



JIMY EDWIN PAVÓN RODRIGUEZ

**DINÂMICA TEMPORAL-ESPACIAL DA ÁGUA
DO RIBEIRÃO CARRANCAS, MINAS GERAIS**

LAVRAS – MG

2018

JIMY EDWIN PAVÓN RODRIGUEZ

**DINÂMICA TEMPORAL-ESPACIAL DA ÁGUA DO RIBEIRÃO
CARRANCAS, MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Doutor.

Prof. Dr. Marco Aurélio Leite Fontes

Orientador

Prof. Dr. Ronaldo Fia

Prof. Dr. Marcelo Silva de Oliveira

Coorientadores

LAVRAS - MG

2018

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Rodriguez, Jiny Edwin Pavon.

Dinâmica temporal-espacial da água do Ribeirão Carrancas, Minas
Gerais / Jiny Edwin Pavon Rodriguez. - 2018.

135 p.

Orientador: Marco Aurélio Leite Fontes.

Coorientadores: Ronaldo Fia, Marcelo Silva de Oliveira.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2018.

Bibliografia.

1. Qualidade hídrica. 2. Distribuição espacial. 3. Monitoramento. I.
Fontes, Marco Aurélio Leite. II. Fia, Ronaldo. III. Oliveira, Marcelo
Silva de. IV. Título.

JIMY EDWIN PAVÓN RODRIGUEZ

**DINÂMICA TEMPORAL-ESPACIAL DA ÁGUA DO RIBEIRÃO
CARRANCAS, MINAS GERAIS**

**TEMPORAL-SPACE DYNAMICS OF WATER IN CARRANCAS
CREEK, MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 9 de março de 2018.

Prof. Dr. Lucas Rezende Gomide	UFLA
Prof. Dr. Ferdinando Filetto	UFMT/FAZZ
Prof. Dr. Luiz Eduardo Moschini	DCam/UFSCar
Prof. Dr. Ronaldo Fia	UFLA

Prof. Dr. Marco Aurélio Leite Fontes
Orientador

LAVRAS - MG

2018

Ao meu filho Arthur Cambuy Pavón Rodríguez, por ser a inspiração para este trabalho, à minha esposa Lucimary Cambuy, pelo apoio, compreensão e paciência, durante os tempos vividos; ao meu tio Nasser Rodriguez (in memoriam), pelo apoio na base de minha formatura; à minha avó Concepción Cárcamo (in memoriam), pela educação e princípios. Aos meus colegas, irmãos e amigos pelos incentivos neste trabalho.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao Departamento de Ciências Florestais pela realização do doutorado, ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal de Lavras, pela oportunidade e a CAPES pelo apoio econômico.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Marco Aurélio Leite Fontes, meus coorientadores Prof. Dr. Ronaldo Fia do Departamento de Engenharia e o Prof. Dr. Marcelo Oliveira da Silva do Departamento de Estatística, pela paciência, os valiosos aportes e o apoio oportuno.

Ao Prof. Dr. Lucas Rezende Gomide, Thiago Meirelles e Kalil Pascua, do Laboratório de Estudos em Manejo Florestal (LEMAF) do Departamento de Ciências Florestais (DCF) pelo apoio logístico.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Florestal do Departamento de Ciências Florestais e à equipe do Laboratório de Qualidade da Água do Núcleo de Engenharia Ambiental do Departamento de Engenharia (LAADEG) da Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Projeto CEMIG GT- 456 pelo apoio na realização deste trabalho.

Aos colegas que contribuíram direta ou indiretamente na realização desta pesquisa, porque sem ajuda de cada um, não poderia ser concretizada. Esse trabalho só foi possível pelo esforço conjunto de uma equipe de trabalho que ajudou durante todo esse tempo. Saibam que serei eternamente grato por isso!

“O mundo natural é a maior comunidade sagrada a que pertencemos. Danificar esta comunidade é diminuir nossa própria humanidade”.

Thomas Berry

RESUMO

Neste trabalho, objetivou-se, fazer uma avaliação da distribuição espacial das nove variáveis do Índice de Qualidade de água de 17 pontos de coleta na microbacia do Ribeirão Carrancas -MG, por meio do uso de técnicas de krigagem e IDW, considerando os impactos nas cargas de poluentes aplicados ao monitoramento dos recursos hídricos. Mais pontualmente, na krigagem, avaliaram-se: as estruturas espaciais do IQA e de três variáveis (pH, temperatura e fósforo total), os métodos de ajuste e seleção de modelos por médio da função semivariograma e o potencial da krigagem pelos modelos exponencial e gaussiano. Para o Índice de ponderação de distância inversa (IDW) foram avaliadas as variáveis de oxigênio dissolvido, coliforme termo tolerantes, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, turbidez e sólidos totais. A opção por esse método foi pela geração de um efeito pepita puro. Para cada ponto, foi feita uma avaliação ecológica por meio de um Protocolo de Avaliação Rápida e uma análise multivariada. Os dados para a realização do presente estudo foram obtidos de duas épocas de coleta, as análises laboratoriais foram feitas no Laboratório de Qualidade da Água do Núcleo de Engenharia Ambiental do Departamento de Engenharia (LAADEG) da Universidade Federal de Lavras (UFLA). Os resultados obtidos, demonstraram a degradação acentuada do corpo hídrico e a urgente necessidade de adotar mecanismos de gestão que auxiliem na mitigação dos impactos causados pela poluição das águas, que afetam o desenvolvimento econômico que provém das atividades turísticas do Município.

Palavras-chave: IQA. Monitoramento. Distribuição espacial. Análise multivariada. Ecossistemas.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the spatial distribution of the 17-points of collect samples for the nine variables of Water Quality Index in the micro basin of Carrancas Creek-MG by means of the use of kriging and IDW techniques and considering the impacts on pollutant loads applied to monitoring of water resources. More often, in the kriging, we evaluated: spatial structures of the WQI and three variables (pH, temperature and total phosphorus), the methods of adjustment and selection of models by means of semivariogram function and the potential of kriging by the exponential and Gaussian models. The variables of dissolved oxygen, thermotolerant coliforms, biochemical oxygen demand, total nitrogen, turbidity and total solids were evaluated for the inverse distance weighting (IDW). The option of this method was by generating a pure nugget effect. For each point an ecological evaluation was made by means of a Rapid Assessment Protocol along with a multivariate analysis. The data for the accomplishment of the present study were obtained from two collect samples periods, the laboratory analyzes were done at the Water Quality Laboratory of the Environmental Engineering Nucleus of the Department of Engineering (LAADEG) of the University of Lavras (UFLA). The results obtained demonstrated the degradation of the water body and the urgent need to adopt management mechanisms that to help to mitigate the impacts caused by the pollution of the waters that affect the economic development that comes from the tourist activities of the County.

Key words: WQI. Monitoring. Spatial distribution. Multivariate analysis. Ecosystems.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Semivariograma experimental típico (sequência de pontos no gráfico) e modelo de curva ajustado a ele.....	42
Figura 2 - Representação gráfica dos modelos de semivariâncias exponencial, esférico e gaussiano.	45
Figura 3 - Representação gráfica do modelo de semivariância potência com diferentes valores para o expoente B	46
Figura 4 - Localização dos pontos de coletas das amostras de água na microbacia do Ribeirão Carrancas – MG.....	57
Figura 5 - Diagrama de fluxo da pesquisa.....	59
Figura 6 - Mapa da cobertura de uso na microbacia do Ribeirão Carrancas.	62
Figura 7 - Ponto de coletas das amostras de água na Cachoeira da Fumaça (Ponto 2) (a), na saída da Cidade (Ponto 5) (b), no Ponto 4B (c), e no manancial de abastecimento (Ponto 5A) (d) na microbacia do Ribeirão Carrancas – MG.....	63
Figura 8 - Projeção espacial da ordenação dos vetores das variáveis físico-químicas nas duas componentes principais.....	79

APÊNDICES

Figura 1 - Mapa resultante pelo método de Krigagem (a) e os seu semivariograma (b) para o Índice de Qualidade de Água (IQA).....	123
Figura 2 - Mapa resultante pelo método de Krigagem (a) e os seu semivariograma (b) à temperatura (T).....	125
Figura 3 - Mapa resultantes pelo método de Krigagem (a) e seu semivariograma (b) para o potencial hidrogeniônico (pH).....	127
Figura 4 - Mapa resultantes pelo método de Krigagem (a) e seu semivariograma (b) para o fosforo total (FT).....	129

Figura 5 - Mapas resultantes pelo método do IDW para o oxigênio dissolvido (OD) (a) e coliformes termotolerantes (CT) (b).	131
Figura 6 - Mapas resultantes pelo método do IDW à demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (a) e nitrogênio total (NT) (b).	133
Figura 7 - Mapas resultantes pelo método do IDW à turbidez (a) (TB) e sólidos totais (ST) (b).	135

