos climáticos de maior importância na dinâmica ambiental de uma bacia hidrográfica. Começa por atuar no reconhecimento das delimitações espaciais das bacias, devido a direção do fluxo do escoamento superficial de suas águas, da crista até o talvegue. O conhecimento da duração, frequência e intensidade das chuvas são de fundamental importância, uma vez que, sem a drenagem superficial adequada no solo, o escoamento superficial ganha força e velocidade ao longo da bacia, causando erosões e favorecendo poluições difusas, que somadas ao assoreamento do leito, acarretam prejuízo para a qualidade hídrica (BIELENKI; BARBASSA, 2014).

3.2 Indicadores e Índice de Desempenho

Atualmente existem diversas definições do termo indicador, todas com o intuito de transmitir informações para um melhor entendimento de fenômenos que não são facilmente detectáveis por meio de dados brutos. O termo pode ser entendido como um conjunto de parâmetros combinados ou isolados, que ao serem contextualizados, podem refletir as condições do sistema analisado (DIAS *et al.*, 2011).

A construção de um indicador parte de dados primários desagregados, como parâmetros ou variáveis, que isoladamente não traduzem os fenômenos a que se destinam. Agregando, contextualizando e tratando estatisticamente os dados brutos (variáveis ou parâmetros), gera-se informações sobre os fenômenos em questão. Portanto os indicadores possuem um significado sintético, com informações relevantes que vão além dos valores dos parâmetros (FORTES, 2018). Um índice é uma métrica para avaliação de um sistema, resultante da integração ponderada de diversos indicadores, como sugerido na Figura 1.

Figura 1. Representação esquemática de dados brutos, indicadores e o índice para avaliação do sistema.



Fonte: Adaptado de Franceschini *et al* (2007).

3.3 Qualidade da Água

A molécula da água é considerada um atributo dinâmico no tempo e espaço devido a capacidade de dissolver diversas substâncias, tendo suas características físico-químicas e microbiológicas associadas aos processos que ocorrem no corpo hídrico e em sua bacia de drenagem. Os indicadores de qualidade da água são formados por parâmetros ou substâncias, que retratam os diferentes tipos de contaminação, sejam de origem naturais ou antrópicas (FORTES, 2018; SILVA, 2016).

Os Índices de Qualidade das Águas (IQAs), sintetizam através de trabalhos estatísticos, a qualidade da água para consumo humano e são úteis para informar a população sobre a qualidade dos recursos hídricos, fundamental na tomada de decisão das políticas públicas (CETESB, Sem Data; LEITE *et al.*, 2013). O IQA é composto por indicadores com pesos (w), a serem fixados em função da sua importância para a conformação global da qualidade da água.

O cálculo do IQA tradicional, desenvolvido pela NSF (National Sanitation Foundation) e utilizado pela CETESB, é feito por meio do produtório ponderado dos parâmetros selecionados (SANTINI, 2017). Equação 1 e 2.

$$IQA_j = \prod_{i=1}^n q_{ij}^{w_i} \quad (1)$$

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (2)$$

Em que:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

q_{ij} : qualidade do i -ésimo parâmetro para o posto j , um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida (resultado da análise);

n : número de parâmetros considerados na análise;

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1.

Para acompanhar a evolução destes indicadores, foi criado em 1974, o programa de monitoramento de qualidade das águas superficiais da CETESB para o estado de São Paulo. O banco de dados disponibilizado pelo monitoramento possibilita o conhecimento das condições de qualidade da água nos principais rios e reservatórios, ou seja, nas águas doces superficiais.

Tratando-se de água doce, alguns fatores são estabelecidos para que a água se aplique a um determinado padrão. Neste sentido, em 17 de março de 2005, foi publicado a resolução 357 do CONAMA, determinando a classificação dos corpos de água e estabelecendo as diretrizes para o seu enquadramento, da classe 1 a classe

4, dos rios de melhor qualidade para os rios de pior qualidade respectivamente, assim como as condições de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005).

Os índices gerais de qualidade das águas utilizam dos mesmos parâmetros para a sua formação, entre eles, o Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Turbidez (Turb), Temperatura da água (T), Potencial Hidrogeniônico (pH), Coliformes Termotolerantes (CT), Fósforo Total (PT), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) e Nitrogênio Total, este último é composto por Nitrogênio Kjeldahl, Nitrogênio – Nitrito, Nitrogênio – Nitrato (SANTINI, 2017). Levantamento bibliométrico recente demonstrou que o uso da Condutividade Elétrica (C) vem crescendo entre os principais parâmetros utilizados para a determinação da qualidade da água (CARLSEN; LONGO, 2020). Na tabela 1 são apresentadas as diretrizes do enquadramento dos corpos hídricos classe 2 para os parâmetros supracitados.

Tabela 1. Enquadramento dos corpos hídricos classe 2 para água doce.

Tipo de Parâmetro	Parâmetros	Limite estabelecido pelo Conama 357/05 Art. 15	Unidades de medida
Físico	Turbidez	< 100	UNT
Químico	Oxigênio Dissolvido	> 5	mg/L
Químico	DBO	< 5	mg/L
Químico	pH	entre 6 e 9	U.pH
Microbiológico	Coliformes Termotolerantes	< 1000	UFC/100mL
Químico	Fósforo Total	< 0,1	mg/L
Físico	Temperatura da água	-	°C
Físico	Sólidos Dissolvidos Totais	< 500	mg/L
Químico	Nitrogênio Kjeldahl	-	mg/L
Químico	Nitrogênio-Nitrito	< 1	mg/L
Químico	Nitrogênio-Nitrato	<10	mg/L
Físico	Condutividade	< 100*	µS/cm

Fonte: BRASIL (2005), * Limite atribuído pela CETESB.

3.3.1 Condutividade Elétrica (C)

A condutividade elétrica indica a capacidade que a água tem de conduzir corrente elétrica em função da concentração de íons dissolvidos na solução, dissociado entre ânions e cátions. Normalmente a unidade de medida de condutância é expressa em MicroSiemens por centímetros ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ou Siemens por centímetros (S/cm), todavia ao tratar -se de uma concentração de uma solução, pode-se encontrar na literatura a mensuração em partes por milhão (p.p.m) (SILVA, 2016; ALMEIDA, 2017).

Devido as características geológicas das bacias hidrográficas, sais e sólidos dissolvidos são carregados para os corpos hídricos, aumentando a concentração dos íons dissolvidos na água e conseqüentemente influenciando os valores de condutividade na mesma. Assim, a condutividade elétrica (CE) torna-se um importante parâmetro limnológico (SILVA, 2016; ALMEIDA, 2017).

Valores elevados de condutividade na água indicam poluição, podendo chegar a valores de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, principalmente quando a poluição é oriunda de esgotos industriais e domésticos. Já as águas naturais normalmente apresentam valores de condutividade entre 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (SILVA, 2016; ALMEIDA, 2017).

Quanto a áreas agrícolas, Medeiros *et al.* (2018), ao observarem o aumento da condutividade elétrica em sua bacia de interesse, atribuíram a causa a transportes de compostos iônicos utilizados na agricultura (potássio, fósforo e Nitrogênio).

Os valores de condutividade são inversamente proporcionais aos da intensidade pluviométrica, já que com quantidades maiores de chuva o volume de água do sistema hídrico tende a aumentar, diluindo a concentração das partículas carregadas eletricamente (SILVA, 2016; ALMEIDA, 2017).

3.3.2 Coliformes Termotolerantes e Bactérias Escherichia Coli (CT)

Os parâmetros microbiológicos são caracterizados pela presença dos diversos microrganismos patogênicos nas águas naturais, todavia, monitorar todos os microrganismos seria inviável. Surge a necessidade de selecionar organismos que melhor apresentem associações entre os riscos à saúde e a contaminação da água, servindo como indicadores microbiológicos. Os organismos devem ter sua origem exclusivamente fecal e apresentar maior resistência a remoção pelos mesmos mecanismos de tratamento que os demais patogênicos (ALMEIDA, 2017; FORTES, 2018).

O grupo de coliformes totais é constituída por enterobactérias, incluindo tanto as bactérias ambientais quanto as originárias do trato gastrointestinal de animais de sangue quente e na flora intestinal humana. Este grupo de bactérias é capaz de fermentar a lactose com a produção de gás a 35°C em 24 a 48 horas. Os coliformes totais podem ser encontrados no solo e nos vegetais, possuindo a capacidade de se multiplicarem na água com relativa facilidade e sua detecção pode revelar crescimento microbiano (ALMEIDA, 2017; FORTES, 2018).

Dentro do grupo de coliformes totais, existe um subgrupo denominado Coliformes Termotolerantes, restrito às bactérias que fermentam a lactose a 44,5°C em 24 horas. Inicialmente os termotolerantes eram denominados coliformes fecais, entretanto, o grupo incluía gêneros de bactérias de origem não fecal, como por exemplo *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Assim, a presença de coliformes termotolerantes não necessariamente indicaria a existência de contaminação fecal (ALMEIDA, 2017; FORTES, 2018).

A principal bactéria termotolerante de origem exclusivamente fecal é a *Escherichia Coli*, considerada o indicador mais específico de contaminação fecal e de possível presença de organismo patogênicos na água (ALMEIDA, 2017; FORTES, 2018).

A literatura aponta as bactérias do grupo coliformes como indicador padrão de contaminação microbiológica. Mais especificamente as do subgrupo coliformes termotolerantes, devido as quantidades evacuadas diariamente por um indivíduo, gerando um aumento nas detecções nos esgotos domésticos e em águas naturais contaminadas. A ausência dos termotolerantes em uma amostra, reflete na ausência de outros patógenos, uma vez que as bactérias termotolerantes são mais resistentes à cloração que as demais, portanto, indicando eficiência no tratamento de água para abastecimento das redes ou nos efluentes para despejo (ALMEIDA, 2017; FORTES, 2018).

3.3.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio é por definição a quantidade de oxigênio necessária a oxidação da matéria orgânica na água. Essa oxidação se dá por meio de microrganismo aeróbicos através de processos bioquímicos. Assim, a quantidade de matéria orgânica na água é medida indiretamente pela DBO (CANDIA, 2007; SANTINI, 2017).

Com o aumento da matéria orgânica na água, há uma queda no oxigênio dissolvido na mesma, prejudicando as várias formas de vida presentes no local (SANTINI, 2017). O autor ainda acrescenta que o aumento da DBO pode indicar um incremento da microflora local, viabilizando um desequilíbrio da vida aquática presente, gerando odores e sabores desagradáveis na água. Os elevados valores de DBO nas amostras acusam despejos de efluentes de origem domésticas nas águas.

3.3.4 Fósforo Total (P)

A presença de fósforo propicia o crescimento de algas, todavia com elevadas quantidades desse nutriente no corpo hídrico superficial, gera-se um crescimento desproporcional desses organismos, que por sua vez, consomem maiores quantidades de oxigênio presentes na água, diminuindo os níveis de oxigênios nesse ambiente (eutrofização) (CANDIA, 2007; SANTINI, 2017).

Os autores acrescentam que a elevada presença de fósforo na água se deve principalmente a lançamento de esgotos domésticos, industriais e lixiviação de zonas agrícolas e urbanas. Quanto aos efluentes domésticos, estão o descarte de matéria orgânica fecal (tanto humana quanto de animais) e detergentes em pó. Nos efluentes industriais, têm-se os descartes de fertilizantes, pesticidas, conservas alimentícias, abatedouro, frigoríficos, laticínios e químicas em geral. Nos meses mais chuvosos, ocorre a dissolução de compostos do solo, decomposição de matéria orgânica e lixiviação de fertilizantes agrícolas.

3.3.5 Nitrogênio Total (N)

Os compostos de nitrogênio são importantes macronutrientes. Servem de nutrientes para os processos biológicos, portanto, quando são descarregados nas águas naturais (juntamente com o fósforo e outros nutrientes), possibilitam o crescimento em maior quantidade dos seres vivos que os utilizam, como é no caso das algas. O número elevado de plantas aquáticas exige um maior consumo de oxigênio, este por sua vez tendente a se esgotar (SILVA, 2016).

Tem como uma das principais fontes de poluição antrópica o lançamento de efluentes industriais, efluentes domésticos, a drenagem dos fertilizantes nitrogenados utilizados na agricultura, excremento de animais, e ainda, pode estar associada a drenagem das águas pluviais em áreas urbanas (CANDIA, 2007; SILVA, 2016). Quanto as fontes naturais do nitrogênio estão as proteínas, clorofila, as chuvas, material orgânico, inorgânico de origem alóctone e fixação molecular dentro do próprio corpo hídrico (SANTINI, 2017).

No corpo hídrico, o nitrogênio pode ser encontrado nas formas do nitrogênio molecular (N_2), Nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal ($NH_3 \cdot N$), nitrogênio nitrito

(NO₂-N), e nitrogênio nitrato (NO₃-N). Cada forma representa uma etapa no ciclo do nitrogênio (CANDIA, 2007; SANTINI, 2017).

O nitrogênio Amoniacal é o primeiro estado do nitrogênio na fase inicial da decomposição de resíduos orgânicos nitrogenados, esta matéria orgânica é oxidada biologicamente devido a ação das bactérias quimiossintetizantes, o que leva a transformação do amoniacal em nitrito, e depois, no nitrato. Este processo é chamado de nitrificação, e consome o oxigênio dissolvido na água, portanto, a presença do nitrogênio no estado amoniacal pode causar a depleção de oxigênio durante este processo (CANDIA, 2007; SANTINI, 2017; SILVA, 2016).

Sua ocorrência em concentrações elevadas pode indicar maiores proximidades com a fonte de poluição, entre elas o esgoto não tratado, ou até mesmo ausência de rede coletora de esgoto na região (SILVA, 2016). Santini (2017), acrescenta que dependendo dos níveis de pH e Temperatura, o estado amoniacal do nitrogênio pode ser prejudicial, em sua forma não ionizada, para os organismos aquáticos.

O nitrogênio nitrito é o estado intermediário do nitrogênio no processo de nitrificação e possuem concentrações pequenas e de difícil detecção (SILVA, 2016). Quando encontrado em quantidades elevadas, o nitrito indica que as descargas de efluentes se encontram distantes. Têm como principal fonte de poluição os dejetos humanos e de animais (SANTINI, 2017).

O nitrogênio nitrato é o produto da estabilização aeróbia do nitrogênio orgânico, o que indica contaminação antiga, ou descargas de efluentes distantes do local amostrado, como por exemplo a disposição inadequada de efluentes domésticos, de indústrias alimentícias e lixiviação de fertilizantes nitrogenados (SANTINI, 2017; SILVA, 2016). O nitrato em altas concentrações é tóxico para os seres vivos e tem como principal fonte de poluição os dejetos humanos e de animais (SANTINI, 2017).

Os estados do nitrogênio podem ser divididos entre forma reduzida e forma oxidada. O nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal são formas reduzidas e o nitrito-nitrato são formas oxidadas. A forma do nitrogênio diz sobre a idade da poluição, quando possuem formas reduzidas, a fonte de poluição se encontra próxima. Para as formas oxidadas as descargas de efluentes se encontram distantes (SANTINI, 2017).

O nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) é a somatória do nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal de uma amostra (CANDIA, 2007; SANTINI, 2017). O nitrogênio total é composto pela soma do NTK, nitrito e nitrato.

3.3.6 Oxigênio Dissolvido (OD)

O Oxigênio é um dos gases que se encontram dissolvidos nas águas superficiais (SANTINI, 2017). São duas as principais fontes de oxigênio dissolvido nos corpos hídricos superficiais, entre elas a fotossíntese das plantas clorofiladas, onde o oxigênio é produzido pela ação fotossintética das algas, todavia o processo não é eficiente como meio de oxigenar a água, pois muito do que se ganha durante o dia é perdido durante a noite (SANTINI, 2017; SILVA, 2016). A outra fonte de oxigênio dissolvido no rio é a difusão do ar atmosférico na água, ou seja, a capacidade do corpo hídrico de se oxigenar devido ao contato com a própria atmosfera terrestre (aeração). (SANTINI, 2017; SILVA, 2016).

Além das condições da atividade fotossintética e pressão atmosférica, o oxigênio dissolvido na água possui variações sazonais devido as condições de temperatura da água, salinidade, turbulência, velocidade e descarga fluvial (CANDIA, 2007; SANTINI, 2017).

O oxigênio dissolvido é um dos principais indicadores de poluição aquática, já que é o principal elemento no processo metabólico de organismos, influenciando na dinâmica dos ecossistemas aquáticos (SANTINI, 2017; SILVA, 2016). Uma possível consequência da diminuição do oxigênio dissolvido na água, é a morte de organismos aeróbios (CANDIA, 2007).

O parâmetro é importante para avaliar a capacidade autodepurativa do rio e detectar impactos ambientais como poluição orgânica e eutrofização uma vez que a decomposição de resíduos orgânicos (matéria orgânica) por microrganismos e oxidação de resíduos inorgânicos reduzem as concentrações de oxigênio no meio (CANDIA, 2007; SANTINI, 2017).

A medição da concentração é feita em miligrama por litro (mg/L) (SILVA, 2016). A faixa ideal de sua concentração é de 8 mg/L e quando os valores rondam em torno de 4 a 5 mg/L, os peixes mais exigentes morrem (CANDIA, 2007).

3.3.7 PH (pH)

O potencial Hidrogeniônico representa a intensidade acida ou básica de uma solução, através da concentração ativa de íons hidrogênio (H⁺), variando

numericamente entre 0 a 14. Os valores abaixo de 7 indicam acidez, os valores iguais a 7 indicam uma solução neutra, e os valores entre 7 e 14, basicidade (ALMEIDA, 2017; FORTES, 2018; SILVA, 2016).

É considerado um importante parâmetro químico para o controle operacional de qualidade de águas nas estações de tratamento, já que afeta vários processos do tratamento (coagulação, desinfecção, remoções de ferro, manganês e metais pesados e na solubilidade de produtos químicos e na atividade microbiana) (ALMEIDA, 2017; FORTES, 2018; SILVA, 2016).

Em águas naturais os valores variam devido composição do solo e das rochas, o pH ácido é comum em função da matéria orgânica e pH alcalino é comum em função da presença de minerais como cálcio e magnésio. Podem decorrer também da elevada atividade fotossintética e dissociação do ácido carbônico (ALMEIDA, 2017; FORTES, 2018; SILVA, 2016).

Ainda segundo os autores, a Organização Mundial da Saúde (OMS) recomenda o controle do pH, já que águas ácidas são corrosivas à rede adutora (entre outros meios de conexões tubulares) enquanto as águas básicas são incrustantes para elas. A entidade também prevê o monitoramento do parâmetro para evitar danos à saúde.

3.3.8 Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)

Todas as impurezas, com exceção dos gases dissolvidos contribuem para a carga de sólidos presentes na água (CANDIA, 2007). Os sólidos são classificados de acordo com o tamanho e distribuição de suas partículas (suspensão, dissolvidos ou coloidais) ou de acordo com a sua natureza (fixos ou inorgânicos e voláteis ou orgânicos) (CANDIA, 2007; SANTINI, 2017).

Este parâmetro é muito utilizado para o controle de poluição, já que identifica esgotos sanitários e efluentes industriais (SANTINI, 2017). No caso das águas naturais, os sólidos dissolvidos indicam rochas desgastadas devido as ações intemperes, estando fortemente associada a salinidade da água (CANDIA, 2007).

Medeiros *et al.* (2018), relataram que a bacia do rio Longá apresentou maior produção de sedimentos principalmente na área rural. Os autores atribuíram as causas a práticas agrícolas próximas aos rios e explicam que a criação de animais e o desmatamento de vegetação nativa aumentam os riscos de perda do solo por erosão, o que justificaria o aumento do parâmetro nas coletas realizadas.

Nos recursos hídricos, os sólidos podem causar danos aos peixes e a vida aquática, pois contribuem para o aumento da turbidez que diminuem a infiltração da luz, o que afeta a fotossíntese e conseqüentemente a produtividade do ecossistema (CANDIA, 2007; SANTINI, 2017).

Concentrações elevadas intensificam problemas de corrosão em sistemas de distribuição e podem alterar o sabor e odor das águas (SANTINI, 2017).

3.3.9 Turbidez (Turb)

A turbidez deriva da presença de diversas partículas de tamanho e natureza diversificados ao longo da coluna d'água, podendo estar suspensas e/ou constituírem dispersões coloidais. O material em suspensão normalmente é formado por compostos de argila, silte, matéria orgânica e inorgânica particulada, plânctons e microrganismos (ALMEIDA, 2017; FORTES, 2018).

Pode ser definida como uma medida do grau de interferência que a passagem da luz sofre ao atravessar a água em decorrência da concentração de partículas suspensas presentes na amostra. A medida dessa interferência é expressa em Unidade de Turbidez (uT) ou em unidades nefelométricas (UNT). Em águas naturais, os valores encontram-se entre 3 a 500 uT (ALMEIDA, 2017; FORTES, 2018).

A turbidez além de ser um indicador organoléptico, é também um indicador limnológico, pois inibe que quantidades suficientes de luz solar cheguem aos microrganismos, como as algas unicelulares, responsáveis por boa parte das atividades fotossintéticas de um ecossistema aquático. Facilita ainda a adsorção de substâncias tóxicas como agrotóxicos e organoclorados (ALMEIDA, 2017; FORTES, 2018).

Ocupações semelhantes quanto a geologia e áreas desprovidas de vegetação nativa podem apresentar os mesmos valores de turbidez. Sua elevação nas amostragens pode indicar erosão originada pelo manejo inadequado do solo advinda da atividade agropecuária somada à ausência de vegetação nas margens do rio (MEDEIROS *et al.*, 2018).

3.3.10 Temperatura da Água (T)

Medida da intensidade de calor em graus celsius ($^{\circ}\text{C}$). Considerado um importante parâmetro de qualidade devido a interferência nas reações das substâncias presentes no corpo hídrico, influenciando os demais parâmetros. Influyente no tratamento água a temperaturas inferiores a 12°C , já que interfere em algumas propriedades como viscosidade e oxigênio dissolvido (ALMEIDA, 2017; SILVA, 2016).

Temperatura elevadas levam ao aumento das taxas das reações químicas e biológicas, diminuem a solubilidade dos gases e aumenta a taxa de transferência dele. A elevação da temperatura leva ao crescimento microbiano, este induz problemas de floração de sabores e gosto, que muitas vezes levam a rejeição ao consumo humano (ALMEIDA, 2017; SILVA, 2016).

Variações de 3°C a 4°C são considerados estressantes para os peixes dos corpos hídricos, levando a morte por choque térmico (ALMEIDA, 2017; SILVA, 2016).

3.4 Análise Multivariada

Os métodos estatísticos são dispostos em dois grupos: a estatística clássica, que aborda as variáveis de forma univariada, ou seja, de maneiras isoladas entre si. No segundo grupo, está a estatística multivariada, na qual aborda as variáveis de forma conjunta. Ao utilizar das técnicas e métodos do segundo grupo obtém-se uma análise multivariada, que avalia de forma simultânea, todas as variáveis envolvidas do conjunto de dados adquiridos (VICINI, 2005).

A estatística multivariada por sua vez pode ser dividida em dois grandes grupos: o de interferência estatística, e o de técnicas exploratórias de sintetização do conjunto de dados. No primeiro grupo estão os métodos de *Análise de Variância*, de *Covariância*, *Teste de Hipóteses* e *Regressão Multivariada*. No segundo grupo estão as técnicas de *Análise de Correspondência*, *Análise Discriminante*, *Análise de Agrupamento*, *Análise de Correlação Canônica*, *Análise Fatorial* e *Análise de Componentes Principais* (PASCOTO, 2020).

As técnicas de estatística multivariadas possuem cálculos complexos, de difícil execução manual, portanto o uso em larga escala, só foi possível com o advento da computação e softwares estatísticos, possibilitando a realização das operações matemáticas com rapidez e precisão, e gerou a expansão do seu uso nas mais variadas áreas das ciências, entre elas a ciências ambientais (NEÍSSE; HONGYU, 2016; PASCOTO, 2020; SANTINI, 2017).

Medeiros *et al.* (2018), por exemplo, fizeram o uso da análise multivariada ao aplicar a análise de agrupamentos nos parâmetros de qualidade da água, discriminando os postos por localização geográfica, variando entre área rural e área urbana. Utilizaram a mesma análise para gerar o dendrograma que visa agrupar as variáveis selecionadas. Na sequência utilizaram da Análise das Componentes Principais (ACP) para determinar o número de fatores a serem extraídos para a análise fatorial. Como resultado, obtiveram quatro fatores que explicaram cerca de 60% da variância total dos dados.

Rocha e Pereira (2015), também fizeram o uso da Análise Fatorial (AF) por intermédio da ACP, para identificar as principais variações nos parâmetros de qualidade de água, e ao avaliá-las, diagnosticaram a bacia hidrográfica de interesse quanto as principais causas de poluição existentes na mesma.

Cecconello *et al.* (2017), adotaram a técnica de extração fatorial para calibrar um índice próprio de qualidade da água, e compararam os resultados obtidos a partir desse índice com os resultados obtidos com o IQA da CETESB.

Queiroz *et al.* (2017), fizeram o uso da análise das componentes principais nos dados de qualidade da água amostrados e dos valores médios mensais de precipitações disponibilizados pelo DAEE, averiguando relações dos parâmetros observados quanto a lixiviações e diluições no corpo hídrico.

Finkler *et al.* (2015), usaram das funções lineares criadas pela combinação da análise de componentes e análise fatorial para analisar de forma simultânea os parâmetros de qualidade da água de seis bacias hidrográficas em uma mesma região, e em seguida analisaram individualmente cada bacia.

Toledo e Nicolella (2002), realizaram a análise fatorial e sintetizaram o próprio IQA através dos cálculos dos escores fatoriais pelo método de Bartlett.

3.4.1 Análise das Componentes Principais (ACP)

A ACP é um procedimento matemático que visa transformar a variação observada no conjunto original de variáveis, num conjunto linear de mesma dimensão de variáveis não correlacionadas entre si. Este novo conjunto linear são as componentes principais (ou eixos principais), e visam explicar a maior parte da variação dos dados no conjunto original observado (HONGYU *et al.*, 2015).

A ACP tem como uso sumarizar o conjunto original de variáveis em menos eixos. Sendo que cada eixo tenta explicar o máximo possível a variação total dos dados, com a perda mínima de informação. O primeiro eixo explica a maior porcentagem da variação total, e, toda a variabilidade que não foi explicada por esta componente, é retida pela segunda componente, que por sua vez explica a máxima variabilidade não explicada pela primeira componente. A terceira componente explica a variabilidade que não foi retida nas duas primeiras componentes, a quarta componente explica a variabilidade que não foi retida pelas três primeiras componentes e assim por diante, até a variação total dos dados serem explicadas. Se em uma análise são utilizadas n variáveis, a ACP criará n componentes para explicar a variação total dos dados (HONGYU *et al.*, 2015; VICINI, 2005).

Diferente da análise fatorial, a ACP não tem como objetivo explicar as estruturas de correlação existente entre as variáveis observadas, mas sim, encontrar funções matemáticas (combinações lineares) que expliquem o máximo possível a variação total nos dados, permitindo descrever e reduzir essas variáveis em menos variáveis ou dimensões (eixos) (VICINI, 2005). Utiliza-se também a porcentagem de variância das componentes principais para estimar o número de fatores a serem extraídos em uma análise fatorial (HONGYU *et al.*, 2015).

3.4.2 Análise Fatorial Exploratória (AFE)

Constructos ou variáveis latentes são fenômenos observados de forma indireta através de modelos matemáticos que utilizam de variáveis observadas diretamente para sua formulação. As variáveis observáveis, que sofrem variações ao mesmo tempo pelas mesmas causas, são atribuídas ao mesmo constructo, ou seja, é este constructo que influencia a variação das variáveis observáveis. Assim, uma das técnicas mais utilizadas para a identificação desses fenômenos não observados diretamente (variáveis latentes) é a Análise Fatorial Exploratória (AFE) (MATOS; RODRIGUES, 2019; NEÍSSE; HONGYU, 2016).