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Pesos das variáveis de acordo com o IGAM para o Estado de Minas Gerais, (2008).....	30
Tabela 2 - Faixas de classificação da qualidade da água de acordo com o cálculo do IQA.....	31
Tabela 3 - Intervalo de pontos somados em avaliações genéricas de habitats aquáticos e as condições ecológicas dos trechos em estudo.....	56
Tabela 4 - Dados de cobertura de uso da terra da microbacia do Ribeirão Carrancas segundo Oliveira-Filho (2006).....	62
Tabela 5 - Resultados da avaliação ecológica.....	64
Tabela 6 - Resultados médios para o IQA e às variáveis nos córregos tributários do Ribeirão Carrancas-MG.	65
Tabela 7 - Resultados médios para o IQA e às variáveis no curso principal do Ribeirão Carrancas-MG.	66
Tabela 8 - Relações dos modelos de Krigagem para as variáveis de Temperatura (T), potencial hidrogeniônico (pH), fosforo total (FT) e o Índice de Qualidade de água (IQA).....	77
Tabela 9 - Resultados das áreas por intervalo nas análises das variáveis ambientais nos valores médios das amostras de água.	78
Tabela 10 - Resultados em porcentagens por intervalos nas análises das variáveis ambientais nos valores médios das amostras de água.	78
Tabela 11 - Componente principal das cargas 1 e 2.....	79

APÊNDICES

Tabela 1 - Localização dos pontos de coleta.....	111
--	-----

Tabela 2 - Resultados totais das variáveis e do IQA nos córregos tributários.....	113
Tabela 3 - Resultados totais das variáveis e o IQA no curso principal.	115
Tabela 4 - Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas.....	117

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	Objetivo	19
2	REFERENCIAL TEÓRICO	21
2.1	O marco geral da qualidade hídrica	21
2.2	A poluição dos corpos hídricos	25
2.3	Importância da qualidade de água no turismo	26
2.4	O índice de qualidade de água (IQA)	28
2.5	Variáveis do Índice de Qualidade de Água (IQA)	32
2.5.1	Oxigênio dissolvido (OD)	32
2.5.2	Coliformes termotolerantes (CT)	32
2.5.3	Potencial hidrogeniônico (pH)	33
2.5.4	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	34
2.5.5	Temperatura (T)	34
2.5.6	Nitrogênio total (NT)	35
2.5.7	Fósforo total (FT)	35
2.5.8	Turbidez (TB)	36
2.5.9	Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	37
2.6	Os Protocolos de Avaliação Rápida de Rios (PAR)	37
2.7	A Estatística Espacial	38
3	MATERIAIS E MÉTODOS	53
3.1	Área de estudo	53
3.2	Avaliação ecológica	54
3.3	Coleta das amostras de água	56
3.4	Análises de laboratório e cálculo do IQA	56
3.5	Análises multivariadas	57
3.6	Semivariogramas experimentais e análises espaciais	58
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
4.1	Uso e ocupação do solo	61
4.2	Avaliação ecológica	63
4.3	Cálculo do Índice de qualidade da água (IQA)	64
4.4	Córregos tributários	67
4.5	Curso principal	72
4.6	Análises espaciais	77
4.7	Análise multivariada	78

4.8	Análises para o IQA.....	79
4.8.1	Temperatura.....	80
4.8.2	Potencial hidrogeniônico.....	80
4.8.3	Fósforo total.....	81
4.9	Interpolação pelo Método de Ponderação de Distância Inversa (IDW)	81
4.9.1	Oxigênio dissolvido	82
4.9.2	Coliformes termotolerantes.....	82
4.9.3	Demanda bioquímica de oxigênio.....	83
4.9.4	Nitrogênio total.....	83
4.9.5	Turbidez.....	84
4.9.6	Sólidos totais dissolvidos	84
4.10	Algumas outras considerações	85
5	CONCLUSÕES	87
6	RECOMENDAÇÕES.....	89
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	91
	REFERÊNCIAS	93
	APÊNDICE A - LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA ...	111
	APÊNDICE B – RESULTADOS TOTAIS NOS CÓRREGOS TRIBUTÁRIOS.....	113
	APÊNDICE C - RESULTADOS TOTAIS DAS VARIÁVEIS E O IQA NO CURSO PRINCIPAL	115
	APÊNDICE D - PROTOCOLO PAR.....	117
	APÊNDICE E - MAPA RESULTANTE DO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA	123
	APÊNDICE F - MAPA RESULTANTE DA TEMPERATURA.....	125
	APÊNDICE G - MAPA RESULTANTE DO POTENCIAL HIDROGEÔNICO	127
	APÊNDICE H - MAPA RESULTANTE DO FOSFORO TOTAL.....	129
	APÊNDICE I - MAPA RESULTANTE DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO E COLIFORMES TERMOTOLERANTES	131
	APÊNDICE J - MAPA RESULTANTE DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO E O NITROGÊNIO TOTAL.....	133
	APÊNDICE K - MAPA RESULTANTE DA TURBIDEZ E SÓLIDOS TOTAIS.....	135

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso finito, que circula naturalmente, é desigualmente distribuído e é constantemente recarregado no espaço e no tempo, sendo uma manifestação essencial. Essa variabilidade é global, sendo uma capacidade de armazenamento contínuo que tem uma tendência a ser substancialmente aumentada numa tentativa de controlar suprimentos e eventos extremos, fragmentando, assim, a conectividade à integridade ecológica dos rios (NILSSON et al., 2005), fazendo com que as alterações das vazões de água reduzam significativamente a biodiversidade e, assim, aumentando os vetores que transmitem doenças, impactando o habitat, a temperatura e as interações bióticas (CHIVIAN; BERNSTEIN, 2008). Considerando esse aspecto, Tundisi (2008), aponta que uma abordagem de gerenciamento, pesquisa e elaboração de bancos de dados, a partir da bacia hidrográfica, deve incluir uma valoração dos serviços ecossistêmicos, uma capacidade preditiva, baseada em um programa denso e tecnicamente avançado de monitoramento e um sistema adequado de governança de água, com a finalidade de promover oportunidades de desenvolvimento regional e sustentável a partir da água disponível e da demanda.

O acesso à água doce com qualidade, é fundamental para o desenvolvimento sustentável, neste sentido, na atualidade, a qualidade da água configura-se como uma questão sensível e crítica, pois a influência antropogênica nos processos naturais está degradando-a e dificultando o uso, seja para consumo humano, indústria, agricultura, lazer, turismo, entre outros fins (JARVIE; WHITTON; NEAL, 1998; KAZI et al., 2009; SÁNCHEZ et al., 2007; SIMEONOV et al., 2003). Portanto, faz-se necessária uma maior compreensão da importância da qualidade hídrica na saúde pública e nos ecossistemas aquáticos, tornando-se fundamental a avaliação contínua da

qualidade das águas superficiais (OUYANG, 2005; SENER; SENER; DAVRAZ, 2017). No entanto, os programas de monitoramento da qualidade da água se apresentam como estratégias necessárias à proteção e à conservação dos recursos hídricos (PESCE; WUNDERLIN, 2000). As propriedades qualitativas da água, juntamente com as mudanças da cobertura do solo e as atividades antrópicas, são elementos que devem ser considerados no planejamento da gestão dos recursos hídricos, na busca da melhoria de sua qualidade (MIR; PIRI; KISI, 2015).

O reconhecimento internacional da degradação ambiental causada pelo uso irracional dos recursos naturais, criou novos paradigmas para o desenvolvimento de políticas públicas ambientais, focadas nas práticas do desenvolvimento sustentável dentro de um balanceamento entre objetivos de progresso econômico, bem-estar social e conservação dos ecossistemas para fornecer bens, produtos e serviços às populações com desenvolvimento científico e tecnológico, em uma abordagem ecossistêmica, integral e interdisciplinar (ANDRADE, 2004; PEREVOCHTCHIKOVA; VAZQUEZ, 2011). Nesse sentido, autores como Keeler et al. (2012) apontam que, apesar desse amplo reconhecimento do valor dos bens e serviços fornecidos pela natureza e as ferramentas existentes para avaliar e valorizar os serviços ecossistêmicos, estes, muitas vezes, ficam fora do alcance das necessidades e expectativas dos tomadores de decisão e da própria população. A qualidade da água é considerada como um serviço do ecossistema, sendo também um importante contribuinte para muitos serviços de benefício social, tais como: desenvolvimento econômico, turismo, lazer, prevenção de desastres ou saúde humana.

A água em pouca ou grande quantidade, pode produzir perturbações que alteram o funcionamento dos ecossistemas, ainda que seja com pequenas mudanças na disponibilidade ao longo do tempo, pode ocasionar alterações

ecológicas significativas (BERNACCHI; VANLOOCKE, 2015), provocando degradação ambiental e danos econômicos. Ao mesmo nível que as alterações climáticas, os efeitos da escassez e poluição das águas são percebidos em diferentes escalas. Nesse contexto e após várias décadas de baixo investimento, gestão inadequada e falta de governança, os resultados são claros e vão desde deslizamentos de terra e poluição das águas, até inundações em conjunto com os efeitos de fenômenos meteorológicos extremos (SEVILLA; TORREGROSA; MORENO, 2010; FAO, 2011).

Um dos desafios dos pesquisadores para conhecer a dinâmica dos serviços ecossistêmicos no contexto social e territorial, está relacionado com as mudanças dos processos ecológicos que afetam o bem-estar humano. Considerando essa premissa, a qualidade da água é altamente valorizada e as informações com valores de qualidade da água são cada vez mais exigidas. No entanto, não existe um quadro generalizado que possa avaliar a ligação das alterações na qualidade hídrica às mudanças nos ecossistemas como multiplicadores de bens e serviços (BATEMAN et al., 2010). Por outro lado, autores como Mello et al. (2012) aponta que a mudança no uso da terra gera grandes impactos sobre o meio ambiente, em particular, o avanço da fronteira agrícola produz perturbações no ciclo hidrológico e da disponibilidade dos recursos hídricos à sociedade, além dos impactos sobre a biodiversidade, degradação do solo, poluição e riscos na saúde humana. É oportuno para os pesquisadores, fazerem questionamentos sobre aspectos fundamentais no uso e conservação dos recursos hídricos, sobre os futuros cenários que considerem as mudanças no uso da terra e os impactos no estabelecimento de políticas públicas e práticas de gestão, conservação e mitigação dos impactos.

Sabe-se que sem água é impossível realizar as mais diversas atividades biológicas e da produção humana, no entanto, sua qualidade interfere diretamente no desenvolvimento geral da saúde dos ecossistemas e das

comunidades humanas servidas por este bem ambiental. Todavia, a água constitui-se em um componente cada vez mais escasso em nossa vida diária, sendo um fato marcado pelo mau gerenciamento desse recurso, pelas péssimas condições ambientais e pelo uso abusivo do modelo de um sistema produtivo vigente com severas marcas de degradação (RODRIGUES; CASTRO; MALAFAIA, 2015; TUNDISI, 2008; 2003).

Com base no anteriormente exposto, o presente trabalho parte das seguintes premissas:

- a) As águas utilizadas pelas comunidades do Ribeirão Carrancas são aptas para o consumo humano ou para atividades de lazer?
- b) Estas águas estão apropriadas para as distintas formas de uso dos sistemas agroecológicos ou urbanos?
- c) Como é a carga de poluentes do Índice de Qualidade de Água em relação às variáveis (oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e sólidos totais)?
- d) Como é a distribuição espacial de cada variável no percurso do rio?

Todas essas perguntas vão orientadas para o provimento adequado de água, em quantidade e qualidade, sendo essencial para o desenvolvimento socioeconômico local, com reflexos diretos sobre as condições de saúde e de bem-estar da população, no entanto, as condições adequadas de abastecimento resultam na melhora das condições de vida e em outros benefícios, tais como: controle e prevenção de doenças, prática de hábitos higiênicos, conforto e bem-estar, aumento da expectativa de vida e da produtividade econômica (RAZZOLINI; GUNTHER, 2008).

Muitos estudos com a utilização de IQA têm sido realizados, porém, são geralmente distribuídos heterogeneamente, enquanto os parâmetros de qualidade são apenas pesquisados em alguns locais. Portanto, a variabilidade espacial dos parâmetros de qualidade da água e no IQA em locais não amostrados são consideravelmente incertos (AMINU et al., 2015).

1.1 Objetivo

Visando a analisar, discutir e entender toda essa dinâmica relacionada aos corpos hídricos e sua relação com o entorno, esta pesquisa tem como objetivo fazer uma avaliação das 9 variáveis (oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e sólidos totais), do Índice de Qualidade de Água e os impactos nas cargas de poluentes e sua distribuição espacial na microbacia no Ribeirão Carrancas -MG.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 O marco geral da qualidade hídrica

As águas superficiais, subterrâneas e reservas de água são componentes estratégicos e essenciais do desenvolvimento econômico, social e de sustentabilidade dos processos em âmbitos local, regional e continental (TUNDISI, 2014). São recursos vitais à saúde, ao desenvolvimento humano e aos ecossistemas. Além disso, é vital para erradicar a pobreza, promover a igualdade de gênero e contribuir na segurança alimentar e energética. Alguns estudos realizados por diversos órgãos nacionais e internacionais apontam que a crise hídrica tem forte relação com a ausência de gestão, essencialmente causada pela utilização de métodos de irrigação inadequados (UNESCO, 2003; BRITO et al., 2005).

A água é um elemento vital para a vida e a saúde das pessoas e dos ecossistemas e um requisito básico para o desenvolvimento dos países, mas, em todo o mundo, mulheres, homens e crianças não têm acesso à água adequada e segura para satisfazer as suas necessidades básicas, porém, os recursos hídricos e os ecossistemas relacionados que os mantêm, estão sob ameaça de poluição, uso insustentável, mudanças no uso da terra, mudança do clima e muitas outras forças (GARRICK; HALL, 2014; GIORDANO; WOLF, 2003; SWWF, 2000).

No entanto, autores como Berezin (2012); Moraes e Jordão (2002) e Stephen, Stanley e Vander (2011) apontam que os ambientes aquáticos são utilizados com distintas finalidades, entre as quais se destacam o abastecimento de água, a geração de energia, a irrigação, a navegação, a aquicultura e o efeito paisagístico. No entanto, nas últimas décadas, esse recurso está sendo ameaçado pelas ações do homem, trazendo como resultado, um prejuízo para a própria humanidade junto com outros fatores, tais como destruição dos ecossistemas,

mudanças na cobertura da terra, alteração dos fluxos de água e poluição, como produto da perturbação da qualidade da água.

Nos tempos atuais, a sociedade vive em um modelo de desenvolvimento econômico baseado na exploração dos recursos naturais, sendo um dos maiores objetivos do século, a busca pelo equilíbrio ambiental (YOUNG, 2001). Os ambientes aquáticos sempre foram e serão um dos recursos naturais mais explorados, em razão de suas diversas finalidades (MORAES; JORDÃO, 2002; SANTOS; HERNANDEZ, 2013; OLIVEIRA; PEREIRA; VIEIRA, 2011). Todos esses aspectos evidenciam a necessidade do monitoramento dos recursos hídricos como ferramenta de auxílio na identificação de possíveis impactos ambientais e as influências do entorno no meio aquático.

As mudanças no uso da terra, afetam os recursos hídricos com diferente intensidade e magnitude, pelo que é necessário compreender sua dinâmica para requerer uma abordagem em diferentes níveis em escalas espaço-temporais, tendo em conta vários fatores (econômicos, sociais e ambientais). Por essa razão, é importante identificar os processos e fatores que causam as mudanças na quantidade e qualidade dos recursos hídricos e tudo isso requer uma abordagem interdisciplinar (CINDERBY et al., 2011; MELLO et al., 2012; WANG et al., 2008), que deve considerar a abordagem em múltiplas escalas para fornecer os métodos de integração, análise e acompanhamento dos processos de mudanças nos sistemas ecológicos e sociais (ALLEN et al., 2014; CASH et al., 2006; GUNDERSON; HOLLING, 2002; TURNER II et al., 1990; VANWEY; OSTROM; MERETSKY, 2009; YOUNG, 1994), dentro da perspectiva do manejo integrado dos recursos hídricos.

Nesse sentido, Fia et al. (2014) aponta que a qualidade das águas está fortemente ligada ao uso e manejo do solo em uma bacia hidrográfica e pelo regime hídrico. No período chuvoso, há arraste de materiais superficiais e, na estiagem, aumento das concentrações de poluentes advindos dos despejos, pelo

fato da redução da vazão, aumentando as concentrações de poluentes advindos dos despejos, em razão da redução do volume de água escoada no período de estiagem (CUNHA et al., 2013; LEMOS; FERREIRA; DIAS, 2010; SANTI et al., 2012). Esse problema é exacerbado, quando a capacidade de purificação dos sistemas dos córregos é baixa em relação a quantidade de contaminantes recebidos (MENEZES et al., 2015).