A AFE é um conjunto de técnicas estatísticas utilizadas para definir matematicamente quantas e quais são essas variáveis latentes. No caso do uso desta técnica, o constructo ou a variável latente é chamado de fator. A análise fatorial, portanto, analisa a correlação de um grupo de variáveis e identifica subgrupos dentro deste conjunto, os quais possuem maiores correlações entre si, correlações estas que

podem ser justificadas pelo fator latente não observado diretamente (HONGYU, 2018; NEÍSSE; HONGYU, 2016).

Segundo Vicini (2005), o desenvolvimento da AF teve origem nos trabalhos de Karl Pearson (1901) e por Charles Spearman (1904), que acreditavam na existência de que um fator de inteligência justificaria as correlações existentes dos resultados nos testes dos alunos. Assim, este modelo poderia medir de maneira mais simples esse único fator supostamente determinante nos desempenhos dos alunos (HONGYU, 2018). Mas só em 1947, que Thurstone desenvolveu uma análise que permite identificar mais de um fator latente nos dados iniciais, justamente por acreditar que exista mais de um fator de inteligência (VICINI, 2005).

O modelo estatístico subjacente da análise fatorial pode ser expresso pela equação 3 (HONGYU, 2018):

$$X_i = a_{i1}F_1 + a_{i2}F_2 + \dots + a_{im}F_m + e_i \quad (3)$$

X_i = variáveis observadas padronizadas (média zero e desvio padrão um);

a_{im} : são as cargas dos fatores;

F_m : são m fatores comuns não correlacionados;

e_i : é denominado de erros ou um fator específico;

Um conceito importante na análise fatorial é o da carga fatorial. É tida como a correlação entre variável observada e o fator, podendo ser positiva ou negativa. Quando a carga possui valores positivos significa que a variável tem correlação positiva com fator latente, e quando a carga apresenta valores negativos, indica uma correlação inversa com o fator latente (MATOS; RODRIGUES, 2019). Vicini (2005), define a carga fatorial como sendo o quanto cada variável contribui na formação de cada fator.

Quanto aos fatores, estes podem ser expressos matematicamente através de combinações lineares (HONGYU, 2018). Equação 4:

$$Fator_m = a_{m1} * Variável_1 + a_{m2} * Variável_2 + \dots + a_{mi} * Variável_n \quad (4)$$

Fator_m: fatores comuns

a_{mi} : Carga fatorial

Com as equações matemáticas lineares estimadas, é possível calcular o valor dos fatores extraídos para cada um dos indivíduos na base de dados. O resultado desses valores é chamado de escores fatoriais (MATOS; RODRIGUES, 2019). Entre os métodos de cálculo dos escores estão o método de regressão, o de Bartlett, e o de Anderson (MATOS; RODRIGUES, 2019).

Método de Bartlett para o cálculo dos escores fatoriais (TOLEDO; NICOLELLA, 2002). Equação 5:

$$\hat{F} = XU^{-2}B(BU^{-2}B)^{-1} \quad (5)$$

X = vetor das variáveis observadas;

U⁻² = matriz diagonal das variâncias únicas;

B = matriz das cargas fatoriais.

As principais formas de determinar o número de fatores a serem extraídos para a análise fatorial são através da análise paralela, diagrama de inclinação, porcentagem de variância acumulada e análise dos autovalores (HONGYU, 2018; MATOS; RODRIGUES, 2019). As principais formas utilizadas são pela combinação da análise do critério da porcentagem de variância acumulada com o critério de kaiser para os autovalores. No primeiro caso, é indicado selecionar o número de fatores que expliquem cerca de 60% da variação total dos dados, enquanto no segundo caso, pede-se para utilizar na análise apenas os fatores que possuem autovalor igual ou superior a 1 (HONGYU, 2018; VICINI, 2005).

O autovalor de um fator específico mede a variância de todas as variáveis ocasionadas pelo próprio fator, assim, os autovalores correspondem a contribuição do fator ao modelo construído pela AFE (MATOS; RODRIGUES, 2019; VICINI, 2005). De forma simplificada, aqueles fatores que apresentem os maiores autovalores, são aqueles que contribuem mais para explicar a variação das variáveis selecionadas (MATOS; RODRIGUES, 2019).

Existem diferentes métodos de extração de fatores para a análise fatorial, entre os principais estão os fatores principais, máximo verossimilhança, mínimos quadrados generalizados e mínimos quadrados originários (MATOS; RODRIGUES, 2019). Vale ressaltar que a Análise das Componentes Principais não é uma técnica de extração

dos fatores, e sim uma possível etapa inicial para definir quantos fatores extrair na Análise Fatorial, já que as componentes principais como discutido anteriormente, são uma excelente forma de sumarizar o conjunto de dados, tendo em suas primeiras componentes formadas, bastante variância comum entre as variáveis. Somente nas últimas componentes explicativas é que a porcentagem de variância específica e de erro aumentam.

A rotação de fatores existe para facilitar ou melhorar a interpretação dos resultados na matriz dos fatores. Existem dois tipos de rotação a serem realizados, a ortogonal e a oblíqua. No primeiro caso, as rotações ortogonais são utilizadas quando os fatores não possuem relação entre si, ou seja, os fatores são assumidos como independentes, e as técnicas mais comuns para este tipo de rotação são a varimax, quartimax, equimax, BentlerT e geomin T. No caso da rotação oblíqua, os fatores são relacionados entre si, e entre as técnicas mais utilizadas estão o oblimin, promax, simplimax, Bentler Q e geomin Q (MATOS; RODRIGUES, 2019; VICINI, 2005).

O método de rotação mais utilizado na literatura é o varimax, tendo seu algoritmo expresso da seguinte maneira (HONGYU, 2018). Equação 6:

$$V = \sum_{k=1}^m S_k^2 = \frac{1}{p} \sum_{k=1}^m \sum_{j=1}^p \left(\frac{a_{jk}^2}{h_j^2} \right)^2 - \frac{1}{p^2} \sum_{k=1}^m \left(\sum_{j=1}^p \frac{a_{jk}^2}{h_j^2} \right)^2 \quad (6)$$

Onde:

h_j^2 : comunalidade da variável j

A comunalidade é equivalente a variância comum presente na variável. Ela representa o quanto cada variável, participa na formação da outra, variando de 0 a 1 (MATOS; RODRIGUES, 2019; VICINI, 2005).

Tanto a AF quanto a ACP assumem três tipos de variância em um conjunto de amostras, entre elas a variância comum, a variância específica e a variância de erro. A variância comum é a variância que uma variável compartilha com as outras variáveis. A variância específica é a variância individual de cada variável, e a variância de erro é a variância de uma variável devido a erros na coleta dados ou medidas (MATOS; RODRIGUES, 2019).

O que diferencia a AFE da ACP é justamente o que é computado nas combinações lineares, na AFE por exemplo é utilizado apenas a variância comum para a formação dos fatores, enquanto na ACP, é utilizado a variância comum e específica para a formulação das componentes (NEÍSSE; HONGYU, 2016; MATOS; RODRIGUES, 2019).

Para a aplicação da técnica, portanto, é necessário que haja um certo grau de correlação entre as variáveis selecionadas para a análise. Um método estatístico para averiguar este grau de correlação é a medida de adequabilidade da amostra de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), que compara as correlações simples com as correlações parciais. Equação 7 (VICINI, 2005):

$$KMO = \frac{\sum_i \sum_j r_{ij}^2}{\sum_i \sum_j r_{ij}^2 + \sum_i \sum_j a_{ij}^2} \quad (7)$$

Onde:

r_{ij}^2 = coeficiente de correlação linear entre as variáveis i e j .

a_{ij}^2 = coeficiente de correlação parcial entre i e j .

Os valores de KMO variam de 0 a 1, e apresentando valores entre 0,5 e 0,9, permite que as variáveis sejam utilizadas na análise fatorial. A tabela 2 mostra a classificação de adequabilidade da amostra perante os valores de KMO.

Tabela 2. Adequação amostral de acordo com a medida KMO.

KMO	Adequação
Maior do que 0,9	Excelente
Entre 0,8 e 0,9	Meritória
Entre 0,7 e 0,8	Intermediária
Entre 0,6 e 0,7	Medíocre
Entre 0,5 e 0,6	Mísera
Abaixo de 0,5	Inaceitável

Fonte: Neisse e Hongyu 2016.

Outro teste utilizado para averiguar o uso das variáveis na análise fatorial é o teste de esfericidade da amostra de Bartlett. O teste tem por objetivo avaliar se a matriz de correlações pode ser uma matriz identidade, que significa uma situação de independência perfeita, onde as inter-relações entre as variáveis são iguais a 0. Para que haja correlação suficiente entre as variáveis é necessário que se rejeite a hipótese

nula de que a matriz de correlação é uma matriz identidade, obtendo o valor de $p < 0,05$ na realização do teste (VICINI, 2005).

Em suma, são dois os principais objetivos da análise fatorial, o resumo e a redução dos dados com a mínima perda de informação do conjunto original de variáveis (MATOS; RODRIGUES, 2019; NEÍSSE; HONGYU, 2016). Hongyu (2018), acrescenta que os escores fatoriais podem ser utilizados para calibrar e construir índices, assim como em outras análises posteriores.

3.4.3 Análise de Agrupamentos (AA)

Esta técnica analisa uma matriz ($n \times p$), e através de procedimentos e algoritmos sofisticados, encontra e agrupa os indivíduos n da matriz baseados no grau de semelhança entre eles (VICINI, 2005). É necessário que haja homogeneidade nos indivíduos do mesmo grupo, e heterogeneidade entre os grupos formados (LIMA *et al.*, 2010; VICINI, 2005).

A execução da técnica exige definir uma função de agrupamento (medida de semelhança ou proximidade) e de um critério matemático de agrupamento ou aglomeração (LIMA *et al.*, 2010; VICINI, 2005).

A função de agrupamento é realizada através das quantificações de similaridade ou dissimilaridade de uma amostra (LIMA *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2014). São os coeficientes de associação que medem estas quantificações, estes coeficientes são divididos entre os coeficientes de similaridade e os coeficientes de dissimilaridade. Um exemplo de coeficiente de similaridade é o coeficiente de correlação de Pearson, que, com valores elevados, indica objetos parecidos. Quanto aos coeficientes de dissimilaridades, tem como exemplo as distâncias euclidiana, euclidiana média e a de Mahalanobis. No caso desses coeficientes, quanto menor o valor (distância), mais similares são os objetos um do outro (VICINI, 2005).

Normalmente, na análise de agrupamentos, utiliza-se das distâncias para avaliar o conjunto de dados, entre elas, a distância euclidiana é mais utilizada como medida de semelhança (GUEDES *et al.*, 2011; LIMA *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2014; VICINI, 2005). O cálculo da Distância euclidiana se dá pela equação 8 (LIMA *et al.*, 2010):

$$d_{ij} = \left[\sum_{k=1}^p (X_{i,k} - X_{j,k})^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad (8)$$

Onde:

d_{ij} : é a distância euclidiana entre os indivíduos i e j .

X : matriz de dados em espaço dimensional p

Quanto aos critérios de agrupamento, estes podem ser divididos em dois grupos, os processos hierárquicos e os não hierárquicos. Os processos não hierárquicos produzem um número fixo de agrupamentos e são divididos entre os métodos *Limiar Sequencial*, *Limiar Paralelo* e *Particionamento Otimizador* (GUEDES *et al.*, 2011; VICINI, 2005).

Os processos hierárquicos são divididos entre processos *divisivos* e *aglomerativos*, e em ambos os processos, não há um número definido de grupos inicialmente (GUEDES *et al.*, 2011; LIMA *et al.*, 2010; VICINI, 2005). No caso dos processos hierárquicos divisivos, a sua divisão é feita a partir de uma separação crescente dos grupos majoritários em subgrupos minoritários, nos quais possuem características semelhantes entre si (GUEDES *et al.*, 2011; VICINI, 2005).

Quanto aos processos hierárquicos aglomerativos, o agrupamento é feito por uma sequência crescente de fusões sucessivas de grupos até que todos os objetos façam parte de um único mesmo grupo. Os processos aglomerativos podem ser divididos quanto ao seu critério matemático, são eles o método de *Encadeamento (Único, Completo e Médio)*, *Método de Variância Mínima (Ward)* e o *Método de Centroide* (GUEDES *et al.*, 2011; VICINI, 2005).

Um dos métodos mais utilizados para analisar os parâmetros de qualidade da água é o método de Ward (GUEDES *et al.*, 2011; LIMA *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2014). O método procura por divisões que minimizem a variância intragrupo, ou seja, serão reunidos grupos que forneçam a menor variância (VICINI, 2005) O método de variância mínima de Ward se dá pela equação das somas dos quadrados do erro (SQD). Equação 9 (LIMA *et al.*, 2010):

$$SQD = \sum_{i=1}^n X_i^2 - \frac{1}{n} \left(\sum_{i=1}^n X_i \right)^2 \quad (9)$$

Onde:

n : número total de elementos;

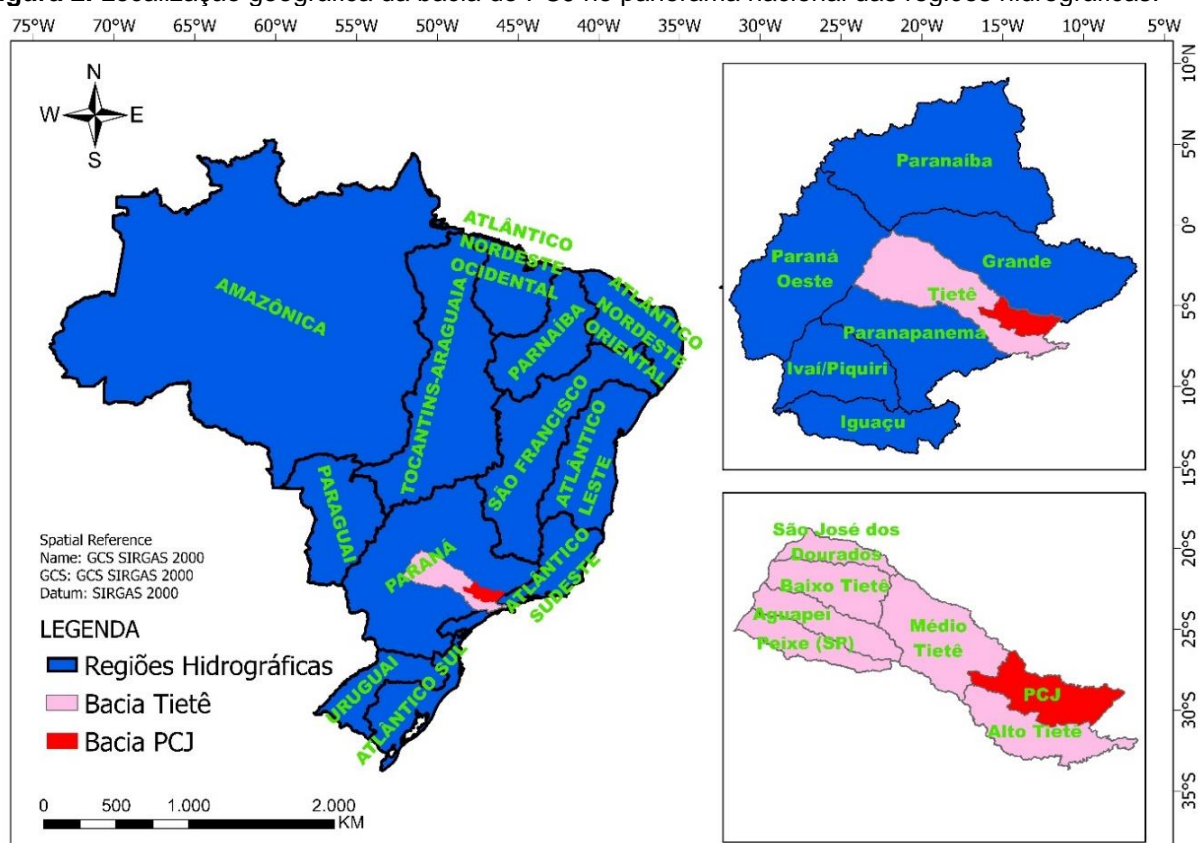
X_i : i -ésimo elemento do agrupamento.

4. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

4.1 Área de estudo

A área de estudo selecionada para análise foi a sub bacia do rio Atibaia, que compõe a bacia hidrográfica do PCJ (bacia composta por três principais rios, o Piracicaba, o Capivari e o Jundiá). A bacia do PCJ por sua vez, faz parte da bacia do Tietê, uma mesorregião hidrográfica pertencente a região hidrográfica do Paraná. Figura 2.

Figura 2. Localização geográfica da bacia do PCJ no panorama nacional das regiões hidrográficas.



Fonte: Geração própria com dados da ANA 2021 em parceria com o IBGE.

Segundo a Classificação climática por grupo, subgrupo e tipo de Köppen-Geiger, a sub bacia do Atibaia encontra-se na zona Cwb, ou seja, predomina sobre a bacia o clima temperado, os invernos são secos e os verões quentes e úmidos (KOTTEK *et al.*, 2006).

Assim como o restante da bacia do PCJ, a sub bacia do Atibaia tem grande parte do seu território situado no estado de São Paulo, com uma pequena parcela em

Minas Gerais. Sendo mais específico, a sub bacia do Jaguari é a de maior extensão territorial significativa dentro do estado de Minas Gerais. Figura 3.

Figura 3. Sub bacia do Atibaia no contexto hidrográfico da Bacia do PCJ.

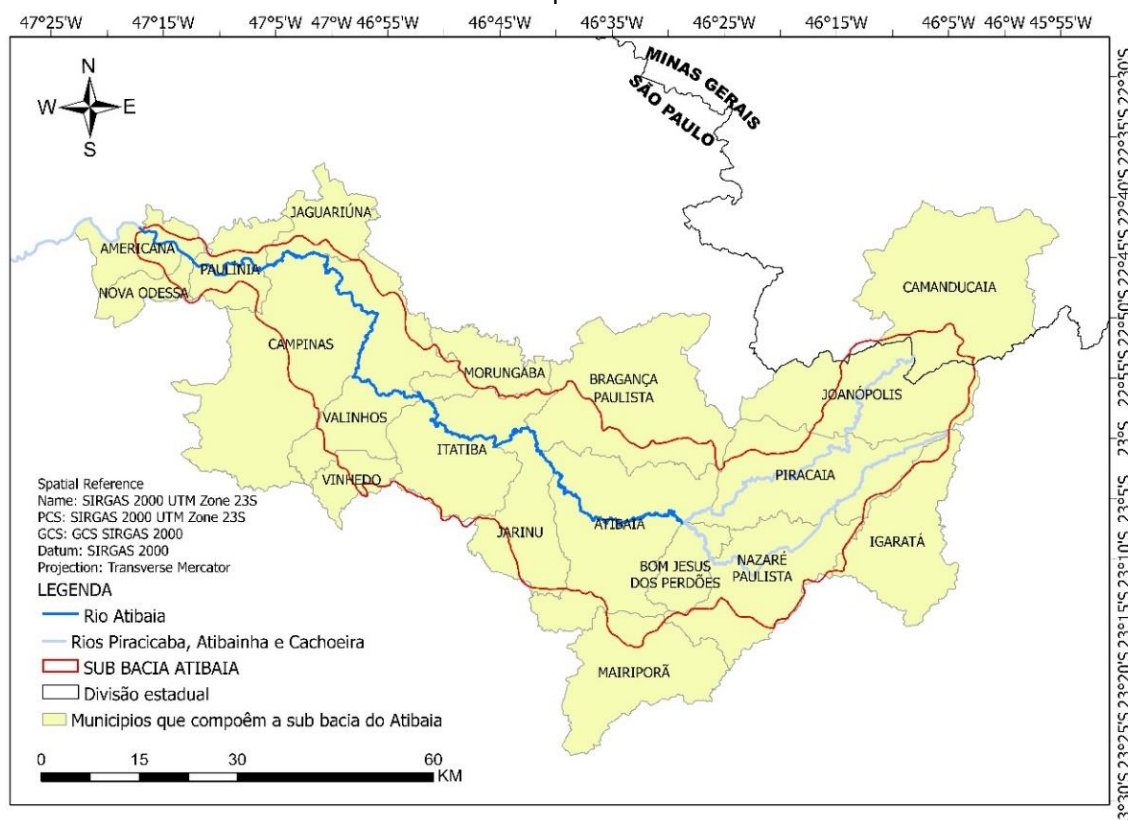


Fonte: Sub bacias do PCJ fornecidos pelo Relatório de Situação PCJ (2004-2006). A divisão entre SP e MG pelo IBGE (2020).

A sub bacia hidrográfica do Atibaia encontra-se na zona UTM 23 Sul, portanto para a realização de todas as operações computacionais dentro do ambiente SIG, o *Datum* de referência, juntamente com os arquivos do tipo *Shapefiles* e *Rasters* são projetados, para os sistemas de coordenadas planas SIRGAS 2000 UTM 23 Sul.

São 19 municípios que compõem a sub bacia do Atibaia, entre eles, o único município pertencente a Minas Gerais é Camanducaia. Entre os municípios que pertencem a administração estadual paulista, estão, Joanópolis, Piracaia, Igaratá, Nazaré Paulista, Bom Jesus dos Perdões, Mairiporã, Atibaia, Bragança Paulista, Jarinu, Morungaba, Itatiba, Vinhedo, Valinhos, Campinas, Jaguariúna, Paulínia, Nova Odessa e Americana. O rio Atibaia por sua vez, tem sua nascente no município Bom Jesus dos Perdões, com a união dos rios Atibainha e Cachoeira. Sua foz é no rio Piracicaba. Figura 4.

Figura 4. Sub bacia do Atibaia no contexto municipal brasileiro.



Fonte: Sub bacias do PCJ fornecidos pelo Relatório de Situação PCJ (2004-2006). As divisões municipais pelo IBGE (2020).

Escolhida a sub bacia e delimitada a área a ser estudada, assim como a definição dos sistemas de coordenadas para as análises subsequentes, procede-se a seleção dos indicadores para compor a fragilidade ambiental da bacia hidrográfica, dos indicadores de qualidade da água do rio Atibaia e do indicador de regime hídrico do mesmo, determinando as bases de dados a serem consultadas.

4.2. Qualidade da Água

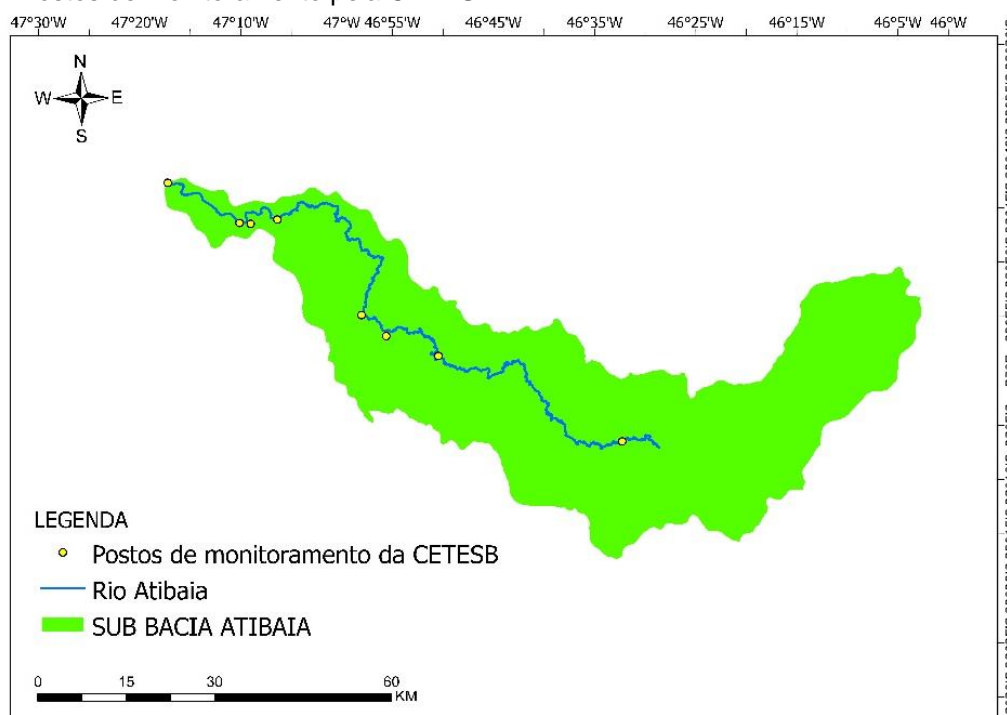
Os postos de monitoramento da rede básica da CETESB fornecem análises periódicas da qualidade da água, ao longo do rio Atibaia. São quinze postos que tiveram coletas ao longo do rio. Com o intuito de padronizar temporalmente a análise dos parâmetros de qualidade da água, selecionou-se os postos que tiveram amostragem abrangentes do período de 2002 a 2019, resultando em oito postos de amostragem. A coleta foi realizada a cada dois meses, mais especificamente nos meses de Janeiro, Março, Maio, Julho, Setembro e Novembro. A Tabela 3 apresenta as informações dos postos remanescentes.

Tabela 3. Localização dos postos de monitoramento da CETESB.

Numeração	Código do Posto	Latitude	Longitude	Data Início	Data Fim	Município
P1	ATIB02010	23°06'12"	46°32'42"	1995	0	Atibaia
P2	ATIB02030	22°58'09"	46°50'52"	2002	0	Itatiba
P3	ATIB02035	22°56'16"	46°56'01"	2000	0	Valinhos
P4	ATIB02065	22°54'18"	46°58'26"	1979	0	Campinas
P5	ATIB02300	22°45'25"	47°06'39"	2002	0	Paulínia
P6	ATIB02605	22°45'47"	47°09'18"	1979	0	Paulínia
P7	ATIB02800	22°45'41"	47°10'24"	2002	0	Paulínia
P8	ATIB02900	22°41'54"	47°17'27"	2002	0	Americana

Fonte: CETESB (2020).

Com os dados somados dos oitos postos monitorados no período de 2002 a 2019 construiu-se uma matriz de 864 linhas de observações para doze variáveis (864x12). A numeração dos postos foi feita levando em consideração sua ordem ao longo do rio, da nascente à sua foz, de montante à jusante, da direita para a esquerda. Figura 5.

Figura 5. Postos de monitoramento pela CETESB.

Fonte: CETESB (2020).

Para promover o melhor desempenho na aplicação das técnicas a serem utilizadas, as falhas identificadas no banco de dados foram preenchidas através do

modelo de séries temporais de Holt-Winter conforme exemplificado em Ragsdale (2007).

Os postos que apresentaram falhas periódicas são o Posto 5, para o pH, entre os anos de 2006 e 2009. No mesmo posto ainda foi identificado falhas para toda a série do Nitrogênio e Fósforo Total entre os anos de 2002 e 2008, e para os Sólidos Dissolvidos Totais entre 2002 e 2011. Os Postos 2 e 3 apresentam falhas nas variáveis do nitrogênio total e fósforo total, de janeiro de 2002 a março de 2007. O Posto 7 nas variáveis do nitrogênio total e fósforo total, para o ano de 2002. O Posto 8, nas variáveis do nitrogênio e fósforo total, entre os anos de 2003 e 2008.

Para a variável Sólidos Dissolvidos Totais, há falhas nos postos 5, 7 e 8, entre os anos de 2002 e 2011.

Há falhas gerais para todas as variáveis nos postos 2,3,5,7 e 8 para os dias 4 ou 5 de novembro do ano de 2002.

As falhas são preenchidas levando em consideração a sazonalidade, ou seja, se a falha ocorreu no mês de novembro, é realizado apenas a técnica da linha de tendência para os valores dos meses de novembro daquele posto.

Para avaliar o grau de correlação entre as variáveis envolvidas no cenário determinado, foi aplicado a matriz de correlação de *Spearman* na matriz de dados (864x12). O uso da correlação de *Spearman* ao invés da de *Pearson* se dá pelo fato de os dados não possuírem uma distribuição normal (análise não paramétrica).

Utiliza-se do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para testar as diferenças entre os períodos sazonais de cada variável, com nível de significância de 5%. No caso do período seco, considerou apenas os meses de Maio, Julho e Setembro. O período chuvoso foi representado pelos meses de Novembro, Janeiro e Março.

4.2.1 Análise Fatorial Exploratória

O primeiro passo para a análise fatorial é a transformação da matriz original de dados em uma matriz de correlação, nesta verifica-se a adequação dos dados para o uso da AFE através dos testes de esfericidade de Bartlett e de adequabilidade da amostra de KMO (Kaiser-Meyer-Oiklin). Os valores de KMO devem variar entre 0,5 a 0,9 para adequação das variáveis para o modelo. Quanto ao teste de Bartlett, os valores de p devem estar abaixo de 0,05 (VICINI, 2005).

Na sequência é preciso determinar o número de fatores a serem extraídos para a análise através dos autovalores calculados na matriz de correlação de Pearson. A escolha do número de fatores a serem extraídos se dá pela porcentagem de explicação acumulada, ou pelo critério de Kaiser. No primeiro caso, soma-se a porcentagem acumulada das primeiras componentes, estas por sua vez, devem explicar cerca de 60% da variância total dos dados. Quanto o critério de Kaiser, a escolha do número de fatores se dá pelos autovalores das componentes, estes devem possuir valores acima de um (HONGYU *et al.*, 2015; SANTINI, 2017; VICINI, 2005).

Com o número de fatores definidos a serem extraídos, aplica-se a análise fatorial através do método de extração dos Fatores Comuns. Posteriormente a isto, utiliza-se da rotação ortogonal varimax para facilitar a interpretação da matriz das cargas fatoriais.

É construído diagramas de caixa de cada posto de monitoramento para cada variável, auxiliando na análise individual dos parâmetros que compõem os fatores encontrados. Neste caso a plotagem dos gráficos de caixas utilizam da matriz original de dados de qualidade da água, sem levar em conta o preenchimento de falhas realizado. Os outliers são removidos graficamente para melhores efeitos de visualização.

4.2.2 Análise de Agrupamentos

Para a análise de agrupamentos, é calculado a média aritmética de cada variável em cada posto, resultando em uma nova matriz de dados (8x12).

As variáveis de qualidade da água não possuem a mesma unidade de medida, portanto, é necessário realizar uma padronização dos valores brutos das variáveis. A padronização se dá pela subtração entre o valor bruto do indivíduo com a média aritmética do conjunto amostral, posteriormente, é dividido o resultado pelo desvio padrão daquela variável. Equação 10 (VICINI, 2005):

$$Z_{ij} = \frac{X_{ij} - \bar{X}_j}{S_j} \quad (10)$$

Onde:

X_{ij} : Valor da amostra na coluna j

X_j : Média aritmética do conjunto amostral j

S_j : Desvio padrão do conjunto amostral j

O coeficiente de dissimilaridade utilizado é a distância euclidiana e o método de agrupamento é pelo critério de Ward. A análise de agrupamentos avalia a proximidade dos valores dos parâmetros monitorados, agrupando-os por postos.

4.2.3 Calibração do Índice de Qualidade da Água (IQA)

Para a calibração do índice de qualidade da água próprio para a bacia de interesse, utiliza-se dos parâmetros de CT, DBO, OD, pH, P, SDT, Turb, Nitrato, Kjeldahl, Nitrito e T. Houve a necessidade de exclusão do parâmetro da Condutividade Elétrica. Essa exclusão se dá, pois, para calibrar o índice de qualidade da água, é necessário que se tenha a curva de qualidade do i -ésimo parâmetro, em função de sua concentração ou medida. Como para o parâmetro de Condutividade Elétrica não há o valor de q_i disponível, torna-se inviável acoplá-lo ao novo IQA modificado. A alternativa é realizar o cálculo dos valores médios da condutividade e usá-lo como um parâmetro independente dos demais.

A AFE é refeita nos onze parâmetros de qualidade da água, repetindo o processo metodológico exemplificado no item 4.2.1 deste trabalho. Ao se obter a matriz de cargas fatoriais, calcula-se os escores fatoriais através do método de Bartlett. Utiliza-se da matriz de coeficiente de pontuação de cada fator para a calibração do índice de qualidade da água.

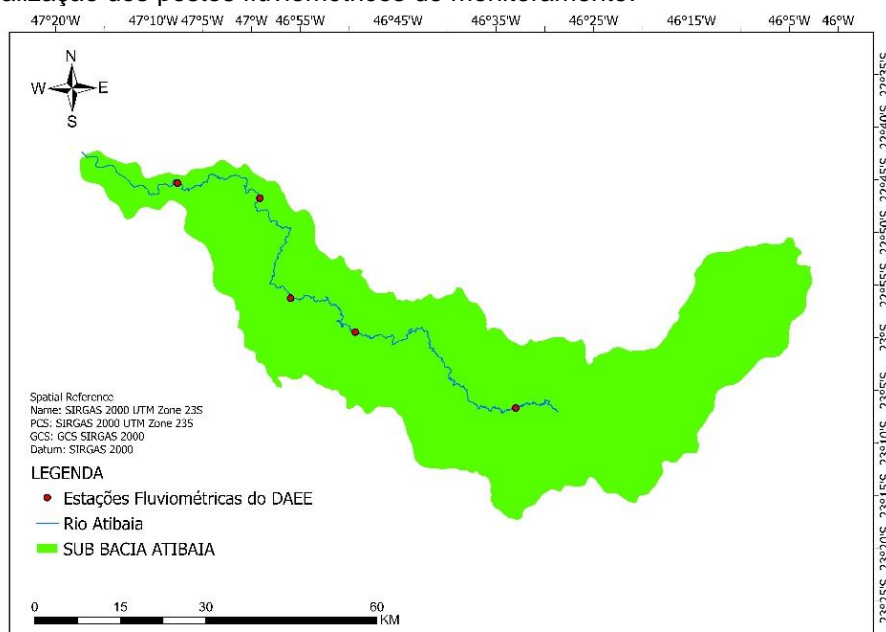
Os maiores coeficientes de cada variável em cada fator são selecionados, e em seguida, somados. Para obter o novo peso da variável que irá compor o novo IQA é realizado a divisão do coeficiente selecionado com a somatória de todos os coeficientes selecionados.

Os novos pesos das variáveis servem de entrada no software *IQAdata* 2015 desenvolvido pelos Programas de Mestrado em Sistemas e Processos Industriais e em Tecnologia Ambiental da Universidade de Santa Cruz do Sul. O programa calcula o IQA de forma automática e permite a seleção das variáveis a serem utilizadas pela análise, assim como a determinação dos seus respectivos pesos. Utiliza-se dos valores médios das variáveis de cada posto para calcular o IQA.

4.3 Vazão do rio ou Caudal

Dados fluviométricos são fornecidos pelo DAEE. Foram seis estações levantadas ao longo do rio Atibaia. Figura 6.

Figura 6. Localização dos postos fluviométricos de monitoramento.



Fonte: DAEE (2020).

Com o mesmo intuito de padronizar temporalmente os dados para uma análise mais assertiva, dos seis postos de monitoramento previamente selecionados, cinco foram utilizados para a pesquisa, abrangendo também o período de 2002 a 2019. Tabela 4.

Tabela 4. Postos fluviométricos utilizados para a análise.

Município	Prefixo	Nome	Latitude	Longitude
Campinas	3D-003	Desembargador furtado	22° 46' 10"	46° 59' 22"
Itatiba	3D-006	Bairro da ponte	22° 58' 59"	46° 49' 46"
Valinhos	3D-007	Captação - Valinhos	22° 55' 42"	46° 56' 21"
Atibaia	3E-063	Atibaia	23° 06' 22"	46° 33' 23"
Paulínia	4D-009	Acima de Paulínia	22° 44' 38"	47° 07' 47"

Fonte: DAEE (2020).

O sistema de numeração será o mesmo adotado para os postos de monitoramento da CETESB, do posto 1 ao 5, da jusante à montante, da direita para a esquerda. Seguindo a lógica de padronização temporal deste trabalho, são

considerados apenas os valores das vazões dos meses de Janeiro, Março, Maio, Julho, Setembro e Novembro.

Foi efetuado o cálculo da média aritmética dos valores das vazões para cada um dos seis meses, posteriormente é calculado a média entre os meses. O procedimento foi repetido para cada um dos cinco postos de monitoramento.

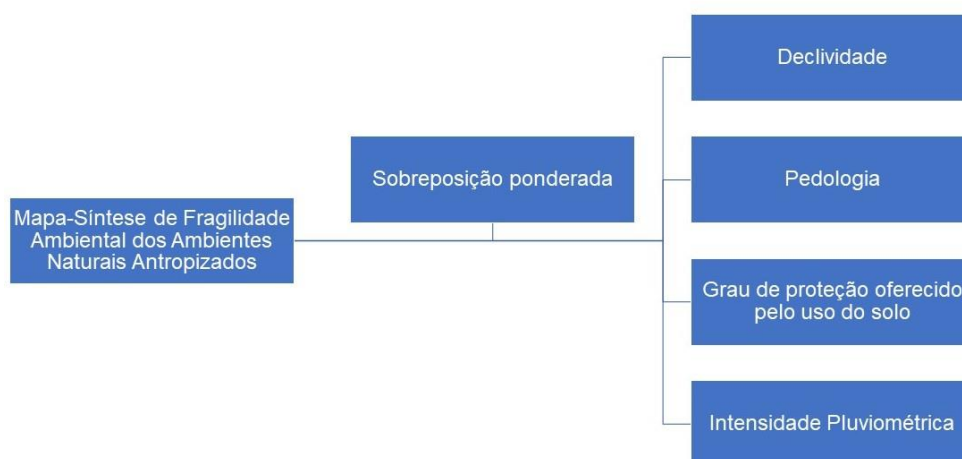
4.4 Fragilidade Ambiental da Bacia

A geração do mapa de fragilidade ambiental da bacia hidrográfica, utiliza os indicadores da metodologia com o apoio nas classes de declividade, sendo eles a declividade, uso e ocupação solo, pedologia e intensidade pluviométrica.

Para avaliar a fragilidade dos ambientes naturais antropizados, são atribuídos pesos ou notas a cada um dos indicadores de fragilidade do ambiente em estudo. Para cada um dos indicadores selecionados, foi realizado o enquadramento em cinco classes de sensibilidade ambiental, da menos vulnerável para a mais vulnerável (muito fraca, fraca, média, forte e muito forte) dentro de ambientes de Sistemas de Informações Geográficas (SIG).

A ferramenta, *Weighted Overlay* do software *ArcGIS Pro* da plataforma ESRI, possibilita, sintetizar esses indicadores em um único mapa de fragilidade ambiental, com a opção de atribuir pesos aos indicadores. A Figura 7 apresenta em um fluxograma, o uso da ferramenta, com os indicadores a direita, e seu resultado a esquerda.

Figura 7. Fluxograma da técnica da sobreposição ponderada dos Indicadores de Fragilidade.



Fonte: Adaptado de Demanboro et al (2013), Ross (1994), Nobre (2010), e Oliveira (S.D.).

A escolha dos pesos é feita com o auxílio da Análise Hierárquica de Processos (AHP), cuja avaliação de forma organizada mede a importância entre as variáveis ambientais e mede a consistência dos julgamentos. O modelo matemático utiliza de estruturas hierárquicas e comparações pareadas entre as variáveis selecionadas (PAULA; SOUZA, 2010; PIMENTA *et al.*, 2018).

A escala de valores da AHP varia de 1/9 a 9 e é uma das técnicas mais utilizadas em pesquisas com os objetivos de ponderar os pesos dos indicadores ambientais, principalmente por ser mais prático e simples de se aplicar (PIMENTA *et al.*, 2018; PAULA; SOUZA, 2010).

O uso e ocupação dos solos é a variável de maior destaque, pois além de medir a erodibilidade, mede também de forma indireta, os impactos antrópicos.

A segunda variável ambiental de maior destaque é a pedologia. Pascoto (2020), em sua pesquisa, identificou os principais fatores influenciadores de processos erosivos e obteve a variável pedológica como sua principal causa.

Op. Cit. deferiram a declividade e intensidade pluviométrica em terceiro e quarto respectivamente entre os principais fatores influenciadores. Paula e Souza (2010), também atribuíram o menor peso de influência no sistema para a ação das chuvas. Portanto, o uso e ocupação do solo possui maior importância entre as quatro variáveis, tendo importância elevada em relação a pedologia, declividade e pluviometria sobre a região, de forma crescente. Tabela 5.

Tabela 5. Análise Hierárquica de Processos.

Variável 1	Variável 2	Quanto mais?
Uso e Ocupação	Pedologia	4
Uso e Ocupação	Declividade	5
Uso e Ocupação	Pluviometria	6
Pedologia	Declividade	2
Pedologia	Pluviometria	3
Declividade	Pluviometria	2
Razão de Consistência CR		0,024

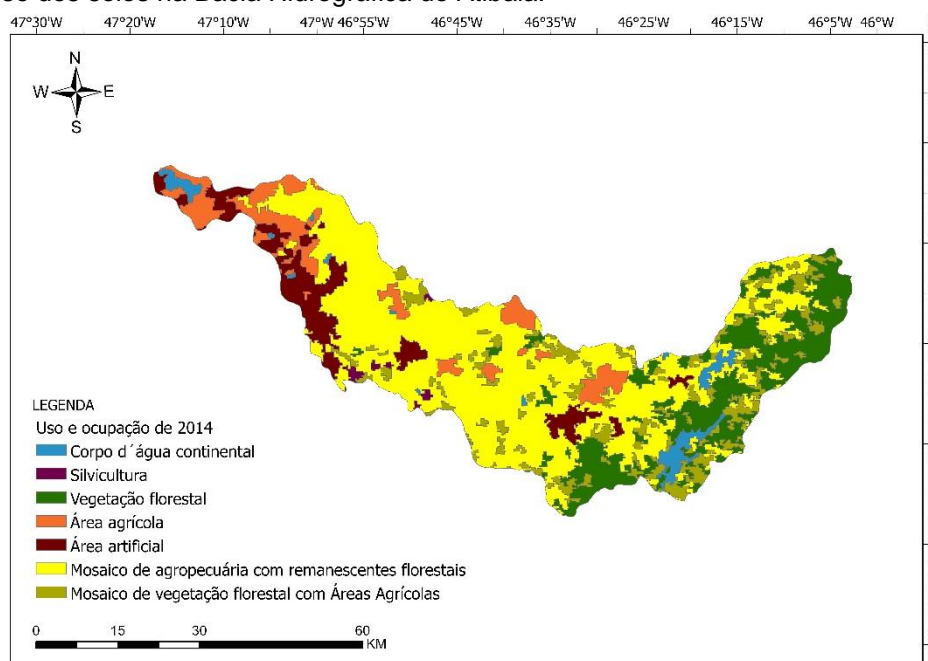
Fonte: Geração própria através do Sistema AHP Online (2021).

Seguindo o mesmo raciocínio, a pedologia possuiu maior importância em relação a declividade e conseqüentemente maior importância em relação a pluviometria. Por fim a declividade possui uma importância maior em relação a intensidade das chuvas sobre a região.

4.4.1 Uso e Ocupação do Solo

O uso do solo é fornecido pelo IBGE, no mapeamento realizado em 2014, tendo sido classificado em sete usos gerais, entre elas, corpos d'água continentais, silvicultura, vegetação florestal, áreas agrícolas, áreas artificiais, mosaico de agropecuária com remanescentes florestais e mosaico de vegetação florestal com áreas agrícolas. Figura 8.

Figura 8. Uso dos solos na Bacia Hidrográfica do Atibaia.



Fonte: IBGE (2014).

A proteção oferecida pelos usos do solo é classificada de acordo com o manejo e ocupação exercido na área. Áreas ocupadas com florestas e matas naturais, são tidas como de baixa vulnerabilidade, enquanto as áreas artificiais, agrícolas ou com solo exposto, têm sua classificação como de alta vulnerabilidade (SANTOS; MARTINS, 2018). Tabela 6.

Tabela 6. Hierarquização das classes de vulnerabilidade da cobertura vegetal.

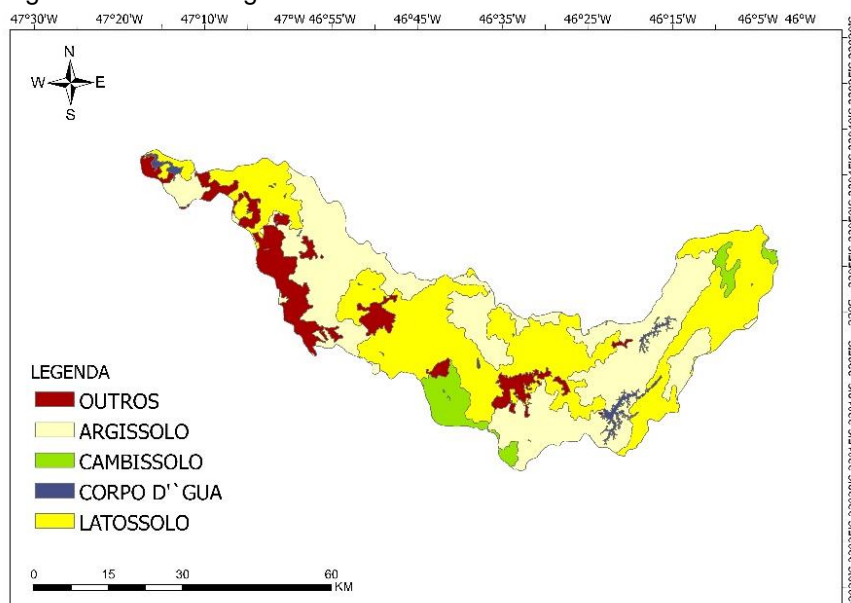
Vulnerabilidade	Tipo de Cobertura Vegetal/Manejo
1 - Muito baixa	Vegetação florestal e Corpos de água.
2 - Baixa	Silvicultura.
3 - Média	Mosaico de vegetação florestal com Áreas Agrícolas.
4 - Alta	Mosaico de agropecuária com remanescentes florestais.
5 - Muito Alta	Área Agrícolas, Artificiais e Solos Expostos.

Fonte: Geração própria a partir de análise crítica da classificação do uso e ocupação do solo.

4.4.2 Pedologia

A pedologia do local foi fornecida pelo IBGE, possuindo as classificações dos solos. É apresentado a divisão em primeira ordem do tipo do solo, entre eles o argissolo, cambissolo e latossolo. Corpos d'água e manchas urbanas completam a classificação. Figura 9.

Figura 9. Pedologia na Bacia Hidrográfica do Atibaia.



Fonte: IBGE (2014).

A classificação é feita a partir da textura do solo, disponibilizada na tabela de atributos do arquivo. É tomado como base a classificação feita por Ross em 1994 para atribuir o grau de vulnerabilidade dos solos quanto a erosão. Os solos com texturas argilosas, possuem vulnerabilidades a erosão mais baixas do que os solos arenosos. Tabela 7.

Tabela 7. Hierarquização das classes de vulnerabilidade dos solos.

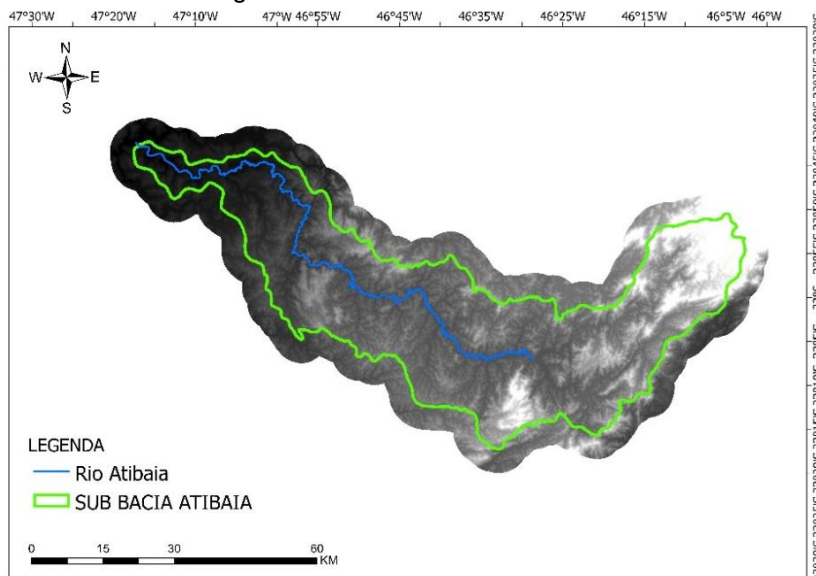
Vulnerabilidade	Tipos de Solos
1 - Muito baixa	Latossolo Roxo; Latossolo Vermelho - escuro e Vermelho - amarelo, textura argilosa.
2 - Baixa	Latossolo Amarelo e Vermelho-amarelo, textura média/argilosa.
3 - Média	Latossolo Vermelho-amarelo; Terra Roxa; Terra Bruna; Podzólico Vermelho-amarelo, textura média/argilosa.
4 - Alta	Podzólico Vermelho-amarelo, textura média/arenosa; Cambissolos.

Fonte: Adaptado de Ross (1994) Nobre (2010).

4.4.3 Declividade

A declividade é gerada a partir de imagens de radar, ou modelos digitais de elevação (MDE) dentro do ambiente SIG, cuja finalidade é representar a altimetria do território. Para encobrir a área desejada, são necessárias quatro imagens, 22S48_ZN, 22S465ZN, 23S48_ZN e 23S465ZN. As imagens são fornecidas pelo Instituto nacional de Pesquisa (INPE) e foram devidamente referenciadas para a projeção de coordenadas geográficas, SIRGAS 2000. Utilizando a ferramenta *Mosaic*, é possível juntar todas as imagens em uma só, cobrindo a área da sub bacia do Atibaia. No shape da bacia é realizado o buffer de cinco quilômetros, e dele, é extraído a máscara da imagem de satélite mosaicada. Na Figura 10, é apresentado o resultado dessas operações, onde a cor branca representa altitudes elevadas, e as partes mais escuras, a depressão.

Figura 10. Altimetria da Bacia Hidrográfica do Atibaia.



Fonte: Imagens de Radar fornecidos pelo INPE (2020).

As imagens *raster* passam pela ferramenta *Slope* e são divididas em cinco classes distintas, baseado em seu grau de declividade em porcentagem (%). A Tabela 8 classifica o grau de vulnerabilidade baseado em seu percentual de declividade, quanto mais íngreme o terreno for, maior a vulnerabilidade a erosão do local.

Tabela 8. Hierarquização das classes de vulnerabilidade para a declividade.

Vulnerabilidade	Classes de Declividade
1 - Muito baixa	Até 6 %
2 - Baixa	De 6% a 12%
3 - Média	De 12% a 20%
4 - Alta	De 20% a 30%
5 - Muito Alta	Acima de 30%

Fonte: Adaptado de Ross (1994) Nobre (2010).

4.4.4 Intensidade Pluviométrica

As medições da intensidade de precipitações são fornecidas pela Rede Hidrológica básica do Estado de São Paulo operado pelo DAEE desde 1951, o qual possui series históricas que abrangem mais de vinte anos.

São selecionados vinte e um postos de coleta para compor a análise da sub-bacia do Atibaia. As informações nesses postos passam por uma normalização temporal para a compatibilização com os dados de qualidade da água e com os dados de vazões do rio, abrangendo o período de 2002 a 2019. Tabela 9.

Tabela 9. Localização dos postos pluviométricos do DAEE.

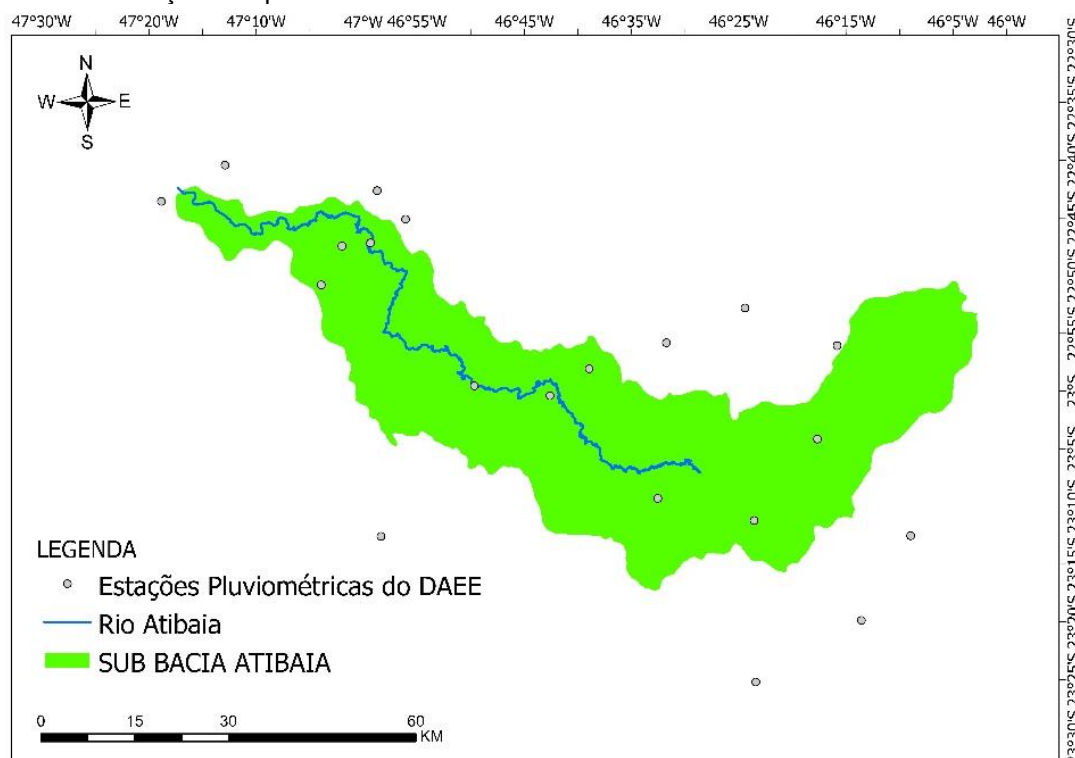
Prefixo	Latitude	Longitude	Município	Início	Fim
E3-074	23° 09' 00"	46° 33' 00"	Atibaia	1960	2019
D3-018	22° 52' 35"	46° 24' 40"	Vargem	1937	2020
E3-099	23° 11' 00"	46° 24' 00"	Nazaré paulista	1946	2019
E3-229	23° 04' 00"	46° 18' 00"	Piracaia	1970	2019
E3-053	23° 12' 00"	46° 59' 00"	Jundiai	1957	2019
D3-054	22° 55' 56"	46° 16' 04"	Joanópolis	1952	2019
E3-154	23° 00' 00"	46° 43' 00"	Jarinu	1953	2019
D4-047	22° 50' 09"	47° 04' 16"	Campinas	1958	2019
E3-002	23° 25' 00"	46° 24' 00"	Guarulhos	1936	2020
D3-063	22° 55' 32"	46° 32' 03"	Braganca paulista	1970	2020
D4-046	22° 46' 49"	47° 02' 17"	Campinas	1958	2019
E3-242	23° 12' 27"	46° 09' 20"	Igaratá	1972	2020
D3-069	22° 57' 43"	46° 39' 18"	Braganca paulista	1971	2019
D4-052	22° 39' 39"	47° 13' 05"	Cosmópolis	1943	2019
D3-052	22° 44' 34"	46° 56' 18"	Pedreira	1946	2019
D3-042	22° 42' 03"	46° 58' 55"	Jaguariúna	1942	2020
E3-049	23° 19' 45"	46° 14' 01"	Santa isabel	1937	2020
D4-004	22° 42' 43"	47° 19' 05"	Americana	1937	2020
E2-099	23° 11' 00"	45° 48' 00"	São jose dos campos	1960	2020
D3-055	22° 46' 34"	46° 59' 37"	Campinas	2002	2019
E3-015	22° 59' 04"	46° 50' 04"	Itatiba	1939	2019

Fonte: DAEE (2020).