No entanto, a redução da disponibilidade qualitativa e quantitativa da água é um tema de discussões nos meios científicos e políticos, estando associada ao uso e ocupação do território e aos processos produtivos, dentre outros fatores (PELLIZZARO et al., 2008), sendo que a segurança hídrica é um desafio maior tanto à ciência e à própria sociedade (GARRICK; HALL, 2014; ORLOVE; CATON, 2010). No entanto, vários conflitos e problemas têm sido gerados como produto da alta concentração urbana, a degradação ambiental, os eventos climáticos extremos, o aumento do risco das áreas de abastecimento, a contaminação dos rios por esgoto doméstico, industrial e pluvial, enchentes urbanas geradas pela inadequada ocupação do espaço e pelo gerenciamento inadequado da drenagem e falta de coleta e disposição do lixo (TUCCI, 2004; TUNDISI, 2014). Diante dessa situação, não se deve apenas manter o potencial das paisagens em prover recursos hídricos, mas também é fundamental aumentar esse potencial e assegurar uma regularidade nessa oferta (TAMBOSI et al., 2015), às demandas de uma crescente população que trazem como consequência uma fragilidade ambiental (LIMA; SILVA; ALTIMARE, 2004; POLETO; CARVALHO; MATSUMOTO, 2010) e intensificando os processos erosivos, dando como resultado, assoreamento, eutrofização e contaminação das águas e reduzindo, assim, a disponibilidade e a qualidade do recurso hídrico.

Entretanto, Mendonça e Leitão (2008) enfatizam que o problema da qualidade da água e da gestão dos recursos hídricos consiste em um dos mais

graves da sociedade contemporânea. O conhecimento sobre a qualidade dos recursos hídricos de uma bacia, consiste em uma ferramenta de extrema importância, uma vez que a partir dessas informações é possível inferir sobre as condições da bacia hidrográfica como um todo (BERTOSSI et al., 2013; QUEIROZ et al., 2010). Por outra parte, Schreiber et al. (2015), também sinalam que os conhecimentos relacionados com a contaminação da água a partir de fontes pontuais e difusas têm aumentado nos últimos anos e há muitos estudos realizados com foco em efluentes de estações de águas residuais ou combinados com esgoto transbordado. No entanto, ainda há apenas uma quantidade limitada de dados microbianos sobre fontes difusas, levando a difundir a poluição das águas superficiais e, por isso, é indiscutível a importância da ciência na busca de solução para os desafios sociais. Cabe aos cientistas analisarem estrategicamente a situação dos recursos hídricos em cada estado ou município do Brasil, a fim de que as comunidades e a nação como um todo, fundamentem seus planos de desenvolvimento socioeconômico com segurança e perspectiva sustentável (TUNDISI, 2014).

O desenvolvimento rural e a gestão ambiental são concebidos como momentos de um mesmo processo, compondo uma unidade indissolúvel diante das necessidades modernas de geração de renda e uso sustentável dos recursos naturais (RODRIGUES et al., 2012). No entanto, o monitoramento dos corpos de água é uma ferramenta que gera informações importantes para a gestão das bacias hidrográficas. Tais dados podem ser usados para fazer diagnósticos de condições atuais, prever os resultados futuros ambientais e promover o desenvolvimento sustentável de uma região. Um controle eficaz deve ser precedido de uma análise física, química e bacteriológica para diagnosticar a qualidade da água.

No Brasil, a Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e para o Estado de Minas Gerais, a Deliberação

Normativa Conjunta COPAM/CERH - MG N.º 1, do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM), são as normativas Legais que definem os parâmetros de qualidade hídrica de acordo com o seu uso. Para as águas naturais existem 5 classes: especial e classes de 1 a 4. A classe 1, refere-se a águas de ótima qualidade, enquanto a classe 4, refere-se a águas de baixa qualidade e uso limitado em decorrência da sua poluição.

2.2 A poluição dos corpos hídricos

O alcance do equilíbrio sustentável entre os seres humanos e os ecossistemas, é um desafio enorme (LIU, 2013; POFF et al., 2003), o crescimento populacional e as mudanças climáticas impõem uma restrição na distribuição espacial e temporal da água, resultando em uma maior concorrência pela diminuição dos recursos hídricos (UNEP, 2012), enquanto, as mudanças no uso da terra afetam os fluxos de água dos rios e modificando os escoamentos juntamente com a recarga dos aquíferos subterrâneos.

Neste sentido, a erosão do solo também tem um impacto ambiental importante e afeta diretamente as bacias hidrográficas, junto com a degradação, empobrecimento dos solos e redução da água superficial na qualidade (GREGORY et al., 1991; OLIVEIRA et al., 2014), como consequência da destruição dos ecossistemas ribeirinhos ocasionados pelas atividades antrópicas, em razão da cobertura vegetal exercer um papel fundamental na manutenção e no equilíbrio do ciclo hidrológico, desempenhando funções no controle da produção de água que garantem a permanência de vazões (TUCCI; CLARKE, 1997; RODRIGUES et al., 2015). O uso da terra e da cobertura vegetal, também tem um papel preponderante, já que a água é armazenada na bacia e subsequentemente distribuída, alimentando as nascentes e afluentes do canal principal (LLERENA; HERMOZA; LLERENA, 2007).

A poluição hídrica, a agricultura sem controle e o crescimento demográfico, são consequências da destruição das áreas ribeirinhas. Esse fato ocorre, em decorrência da hidrologia em uma bacia interagir de várias maneiras (LOHSE et al., 2009), sendo que a qualidade da água possui uma forte correlação espacial (VOROSMARTY et al., 2010). A poluição difusa, a descarga direta de esgoto, indústria ou mineração, trazem como resultado o aumento das cargas de poluentes nas águas e nas paisagens dominadas pelo ser humano (áreas agrícolas ou urbanas), lançando produtos químicos antropogênicos que incluem compostos orgânicos, metais pesados, ácidos e álcalis, muitos dos quais são tóxicos para os organismos aquáticos ou seres humanos (STEPHEN et al., 2011). Enquanto os ecossistemas aquáticos fornecem benefícios em termos de educação, lazer, beleza paisagística, recreação ou valores espirituais como benefícios de um bem ambiental que têm toda uma complexidade natural, sua gestão também deve considerar os objetivos socioeconômicos da região, assunto difícil quando as autoridades têm objetivos diferentes de conservação (HONTI, 2015). Por outra parte, o monitoramento de microbacias hidrográficas ainda é pouco usual no Brasil, além de representar importância fundamental para o atual e futuro abastecimento de água (FRANCISCO; CARVALHO, 2004). Alguns autores como Brito, Silva e Porto (2007) apontam que os recursos hídricos tendem a se tornar mais escassos, em decorrência dos processos de uso e poluição crescente, especialmente quando não há melhorias na gestão da oferta e demanda de água. Fatos que nos mostram a importância do seu monitoramento e a conservação das matas ciliares.

2.3 Importância da qualidade de água no turismo

A água como bem ambiental de lazer, tem um papel fundamental na economia local nas zonas de beleza cênica. Autores como Berezin (2012);

Macerinskiene (2010) e Oliveira et al. (2010) dão ênfase na conservação, gestão e manejo dos corpos hídricos e no caso do turismo, têm um grande potencial de oportunidades para ser descoberto e valorizado. Por essa razão, seria importante realizar estudos sobre as necessidades de instalações adequadas, incentivar as iniciativas empresariais, visar à aprimoração da base jurídica, a governança do recurso, realizar pesquisas sobre a gestão integrada de bacias hidrográficas, análise da qualidade hídrica, qualidade ambiental na preservação de ecossistemas e a saúde da população, visando a levar a promoção das atividades recreativas na natureza dentro de um desenvolvimento sustentável, melhorando a economia local. Além disso, a disponibilidade de água de boa qualidade fornece maiores oportunidades (DURIS; HAACK; FOGARTY, 2009; LANT; MULLENS, 1991).

Por outro lado, os corpos hídricos se encontram afetados por micro-organismos que produzem toxinas, decorrentes de cargas de nutrientes como produto das atividades humanas tais como agricultura, indústria ou esgoto (SMITH, 2003), sendo também afetados pelo aquecimento global (PAERL; HUISMAN, 2008). A exposição humana a toxinas é potencialmente disseminada, podendo levar a problemas de saúde relacionados ao contato, ingestão e inalação durante atividades recreativas ou ocupacionais (CALLER et al., 2009). Esses problemas podem ser dermatológicos (STEWART et al., 2006), respiratórios (TURNER et al., 1990) ou efeitos gastrointestinais (TEIXEIRA et al., 1993). Todos esses perigos reafirmam a necessidade de uma gestão adequada dos recursos hídricos para um desenvolvimento sustentável com o objetivo de não pôr em risco a saúde das pessoas que frequentam os lugares de interesse turístico.

2.4 O índice de qualidade de água (IQA)

As relações entre o uso da terra com as mudanças nos cursos de água, podem ser influenciadas pela poluição orgânica, física e bacteriológica causada pela disposição do lixo, descarga de esgoto, efluentes, e do escoamento superficial. No caso das áreas rurais, essas mudanças podem decorrer do uso de água para irrigação na agricultura, uso de pesticidas e fertilizantes, resíduos animais, desmatamento, incêndios e uso inadequado de técnicas agrícolas, que causam erosão e drenagem de água das zonas rurais desde as estradas (GOLDSTEIN et al., 2007). Além da poluição dos corpos hídricos, esses fatores podem causar danos à biota e ao ser humano (CARVALHO et al., 2015; MARGALEF, 1991; VILLELA et al, 2007).

Para avaliar o IQA, é necessária a resolução de multiparâmetros ou relatórios de análise longos, resumidos num único dígito, sendo essencial para comparar a qualidade da água de diferentes fontes ou pontos e monitorar as alterações na qualidade da água de uma dada fonte em função do tempo e outros fatores que influenciam (SARKAR; ABASSI, 2005). O grau amplo de água doce é eminente para as necessidades biológicas, as quais são uma parte vital da gestão integrada do ambiente e do desenvolvimento sustentável, por isso se tornaram ferramentas importantes e populares na avaliação da qualidade da água dos corpos hídricos em todo o mundo, especialmente dos rios. Entretanto, a avaliação dos índices de água hídrica (IQA), têm como objetivo esforçar um valor único com o fim de diminuir a grande quantidade de parâmetros e representar os dados de forma simplificada (OTT, 1978; POONAM; TANUSHREE; SUKALYAN, 2013; SARKAR; ABBASI, 2006; SUTADIAN et al., 2016).

A garantia da qualidade de água doce para consumo humano e as necessidades ecológicas, são aspectos importantes da gestão integrada do

ambiente e desenvolvimento sustentável (BENVENUTI et al., 2015; SREBOTNJAK et al., 2012). O IQA transforma selecionados parâmetros de qualidade da água em um número sem dimensão, para que as alterações na qualidade da água do rio em qualquer local e momento particular possam ser apresentadas de uma forma simples e facilmente compreensível, sendo uma das mais eficazes ferramentas para estudar a qualidade das águas superficiais e subterrâneas, como apontado por Sakizadeh, Malian e Ahmadpour, (2016). Para caracterizar a qualidade hídrica, utilizam-se alguns parâmetros que representam suas características físico-químicas e biológicas, os indicadores da qualidade da água, que representam impurezas, quando ultrapassam certos valores estabelecidos.

Esses parâmetros foram estabelecidos pela National Sanitation Foundation (NSF) nos Estados Unidos, por meio de uma pesquisa de opinião de um grupo de especialistas da área ambiental, para o desenvolvimento de um índice que indicasse a qualidade da água (IQA). Com isso, nove parâmetros foram considerados mais representativos: oxigênio dissolvido, coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato total, temperatura da água, turbidez e sólidos totais. A cada parâmetro lhe é atribuído um peso (TABELA 1), de acordo com sua importância relativa no cálculo do IQA conforme a Normativa Legal vigente.

Tabela 1 - Pesos das variáveis de acordo com o IGAM para o Estado de Minas Gerais, (2008).

Variáveis de Qualidade (q)	Peso (w)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio	0,10
Temperatura	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08

Fonte: IGAM, (2008).

O IQA foi calculado pelo produto médio ponderado das nove variáveis (Equação 1) e considerando os pesos descritos na Tabela 1. Os valores do IQA propostos pelo IGAM (2008) estão expostos na Tabela 2:

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

Onde:

IQA = índice de qualidade da água, um número de 0 a 100;

q_i = qualidade do parâmetro i obtido através da curva média específica de qualidade;

w_i = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1. Os valores do índice variam entre 0 e 100, conforme especificado na Tabela 2:

Tabela 2 - Faixas de classificação da qualidade da água de acordo com o cálculo do IQA.

Nível de Qualidade	Faixa	Significado
Excelente	$90 < \text{IQA} \leq 100$	Águas apropriadas para tratamento convencional visando o abastecimento público.
Bom	$70 < \text{IQA} \leq 90$	
Médio	$50 < \text{IQA} \leq 70$	
Ruim	$25 < \text{IQA} \leq 50$	Águas impróprias para tratamento convencional visando o abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados.
Muito ruim	$0 < \text{IQA} \leq 25$	

Fonte: IGAM, (2008).

Todos esses parâmetros de qualidade que fazem parte do cálculo do IQA, refletem principalmente a contaminação dos corpos hídricos. A CETESB (2009) e a ANA (2017), enfatizam sobre a importância no índice para seu uso na avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal sua utilização para o abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas e, assim, facilitar a comunicação com o público, no entanto, Rizo-Decelis, Pardo-Igúzquiza e Andreo (2017), sugerem fazer duas coletas por ano para produzir os valores médios das variáveis e determinar as cargas de poluentes.

Nos corpos de água, a presença de minerais é essencial para o bem-estar humano, no entanto, uma quantidade excessiva, acima dos parâmetros permitidos nas normas vigentes, pode trazer efeitos negativos. Todavia, mesmo imprópria para consumo humano, as águas podem ser destinadas a outros usos menos exigentes, como para agricultura ou para turismo como sugere Gedik et al., (2010). A avaliação da qualidade da água é um aspecto importante do gerenciamento de recursos hídricos como foi analisado por Banerjee e Srivastava, (2009), porém, apenas uma comparação entre os parâmetros de qualidade da água e os padrões atuais estabelecidos na legislação vigente é

insuficiente para relatar o estado da qualidade da água e sua evolução ao longo da bacia e ao longo do tempo.

2.5 Variáveis do Índice de Qualidade de Água (IQA)

2.5.1 Oxigênio dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido (OD) é um componente essencial para o metabolismo dos microrganismos aeróbicos presentes em águas naturais, sendo indispensável para os seres vivos, especialmente os peixes, os quais geralmente não resistem às concentrações de OD na água (KEGLEY; ANDREWS, 1998). Em temperatura ambiente, a água em contato com o ar fica geralmente saturada com oxigênio, podendo ser acrescido pelo O_2 produzido pelas plantas aquáticas durante a fotossíntese. Um decréscimo da água superficial pode ocorrer quando a temperatura das águas se eleva ou quando ocorre eutrofização do corpo hídrico (ANA, 2017; APHA, 2005; CETESB, 2009; PARRON, 2011), no entanto, VonSperling (1996) afirma que o oxigênio dissolvido, tem sido utilizado tradicionalmente para a determinação do grau de autodepuração em cursos d'água, no entanto, outros autores como Novotny (2002) apontam que também funciona com um indicador da saúde ecológica do fluxo do rio e é o parâmetro mais importante para proteger a fauna ictiológica.

2.5.2 Coliformes termotolerantes (CT)

Os coliformes termotolerantes (CT), são grupos que estão relacionados com as bactérias que vivem no intestino dos animais, tais como: bois, porcos, cachorros, gatos, também no homem, entre outros. Sem lhes causar prejuízos, são adquiridos quando penetram pela pele ou são ingeridos por consumo de água

ou alimentos contaminados e constantemente são liberados em grandes quantidades, junto com as fezes. No caso de existir contaminação por coliformes fecais ao fazer a análise da qualidade hídrica, significa que houve descarga de esgoto em período recente, situação que aumenta a probabilidade da presença de parasitas intestinais, visto que, essas formas também podem ser eliminadas por fezes, sendo um risco para o consumo humano (ANA, 2017; CETESB, 2009; PARRON, 2011). A OMS (2004), ressalta que os coliformes são abundantes nas fezes de animais de sangue quente, mas também podem ser encontrados no solo, ambientes aquáticos, vegetação e podem ser detectados em densidades elevadas em fezes humanas e animais, esgoto e água submetidos à recente poluição fecal. Portanto, é considerado o melhor microrganismo indicador fecal.

2.5.3 Potencial hidrogeniônico (pH)

O termo pH (potencial hidrogeniônico) é uma numeração que varia de 0 a 14, indicando a intensidade da acidez ($\text{pH} < 7,0$), neutralidade ($\text{pH} = 7,0$) ou alcalinidade ($\text{pH} > 7,0$) de uma solução aquosa. É uma das ferramentas mais importantes e frequentes utilizadas na análise da água.

A influência direta do pH nos ecossistemas aquáticos é exercida por seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. O efeito indireto também ocorre, pois, determinadas condições de pH podem contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados (PIVELI; KATO, 2005). No entanto, autores como Naveedullah et al. (2016) ressaltam que o pH é um indicador dos processos químicos e biológicos que pode ser afetado para muitos organismos que sobrevivem num intervalo específico, além disso, os corpos d'água não poluídos, mostram um pH quase neutro ou ligeiramente alcalino (AZEVEDO; MAGALHAES, 2010; JONNALAGADDA; MHERE, 2001).

2.5.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A demanda biológica de oxigênio (DBO) é uma variável utilizada para identificar a presença de matéria orgânica na água. Ambos indicam o consumo ou a demanda de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica presente na água, sendo definida como a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação bioquímica. É um bioensaio que indica o consumo de oxigênio por organismos vivos (principalmente bactérias), enquanto utilizam a matéria orgânica em condições similares àquelas que ocorrem na natureza (ANA, 2017; APHA, 2005; PARRON, 2011). O aumento da DBO nos corpos de água pode ser um resultado da liberação de efluentes domésticos, o que provoca um aumento do teor de matéria orgânica, causando uma diminuição de oxigênio dissolvido por oxidação, supressão da fauna aquática, e altera as propriedades organolépticas da água (CETESB, 2009).