Os postos fornecem informações da quantidade média precipitada de chuva por mês em milímetros, considerando apenas os valores de 2002 a 2019.

A figura 11 aponta a localização espacial destes postos de monitoramento dentro e fora da área de contribuição da sub bacia do Atibaia.

Figura 11. Localização dos postos Pluviométricos do DAEE.



Fonte: DAEE (2020).

Para adequar as informações pertinentes da intensidade pluviométrica ao longo de toda a bacia, considerando sua distribuição espacial, faz-se necessário aplicar uma técnica de interpolação, criando um mapa de isoietas. Aplicando o modelo esférico na krigagem, utilizando da ferramenta geostatística *Kriging* do software *ArcGIS Pro*, é gerado um arquivo *raster*, apresentando essa distribuição. A técnica é muito utilizada para realizar tratamento geostatísticos com dados pluviométricos, apresentando resultados satisfatórios (MELLO; OLIVEIRA, 2015).

É tomado como base a classificação feita por Ross em 1994 para atribuir o grau de vulnerabilidade pluviométrica quanto a erosão. Zonas com maior intensidade pluviométrica apresentam vulnerabilidades mais altas do que as zonas com baixa intensidade. Tabela 10.

Tabela 10. Hierarquização das classes de vulnerabilidade pluviométrica.

Vulnerabilidade	Características Pluviométricas
1 - Muito baixa	Situação pluviométrica com distribuição regular ao longo do ano, com volumes anuais não muito superiores a 1000mm/ano.
2 - Baixa	Situação pluviométrica com distribuição regular ao longo do ano, com volumes anuais não muito superiores a 2000mm/ano.
3 - Média	Situação pluviométrica com distribuição anual desigual, com períodos secos entre 2 e 3 meses no inverno e maior intensidade no verão, de dezembro a março.
4 - Alta	Situação pluviométrica com distribuição anual desigual, com períodos secos entre 3 e 6 meses e alta concentração das chuvas no verão, entre novembro e abril, quando ocorrem de 70 a 80% do total das chuvas.
5 - Muito Alta	Situação pluviométrica com distribuição regular ou não ao longo do ano, com grandes volumes anuais ultrapassando 2500mm/ano; ou ainda, comportamentos pluviométricos irregulares ao longo do ano, com episódios de chuvas de alta intensidade e volumes anuais baixos, geralmente abaixo de 900mm/ano (semiárido).

Fonte: Adaptado de Ross (1994) Nobre (2010).

4.5 Fragilidade x Qualidade e Vazões da Água

São calculados os valores médios dos doze parâmetros de qualidade da água, discriminando-os por postos. Com esses valores médios, aplica-se o IQA modificado, com exceção do parâmetro da condutividade elétrica na água. Este por sua vez é analisado de forma independente dos outros parâmetros, devido a incompatibilidade com o IQA. O mesmo é feito com os cinco postos de monitoramento com os valores médios das vazões.

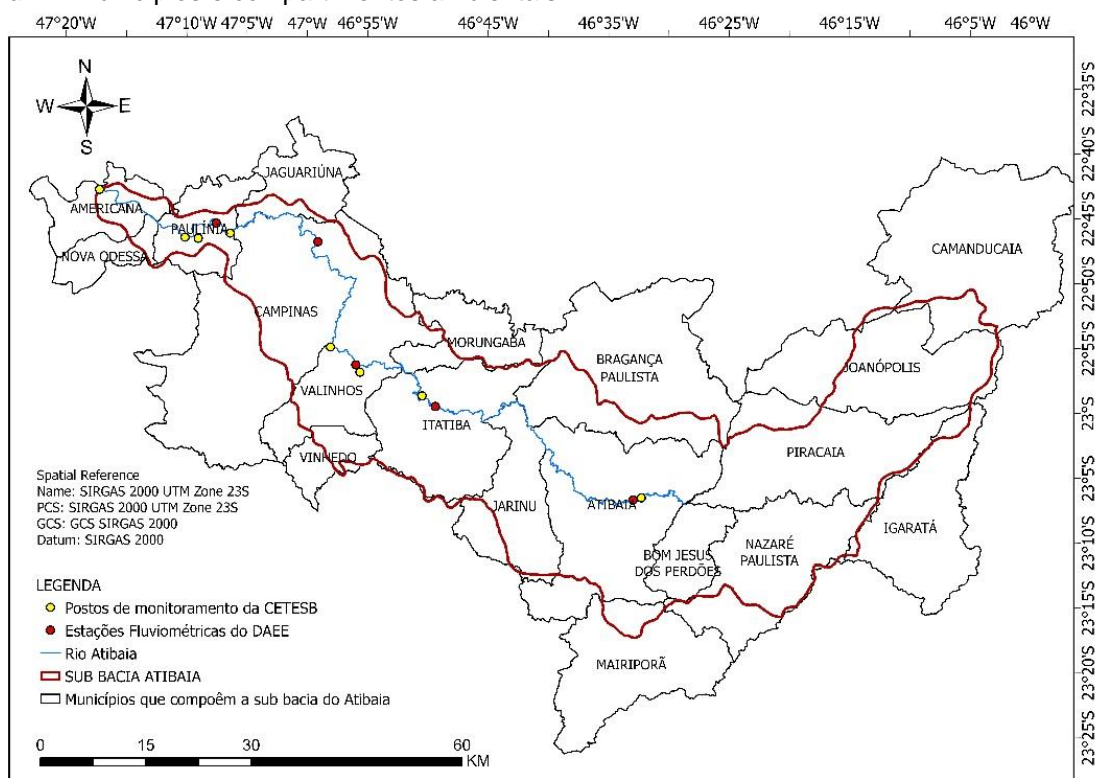
Na sequência, para quantificar a fragilidade ambiental, utiliza-se dos limites municipais localizados dentro da bacia de drenagem para criar os compartimentos ambientais. Os compartimentos ambientais, portanto, são formados pelos municípios que antecedem os pontos de monitoramento da CETESB e representam a contribuição da fragilidade da bacia até aquele determinado local do rio, e facilita a sua comparação com a qualidade da água e vazões do rio. O coeficiente em questão considera os valores somados das porcentagens das áreas classificadas como Forte e Muito Forte.

Para testar a relação entre fragilidade ambiental e qualidade de água, é plotado em gráfico de linhas suaves os valores dos coeficientes de fragilidade do compartimento 1 ao compartimento 6, que por sua vez possuem compatibilidade geográfica com os postos 1,2,4,5,7 e 8 do monitoramento realizado pela CETESB, contrapondo-o ao IQA modificado médio de cada posto.

Quanto a comparação da fragilidade ambiental da bacia com a quantidade de água do rio, é plotado o gráfico os valores dos coeficientes de fragilidade dos compartimentos de 1 a 5 com os valores médios das vazões nos postos 1, 2, 3 e 5 do monitoramento mantido pelo DAEE.

O primeiro compartimento é formado por oito municípios sendo eles Camanducaia, Joanópolis, Piracaia, Igaratá, Nazaré Paulista, Bom Jesus dos Perdões e Mairiporã. O segundo compartimento é formado por 4 municípios, entre eles, o Atibaia, Bragança Paulista, Jarinu e Itatiba. O terceiro compartimento é composto apenas por três municípios, Morungaba, Vinhedo e Valinhos. O quarto compartimento é formado Campinas e Jaguariúna. O quinto compartimento é formado única e exclusivamente por Paulínia e o último compartimento pelos municípios de Nova Odessa e Americana. Os seis compartimentos ambientais na bacia hidrográfica do Atibaia. Figura 12.

Figura 12. Municípios e compartimentos ambientais.

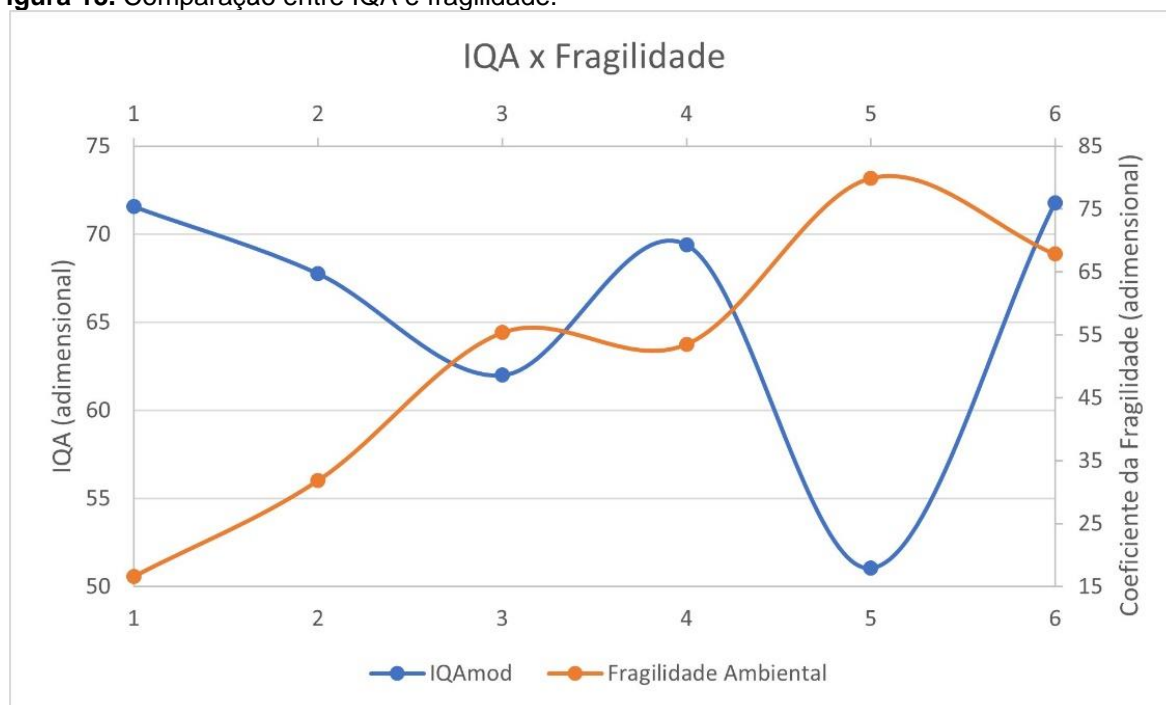


Fonte: Geração própria com os dados do DAEE (2020), CETESB (2020) e IBGE (2020).

5. RESULTADOS

A análise das duas curvas sintéticas sugere relação inversa entre a fragilidade ambiental da bacia hidrográfica de drenagem com a qualidade aquática do seu leito principal. Figura 13.

Figura 13. Comparação entre IQA e fragilidade.

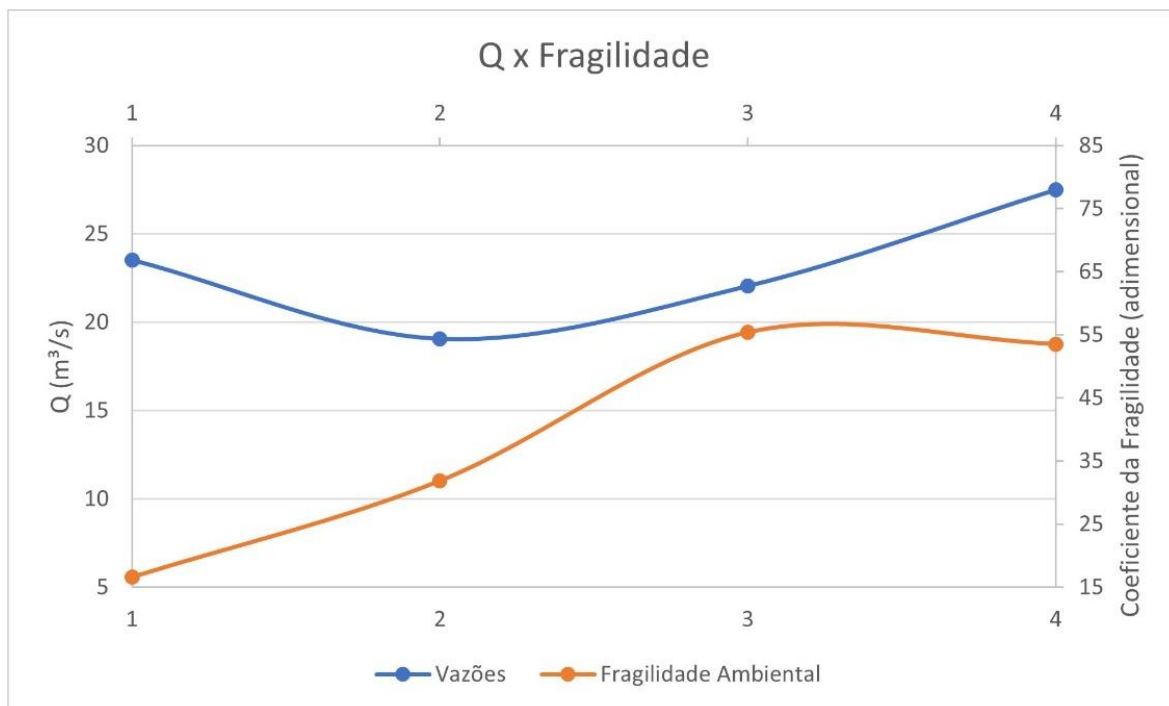


Fonte: Geração própria com os dados do CETESB (2020), IBGE (2020) e INPE (2020).

Conforme o coeficiente da fragilidade ambiental aumenta em sua área de drenagem, a qualidade hídrica geral tende a piorar.

Em relação a hipótese de que a fragilidade ambiental interfere na quantidade do fluxo de água do leito principal, a análise das curvas sintéticas averigua existir também uma relação inversa entre ambas as partes, indicando que a fragilidade de uma bacia de drenagem interfere negativamente não só na qualidade geral da água, mas também em suas vazões. Figura 14.

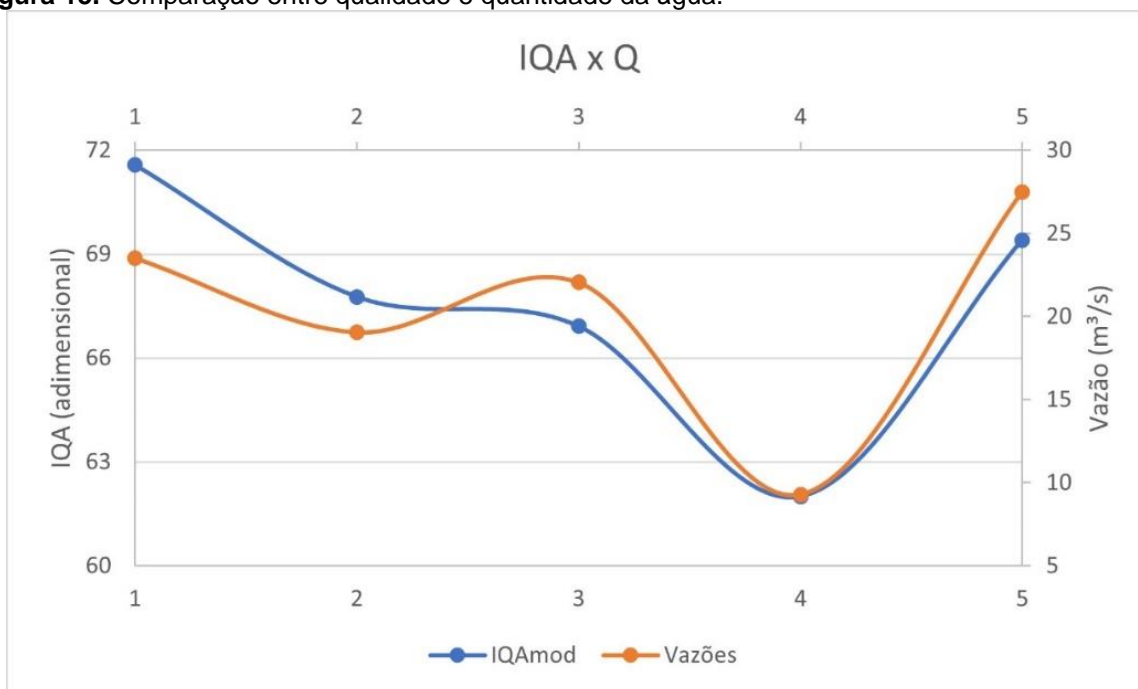
Figura 14. Comparação entre Q e fragilidade.



Fonte: Geração própria com os dados do DAEE (2020), IBGE (2020) e INPE (2020).

A contraposição do índice de qualidade da água dos cinco primeiros postos monitorados com os valores das vazões monitoradas no rio indica relação positiva direta entre qualidade da água e quantidade da água. Figura 15.

Figura 15. Comparação entre qualidade e quantidade da água.

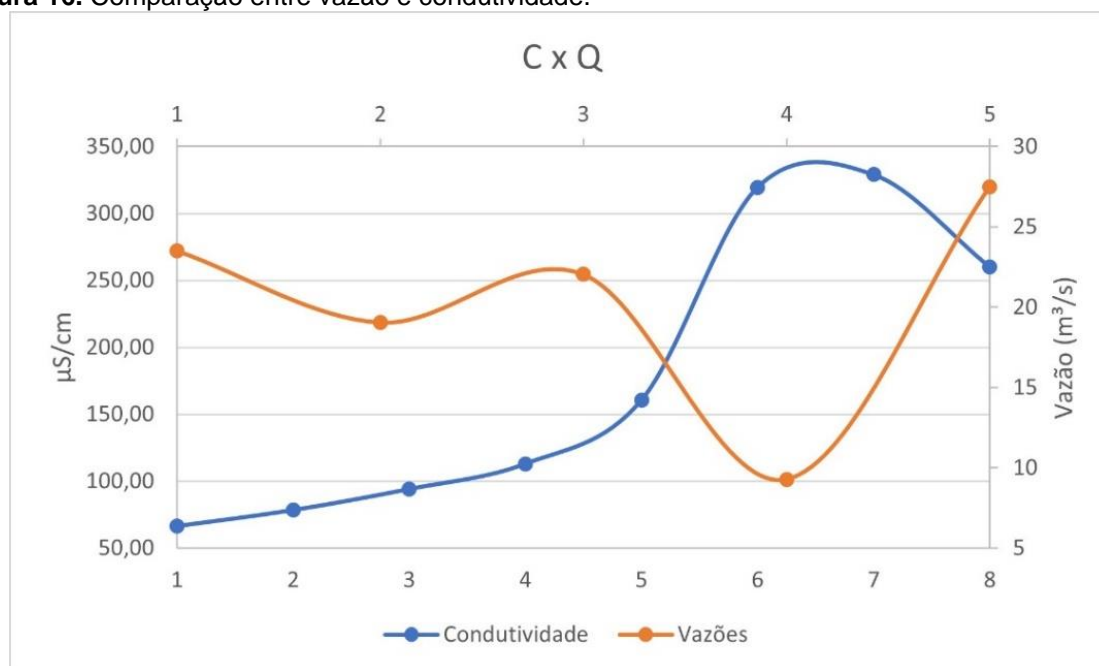


Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020) e DAEE (2020).

A associação entre a qualidade hídrica geral com o seu caudal, indica que, com o aumento da quantidade de água no rio, há uma melhora na qualidade do mesmo, proveniente da capacidade autodepurativa do corpo hídrico. O efeito inverso ocorre quando a quantidade de água do rio está baixa, a qualidade tende a cair.

A relação entre qualidade e quantidade de água descrito permanece mantida ao comparar os valores das vazões com os valores da condutividade elétrica da água. Figura 16.

Figura 16. Comparação entre vazão e condutividade.



Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020) e DAEE (2020).

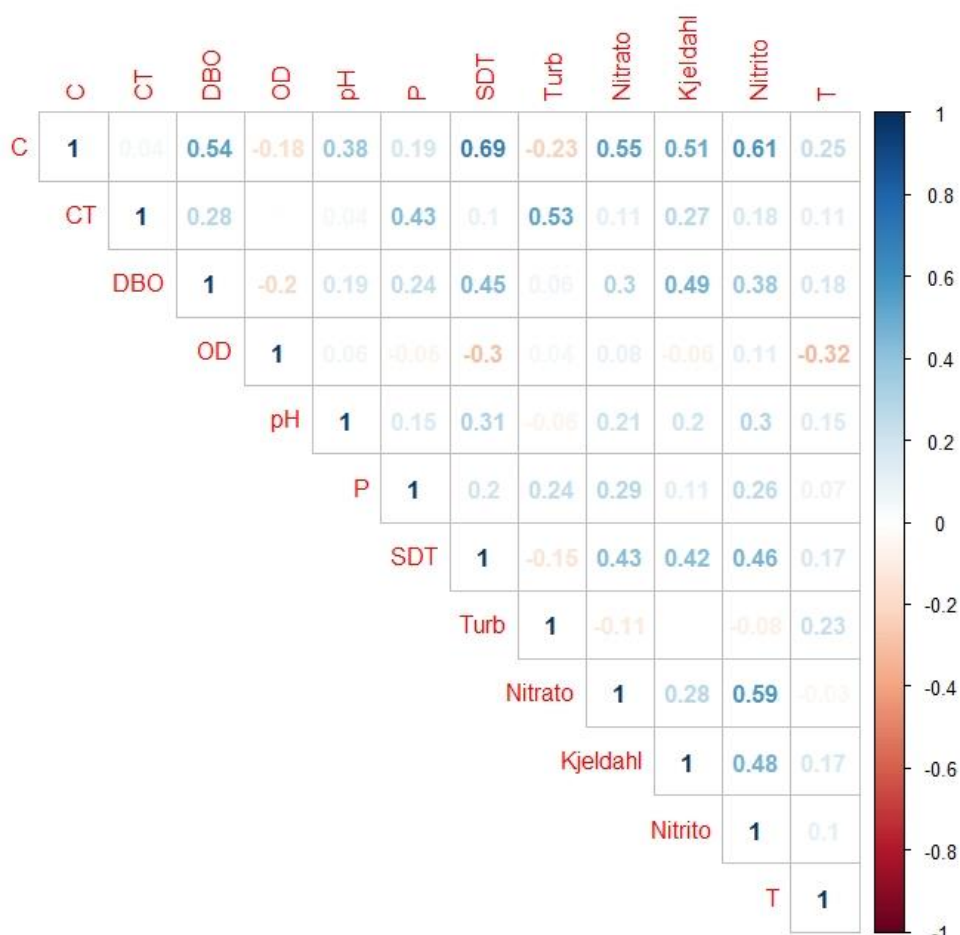
A condutividade elétrica na água é um parâmetro que mede poluição das mais variadas fontes, entre elas, poluição pontual e difusa de efluentes domésticos e industriais e ainda indicar processos erosivos na bacia de contribuição. Pode-se observar no gráfico acima, que, quando os valores da condutividade elétrica estão baixos, os valores das vazões estão altos, e vice e versa. Isto reafirma que a qualidade hídrica está associada com a quantidade hídrica, com volumes baixos de água no rio de interesse, a capacidade autodepurativa tende a cair, e a qualidade da água piora.

5.1. Qualidade da Água

A Matriz de correlação de *Spearman* averiguou existir correlação direta entre Condutividade Elétrica da água e a Demanda Bioquímica de Oxigênio, Condutividade

Elétrica e Sólidos Dissolvidos Totais, Condutividade e toda a série Nitrogenada. A Turbidez se correlacionou com o Coliformes Termotolerantes, a Demanda Bioquímica de Oxigênio com o Nitrogênio Kjeldahl. Entre os nitrogênios, o nitrito demonstrou correlação com o Kjeldahl e principalmente com o Nitrato. Figura 17.

Figura 17. Matriz de correlação de Spearman.



Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

Outras correlações significativas entre as variáveis são entre os Coliformes Termotolerantes e Demanda Bioquímica de Oxigênio, Coliformes Termotolerantes com o Nitrogênio Kjeldahl e Fósforo Total.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio apresentou correlação significativa com as variáveis de Sólidos Dissolvidos totais e com toda a série nitrogenada.

Os Sólidos Dissolvidos Totais Apresentou correlação com toda a série nitrogenada.

O Oxigênio Dissolvido apresentou correlações inversas com os Sólidos Dissolvidos Totais e com a temperatura da água.

O potencial Hidrogeniônico com os SDT, Nitrito e Condutividade.

Entre os nitrogênios, a correlação se deu entre o Nitrato e o Kjeldahl.

E por fim, Nitrogênio-Nitrato e fósforo total.

Teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, com nível de significância de 5%, averiguou existir diferença significativa apenas para as variáveis da Condutividade elétrica, Coliformes Termotolerantes, Oxigênio Dissolvido, Turbidez, Nitrato, Nitrito e Temperatura da água. Tabela 11.

Tabela 11. Teste de Kruskal-Wallis.

Variável	valor de p	Médias	
		Seco	Chuvoso
C	0,005	196,05	157,54
CT	1,38E-06	16 852,89	21 392,97
DBO	0,773	4,00	3,76
OD	9,46E-15	6,32	5,55
pH	0,631	6,99	7,00
P	0,420	0,28	0,28
SDT	0,057	158,01	138,91
Turb	2,20E-16	24,82	69,44
Nitrato	6,01E-10	1,62	1,21
Kjeldahl	0,351	1,41	1,07
Nitrito	1,92E-08	0,16	0,11
T	2,20E-16	20,42	25,16

Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

No caso das variáveis que apresentaram maiores concentrações nos períodos chuvosos foram os coliformes, turbidez e temperatura. No caso do aumento da temperatura, sua causa está relacionada com o fato do período chuvoso ser também representada pela estação climática do verão, que normalmente aumentam as temperaturas do ar e da água. Os demais parâmetros apresentaram valores mais baixos nos meses do mesmo período.

5.1.1 Análise de Componentes e Análise Fatorial

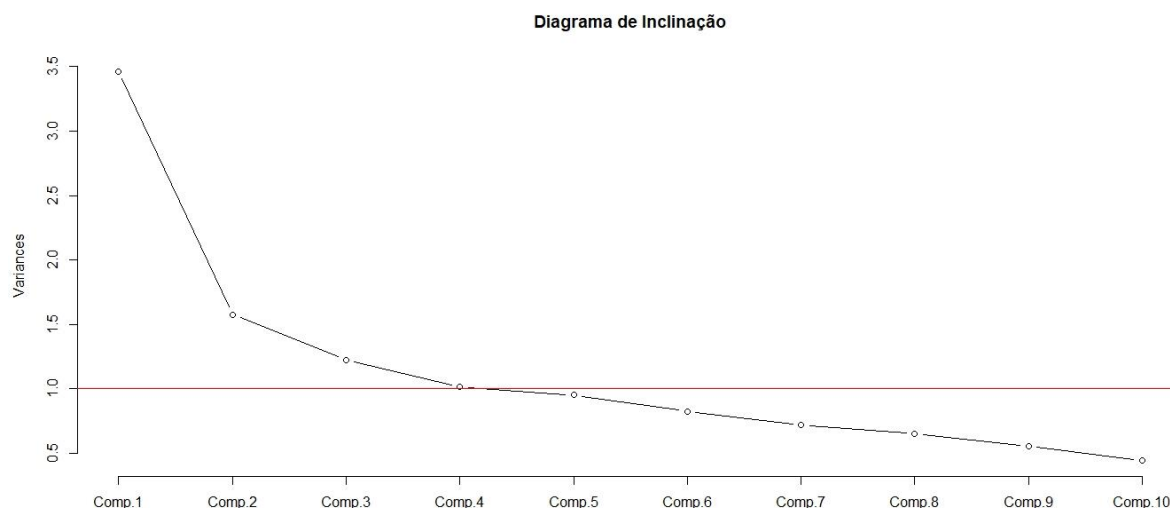
O valor de p obtido pelo teste de Bartlett foi de aproximadamente 0,00. O teste de KMO para as amostras foi de 0,76, permitindo o uso da técnica. Todas as variáveis obtiveram pontuação adequada no teste de KMO. Tabela 12.