2.5.5 Temperatura (T)

A temperatura (T) influencia vários parâmetros físico-químicos da água, tais como a tensão superficial e a viscosidade. Os organismos aquáticos são afetados por temperaturas fora de seus limites de tolerância térmica, o que causa impactos sobre seu crescimento e reprodução. Todos os corpos d'água apresentam variações de temperatura ao longo do dia e das estações do ano. No entanto, o lançamento de efluentes com altas temperaturas pode causar impacto significativo nos corpos de água (ANA, 2017; CETESB, 2009; PERCEBON; LIMA; ROSA, 2005). No entanto, Naveedullah et al. (2016) demonstraram que a temperatura afeta a disponibilidade de concentração de oxigênio na água, além de seus efeitos nos processos químicos e biológicos.

2.5.6 Nitrogênio total (NT)

Pelo fato dos compostos de nitrogênio serem nutrientes nos processos biológicos, seu lançamento em grandes quantidades nos corpos d'água, junto com outros nutrientes tais como o fósforo, causa um crescimento excessivo das algas, processo conhecido como eutrofização, o que pode prejudicar o abastecimento público, a recreação e a preservação da vida aquática. As fontes de nitrogênio para os corpos d'água são variadas, sendo uma das principais o lançamento de esgotos sanitários e efluentes industriais. Em áreas agrícolas, o escoamento da água das chuvas em solos que receberam fertilizantes, também é uma fonte de nitrogênio, assim como a drenagem de águas pluviais em áreas urbanas. No entanto, Sun et al. (2013) e Alves et al. (2012) sinalam que o carregamento de nutrientes nos rios é geralmente aumentado pelas mudanças humanas induzidas pelo uso da terra que podem levar num aumento da poluição das águas superficiais.

Também ocorre a fixação biológica do nitrogênio atmosférico pelas algas e bactérias. Além disso, outros processos, tais como a deposição atmosférica pelas águas das chuvas também causam aporte de nitrogênio aos corpos d'água (ANA, 2017; CETESB 2009; PARRON, 2011).

2.5.7 Fósforo total (FT)

Alguns autores como Klein e Agne (2012) e Piveli e Kato (2005) apontam que o fósforo (FT) é essencial para o crescimento dos organismos, podendo ser o nutriente que limita a produtividade de um corpo d'água. A presença do fósforo na água pode estar relacionada a processos naturais, como dissolução de rochas, carreamento de solo, decomposição de matéria orgânica, e

também a processos antropogênicos, como lançamento de esgotos, detergentes, fertilizantes e pesticidas.

A descarga de fosfatos provenientes de esgoto bruto ou tratado, drenagem agrícola, ou de determinados resíduos industriais, podem estimular o crescimento de micro e macro- organismos aquáticos fotossintéticos em grandes quantidades, desencadeando processos de eutrofização (CETESB, 2009; PARRON, 2011).

2.5.8 Turbidez (TB)

A turbidez (TB) na água é causada pela presença de materiais em suspensão, tais como argila, sílica, matéria orgânica e inorgânica, plâncton e outros organismos microscópicos. Em concentrações elevadas, reduz a penetração da luz na água, diminuindo, assim, a ação fotossintética no ambiente (grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la). A clareza de um corpo d'água natural é um dos principais determinantes da sua condição e produtividade. A turbidez também é um parâmetro que indica a qualidade estética das águas para abastecimento público (CETESB, 2009; PARRON, 2011).

De acordo com Esteves (1988), a turbidez na água é causada pela matéria orgânica e inorgânica em suspensão, sendo uma medida do grau de interferência à passagem da luz através do líquido. O aumento faz com que uma quantidade maior de produtos químicos seja utilizada nas estações de tratamento das águas, aumentando os custos. Além disso, a alta turbidez também afeta a preservação dos organismos aquáticos, o uso industrial e as atividades de recreação (ANA, 2017), a FUNASA (2014) também ressalta que a entrada de sólidos na água pode ocorrer de forma natural provenientes de processos

erosivos, organismos e detritos orgânicos ou antropogênicos tais como lançamento de lixo e esgoto.

2.5.9 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

De acordo com Parron (2011), os Sólidos totais dissolvidos (STD) são a soma de todos os constituintes químicos dissolvidos na água. A principal aplicação da determinação dos STD é de qualidade estética da água potável e como um indicador agregado da presença de produtos químicos contaminantes. As fontes primárias de STD em águas receptoras são agrícolas e residenciais, de lixiviados de contaminação do solo e de fontes pontuais de descarga de poluição das águas industriais ou estações de tratamento de esgoto. As substâncias dissolvidas podem conter íons orgânicos e íons inorgânicos (como o carbonato, bicarbonato, cloreto, sulfato, fosfato, nitrato, cálcio, magnésio e sódio) que em concentrações elevadas, podem ser prejudiciais à vida aquática.

2.6 Os Protocolos de Avaliação Rápida de Rios (PAR)

Os Protocolos de Avaliação Rápida de Rios (PAR), são ferramentas desenvolvidas com o objetivo de avaliar qualitativamente os sistemas hídricos superficiais, de modo que sejam diagnosticadas informações do meio em que se encontra o rio. De forma geral, os protocolos podem ser aplicados tanto por analistas ambientais, como por estudantes ou voluntários não qualificados, desde que adequadamente treinados (BIZZO; MENEZES; ANDRADE, 2014; MORAES; BRIGANTE, 2010). São abordagens modernas para o tradicional uso de indicadores biológicos empregados para avaliação da qualidade ambiental e, dentre as medidas de análises usadas para determinar o grau de impacto, empregam-se geralmente à combinação de múltiplas medidas, já que nem todos

os parâmetros indicam alterações ambientais com a mesma sensibilidade (CARDOSO; REIS; SÁ, 2014; MARQUES; BARBOSA, 1997; MOULTON, 1998; NORRIS; GEORGES, 1984).

As diversas ações da sociedade resultaram em diferentes usos dos recursos ambientais, aumentando, assim, a fragmentação dos habitats, mudanças nas condições ecológicas, climáticas, contaminação dos recursos hídricos como aponta Menezes et al. (2012) e perdas da biodiversidade. As comunidades científicas tornam-se indispensáveis para a orientação das complexas questões ambientais. Dessa forma, os indicadores ecológicos são importantes para a avaliação do estado do meio ambiente ou para monitorar tendências nas condições ambientais ao longo do tempo, fornecendo alertas de mudanças precoces no meio ambiente (DALE; BEYELER, 2001).

2.7 A Estatística Espacial

Inicialmente desenvolvida como ferramenta para avaliação de jazidas minerais, a Geoestatística surgiu no início da década de 1950, quando o engenheiro de minas Daniel Krige passou a publicar os primeiros resultados dos estudos que desenvolveu em minas de ouro na África do Sul. Entretanto, seu grande desenvolvimento teórico deveu-se ao matemático francês Georges Matheron, por meio do que ele intitulou de Teoria das Variáveis Regionalizadas (ANDRIOTTI, 1988).

O desenvolvimento da Geoestatística se deu a partir das observações de que, para descrever a distribuição espacial das características em estudo, mesmo com grandes quantidades de dados amostrais, apenas os procedimentos da Estatística Clássica podiam ser insuficientes (CAMARGO, 2000). Por Estatística Clássica, entende-se aquela que utiliza parâmetros como média e desvio padrão, para representar um fenômeno e se baseia na hipótese principal de que as

variações de um local para outro são aleatórias. Daniel Krige, ao divulgar os resultados de sua pesquisa, concluiu que somente a informação dada pela variância seria insuficiente para explicar o fenômeno em estudo. Para tal, seria necessário levar em consideração a distância entre as observações. A partir daí surge o conceito da Geoestatística, que leva em consideração a localização geográfica e a dependência espacial (CAMARGO, 2000).

A Geoestatística pressupõe que cada dado $z(x_i)$ é modelado como uma variável aleatória que pode ser expressada pela soma de três componentes: i) um componente estrutural, associado a um valor médio constante ou a uma tendência constante; ii) um componente aleatório, espacialmente correlacionado; e iii) um ruído aleatório ou erro residual (MELLO, 2004).

Assim, para Camargo (2000), se x representa uma posição em uma, duas ou três dimensões, o valor da variável Z , em x , é dada por:

$$Z(x) = m(x) + \varepsilon'(x) + \varepsilon'' \quad (2)$$

em que $m(x)$ é uma função determinística que descreve a componente estrutural de Z em x ; $\varepsilon'(x)$ é um termo estocástico, que varia localmente e depende espacialmente de $m(x)$; e ε'' é um ruído aleatório não correlacionado, com distribuição normal, média zero e variância σ^2 .