Tabela 12. Resultados da análise de KMO para cada uma das variáveis.

Variável	Valor de KMO
Condutividade	0,76
Coliformes Termotolerantes	0,65
Demanda Bioquímica de Oxigênio	0,74
Oxigênio Dissolvido	0,64
pH	0,71
Fósforo Total	0,76
Sólido Dissolvido Total	0,78
Turbidez	0,50
Nitrogênio Nitrato	0,81
Nitrogênio – Kjeldahl	0,87
Nitrogênio – Nitrito	0,90
Temperatura da Água	0,62

Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

Das doze componentes geradas, apenas quatro possuem o autovalor acima de um, portanto, serão extraídos quatro fatores na análise fatorial exploratória. Figura 18.

Figura 18. Autovalores das Componentes Principais.

Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

As quatro componentes juntas representam aproximadamente 61% de toda a variância total dos dados, o que reafirma a escolha do número de fatores extraídos.

Tabela 13.**Tabela 13.** Autovalores das doze componentes.

	Variância	% da var.	% da var. Acumulada
CP 1	3,46	28,86	28,86
CP 2	1,58	13,13	41,99
CP 3	1,23	10,23	52,21
CP 4	1,02	8,46	60,67
CP 5	0,95	7,95	68,62
CP 6	0,83	6,88	75,50

CP 7	0,72	5,99	81,49
CP 8	0,66	5,46	86,94
CP 9	0,56	4,66	91,60
CP 10	0,45	3,71	95,31
CP 11	0,38	3,16	98,47
CP 12	0,18	1,53	100,00

Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

Quanto aos fatores extraídos, o primeiro identificado explica 22% da variação total presente nos dados amostrados dos 8 postos de monitoramento entre os anos de 2002 e 2019.

O segundo fator explica 10% de toda a variação nos dados disponibilizados. O terceiro e o quarto fator explicam cerca de 6% da variação no conjunto amostrado. Entre os fatores identificados, o primeiro explica 49% da variação comum nos dados, o segundo 22%, o terceiro 15 % e o quarto 14%. Na solução rotacionada, a variável que apresentou maior comunalidade foi a Condutividade Elétrica, juntamente com a Demanda Bioquímica de Oxigênio e Sólidos Dissolvidos Totais. O Fósforo e o Nitrogênio Kjeldahl são outras variáveis que tem destaque, assim como a temperatura. Tabela 14.

Tabela 14. Matriz das cargas fatoriais rotacionadas pelo método varimax.

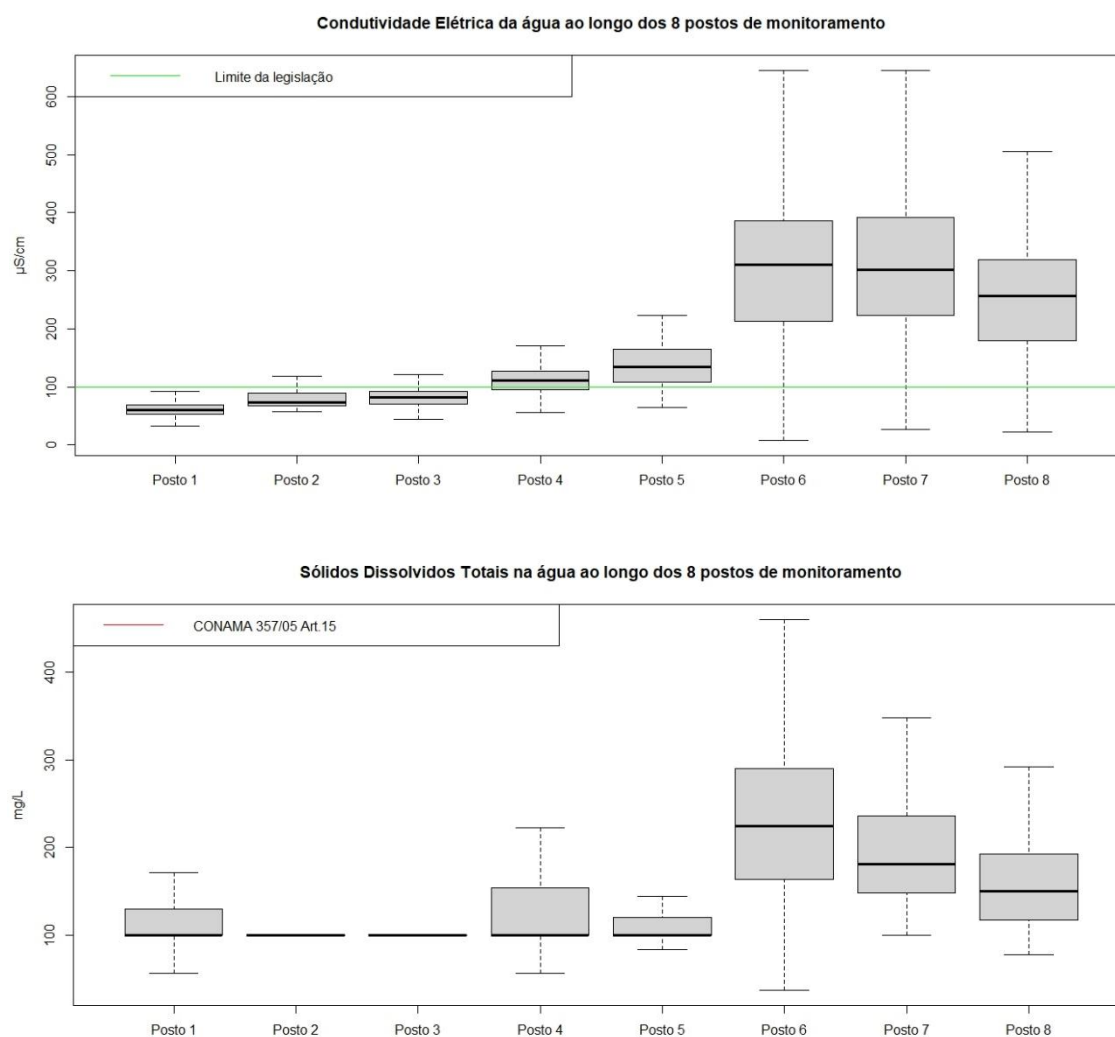
Variáveis	F 1	F 2	F 3	F 4	Comunalidade
C	0,90	0,11	0,21	-0,03	0,88
CT	0,07	0,48	0,10	0,24	0,31
DBO	0,23	0,89	0,12	0,06	0,86
OD	-0,11	-0,19	-0,47	-0,07	0,28
pH	0,28	-0,02	0,10	0,00	0,09
P	0,29	0,10	-0,04	0,69	0,57
SDT	0,83	0,14	0,19	0,16	0,77
Turb	-0,16	0,15	0,12	0,39	0,21
Nitrato	0,40	0,03	-0,15	0,01	0,18
Kjeldahl	0,64	0,16	0,07	0,11	0,45
Nitrito	0,50	0,12	0,07	-0,03	0,27
T	0,10	0,01	0,61	0,02	0,39
Autovalor	2,59	1,17	0,76	0,74	-

Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

No primeiro fator formado, destaca-se as variáveis da Condutividade Elétrica da Água, Sólidos Dissolvidos Totais, Nitrogênio Total Kjeldahl, nitrogênio nitrito e Nitrogênio Nitrato. As variáveis que contribuem mais para esse fator são a Condutividade elétrica e Sólidos dissolvidos Totais que normalmente indicam poluição

antrópica por parte dos descartes dos efluentes industriais e esgotos sanitários. Ambos os parâmetros indicam também a ação dos processos de intemperismo sobre as rochas, tendo como consequência final o assoreamento nos leitos dos rios. A condutividade no rio Atibaia vai subindo naturalmente ao longo do seu percurso, todavia, nos postos 6 e 7, há uma súbita elevação na sua concentração. No posto 8 há uma pequena queda, todavia, sua concentração continua elevada. Os Sólidos Dissolvidos Totais apresentam comportamento parecido, com aumentos repentinos em sua concentração na água nos posto 6 e 7, com uma pequena queda no posto 8. Essa variação acentuada nos postos 6 e 7 de ambos os parâmetros indicam que o aumento é de origem antrópica. Figura 19.

Figura 19. Condutividade elétrica da água e Sólidos Dissolvidos Totais.

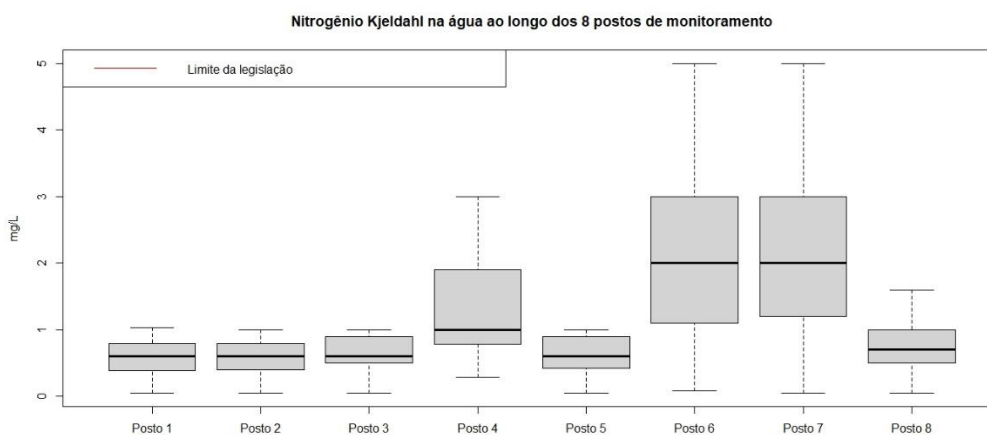


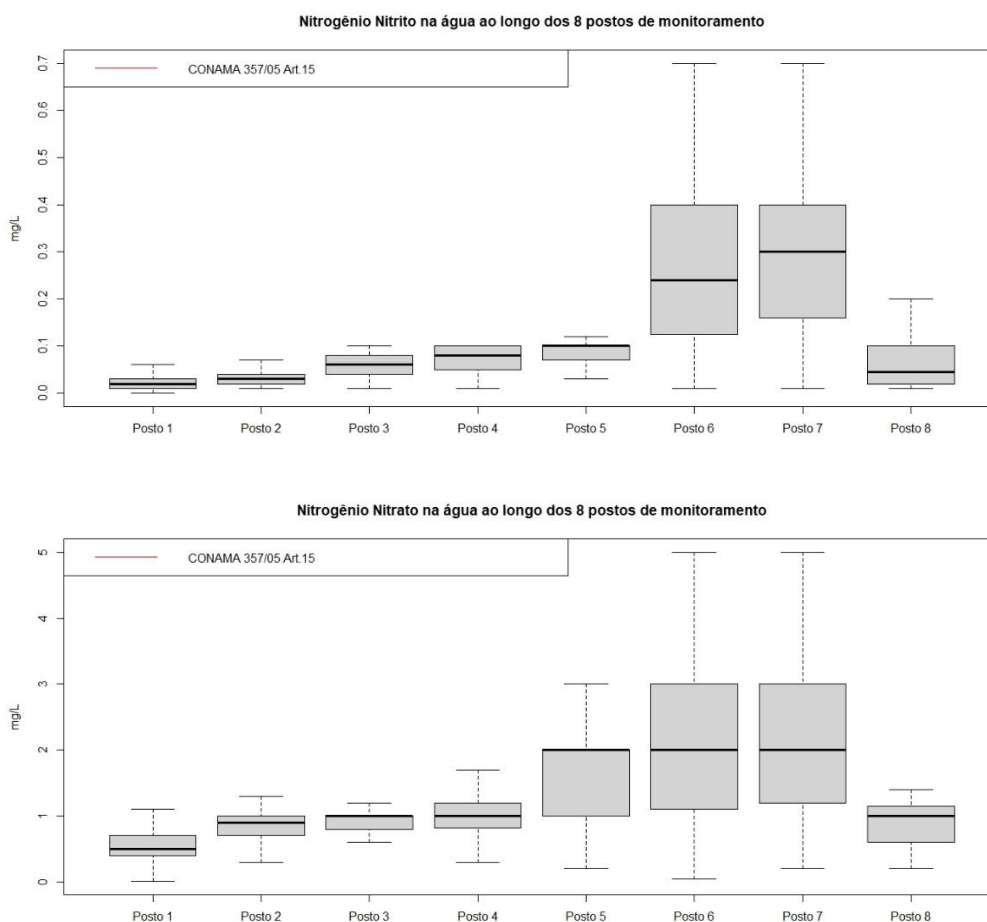
Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

Observa-se também que a Condutividade elétrica ultrapassa consideravelmente o limite aconselhado pela CETESB nos últimos três postos de monitoramento do rio. Quanto aos sólidos dissolvidos, todos os postos encontram-se dentro do enquadramento proposto pelo CONAMA.

O fator é também composto por todas as fases do nitrogênio, que, assim como a Condutividade e Sólidos Dissolvidos, podem indicar fontes de poluição através de efluentes industriais e sanitários, assim como drenagem de fertilizantes nitrogenados em áreas agrícolas. Todavia a presença do nitrogênio Total Kjeldahl, composto pelos nitrogênios orgânicos e amoniacais, indicam poluição *in loco* na água, ou seja, a fonte de poluição, normalmente o esgoto não tratado, é recentemente despejada no local de amostragem. Novamente destacam-se os postos 6 e 7 com maior concentração do nitrogênio em todas as suas fases nas coletas realizadas, o que reafirma o diagnóstico quanto a poluição Industrial e Sanitária. O processo de nitrificação transforma o nitrogênio Kjeldahl em nitrito e nitrato, elevando a concentração dessa fase do nitrogênio para os mesmos postos supracitados. Todos os postos apresentam valores amostrais dentro das diretrizes do CONAMA. Figura 20.

Figura 20. Série Nitrogenada.



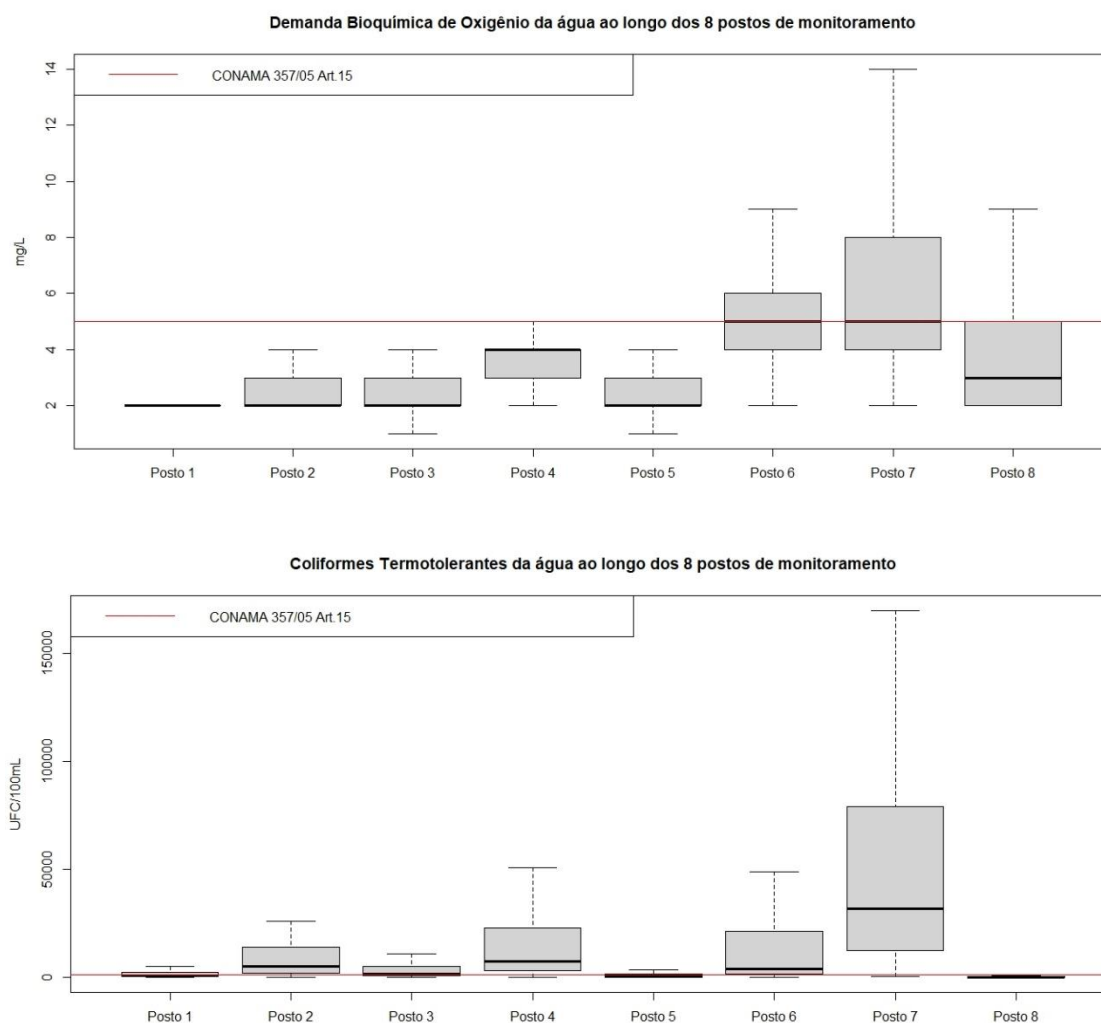


Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

Assim o primeiro fator sobre a bacia do Atibaia é atribuído aos despejos de efluentes industriais e sanitários no corpo hídrico, podendo ser nomeado de fator ambiental de efluentes industrializados.

O segundo fator apresenta as variáveis de Demanda Bioquímica de Oxigênio e Coliformes Termotolerantes com cargas fatoriais elevadas, essas duas variáveis quando correlacionadas positivamente entre si, indicam o acúmulo de matéria orgânica na água através do descarte de efluentes domésticos. O que diferencia do primeiro fator, é que neste caso o efluente é exclusivamente doméstico. Assim o segundo fator ambiental é nomeado como Fator de efluentes domésticos. Figura 21.

Figura 21. DBO e CT.

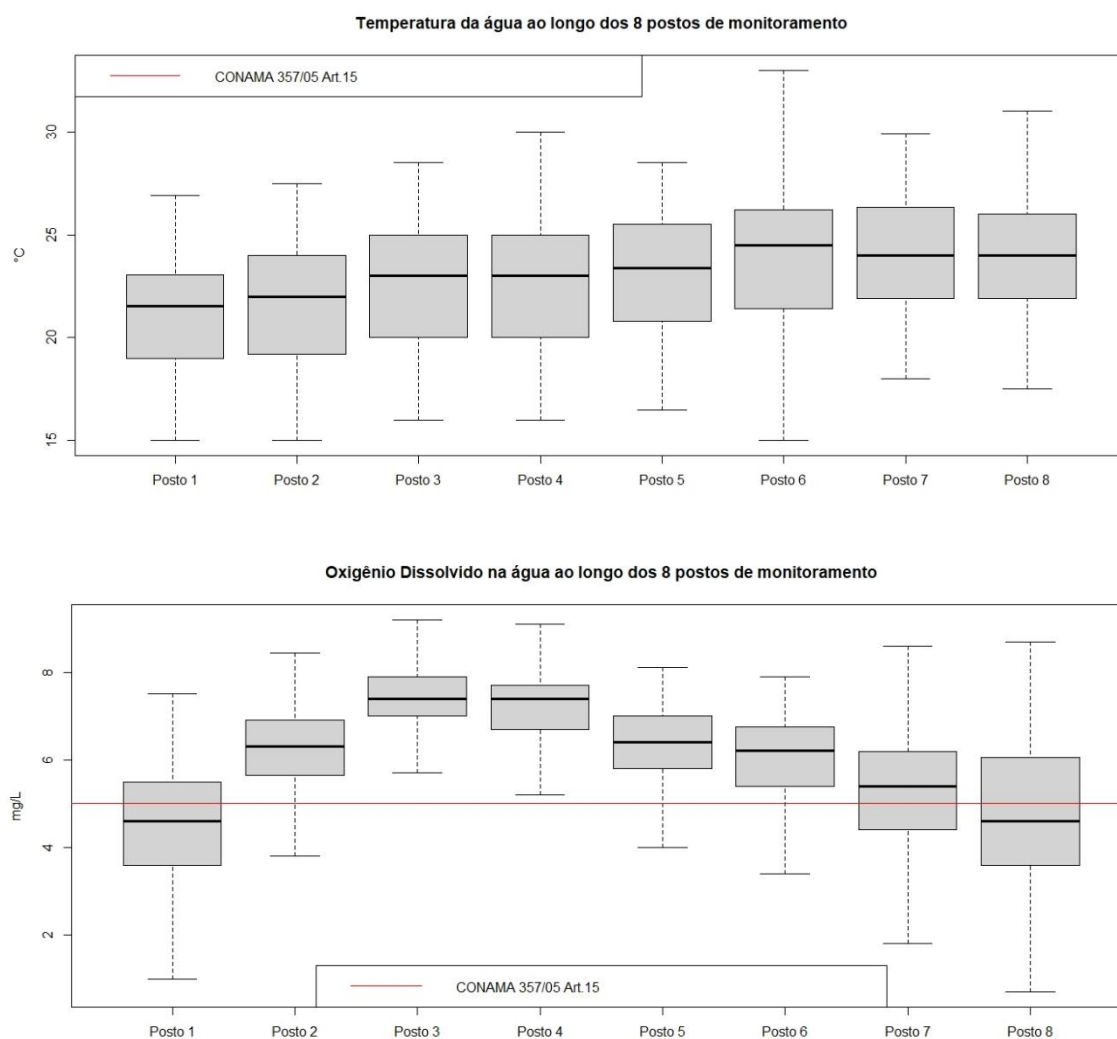


Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

O posto 7 se destaca com as maiores concentrações identificadas nas amostras, o que vai de encontro com a poluição doméstica localizada e fundida com a poluição industrial do primeiro fator. A demanda bioquímica presente nas amostras dos postos 6 e 7 ultrapassam consideravelmente as diretrizes do CONAMA 357/05. Quanto aos coliformes, essa ultrapassagem ocorre também nos postos 2 e 4. Ao se observar o comportamento das duas variáveis percebe-se que o fator doméstico atua sobre toda a bacia de contribuição.

O terceiro fator é formado pela diminuição do oxigênio dissolvido e aumento de temperatura. Figura 22.

Figura 22. Temperatura da água e Oxigênio Dissolvido.



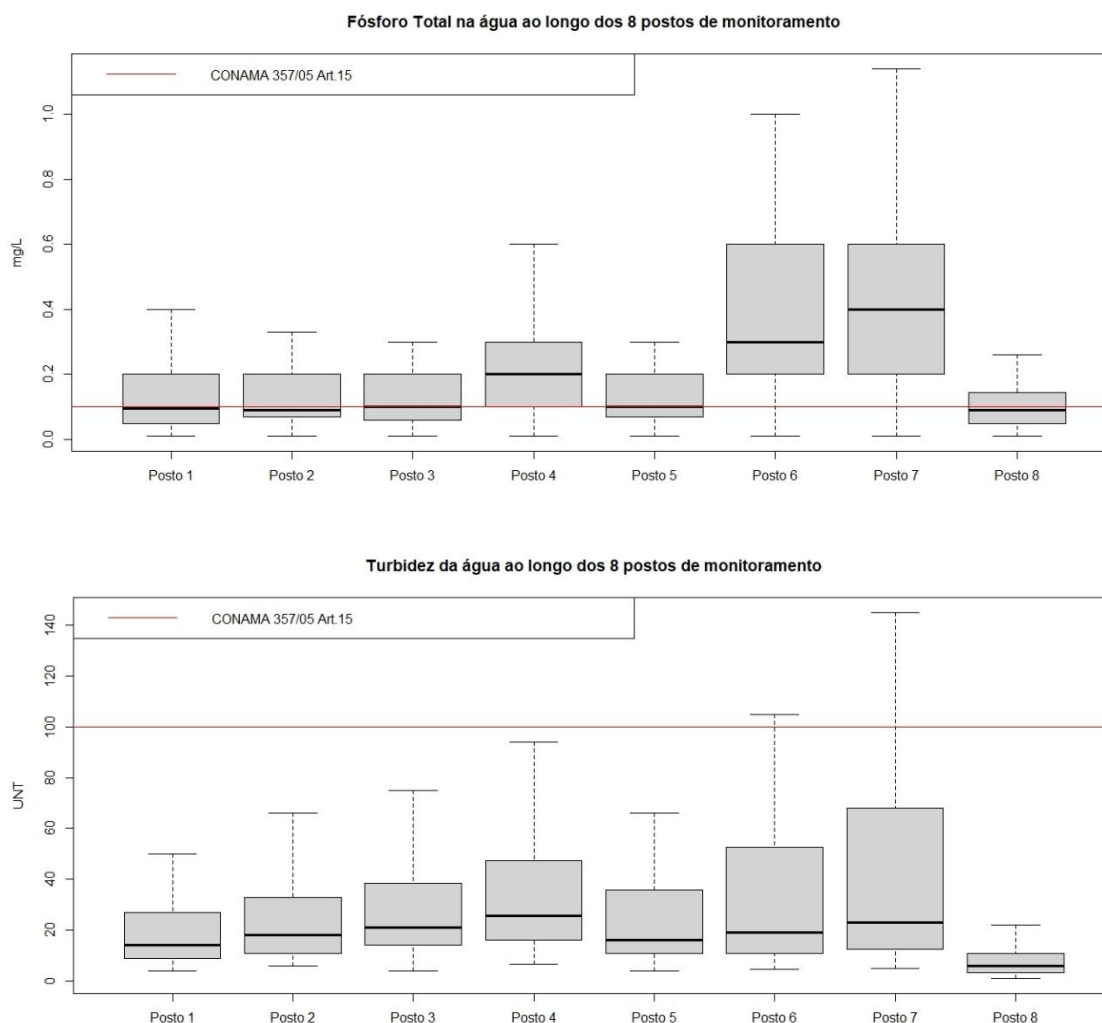
Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

As duas variáveis são inversamente proporcionais, todavia, a literatura consultada neste trabalho citada no item 3.3.6 afirma que todos os parâmetros de poluição hídrica, quando elevados, tendem a diminuir as taxas de oxigênio dissolvido na água. A temperatura tem maior variação identificada no posto 6, o que pode estar relacionado com o descarte de efluentes industriais e domésticos no mesmo local, todavia as variações da temperatura ao longo do rio Atibaia são mínimas e estão enquadradas de acordo com as normas vigentes. Quanto ao Oxigênio presente no corpo hídrico, os locais que apresentaram quantidades elevadas em sua composição foram os postos 3 e 4, possuindo seu limite inferior da variação amostral dentro dos limites do CONAMA. Os postos 1, 7 e 8 apresentaram limites inferiores do conjunto amostral excepcionalmente baixos. Assim, esse fator é denominado de fator de

qualidade hídrica, uma vez que o Oxigênio apresenta quantidades elevadas quando os outros parâmetros estiverem com baixas concentrações.

O último fator identificado é formado pelo Fósforo Total e a Turbidez da água. Figura 23.

Figura 23. Fósforo total e turbidez da água.



Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

O fósforo indica a presença de efluentes industriais e domésticos. O aumento das concentrações nos postos 6 e 7 confirmariam esses agentes causadores de poluição hídrica, a variável ainda apresenta carga fatorial de 0,29 junto ao fator ambiental de efluentes industrializados, todavia, a mediana dos valores amostrados de fósforo total em todos os postos está acima do limite permitido pelo CONAMA 357/05, revelando que sua concentração é demasiada elevada em toda a bacia de drenagem. Em períodos chuvosos, o fósforo pode indicar também a dissolução de

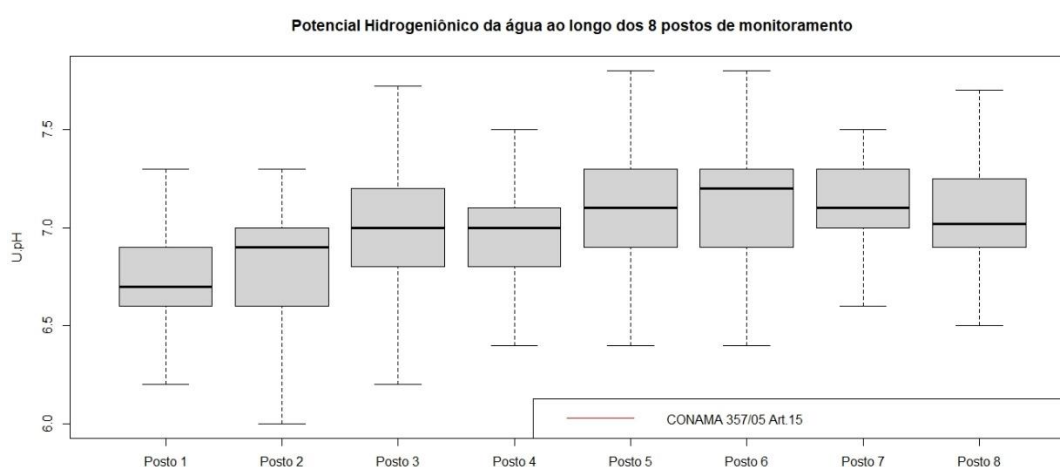
compostos, decomposição de matéria orgânica, lixiviações agrícolas, e de áreas urbanas.

A turbidez indica a presença de diversas partículas na água, entre elas a argila, silte, matéria orgânica, inorgânica, plânctons e microrganismos e ainda pode facilitar a adsorção de substâncias agrícolas. A turbidez foi a variável que mais apresentou diferença sazonal significativa ao longo do rio Atibaia, e durante os meses do período chuvoso, suas concentrações elevam-se, portanto, neste caso, o fósforo associado a turbidez, indica a drenagem de áreas agrícolas e de áreas urbanas. O quarto fator pode ser chamado de Fator da poluição difusa.

Quanto as diretrizes do CONAMA, a turbidez apresentou aumento no seu limite superior amostrado nos postos 6, e principalmente, no 7.

O pH por ser um parâmetro muito importante, acaba sendo também muito monitorado, e, portanto, mais controlado, o que justifica sua baixa variação e falta de vínculo com os fatores ambientais identificados. Figura 24.

Figura 24. Ph da água.



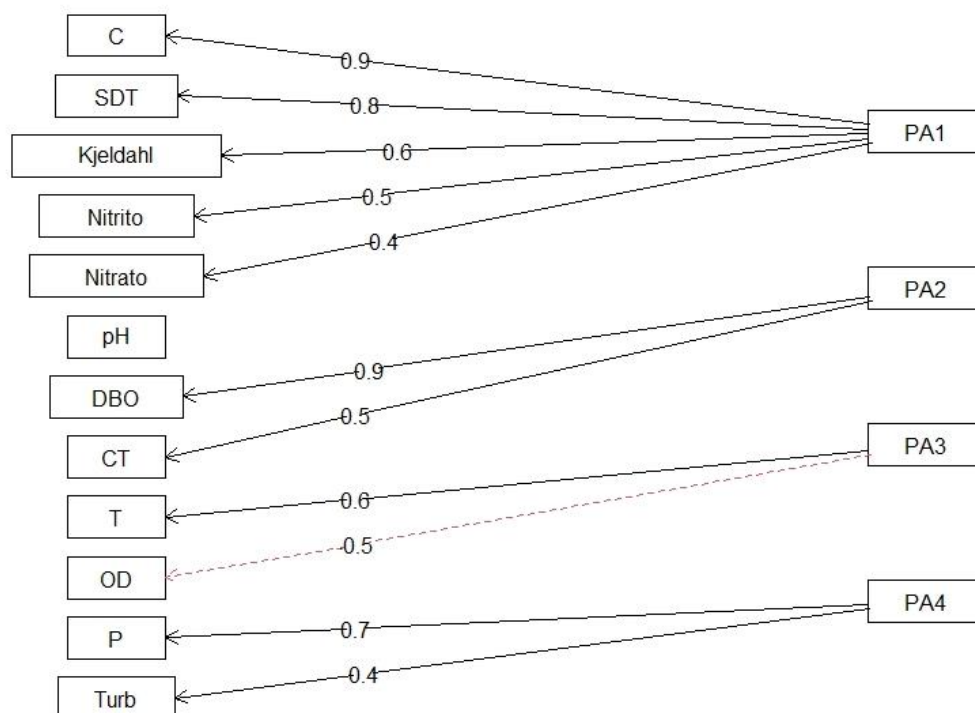
Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

Ressalta-se que o posto 7 possui concentrações elevadas para todos os parâmetros que indicam poluição hídrica, e que na sequência, no posto 8, é observado uma queda súbita dos mesmos parâmetros, entre eles o Fósforo Total, turbidez, Coliformes, DBO, e Nitrogênio Total. Todos esses parâmetros são influenciados pela matéria orgânica na água, e uma queda repentina grande dos seus valores entre os postos que estão geograficamente próximos, sugere a presença de uma Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) entre estes. O tratamento se justifica, pois, o posto 8,

é o último ponto de monitoramento no rio Atibaia, antes de sua junção com o rio Piracicaba.

O diagrama da análise fatorial exemplifica com mais clareza os fatores identificados com as respectivas contribuições das variáveis sobre os mesmos. Figura 25.

Figura 25. Diagrama da Análise Fatorial.

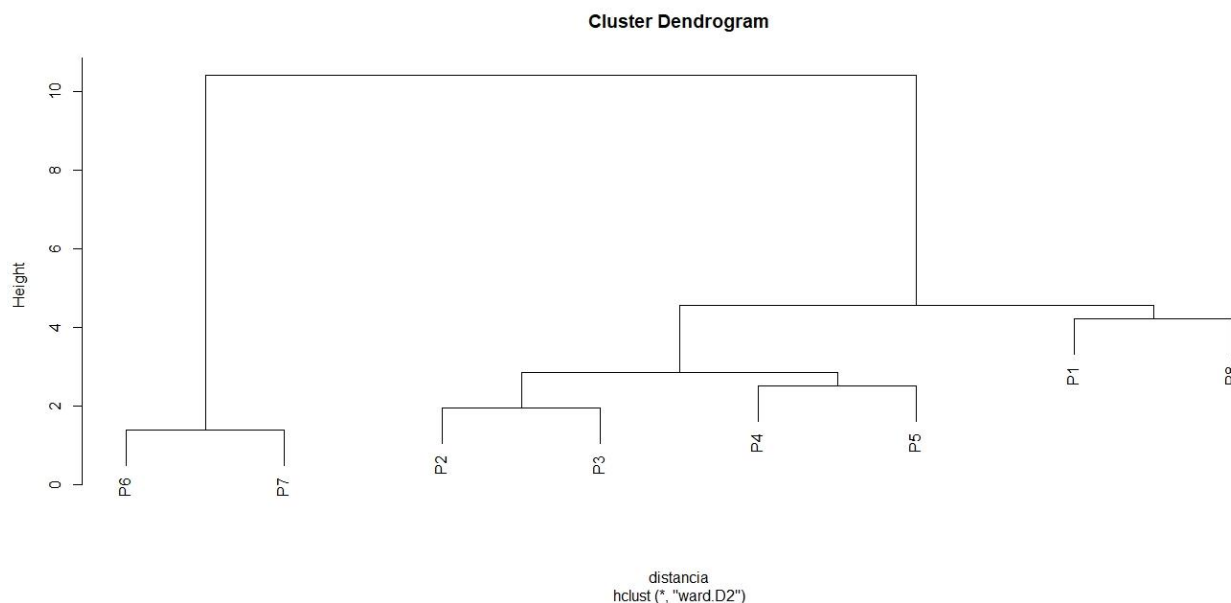


Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

5.1.2 Análise de Agrupamentos

A análise de agrupamentos separou os oito postos de monitoramentos em três grupos distintos, entre eles o posto 1 com o posto 8, o posto 6 com o posto 7, e um grupo contendo dois subgrupos, o posto 2 e 3 com o posto 4 e 5. Figura 26.

Figura 26. Dendrograma.



Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

Os valores do primeiro grupo (1 e 8) apresentaram resultados semelhantes entre os seus doze parâmetros monitorados. Apesar da distância geográfica entre eles, essa semelhança é plausível, pois o posto 1 encontra-se no começo da bacia de contribuição, onde normalmente os valores de poluição são mais baixos, devido à proximidade com a nascente, e com pouca influência antrópica e intemperes até o caminho percorrido pelo rio. Já no posto 8, apesar de localizar-se no ponto de exultório final da bacia hidrográfica, possui parâmetros relativamente mais baixos. Acredita-se que exista uma estação de tratamento de água a seu montante, pois o rio Atibaia, por sua vez, é um afluente importante para o rio Piracicaba, e a redução de cargas poluidoras antes de sua fusão, torna-se necessária.

Os postos 6 e 7 formam o segundo grupo. Levando em consideração as concentrações elevadas observadas nos parâmetros dos mesmos postos anteriormente, e, devido à distância euclidiana desse grupo com os demais, fica nítido que este grupo aglomerou os postos com pior qualidade hídrica. A proximidade geográfica entre os dois postos reafirma a poluição hídrica localizada na região do parque industrial de Paulínia, o que justificaria os valores dos parâmetros semelhantes de baixa qualidade.

Os postos 2 e 3, juntamente com os postos 4 e 5, formou-se um terceiro grupo, que evidência uma aproximação dos valores dos parâmetros ao longo do percurso do rio Atibaia. A diferença entre esses três grupos apresenta que o posto 1 e 8 estão com qualidade das águas mais adequadas, no posto 6 e 7, com a qualidade das águas

relativamente poluídas e, nos postos 2,3,4 e 5 com qualidade das águas intermediárias.

5.1.3 Calibração do Índice de Qualidade da Água

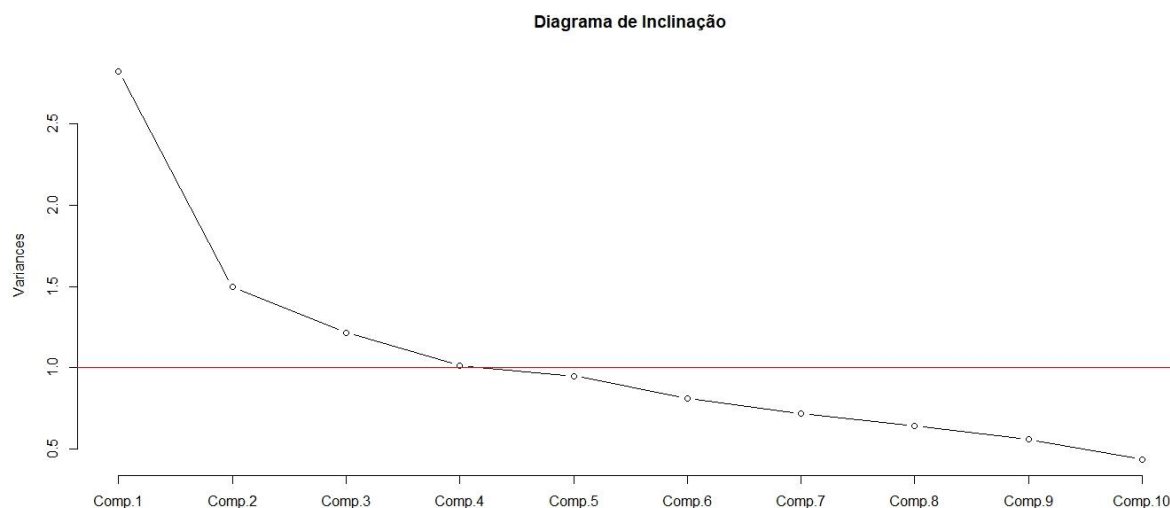
Neste caso o valor médio das amostras no teste de KMO foi de 0,69, permitindo mais uma vez o uso da técnica. Todas as variáveis obtiveram pontuação adequada no teste de KMO. Tabela 15 e Figura 27.

Tabela 15. Resultados da análise de KMO para cada uma das variáveis.

Variável	Valor de KMO
CT	0,64
DBO	0,70
OD	0,56
pH	0,58
P	0,72
SDT	0,70
Turb	0,54
Nitrato	0,68
Kjeldahl	0,74
Nitrito	0,81
T	0,58

Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

Figura 27. Autovalores das onze componentes.



Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

Novamente são selecionadas quatro componentes, que mais uma vez representam aproximadamente 59% de toda a variância total dos dados. Tabela 16.

Tabela 16. Autovalores das onze componentes.

	Variância	% da var.	% da var. Acumulada
CP 1	2,82	25,65	25,65
CP 2	1,50	13,60	39,25
CP 3	1,22	11,05	50,29
CP 4	1,01	9,22	59,51
CP 5	0,95	8,63	68,14
CP 6	0,81	7,40	75,54
CP 7	0,72	6,53	82,07
CP 8	0,64	5,86	87,93
CP 9	0,56	5,08	93,01
CP 10	0,44	3,96	96,97
CP 11	0,33	3,03	100,00

Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

Como o intuito é calibrar o índice de qualidade da água, utiliza-se da matriz de coeficientes dos escores fatoriais (peso dos fatores), que normalmente são utilizados para a estimativas da pontuação dos fatores. Tabela 17.

Tabela 17. Matriz de coeficientes dos escores fatoriais.

Variável	F 1	F 2	F 3	F 4
CT	-0,09	0,12	0,03	0,22
DBO	-0,12	1,11	-0,12	-0,27
OD	0,07	-0,01	-0,34	-0,06
pH	0,07	-0,04	0,06	-0,04
P	-0,06	-0,09	-0,14	1,18
SDT	0,80	-0,19	0,07	-0,10
Turb	-0,17	0,02	0,13	0,39
Nitrato	0,18	-0,02	-0,17	-0,09
Kjeldahl	0,28	-0,04	-0,07	-0,05
Nitrito	0,22	-0,02	-0,01	-0,19
T	-0,15	-0,13	1,12	0,03

Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

O somatório dos pesos do índice de qualidade da água é 1, portanto utiliza-se de uma transformação matemática, que consiste na razão entre os valores dos coeficientes com o valor da somatória total deles. Tabela 18.

Tabela 18. Calibração dos pesos das variáveis.

Variáveis	Coefficiente	Transformação matemática	Peso calibrados
CT	0,22	0,22/5,91	0,04
DBO	1,11	1,11/5,91	0,19
OD	0,34	0,34/5,91	0,06
pH	0,07	0,07/5,91	0,01
P	1,18	1,18/5,91	0,20
SDT	0,80	0,80/5,91	0,14
Turb	0,39	0,39/5,91	0,07
Nitrato	0,18	0,18/5,91	0,03

Kjeldahl	0,28	0,28/5,91	0,05
Nitrito	0,22	0,22/5,91	0,04
T	1,12	1,12/5,91	0,19
Σ	5,91	-	1,00

Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

Os valores médios das oito variáveis de cada posto compõem o IQA modificado de cada posto. Tabela 19.

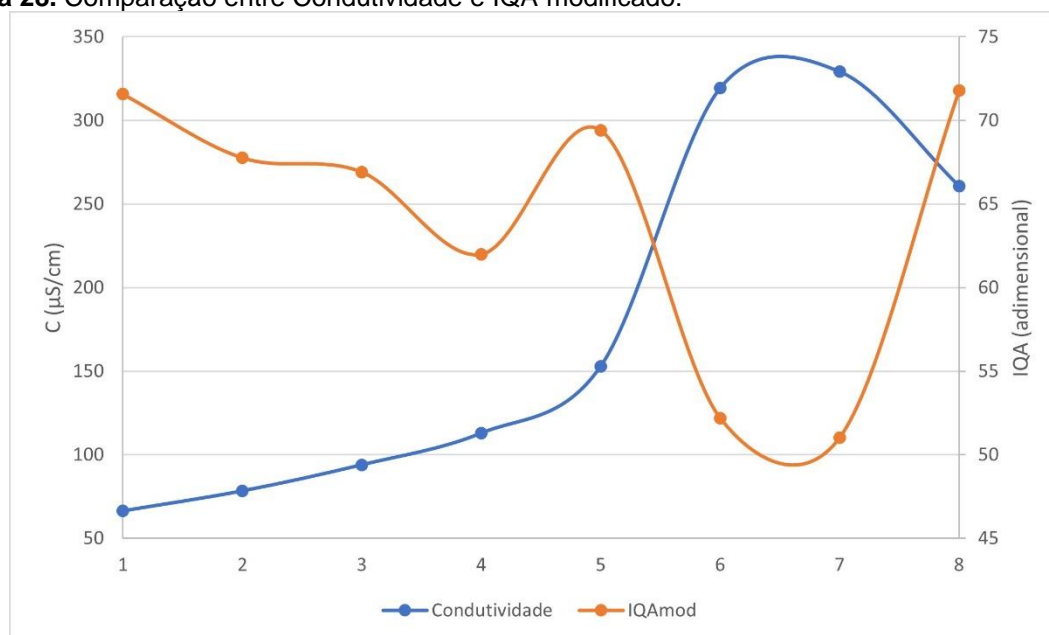
Tabela 19. Valores médios das variáveis e do IQA.

Posto	C	CT	DBO	OD	pH	P	SDT	Turb	Nitrato	K	Nitrito	T	IQA mod
1	66,41	1 948,42	2,57	4,51	6,77	0,19	110,82	26,38	0,64	0,59	0,03	21,04	71,58
2	78,38	19273,49	2,66	6,20	6,85	0,26	93,86	30,56	0,93	0,65	0,05	21,60	67,77
3	94,01	4319,79	2,69	7,37	6,98	0,30	90,41	41,17	1,06	0,67	0,07	22,51	66,92
4	113,00	23506,69	4,21	7,12	6,97	0,27	122,42	73,71	1,16	1,36	0,08	22,33	62,00
5	153,01	2 915,83	2,64	6,36	7,08	0,21	126,91	54,32	1,72	0,66	0,14	22,96	69,41
6	319,50	40097,66	5,82	5,93	7,13	0,43	234,89	75,70	2,52	2,52	0,28	23,98	52,20
7	329,27	59797,73	6,27	5,18	7,11	0,45	239,57	64,77	2,28	2,59	0,30	24,09	51,04
8	260,77	1 123,84	4,16	4,82	7,07	0,16	168,83	10,42	1,03	0,88	0,09	23,79	71,80

Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

Os valores do IQA ao longo dos oito postos são comparados com os valores médios da condutividade elétrica. Figura 28.

Figura 28. Comparação entre Condutividade e IQA modificado.



Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020).

No começo da bacia de contribuição, os valores do IQA estão elevados em relação ao parâmetro de condutividade elétrica, conforme a contribuição da bacia vai

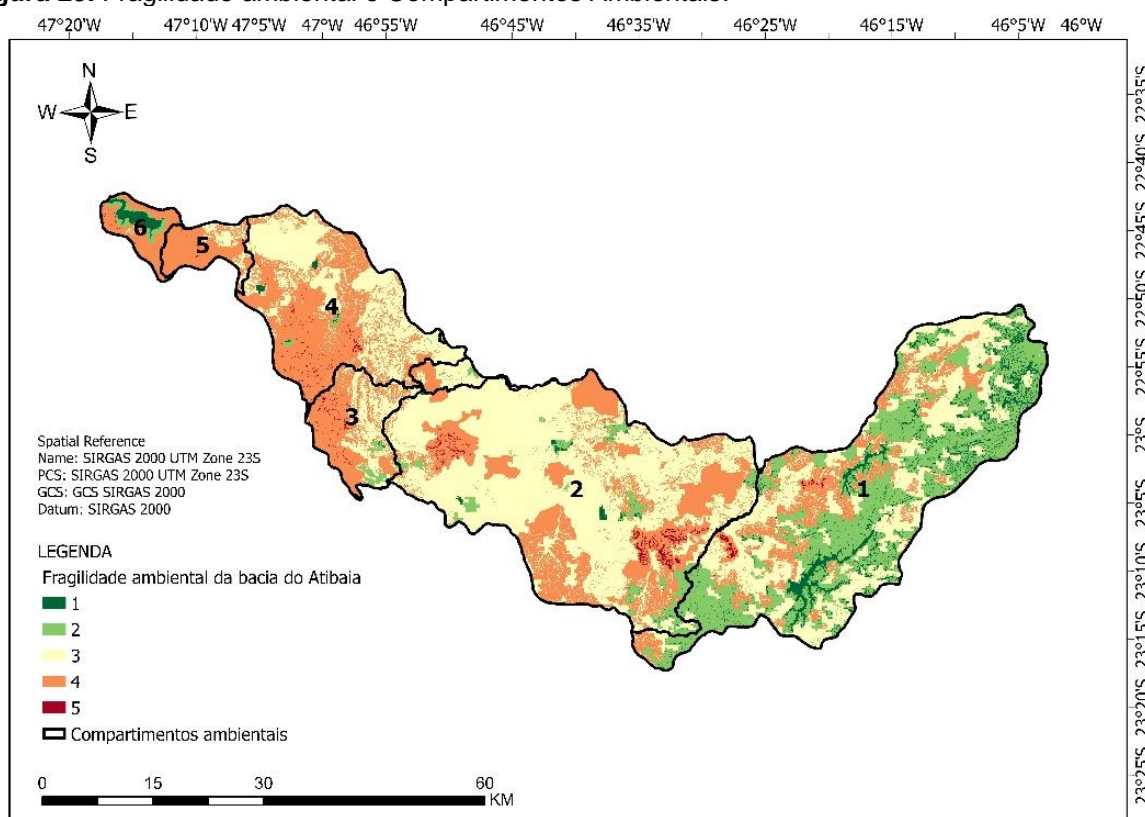
aumentado, a condutividade aumenta, indicando uma piora na qualidade hídrica do rio. No posto 6 e 7, zona industrial de Paulínia, há uma piora nítida no IQA e um aumento súbito nos valores da Condutividade Elétrica. No posto 8, localizado próximo ao exultório da bacia, há uma rápida inversão das linhas no gráfico, o que indica um tratamento artificial das águas, antes de serem despejadas para o rio Piracicaba.

Fica evidente a relação inversamente proporcional entre o índice de qualidade da água gerado com os valores médios da condutividade elétrica.

5.2. Fragilidade Ambiental

A análise hierárquica de processos sugere que o mapa síntese da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Atibaia seja influenciado em 60,4% do uso e ocupação do solo, 20,1% da pedologia, 12,1% da declividade e 7,4% da intensidade pluviométrica. Figura 29.

Figura 29. Fragilidade ambiental e Compartimentos Ambientais.



Fonte: Geração própria com dados do IBGE (2020, 2014), INPE (2020) e DAEE (2020).

Seguindo estes critérios, a bacia hidrográfica do Atibaia apresenta 45,54% da sua área total de drenagem classificada com fragilidade ambiental Média. Apresenta 32,42% de sua área total classificada como fragilidade ambiental Forte. 17,74% correspondem a fragilidade Fraca. 3,61% correspondem a fragilidade Muito Fraca. E por fim, apenas 0,70% classificadas como fragilidade Muito Forte.

A tabela 20 mostra a contribuição dos compartimentos ambientais para a fragilidade ambiental.

Tabela 20. Contribuição dos compartimentos.

Compartimento	Fragilidade (%)				
	Muito Forte	Forte	Médio	Fraca	Muito Fraca
Primeiro	0,25	16,41	33,52	41,83	8,00
Segundo	1,07	30,83	62,59	4,91	0,60
Terceiro	1,40	53,98	39,57	4,85	0,20
Quarto	0,69	52,85	45,36	0,57	0,53
Quinto	0,19	79,73	20,08	-	-
Sexto	0,34	67,51	1,52	12,77	17,87

Fonte: Geração própria com dados do IBGE (2020, 2014), INPE (2020) e DAEE (2020).

Quanto a contribuição do primeiro compartimento ambiental, obteve-se 41,83% de fragilidade Fraca. 33,52% de fragilidade Média. 16,41% de fragilidade Forte. 8 % de fragilidade Muito Fraca e apenas 0,25% de fragilidade Muito Forte.

O segundo compartimento ambiental foi classificado com 62,59% de áreas de fragilidade Média, 30,83% de Fragilidade Forte, 4,91% de fragilidade Fraca, 1,07% de fragilidade Muito Forte, e por fim, apenas 0,60% de fragilidade Muito Fraca.

O terceiro compartimento apresentou 53,98 % de Fragilidade Forte, 39,57% de fragilidade Média, 4,85% de fragilidade Fraca, 1,40% de fragilidade Muito Forte e apenas 0,20% de fragilidade Muito Fraca.

O quarto compartimento possui em sua contribuição cerca de 52,85% de área classificada como Forte, 45,36% de área tida como média, 0,69% de áreas Muito Forte, 0,57% e 0,53% de áreas Fraca e Muito Fraca respectivamente.

O quinto compartimento possui 79,73% de sua área de drenagem classificada como Forte, 20,08% classificada como Média e 0,19% de áreas Muito Fortes. Não houve áreas classificadas como Fraca e Muito Fraca para este compartimento.

O sexto e último compartimento apresentou em suas condições 67,51% de área de vulnerabilidade Forte, 17,87% de área Muito Fraca, 12,77% de área Fraca, 1,52% de área Média e apenas 0,34% de área Muito Forte.

5.2.1 Uso e Ocupação do solo

O uso do solo da área de estudo possui predominância agropecuária, com remanescentes florestais, cerca de 51% da área total da bacia. A vegetação florestal cobre cerca de 17,5% do território. Áreas agrícolas e artificiais juntas representam 17,4% da extensão territorial. Tabela 20.

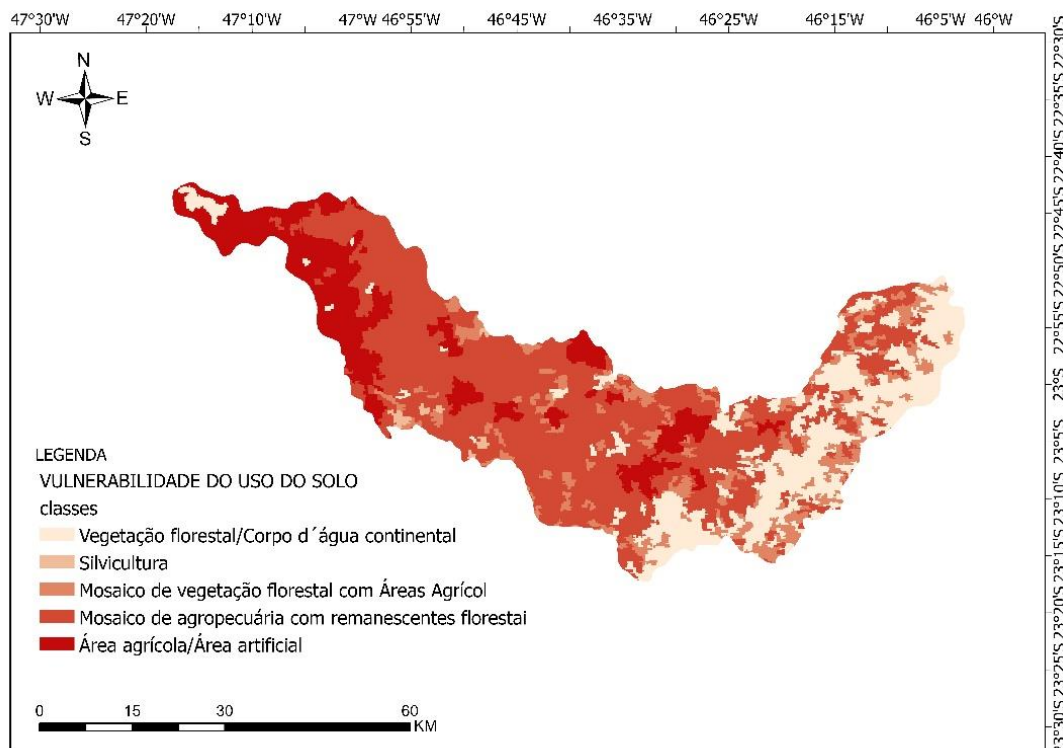
Tabela 21. Vulnerabilidade do uso do solo.

Classes	Área (m²)	%	Vulnerabilidade
Mosaico de agropecuária com remanescentes florestais	1 444 130 775,17	50,61	4
Vegetação florestal	498 804 332,66	17,48	1
Mosaico de vegetação florestal com Áreas Agrícolas	315 225 618,13	11,05	3
Área agrícola	249 287 078,25	8,74	5
Área artificial	246 352 782,06	8,63	5
Corpo d'água continental	84 212 110,93	2,95	1
Silvicultura	15 473 536,94	0,54	2
Σ	2 853 486 234,14	100,00	-

Fonte: IBGE (2014).

A bacia, portanto, apresenta, aproximadamente 68% do seu território, seguindo esta classificação, quanto ao uso e ocupação do solo, vulnerabilidades níveis 4 e 5. Figura 30.

Figura 30. Uso e ocupação do solo classificado.

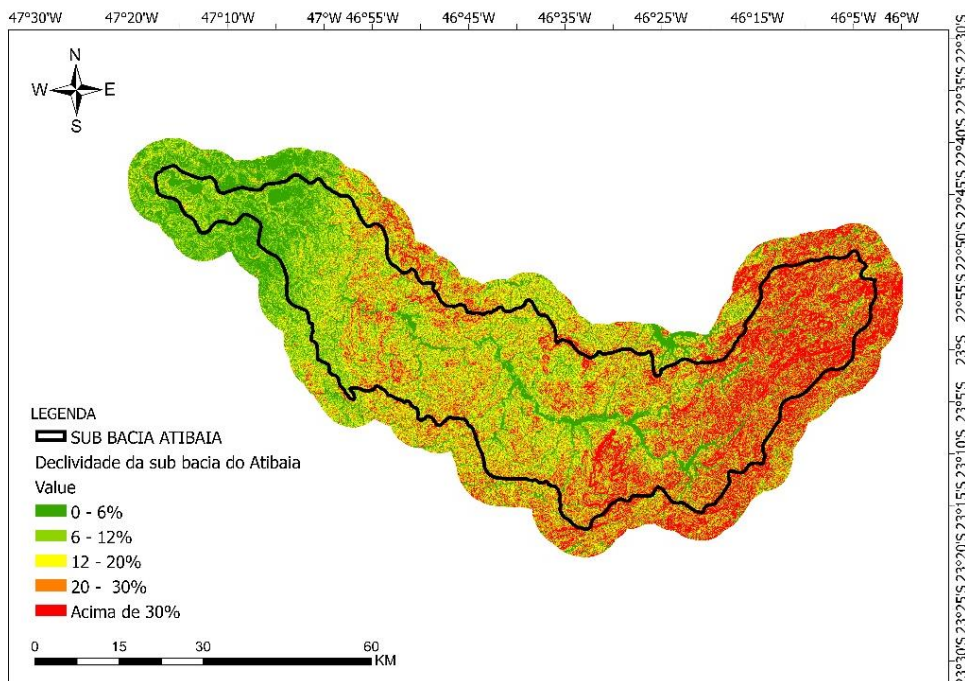


Fonte: Geração própria com os dados do IBGE (2014).

5.2.2 Declividade

A declividade da bacia hidrográfica possui a seu montante, declividades acentuadas, indicando vulnerabilidades altas a erosão nessa região. Próximo a sua jusante, no município de Campinas, a vulnerabilidade a erosões diminuiu. Figura 31.

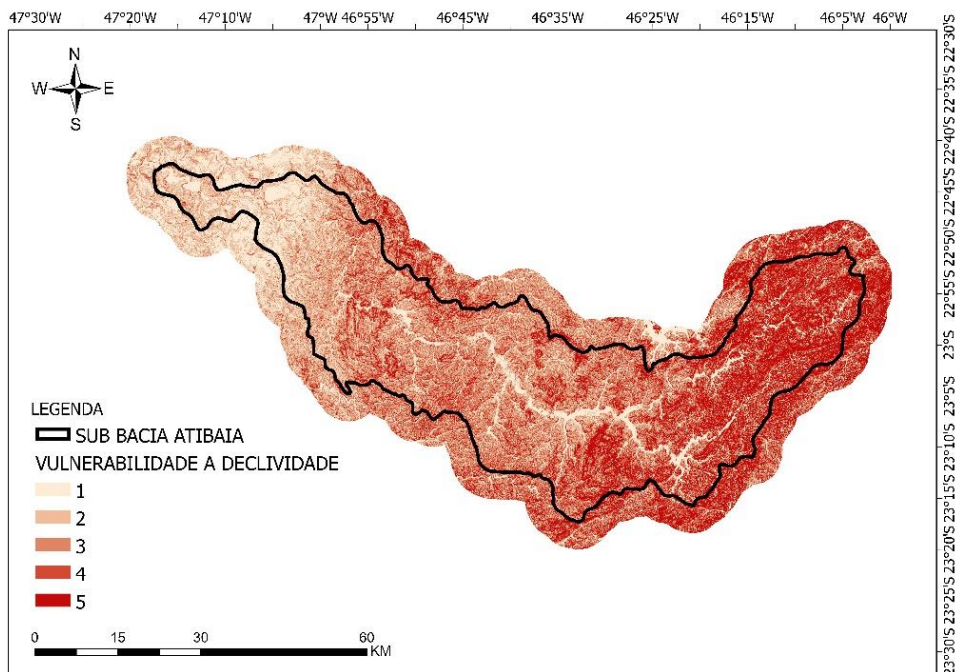
Figura 31. Declividade da bacia do Atibaia em porcentagem.



Fonte: Geração própria com os dados do INPE (2020).

A declividade da bacia hidrográfica apresentou distribuição igualitária entre as classes previstas por Ross (1994). A vulnerabilidade de nível 3 apresentou maior representatividade com cerca de 25% da área total da bacia, o que significa que um quarto da bacia hidrográfica do Atibaia possui fragilidade ambiental média. Quanto aos níveis 2 e 4, ambos representam 20% da área total da bacia. Para o nível 5, de fragilidade ambiental muito forte, apresenta 19% da área total. E por fim, o nível 1, representado pela fragilidade muito fraca, cerca de 17%. Figura 32.

Figura 32. Declividade classificada.



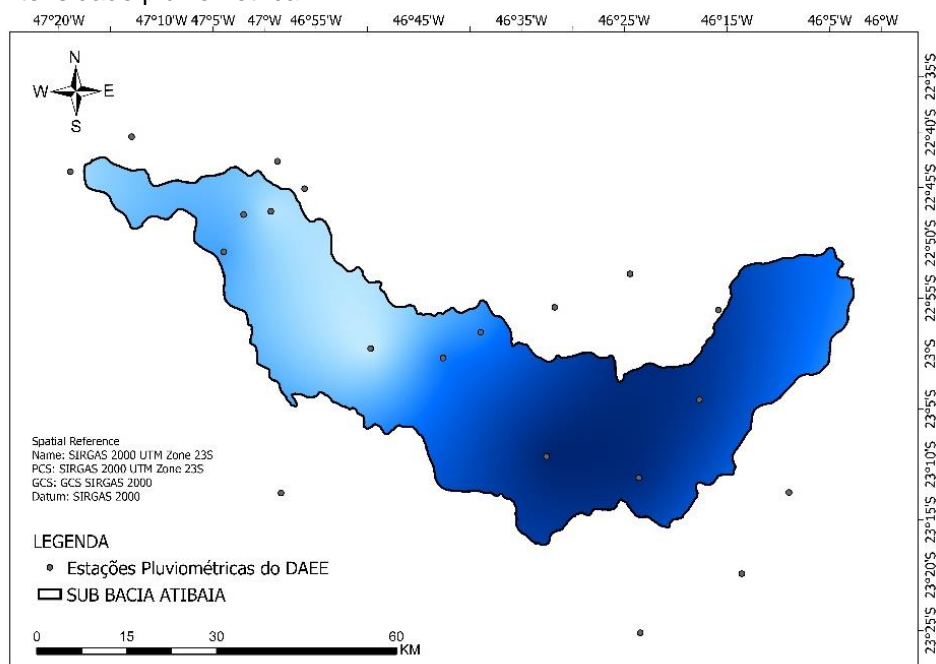
Fonte: Geração própria com os dados do INPE (2020).

5.2.3 Intensidade Pluviométrica

A bacia possui uma intensidade pluviométrica mais acentuada a seu montante.

Figura 33.

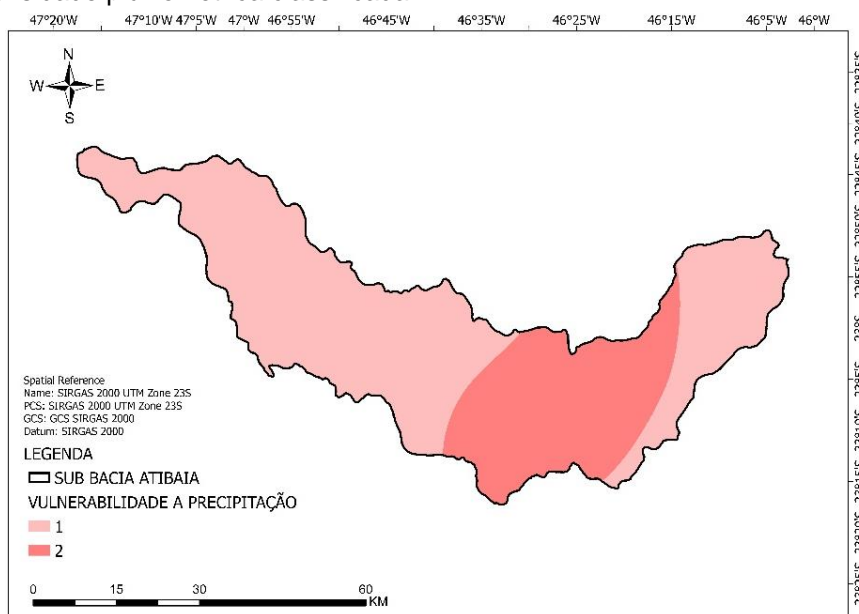
Figura 33. Intensidade pluviométrica.



Fonte: Geração própria com os dados do DAEE (2020).

O azul mais escuro representa precipitações maiores, enquanto o azul claro precipitações menores. Os valores médios da precipitação anual ocorrida ao longo dos anos de 2002 a 2019 variaram de 1297 mm a 1510 mm. Levando em consideração a classificação proposta por Ross (1994), classificou a maior parte da bacia com vulnerabilidade muito fraca, salvo a região de montante central, que devido a uma intensidade um pouco mais elevada, foi classificada como apenas fraca. Figura. 34.

Figura 34. Intensidade pluviométrica classificada.



Fonte: Geração própria com os dados do DAEE (2020).

Quanto a intensidade pluviométrica, a bacia apresenta fragilidades fraca e muito fraca, sendo mais preciso, cerca de 68% da área total da bacia foi classificado como nível 1, enquanto 32% foram classificados como nível 2.

5.2.4 Pedologia

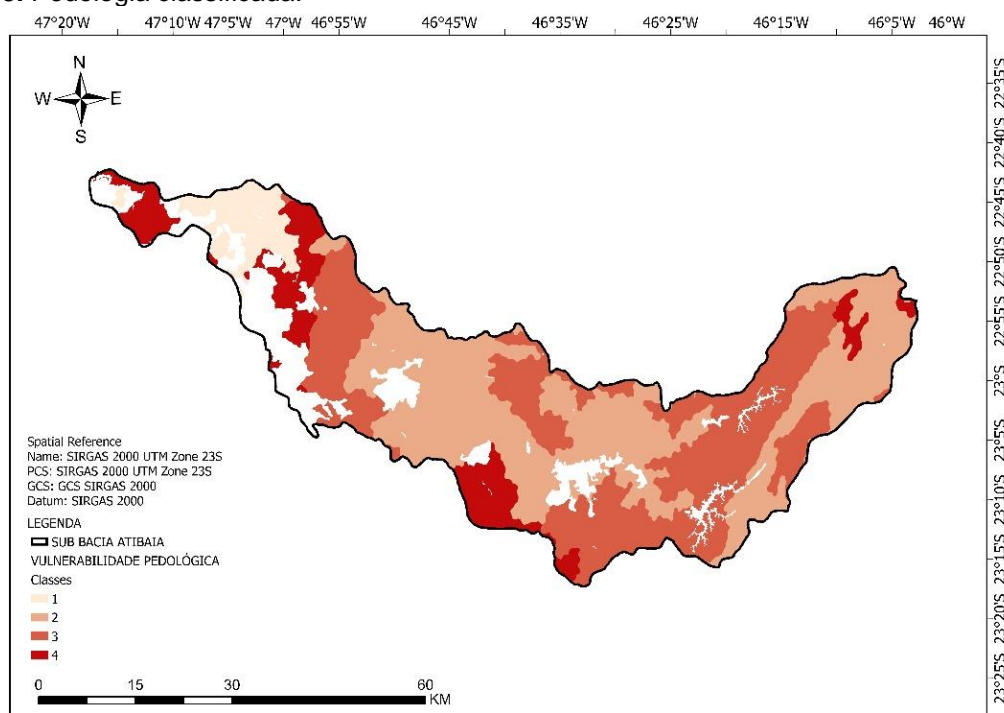
A predominância da pedologia do solo da bacia sub bacia do Atibaia é principalmente, dos latossolos e argissolos, o que segundo a classificação de Ross (1994), indica solos com vulnerabilidades baixas e elevadas quanto a ocorrência de erosões, respectivamente. Ambas as pedologias representam juntas aproximadamente 84 % do território analisado, o equivalente a 2 389 955 682 m² de área. Tabela 21.

Tabela 22. Vulnerabilidade dos solos na rede de drenagem do Atibaia.

Ordem	Área (m ²)	%	Vulnerabilidade
Latossolo	1 211 974 715,09	42,47	1
Argissolo	1 177 980 966,58	41,28	3
Outros	294 360 480,74	10,32	-
Cambissolo	132 338 173,35	4,64	4
Corpo D'gua	36 831 989,38	1,29	-
Σ	2 853 486 234,14	100,00	

Fonte: Geração própria.

A classificação “Outros” representa a área artificial, ou macha urbana, cobrindo cerca de 10% da área total da bacia estudada. Os latossolos por possuírem bom desenvolvimento, profundidade, permeabilidade, porosidade e baixa plasticidade são classificados com vulnerabilidade a processos erosivos de nível 1. Quanto aos Argissolos, estes possuem profundidade relativamente menor do que os latossolos e são menos estáveis. A diferença de textura entre os horizontes A e B do perfil desolo dificultam a infiltração da água no solo, o que favorece os processos erosivos. E por fim, os cambissolos são classificados como nível 4 (FRANCO *et al.*, 2012; COSTA *et al.*, 2015). Figura 35.

Figura 35. Pedologia classificada.

Fonte: Geração própria com dados do IBGE (2020).

Não houve classes de pedologia classificadas como muito fortes na bacia do Atibaia, a classe de vulnerabilidade mais presente na bacia foi a de fragilidade fraca, classe 2, com 39,50%, a segunda classe com maior representatividade foi a 3 com 33,44%. A classe de maior vulnerabilidade encontrada foi a 4, com cerca de 10%.
Tabela 22.

Tabela 23. Classificação da vulnerabilidade dos solos.

Tipos de solos/textura	Área (m²)	%	Vulnerabilidade
Latosolo vermelho amarelo (argilosa), Argissolo Vermelho (argilosa)	1 127 100 631,26	39,50	2
Argissolo vermelho amarelo (argilosa ou média/Argilosa)	954 123 579,35	33,44	3
Latosolo Vermelho (muito argilosa ou argilosa)	480 792 285,03	16,85	1
Argissolo Vermelho amarelo (arenosa/média), latossolo vermelho amarelo (média), Cambissolo	291 469 738,50	10,21	4
Σ	2 853 486 234,14	100,00	

Fonte: Geração própria com os dados do IBGE (2020).

6. DISCUSSÃO

As bacias hidrográficas que possuem elevadas o número do seu percentual de áreas classificadas como alta e muito alta, ou que, apesar de em baixo percentual, estiverem localizadas próximas as nascentes ou córregos, apresentaram piora na sua disponibilidade hídrica, ou seja, tanto sua qualidade ou quantidade encontraram-se depreciadas (COSTA *et al.*, 2015; BRITO *et al.*, 2020).

Franco *et al.* (2012) também obtiveram correlação inversa entre a qualidade da água com os valores da fragilidade ambiental, sendo o único autor levantado que utilizou de análises quantitativas para tal mensuração. Outros autores, como por exemplo Silveira *et al.* (2014), efetuaram análises quantitativas, todavia seu método demonstrou-se redundante, pois ao incluir o IQA no mapa sintético da fragilidade ambiental como mais uma variável, obteve em suas áreas classificadas como alta fragilidade valores mais agravados pela baixa qualidade hídrica local, enquanto que em áreas classificadas com baixa fragilidade tornaram-se mais amenas devido as boas condições de qualidade da água, o que reafirma a boa opção de analisar de forma concomitante e independente a fragilidade da bacia com a qualidade das águas ou vazões do rio, como feito no presente estudo.

6.1. Qualidade da Água

A análise estatística apurou que o número de fatores a serem utilizados para o diagnóstico da qualidade hídrica da bacia do Atibaia são de quatro fatores, o mesmo número encontrado por Medeiros *et al.* (2018) para realizar o diagnóstico da bacia do Longá. Em ambos os casos as combinações lineares geradas explicam cerca de 60% da variação total dos dados. Na ocasião optaram pelos mesmos parâmetros de qualidade aquática utilizados neste trabalho, com exceção apenas dos nitrogênios em seu estado inicial e intermediário (Kjeldahl e Nitrito).

A primeira combinação linear formada na bacia do Longá representa a poluição difusa oriunda da drenagem de áreas agrícolas e urbanas. A condutividade Elétrica apresentou carga fatorial elevada negativa com a componente (-0,8), enquanto a turbidez apresentou carga elevada positivamente correlacionada com a mesma (0,6). O autor sugere a composição geológica como causa elevadora da turbidez. Um indicador interessante para este tipo de evento é o Fósforo Total, cuja carga fatorial

expressou pouca relação positiva com o fator identificado (0,08). (MEDEIROS *et al.*, 2018).

Na bacia do Atibaia, houve identificação de poluição difusa tanto de áreas agrícolas quanto urbanas evidenciadas pelo terceiro fator ambiental encontrado. O fator afeta as variáveis do fósforo total e turbidez presentes no corpo hídrico (0,7 e 0,4 respectivamente), no caso do Atibaia, para este fator, a CE teve carga fatorial de - 0,03. Assim, apesar da diferença nos valores de fósforo, ambas as combinações possuem semelhanças na relação com as variáveis que as permeiam, o que justifica a mesma interpretação quanto a poluição difusa na bacia (CP1 17 % da variação total dos dados).

A segunda combinação formada em ambos os trabalhos foi atribuída aos despejos de efluentes domésticos. Ambas as variáveis que demonstraram correlação significativa com a combinação foram a DBO (0,81 e 0,9) para Medeiros e Carlsen respectivamente, e a E coli (0,5 em ambos os casos) (CP2 15%) (MEDEIROS *et al.*, 2018).

A terceira e a quarta combinações formadas para a bacia do Longá foram atribuídas para a drenagem agrícola na região. A terceira componente (15%: da variação dos dados) apresentou correlação positiva com a Temperatura da água (0,55) e pH (0,49). O incomum no caso é a relação negativa da variável do fósforo total com a combinação estimada (- 0,38). O autor justifica que a precipitação dos íons fosfatos presentes na água provoca o aumento do pH (MEDEIROS *et al.*, 2018).

A quarta componente, por sua vez, tem uma fácil interpretação, formada pelas variáveis de sólidos e nitrato (0,38 e 0,30 respectivamente) (CP4 11%:) (MEDEIROS *et al.*, 2018). O primeiro fator identificado na bacia do Atibaia afeta as mesmas variáveis, contudo teve sua atribuição em função dos efluentes industrializados no município de Paulínia. A diferença se dá que, no caso do Atibaia, o fator ambiental afeta também as variáveis do nitrogênio Kjeldahl e nitrogênio Nitrito, ambas fases iniciais que antecedem a formação do nitrogênio nitrito, e, aferem o descarte pontuais de efluentes recentes próximas ao local. A condutividade elétrica é a variável mais afetada pela causa, contudo seu comportamento em relação aos sólidos, que aumentam expressivamente nos mesmos pontos e com intensidade parecidas, junto com toda a série nitrogenada, reafirma que o fator formado foi nomeado de forma correta.

A Condutividade elétrica ao longo do rio Atibaia teve variação significativa apontada pelo teste de variância de kruskal – Wallis com diminuição relevante no período chuvoso. Como o aumento da condutividade foi atribuído a causas antrópicas, especificamente os despejos de efluentes industriais, acredita-se que, durante as precipitações, há um aumento no caudal do rio Atibaia, este aumento por sua vez contribui para a dissolução das cargas poluidoras nos rios. Medeiros *et al.* (2018), ao utilizar do mesmo teste de análise de variância, observou que a CE apresentou baixas concentrações nos meses chuvosos apesar de não obter variação sazonal significativa no mesmo teste estatístico.

Rocha e Pereira (2015), por sua vez, observaram diferença significativa entre as estações seca e chuvosa, todavia a condutividade aumentou no período chuvoso. Neste caso os autores utilizaram do teste t de student para testar a diferença sazonal das variáveis. O aumento da condutividade no período chuvosos, é normalmente ligado a causas naturais da bacia, como por exemplo, o intemperes das rochas.

Assim como no rio Atibaia, os sólidos não apresentaram sazonalidade significativa nas águas superficiais do rio Longá, no Piauí. Observa-se também que em ambos os casos, a quantidade de sólidos na água diminui no período chuvoso (MEDEIROS *et al.*, 2018).

Para a variável nitrato, tratada em ambos os trabalhos, houve discrepância quanto as questões de sazonalidade. No Atibaia, por exemplo, a variável apresentou variação significativa entre os dois períodos, enquanto na bacia do rio Longá, a análise de variância não apontou diferença significativa. Para completar, o nitrogênio nitrato da bacia do Piauí teve maiores concentrações no período chuvoso, indo contra o que foi observado no rio Atibaia (MEDEIROS *et al.*, 2018).

A discrepância dos resultados observados entre os rios analisados pode ser atribuída pelos motivos que acarretaram o aumento do nitrato na água. No caso do rio Atibaia por exemplo, o nitrato é provido do processo de nitrificação do nitrogênio kjeldahl, cuja fonte poluidora é por causas antrópicas industriais, principalmente pelos despejos de efluentes domésticos. No caso do rio Longá, as concentrações do nitrato na água são atribuídas a fontes de poluição agrícolas oriundas do processo de lixiviação de insumos como fertilizantes. No primeiro caso sua diminuição estatisticamente significativa nos períodos chuvosos indica que a poluição presente no rio é dissipada pelo aumento das vazões nos mesmos. No segundo caso o aumento do nitrato é natural, mesmo que pequeno, nos períodos chuvosos, uma vez

que é o escoamento e infiltração da água que deslocam o excesso de fertilizantes dispostos pelos agricultores. Ainda assim, em ambos os casos, as concentrações de nitrato estiveram dentro do CONAMA (MEDEIROS *et al.*, 2018).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio no rio Atibaia não apresentou variação significativa entre a estação seca e chuvosa. O mesmo foi observado nos estudos de Rocha e Pereira (2015), e Medeiros *et al.* (2018). Contudo, apenas no Atibaia apresentou-se com diminuição no período chuvoso. Tanto na bacia do Longá quanto no manancial de Juiz de fora observou-se o aumento da demanda por oxigênio durante a estação chuvosa. Medeiros *et al.* (2018), aferem que há ganho de matéria orgânica nos períodos chuvosos. A bacia do Longá apresentou bons resultados em sua área rural (P6 e P7) e maus resultados em sua na área urbana (P3 e P5). No começo dos períodos de precipitação há um ganho em DBO, para na sequência sua queda, o que sugere poluição difusa decorrido das áreas urbanas.

Os coliformes termotolerantes tiveram variação significativa e aumento durante o período chuvoso. Na bacia estuda por Medeiros *et al.* (2018), utilizando também do teste de kruskal-Wallis, obteve-se a mesma observação quanto aos coliformes, ou seja, sua concentração aumentou nos períodos chuvosos e apresentou variância significativa entre os períodos chuvosos e secos.

As concentrações da bactéria *E. coli* apresentaram amostras acima do limite do estabelecido pelo CONAMA nos pontos monitorados em áreas urbanas (pontos numerados como P2, P3 e P5). Assim como a DBO, apresentou valores elevados em áreas urbanas e aumento nas precipitações. A também fontes pontuais de lançamento de esgotos sanitários que elevam o parâmetro (não relacionado aos períodos chuvosos) (MEDEIROS *et al.*, 2018).

A temperatura ao longo do tempo e espaço apresentou diferença sazonal significativa. A elevação da temperatura nas águas do Atibaia se deu durante o período chuvoso, e acredita-se que a causa de sua elevação não é devido ao aumento do volume de água do rio, e sim com os aumentos de temperatura do meio ambiente durante a estação climática do verão. Na bacia do rio Longá, a temperatura não apresentou diferença significativa (MEDEIROS *et al.*, 2018).

No rio Atibaia, Oxigênio Dissolvido teve variação sazonal significativa. Observou uma leve diminuição no período chuvoso, todavia, Medeiros *et al.* (2018), através da mesma análise não paramétrica, inferiram diferença sazonal significativa entre os períodos seco e chuvoso. Rocha e Pereira (2015), através do teste t de

student (análise paramétrica de variância) observaram falta de diferenciação sazonal estatisticamente relevante. Observaram ainda o aumento dessa variável na estação chuvosa.

O Fósforo Total encontrado no rio Atibaia não apresentou variação sazonal significativa. O mesmo foi observado nos trabalhos de Rocha e Pereira (2015) e em Medeiros *et al.* (2018).

No rio Longá, o fósforo apresentou maior amplitude no período chuvoso, no mesmo período foi registrado sua maior concentração em área rural (P1), tendo, neste ponto apresentado mediana acima do limite exigido pelo CONAMA. Os autores atribuem como fonte a poluição difusa oriunda da drenagem do solo (MEDEIROS *et al.*, 2018).

A turbidez apresentou unanimidade quanto as análises de variância, nos rios Atibaia, Longá e no manancial em Juiz de fora. Em todos os casos a variável sempre aumentou acentuadamente nos períodos chuvosos. (MEDEIROS *et al.*, 2018; ROCHA; PEREIRA, 2015).

O pH no rio Atibaia não apresentou variação estatística significativa para 5% de significância. O mesmo foi publicado por Rocha e Pereira (2015), ao realizarem o teste de t de student para a variável no manancial de Juiz de Fora, todavia os autores identificaram uma leve queda no pH durante o período chuvoso, o que afere uma leve acidificação para o mesmo. Medeiros *et al.* (2018) observaram a diminuição do pH em seu objeto de estudo, com variância estatística significativa. Os autores explicam que períodos chuvosos podem deixar a água levemente mais ácida (relacionado a ácidos orgânicos). Pontuam ainda que todos os pontos de monitoramento estão dentro dos limites do CONAMA. O mesmo foi identificado nos 8 pontos de monitoramento do rio Atibaia. Em ambos os cenários houve correlação positiva do Ph com os sólidos amostrados (MEDEIROS *et al.*, 2018).