Para a determinação do modelo de correlação espacial da variável regionalizada, deve-se calcular experimentalmente essa correlação usando os pontos amostrais e, em seguida, ajusta-se um modelo teórico. Esse modelo teórico permite determinar o valor da correlação espacial para qualquer distância dentro do espaço amostrado (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

A Geoestatística se alicerça em dois pressupostos básicos, que consistem na hipótese chamada intrínseca. De acordo com Yamamoto e Landim (2013), tais pressupostos são:

- 1) Existe esperança matemática $E[Z(x)]$ para a variável regionalizada e ela é independente da localização;

$$m = E[Z(x)] = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n Z(x_i) \quad (3)$$

- 2) Para todos os vetores h , o incremento $[Z(x+h) - Z(x)]$ tem uma variância finita e independe da posição x , dependendo apenas do vetor de h ;

$$Var[Z(x+h) - Z(x)] = E\{[Z(x+h) - Z(x)]^2\} = 2\gamma(h) \quad (4)$$

A função $2\gamma(h)$ é chamada de variograma e a função $\gamma(h)$ é chamada de semivariograma ou semivariância.

A análise geoestatística ocorre por meio de dois processos distintos. O primeiro deles mensura a autocorrelação espacial, informação que destaca o nível de similitude, vizinhança, correlação e aleatoriedade dos valores amostrais, geralmente desenvolvido por meio da análise de semivariogramas. Em seguida, valendo-se das informações amostrais, a Geoestatística realiza inferências e estimativas de valores em pontos não amostrados, procedimento conhecido como krigagem.

A função semivariância é estimada pela semivariância experimental ou amostral. Um estimador de semivariância bastante conhecido é o estimador clássico de Matheron (1971), definido como:

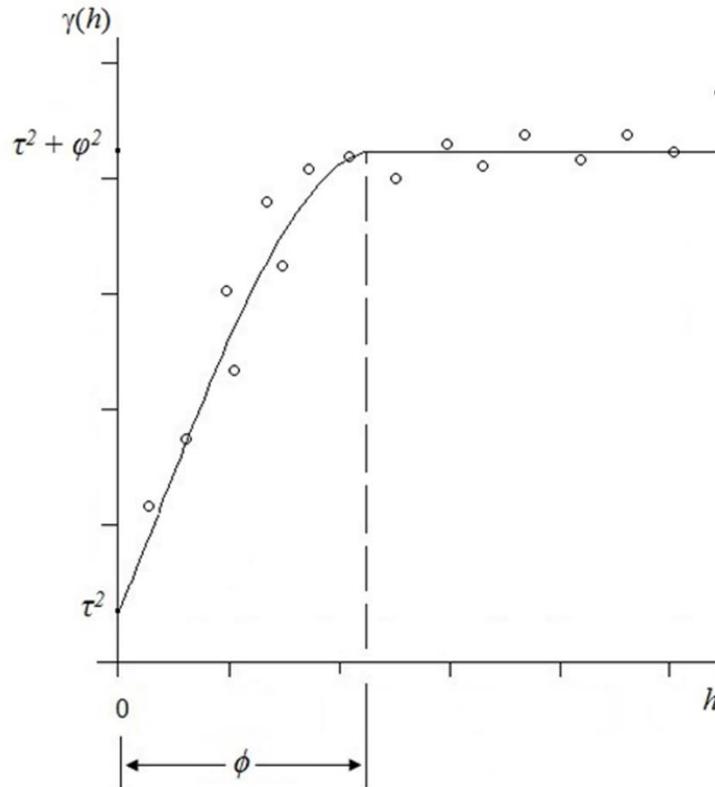
$$\hat{\gamma}(h_{ij}) = \frac{1}{2N(h_{ij})} \sum_{\substack{\forall (u_i, u_j) \\ \text{tais que} \\ |u_i - u_j| = h_{ij}}} [Z(u_i) - Z(u_j)]^2, \quad (5)$$

Em que $N(h_{ij})$ é o número de pares de valores medidos $z(u_i)$ e $z(u_j)$, separados pelo vetor h_{ij} . O semivariograma pode também ser entendido como o gráfico no qual são plotados, no eixo das ordenadas, os valores da semivariância em função das distâncias, que são representadas no eixo das abscissas.

Na Figura 1, um semivariograma experimental com comportamento próximo do ideal é apresentado. As semivariâncias estimadas para cada distância h_{ij} , representadas pelos pontos no gráfico, mostram que as diferenças $[z(u_i) - z(u_j)]$ aumentam conforme aumenta a distância h_{ij} que as separa. Isso está de acordo com o fato de que valores próximos no espaço tendem a assumir valores mais parecidos entre si, ou seja, são mais correlacionados, do que aqueles separados a maiores distâncias. Assim, a série de pontos pode ser ajustada por um modelo de curva crescente. Podem ser vistos na Figura 1 os componentes de um modelo de semivariância: pepita (τ^2), patamar ($\tau^2 + \phi^2$) e alcance (ϕ).

A ilustração apresentada na Figura 1 mostra que à medida que h_{ij} aumenta, $\gamma(h_{ij})$ também cresce até um valor máximo no qual se estabiliza. Esse valor, ao redor do qual $\gamma(h_{ij})$ passa a flutuar, se chama patamar, sendo representado por $\tau^2 + \phi^2$, onde τ^2 é o efeito pepita e ϕ^2 é conhecido como contribuição. O patamar é aproximadamente igual à variância amostral dos dados (VIEIRA, 2000).

Figura 1 - Semivariograma experimental típico (seqüência de pontos no gráfico) e modelo de curva ajustado a ele.



Fonte: ebah.com.br

A distância na qual $\gamma(h_{ij})$ atinge o patamar é chamada alcance (representado por ϕ). A partir do alcance os dados passam a ser não-correlacionados. Isto é, em distâncias maiores do que o alcance não há dependência espacial entre as observações, restando somente variação aleatória.

A contribuição (ϕ^2) é a diferença entre o patamar e o efeito pepita. Esse valor está associado à variância estrutural, ou seja, à variabilidade regionalizada que pode ser explicada por um modelo com uma certa estrutura de dependência espacial.

Por definição $\gamma(0) = 0$. Porém, na prática, quando h_{ij} se aproxima de zero, o semivariograma pode tender para um valor positivo. Tal descontinuidade na origem do semivariograma é chamada efeito pepita (τ^2). Segundo Goovaerts (1997), o efeito pepita pode ser causado por erro de medição, referente ao componente $\varepsilon(u)$ do modelo (este também inclui a variação aleatória do processo espacial que não pode ser removida). Também pode ser ocasionado por fontes de variabilidade espacial numa escala menor do que a amostrada, as quais estão relacionadas com o componente $\eta(u)$. O erro de medição pode ser diminuído mediante o uso de melhor dispositivo tecnológico e treinamento mais apurado da pessoa que mede, enquanto que a detecção da variabilidade espacial numa escala menor é conseguida por meio de amostragem mais fina.

Se o semivariograma experimental não for crescente e dependente de h_{ij} , mas for constante e flutuar ao redor do patamar para qualquer valor de h_{ij} , está caracterizado o efeito pepita puro. Ele implica na total ausência de dependência espacial entre os dados na escala considerada, visto que o componente alcance é menor do que o menor espaçamento entre as observações. Nesse caso, em que somente variação aleatória está presente na distribuição dos dados, não se aplica a Geoestatística, com vistas à predição de valores.