A análise de agrupamentos apresentou bons resultados dividindo com perfeição os sete pontos de coleta efetuados na bacia do rio Longá entre área rural e urbana, independente da época do ano. O grupo um foi composto pelos pontos coletados na área rural (P1, P4, P6 e P7) e o grupo dois, que representa a área urbana, pelos pontos P2, P3 e P5 (MEDEIROS *et al.*, 2018).

É interessante destacar que os pontos que são agrupados possuem localização geográfica próximas entre si, como é no caso do P4 com o P6 e P2 com o P3. A exceção, assim como nos resultados dos postos do Atibaia, é com o ponto 1

(nascente) com o ponto 7 (fz), onde houve aglomeração (ambos são áreas rurais) (MEDEIROS *et al.*, 2018). Contudo, no caso do Atibaia, a aferição supôs que o oitavo posto de monitoramento teve seus parâmetros rapidamente baixados devido a uma hipotética estação de tratamento de águas, o que justificaria sua qualidade de água ótima equivalente à do posto próxima a nascente.

O índice obtido por Cecconello *et al.* (2017), utilizou das cargas fatoriais do primeiro fator para sua calibragem. O primeiro fator formado em questão representa cerca de 71% da variação total nos dados. O segundo fator existente completa a variação com 29% da variação dos dados. Este último não foi utilizado para a calibração, o que difere dos trabalhos realizados para o Atibaia e para o Arco Rodoviário Metropolitano do Rio de Janeiro. Para estes dois últimos, optou-se pela seleção dos maiores coeficientes de cada fator extraído. A vantagem está na obtenção de um índice que reflete todos os fatores ambientais atuantes no corpo hídrico de interesse (SANTINI, 2017). O quadro 1 apresenta o resultado dos pesos das variáveis para cada índice gerado e o peso tradicional proposto pelos Índices de Qualidade das Águas da NSF e Cetesb.

Quadro 1. Comparação entre IQAs gerados.

Variáveis	IQA NSF	IQA Henrique	IQA Santini	IQA Cecconello
CT	15%	4% -	16% +	9% -
DBO	10%	19% +	10% =	16% +
OD	17%	6% -	8% -	11% -
Ph	12%	1% -	12% =	9% -
P	10%	20% +	7% -	9%
Sólidos DT	8%	14% +	10% +	12% ** +
Turbidez	8%	7% -	10% +	15% +
Nitrogênio T	10%	12% +	14%* +	9% -
Temperatura	10%	19% +	13% +	9% -

Nota: * amoniacal apenas. ** sólidos totais.

Fonte: Geração própria com os dados da CETESB (2020), Santini (2017) e Cecconello (2017).

Entre as variáveis que apresentaram relevante diferença com o índice tradicional, destaca-se os sólidos, que em todos os casos, aumentaram sua contribuição para a formação dos novos índices. Isto indica que a variável tem mais influência na qualidade hídrica do que é assumido pelos índices tradicionais.

Outro destaque fica para o oxigênio dissolvido, que em todos os casos perdeu sua participação na formação dos novos índices. O oxigênio dissolvido é uma variável que representa qualidade hídrica, sua elevação acontece quando não há fontes de poluições antrópicas na água, fato que inclui a OD como variável de destaque na

formação de qualquer índice. Todavia, sua diminuição em porcentual para a construção dos índices tem certo sentido, pois os índices são adaptados para mensurar com mais precisão as fontes de poluição específicas para cada rio.

O pH teve sua participação no índice do rio Atibaia reduzida para 1%. A mesma variável não obteve correlação com nenhum dos fatores definidos pela AFE. Ponderou-se que devido a sua grande influência com os outros parâmetros, tanto em águas naturais como dentro de estações de tratamento de águas, o seu monitoramento é mais rigoroso do que o comum, o que justifica a baixa variação ao longo do rio Atibaia, que por sua vez, justifica sua baixa participação no índice. Cecconello et al. (2017), obteve a perda de participação pH em seu índice. Santini (2017), não apresentou alterações na participação do pH.

Quanto ao índice específico para o rio Atibaia, destaca-se o fósforo total com 20% em sua composição. A variável pode servir de excelente indicador para os quatro fatores ambientais encontrados na bacia do Atibaia, entre elas os lançamentos de efluentes indústrias, domésticos e drenagem de áreas agrícolas e urbanas (poluição difusa). O Fósforo por ser um importante nutriente para as algas, quando em excesso, permite o crescimento exagerado desses organismos, que por sua vez esgotam os níveis de oxigênio dissolvido na água. O mesmo acontece com a DBO, que serve de excelente indicador para os fatores encontrados, principalmente quanto aos três primeiros.

6.2. Fragilidade Ambiental da Bacia

A Análise Hierárquica de Processos definiu o peso do uso e ocupação do solo próximo a 60% no geossistema que abrange a rede de drenagem da sub bacia do Atibaia, este fator além de computar as ações antrópicas no sistema através da identificação de áreas urbanas e agrícolas, computa também áreas propensas a sofrerem processos erosivos, como é o caso das áreas classificadas como solo exposto pelo IBGE. Paula e Souza (2010), obtiveram o mesmo peso para o uso da terra e cobertura vegetal após a realização da AHP para o geossistema da bacia hidrográfica do rio Ceará. Na ocasião optaram por seguir o modelo da fragilidade ambiental com apoio no índice de dissecação do relevo.

Quanto ao grau de fragilidade identificado nas bacias hidrográficas nas pesquisas consultadas, os resultados variaram muito, pois cada bacia possuiu

características geossistêmicas próprias. Outro fator que influencia no resultado do mapa de fragilidade ambiental é a escolha das variáveis a serem sintetizadas, seus pesos perante o processo de sintetização e metodologias aplicadas.

A bacia hidrográfica do Rio Claro em Goiás por exemplo apresentou 20% de sua área de drenagem avaliada segundo a metodologia de Crepani como altamente vulnerável. (SANTOS; MARTINS, 2018).

Oliveira e Chaves (S.D), ao avaliar o geossistema do Raso da Catarina na Bahia, obteve 20,8% de área classificada como Fragilidade Forte e 17% de área classificada como Muito Forte.

Silveira et al. (2014), observaram apenas 8% do seu território analisado classificado como Alta fragilidade Ambiental.

Valle et al. (2016) ao realizarem o mapeamento da fragilidade ambiental emergente da bacia hidrográfica do rio aldeia velha no rio de janeiro chegaram ao resultado de que 68% e 10% de sua área de drenagem possui classificação de vulnerabilidade forte e muito forte segundo a metodologia de Ross (1994) respectivamente.

Costa et al. (2015), no mapeamento da fragilidade ambiental potencial de 2014 para a bacia hidrográfica do manancial do Rio Araras, identificaram 10,33 % de fragilidade classificada como Forte e apenas 0,74% classificada como Muito Forte.

Brito et al. (2020) avaliaram em 1,67% e 0,006% da área total de seu objeto de estudo como forte e muito forte respectivamente.

7. CONCLUSÕES

O procedimento metodológico adotado por este trabalho demonstrou eficiência em analisar de forma quantitativa as três principais variáveis contempladas. São elas a fragilidade ambiental da bacia hidrográfica, qualidade geral das águas do seu principal rio e quantidade de água do mesmo, evidenciando através da análise de suas curvas sintéticas, relações inversas entre a fragilidade ambiental da bacia com a disponibilidade hídrica do seu leito principal, este último representado pela quantidade e qualidade geral das águas do rio Atibaia, confirmando a hipótese nula deste trabalho.

Quanto a qualidade geral das águas, o uso da estatística multivariada se demonstrou satisfatória para a avaliação dos parâmetros de qualidade da água e calibração do IQA, permitindo diagnosticar *a priori*, a sub bacia hidrográfica do Atibaia, que sofreu nos últimos anos, principalmente com o descarte de efluentes industrializados no rio Atibaia na parcela do município de Paulínia, com o despejo de efluentes domésticos ao longo de todo o rio Atibaia e por último com poluições difusas que abrangem todo a bacia de drenagem do objeto de estudo. Vale ressaltar que nenhum dos fatores identificados pela AFE está ligada diretamente com processos erosivos ou movimentações de massas, podendo atribuir a variação depreciativa dos recursos hídricos principalmente a ação antrópica das manchas urbanas e parques industriais, que por sua vez foram mensurados indiretamente neste trabalho através do mapa de uso e ocupação dos solos de 2014 do IBGE. O que torna as outras variáveis um agravante ou não sobre as pressões antrópicas.

Em relação ao mapa síntese da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica deste trabalho, pouquíssimas áreas foram classificadas como Muito Forte e encontram-se dispersas entre as áreas classificadas como Forte. O município que apresenta maior acúmulo das áreas de níveis 5 na escala de Ross (1994) é Atibaia.

Sugere-se repetir os procedimentos metodológicos deste trabalho para as bacias do Piracicaba, Capivari e Jundiá para fins de comparação e diagnóstico.

8. REFERÊNCIAS

ALCÂNTARA, G. M. **Modelagem dos impactos hidrológicos decorrentes de alterações do uso e ocupação do solo em bacia hidrográfica rural**. 2018, 157f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018. Disponível em: <<https://bdtd.ibict.br/vufind/Search/Results?lookfor=Usos+e+ocupa%C3%A7%C3%A3o+dos+solos&type=AllFields> >. Acesso em: 9 nov. 2020.

ALMEIDA, I. F. **Avaliação da qualidade de água de abastecimento urbano de Juazeirinho – PB: Águas superficiais**. 2017. 74f. Dissertação (Mestrado em Ciência e tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência e tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2017. Disponível em: <https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UEPB_76e2c3125e7185417ec3cd990396ea8c>. Acesso em: 2 jul. 2020.

ANA Divisão Hidrográfica Nacional. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html?caminho=informacoes_ambientais/estudos_ambientais/bacias_e_divisoes_hidrograficas_do_brasil/2021/Divisao_Hidrografica_Nacional_DHN250/vetores/>. Acesso em: 24 set. 2021.

BIELENKI Jr, C.; BARBASSA, A. **GEOPROCESSAMENTO E RECURSOS HÍDRICOS, Aplicações práticas**. São Paulo: Universidade Federal de São Carlos, 2014.

BRASIL. CONAMA. Resolução 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental. DIÁRIO OFICIAL DA UNIÃO, seção 2, página 17, 24 de março de 1986.

BRASIL. CONAMA. Resolução 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. DIÁRIO OFICIAL DA UNIÃO, seção 1, página 58, 18 de março de 2005.

BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. DSR: Topodata. 6 mai. 2009
Imagem de satélite: 22S48_ZN. GIF: 61.292 Kb.

BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. DSR: Topodata. 6 mai. 2009.
Imagem de satélite: 22S465ZN. GIF: 59.530 Kb.

BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. DSR: Topodata. 6 mai. 2009.
Imagem de satélite: 23S48_ZN. GIF: 61.135 Kb.

BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. DSR. 6 mai. 2009. Imagem de
satélite: 23S465ZN. GIF: 82.047 Kb.

BRITO, R. M.; GARCIA, P. H. M.; BARROS, M. H. S. Relação entre a fragilidade ambiental, qualidade das águas superficiais e áreas de preservação permanente no córrego são domingos, três lagoas-MS. **GEOSABERES**, Fortaleza, v.11, n.1, p.12-31, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.26895/geosaberes.v11i0.793> >. Acesso em: 25 out. 2021.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; MACEDO, D. Biomonitoramento e pressões da urbanização: Uma abordagem integrada entre Ecologia e Geografia na bacia do rio das Velhas. **Revista Espinhaço**, v.8, n.1, p.2-12, 2019.

CAMARA, M.; JAMIL, N.R.; ABDULLAH, A.F.B. Impact of land uses on water quality in Malaysia: a review. **Ecological Processes**, v.8, n.10, p.2-10, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1186/s13717-019-0164-x>>. Acesso em: 21 out. 2021.

CANDIA, C. I. **A construção de um indicador de qualidade de água para gestão de bacia hidrográfica usando análise fatorial**. 2007. 100f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós – Graduação em Tecnologias Ambientais, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2007. Disponível em: <https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UFMS_906f61e8b30b9855d0d47c426f75ce4b >. Acesso em: 20 abr. 2021.

CARLSEN, H. V.; LONGO, R. M. Parâmetros de qualidade da água: um estudo bibliométrico. In: CONGRESSO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 17, 2020, Poços de Caldas – MG. *Anais...Poços de Caldas: IFECT*, 2020, v.12, n.1, p. 1-5.

CECCONELLO, S.T.; CENTENO, L.N.; GUEDES, H.A.S. Índice de qualidade de água modificado pela análise multivariada: estudo de caso do Arroio Pelotas, RS, Brasil. *Revista Eng. Sanit. Ambient.*, v.23, n.5, p.973-978, 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522018005007105&script=sci_arttext>. Acesso em: 2 jan. 2021.

CETESB Águas Interiores. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/programa-de-monitoramento/>> Acesso em: 14 jun. 2019.

CETESB Infoaguas. Disponível em: <<https://sistemainfoaguas.cetesb.sp.gov.br> > Acesso em: 16 abr. 2020.

COMITÊS PCJ Disponível em: <https://www.comitespcj.org.br/index.php?option=com_content&view=article&id=329:relatorio-de-situacao-2004-2006&catid=157:relatorios-de-situacao&Itemid=340>. Acesso em: 16 abr. 2020.

CORTE, A.P.D.; HENTZ, A.M.K.; DOUBRAWA, B. SANQUETTA, C.R. Environmental fragility of Iguaçu river watershed, Paraná, Brazil. *Bosque*, Valdivia, Chile, v.36, n.2, p.287-297, 2015.

COSTA, C. W.; PIGA, F. G.; MORAES, M. C. P.; DORICI, M.; SANGUINETTO, E. C.; LOLLO, J. A.; MOSCHINI, L. E.; LORANDI, R.; OLIVEIRA, L. J. Fragilidade ambiental e escassez hídrica em bacias hidrográficas: Manancial do Rio das Araras – Araras, SP. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v.20, n.4, p. 946-958, 2015. Disponível em: <10.21168/rbrh.v20n4.p946-958>. Acesso em: 25 out. 2021.

COSTA, T. C. C. Vulnerabilidade ambiental em sub-bacias hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro por meio de integração temática da perda de solo (USLE), variáveis morfométricas e o uso/cobertura da terra. In: Simpósio Brasileiro de

Sensoriamento Remoto, 13, 2007, Florianópolis-SC. Anais...Florianópolis:SBSR, 2007 v. 13, p.1-15.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; FILHO, P.H.; FLOREZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C.C.F. **Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento Aplicados ao Zoneamento Ecológico-Econômico e o Ordenamento Territorial**. São José dos Campos: INPE, 2001. (INPE-8454-RPQ/722).

DAEE Banco de dados Hidrológicos Disponível em:
<<http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br/>> Acesso em: 16 abr. 2020.

DEMANBORO, A. C.; LAURENTIS, G. L.; BETTINE, S. C. Cenários ambientais na bacia do rio Atibaia. **Eng Sanit Ambient**, v. 18, n.1, p. 27-37, 2013.

DIAS, F. A.; GOMES, L. A.; ALKIMIM, J. K. Avaliação da qualidade ambiental urbana da bacia do ribeirão do lipa através de indicadores, Cuiabá/MT. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v.23, n.1, p.127-147, 2011. Disponível em: <<http://www-periodicos-capes-gov-br.ez128.periodicos.capes.gov.br/>>. Acesso em: 23 mar. 2020.

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. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.10 n.4, p. 782-792, 2015. Disponível em:
<<https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/khyRgGGTH53kJ3gYn5w8SdL/?lang=pt>>.
Acesso em: 02 fev. 2021.

FORTES, A. C. C. **Índice de qualidade de água para consumo humano: uma proposta de ferramenta para a vigilância da qualidade da água comunicar os resultados à sociedade**. 2018. 153f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro. 2018.

FRANCESCHI, F.; GABETTO, M.; MAISANO, D.; MASTROGIACOMO, L. Properties of performance indicators in operation management: A reference framework. **International Journal of Productions and Performance Management**, Torino, v.

57, n.2, p.137-155, 2008. Disponível em: <www.emeraldinsight.com/1741-0401.htm>. Acesso em: 30 nov. 2020.

FRANCO, G. B.; BETIM, L. S.; MARQUES, E. A. G.; GOMES, R. L.; CHAGAS, C. S. Relação qualidade da água e fragilidade ambiental da bacia do Rio Almada, Bahia. **Revista Brasileira de Geociências**, Suppl 1, v.42, n.1, p.114-127, 2012. Disponível em: < DOI: 10.5327/Z0375-75362012000500010 >. Acesso em: 24 mai. 2020.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T.; ELESBON, A. A. A.; SILVA, B. M. B; GOMES, C. R.; LISBOA, L.; MARTINS, V. S. Avaliação da qualidade da água do médio rio pomba (MG) utilizando análise de agrupamento. In: **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 18, 2011, Maceió-AL. Anais...Maceió: SBRH, 20011 v. 1, p.1-14. Disponível em:< <https://docplayer.com.br/210591849-Avaliacao-da-qualidade-da-agua-do-medio-rio-pomba-mg-utilizando-analise-de-agrupamento.html>>. Acesso em: 14 set. 2021.

HONGYU, K. Análise Fatorial Exploratória: resumo teórico, aplicação e interpretação. **Revista Engineer and Science**, Cuiabá, v.4, n.7. p. 88-103, 2018. Disponível em: <<https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/eng/article/view/7599>>. Acesso em: 25 ago. 2021

HONGYU, K.; SANDANIELO, V. L. M.; JUNIOR, G. J. Análise de Componentes Principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. **Revista Engineer and Science**, Cuiabá, v.5, n.1, p. 83-90, 2016. Disponível em: <<https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/eng/article/view/3398>>. Acesso em: 21 mai. 2020.

IBGE Malha digital. Disponível em: <<https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/malhas-digitais.html>>. Acesso em 4 mar. 2019.

IBGE Monitoramento da cobertura e uso da terra. Disponível em: <https://geoservicos.ibge.gov.br/geoserver/wms?service=WFS&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=CREN:Uso_Brasil_2014&outputFormat=SHAPE-ZIP>. Acesso em 13 maio. 2020.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v.15, n.3, p 259-263, 2006. Disponível em: <DOI: 10.1127/0941-2948/2006/0130>. Acesso em: 08 mar. 2021.

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 de água segundo o modelo estatístico ARIMA. **Holos Environment**, Rio Claro, v.13, n.1, p.24, 2013.

LIMA, F. J. L.; AMANAJÁS, J. C.; GUEDES, R. V. S.; SILVA, E. M. Análise de Componente Principal e de Agrupamento para estudo de ventos para geração de energia eólica na região do Ceará, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n.2, p.188 -201, 2010. Disponível em: <<https://biblat.unam.mx/pt/revista/revista-ambiente-agua/articulo>>. Acesso em: 14 set. 2021.

MATERANO, L.S.; BRITO, J. L.S: Fragilidade Ambiental Potencial Da Bacia Hidrográfica Do Rio Castán, Estado Trujillo – Venezuela, **Revista Caminhos da Geografia**, março 2020, p 86-97.

MATOS, D. A. S.; RODRIGUES, E. C. **Análise Fatorial**. ed. Brasília: Enap, 2019. Disponível em: <<https://repositorio.enap.gov.br/bitstream/1/4790/1/Livro%20An%C3%A1lise%20Fatorial.pdf>>. Acesso em: 20 abr. 2021.

MEDEIROS, W.M.V.; SILVA, C.E.; LINS, R.P.M. Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.13, n.2, p.1-17, 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1980-993X2018000200315&script=sci_arttext&tlng=pt>. Acesso em: 2 jan. 2021.

MELLO, Y.R.; OLIVEIRA, T.M.N. Análise estatística e geoestatística da precipitação média para o município de Joinville (SC). **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, n. 2, p. 229-239, 2016.

NACIF P. G. S. **Ambientes naturais da bacia hidrográfica do rio cachoeira, com ênfase aos domínios pedológicos**. 2000. 119f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000. Disponível em: <<https://bdtd.ibict.br/vufind/Search/Results?lookfor=pedologia+bacia+hidrogr%C3%A1fica&type=AllFields&limit=20&sort=relevance>>. Acesso em: 16 nov. 2020.

NEISSE, A. C.; HONGYU, K. Aplicação de Componentes Principais e Análise Fatorial a dados Criminais de 26 Estados dos Eua. **Revista Engineer and Science**, Cuiabá, v.5, n.2, p.105-115, 2016. Disponível em: <<https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/eng/article/view/4354>> Acesso em: 17 ago. 2021.

NOBRE, M. F.; GARCIA, G. J. Avaliação de três diferentes métodos de análise para a determinação da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Corumbataí (SP). **Revista Brasileira de Cartografia**, v.62, n. 2, p. 11, 2010.

OLIVEIRA, J. H. M. O.; CHAVES, J. M. **Fragilidade ambiental de um setor do raso da Catarina-BA e entorno utilizando geoprocessamento (álgebra simples de mapas-sobreposição ponderada)**. Disponível em: <<http://docplayer.com.br/77982718-Fragilidade-ambiental-de-um-setor-do-raso-da-catarina-ba-e-entorno-utilizando-geoprocessamento-algebra-simples-de-mapas-sobreposicao-ponderada.html>> Acesso em: 21 mai. 2020.

PASCOTO, T. V. **Análises fatorial e de componentes principais aplicadas ao estudo dos fatores influenciadores de processos erosivos**. 2020. 103f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós – Graduação Interunidades, Universidade Estadual Paulista, Bauru, 2020. Disponível em: <https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UNSP_08695f9fba47645ba499c8243faccf09>. Acesso em: 2 abr. 2021.

PAULA, E. M.; SOUZA, M. J. Sistemas de informação geográfica na análise da vulnerabilidade ambiental da bacia do rio Ceará-CE. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.63, n. 4, p. 515-525, 2010.

PIMENTA, L. B.; BELTRÃO, N. E. S.; GEMAQUE, A. M. S.; TAVARES, P. A. Processo Analítico Hierárquico (AHP) em ambiente SIG: temáticas e aplicações

voltadas à tomada de decisão utilizando critérios espaciais. **INTERAÇÕES**, Campo Grande, v. 20, n. 2, p. 407-420, 2019. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.20435/inter.v20i2.1856>>. Acesso em: 19 mai. 2020.

POSSELT, E. L., COSTA, A. B., LOBO, E. A. Software IQADData 2015. Registro no INPI BR 512015000890-0, Programa de Mestrado em Sistemas e Processos Industriais PPGSPI, Programa de Mestrado em Tecnologia Ambiental (PPGMTA), UNISC, 2015. Disponível em: <<http://www.unisc.br/ppgspe>>. Acesso em

QUEIROZ, L. G.; SILVA, F. T.; PAIVA, T.C.B. Caracterização estacional das variáveis físicas, químicas, biológicas e ecotoxicológicas e um trecho do Rio Paraíba do Sul, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Lorena, v.12, n.2, p.239-248, 2017. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1980-993X2017000200238&script=sci_arttext&tlng=pt>. Acesso em: 17 mai. 2020.

ROCHA, C. H.B.; PEREIRA, A.M. Análise multivariada para a seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Revista ambiente & Água**, Taubaté, v.11, n.1, p.177-185, 2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1980-993X2016000100176&script=sci_arttext&tlng=pt>. Acesso em: 2 jan. 2021.

ROSS, J.L.S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, n. 8, p. 1-74, USP, 1994.

ROSS, J.L.S. Landforms and Environmental Planning potentialities and Fragilities. **Revista do Departamento de Geografia**, V. especial 30 anos, p.38-51, São Paulo, 2012.

SANTINI, J. **Adaptação do índice de qualidade da água (IQA) para aplicação no monitoramento de cursos hídricos em um empreendimento rodoviário**. 2017. 111f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós - Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal de Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017. Disponível em <https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/URGS_e9a7789fc34b9472ade9d7739ea44902>. Acesso: 20 abr. 2021.

SANTOS, E. S.; CUNHA, A. C.; CUNHA, E. D. S. Análise Espaço-sazonal da Qualidade da água na Zona Flúvio-Marinho do Rio Araguari-Amazônia Oriente-Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 3, p. 215-226. 2014. Disponível em: <<https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=1&ID=168&SUMARIO=4795>>. Acesso: 14 set. 2021.

SANTOS, P. T.; MARTINS, A. P. Análise da Vulnerabilidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Claro (GO) Utilizando Geotecnologias. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v.36, n.1, p.156-170, 2018. Disponível em: <www.revistas.usp.br/rdg>. Acesso: 15 abr. 2020.

SILVA, D. B. **Qualidade e Água e sedimento em Reservatório**. 2016. 170f. Dissertação (mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Materiais) – Programa de Pós- Graduação em ciências na área de tecnologia Nuclear, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2016.

SILVEIRA, T.; REGO, N. A. C.; SANTOS, J. W. B.; ARAÚJO, M. S. B. Qualidade da Água e Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos Superficiais na Definição das Fragilidades Potencial e Ambiental de Bacias Hidrográficas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, local, v.7, n.4, p.642-652, 2014. Disponível em: <www.ufpe.br/rbgfe>. Acesso: 25 out. 2021.

SOUZA, A. **Avaliação da influência dos usos e ocupação do solo a qualidade da água do rio vermelho no sudeste de mato grosso**. 2015. 81f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso, Rondonópolis, 2015. Disponível em: <<https://bdtd.ibict.br/vufind/Search/Results?lookfor=Usos+e+ocupa%C3%A7%C3%A3o+dos+solos&type=AllFields> >. Acesso em: 9 nov. 2020.

SOUZA, G. **Geotecnologias no monitoramento de bacias hidrográficas por indicadores ambientais**. 2012. 108f. Dissertação (Engenharia Urbana) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2012.

SPORL, C. **Análise da fragilidade ambiental relevo-solo com aplicação de três modelos alternativos nas altas bacias do rio Jaguari-Mirim, Ribeirão do Quartel e Ribeirão da Prata**. 2001. 159f. Dissertação (Mestrado em Geografia física) –

Programa de Pós-Graduação em Geografia física, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2001.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA EM MICROBACIA SOB USO AGRÍCOLA E URBANO. **Scientia Agricola**, Jaguariúna, v.59, n.1, p.181-186, 2002. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/sa/a/kpzVhzFFCk3zxFZfVFXPvZG/?lang=pt>>. Acesso em: 19 ago. 2021.

TREVISAN, M.L.; PADILHA, D.G.; CRUZ, R.C. Sensibilidade da ponderação em fatores usados em avaliação multicritérios ambientais para análise de fragilidades em bacia hidrográfica. In: **Congresso Internacional de Tecnologia para o Meio Ambiente**, 2, 2010, Bento Gonçalves – RS. Anais...Rio Grande do Sul: Fiemacon, 2010. Disponível em: <<https://siambiental.ucs.br/congresso/anais/trabalhosTecnicos?ano=2010>>. Acesso em: 08 dez. 2020.

TUCCI, C. E. M. *Hidrologia: ciência e aplicação*. 2.ed. Porto Alegre: ABRH/Editora da UFRGS, 1997. (Col. ABRH de Recursos Hídricos, v.4).

VALLE, I. C.; FRANCILINO, M. R.; PINHEIRO, H. S. K. Mapeamento da Fragilidade ambiental na Bacia do Rio Aldeia Villa, RJ. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 23, n.2, p. 295-308, 2016.

VARGAS, L. V. **Suscetibilidade a movimentos de massa: um estudo geomorfológico na sub-bacia hidrográfica do rio vacacaí mirim a montante da barragem do dnos, santa maria/rs**. 2015. 132f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2015. Disponível em: <<https://bdtd.ibict.br/vufind/Search/Results?lookfor=declividade+bacia+hidrografica&type=AllFields>> Acesso em: 16 nov. 2020.

VICINI, L.; SOUZA, A. M. **Análise multivariada da teoria à prática**. Santa Maria: UFSM, CCNE, 2005. 215p.