O semivariograma experimental apresenta uma série de pontos discretos de $\gamma(h_{ij})$ correspondentes a cada valor de h_{ij} . Modelos de funções contínuas devem ser ajustados aos pontos discretos (FIGURA 2), de maneira a se obter valores estimados de semivariância para quaisquer valores de h_{ij} requeridos na etapa de predição. A fim de garantir que a variância da combinação linear das variáveis aleatórias do campo aleatório intrinsecamente estacionário seja não negativa, o modelo de semivariância deve ser escolhido dentro de um conjunto de modelos denominados modelos autorizados. Alguns desses modelos, comumente usados na literatura e que explicam a maioria dos fenômenos

espaciais (GOOVAERTS, 1997), são os modelos esférico, gaussiano e exponencial, cujas equações são dadas por:

Modelo esférico:

$$\gamma(h) = \begin{cases} \tau^2 + \varphi^2 \left[\frac{3h}{2\phi} - \frac{1}{2} \left(\frac{h}{\phi} \right)^3 \right], & 0 < h < \phi. \\ \tau^2 + \varphi^2, & h \geq \phi \end{cases} \quad (6)$$

Modelo gaussiano:

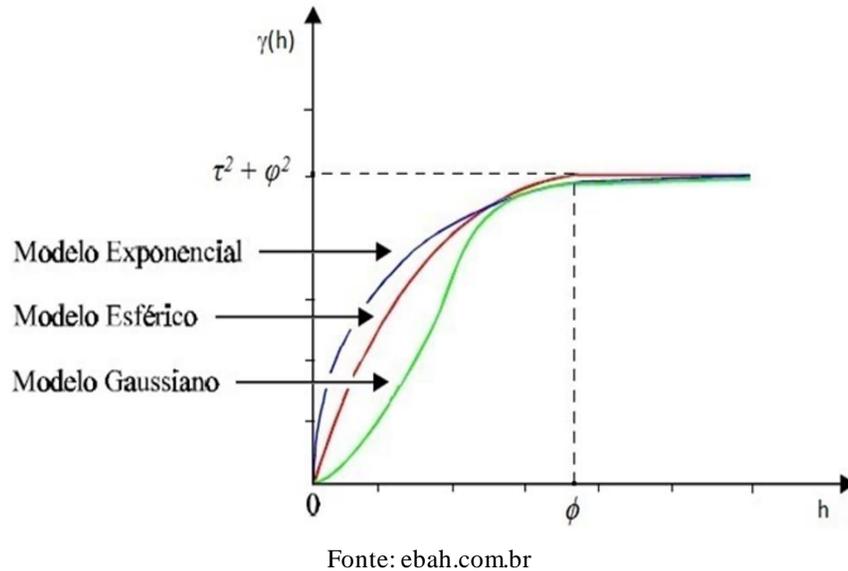
$$\gamma(h) = \tau^2 + \varphi^2 \left[1 - e^{-3 \left(\frac{h}{\phi} \right)} \right], \quad 0 < h < d, \quad (7)$$

em que d é a distância máxima na qual o modelo é definido.

Modelo exponencial:

$$\gamma(h) = \tau^2 + \varphi^2 \left[1 - e^{-3 \left(\frac{h}{\phi} \right)^2} \right], \quad 0 < h < d. \quad (8)$$

Figura 2 - Representação gráfica dos modelos de semivariâncias exponencial, esférico e gaussiano.



Os modelos exponencial e gaussiano se caracterizam por alcançar o patamar assintoticamente. Para esses modelos, o alcance (ϕ) é determinado como sendo o valor da distância na qual se alcança 95% da contribuição (ϕ^2). Esse alcance também é conhecido como alcance prático.

Na Figura 2, pode ser visto que, próximo à origem, o modelo gaussiano exibe um comportamento parabólico, enquanto que os modelos exponencial e esférico mostram um comportamento linear. O modelo gaussiano, então, é mais apropriado para descrever fenômenos altamente regulares, por exemplo, elevações topográficas em relevos suavemente ondulados (GOOVAERTS, 1997). Deve ser notado, ainda, que para o mesmo alcance prático, o modelo exponencial cresce mais rapidamente do que o esférico.

Existem fenômenos que apresentam uma capacidade de dispersão infinita, atendendo somente à hipótese intrínseca. Nesses fenômenos o crescimento de $\gamma(h)$ é contínuo com o incremento de h . Para tal situação pode-se

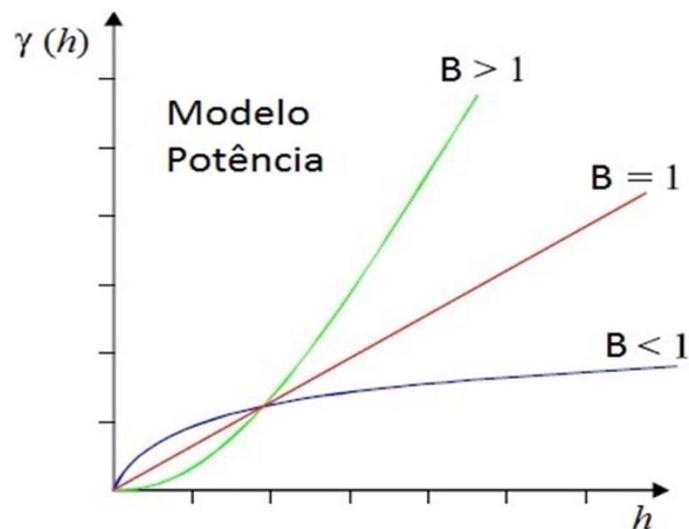
recorrer ao ajuste com o modelo potência, que se caracteriza por não ter patamar definido. A função de semivariância desse modelo é dada por:

Modelo potência:

$$\gamma(h) = \begin{cases} 0, & \text{se } h = 0. \\ \tau^2 + Ah^B, & \text{se } h \neq 0. \end{cases} \quad (9)$$

em que $\tau^2 > 0$, $A > 0$ e $0 < B < 2$, sendo que τ^2 se refere ao efeito pepita, A e B representam, respectivamente, parâmetros de declividade e intensidade de variação. Na Figura 3, podem ser vistos exemplos de modelos potência para diferentes valores do expoente B .

Figura 3 - Representação gráfica do modelo de semivariância potência com diferentes valores para o expoente B .



Fonte: Slideshare.com

Existem fenômenos que exibem semivariogramas experimentais com estruturas aninhadas ou entrelaçadas, com mais de um patamar e mais de um alcance. Tais semivariogramas aninhados ocorrem por causa da mistura de diferentes escalas de variação nas observações, podendo ser ajustados pela combinação dos modelos teóricos vistos; por exemplo: um modelo gaussiano até determinado alcance, seguido por um esférico. Esse ajuste é possível, porque, como salientam Isaaks e Srivastava (1989), qualquer combinação linear dos modelos autorizados é também um modelo autorizado.

Entre os critérios que são frequentemente usados para o ajuste do modelo de semivariância estão os de mínimos quadrados não lineares ordinários, ponderados e generalizados, que têm como base o estimador de semivariância (CHILÈS; DELFINER, 2012; CRESSIE, 1993). Além destes, também são usados os critérios de máxima verossimilhança e máxima verossimilhança restrita, os quais são aplicados diretamente no conjunto de dados. O objetivo da análise geoestatística é a predição ou interpolação de dados em pontos não amostrados no espaço em estudo de um fenômeno. Com isso, ela possibilita a implementação de um mapa que caracterize a variabilidade espacial inerente a esse fenômeno.

A krigagem, nome dado por Matheron (1963) em homenagem ao engenheiro sul-africano Krige, como já dito, um dos pioneiros no estudo relacionado à geoestatística, refere-se a um conjunto de métodos de predição de valores de variáveis aleatórias distribuídas no espaço e/ou tempo. A predição, expressa como um modelo linear, é feita com base em valores amostrais vizinhos (vizinhança) que sejam considerados interdependentes pelo modelo de semivariância.

O sistema de krigagem, o qual determina o peso associado a cada dado amostral vizinho que contribui para a interpolação, pondera com base na distância entre os dados amostrais e o ponto a ser predito. Além disso, também

pondera com base nas separações dos dados amostrais entre si (interposicionamento). Os pesos que daí advêm são tais que o resultado da predição é considerado ótimo. Para que o preditor linear seja ótimo é necessário que ele seja não viesado ou exato e tenha variância mínima, o que dá origem ao termo em inglês – *Best Linear Unbiased Predictor* (BLUP) ou Melhor Preditor Linear não viesado. Matematicamente, a condição de não viés implica em que:

$$E[\hat{Z}(u_0) - Z(u_0)] = 0 \quad (10)$$

e a condição de variância mínima pode ser expressa por:

$$Var[\hat{Z}(u_0) - Z(u_0)] = \left\{ E[\hat{Z}(u_0) - Z(u_0)]^2 \right\} \text{ mínima}, \quad (11)$$

em que $\hat{Z}(u_0)$ e $Z(u_0)$ são, respectivamente, as variáveis aleatórias associadas aos valores preditos e observados do atributo Z no ponto $u_0 \in D$, D sendo o domínio do fenômeno sob exame.

Goovaerts (1997) lembra que os métodos de krigagem são algoritmos de regressão linear, por meio do critério dos mínimos quadrados generalizados, de modo que os preditores dos diversos tipos de krigagem são variantes do preditor de regressão linear básico $\hat{Z}(u_0)$, definido como:

$$\hat{Z}(u_0) - \mu(u_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i [Z(u_i) - \mu(u_i)], \quad (12)$$

Em que:

- a) λ_i é o peso atribuído ao dado $z(u_i)$, interpretado como uma realização da variável regionalizada $Z(u_i)$;
- b) $\mu(u_0)$ e $\mu(u_i)$ são os valores esperados (médias) das variáveis regionalizadas $Z(u_0)$ e $Z(u_i)$;
- c) n é o número de dados vizinhos envolvidos na predição de $Z(u_0)$.

Outros métodos de krigagem destacados, são a krigagem simples, krigagem universal, krigagem ordinária e krigagem com regressão. Neste trabalho de pesquisa foi utilizada apenas a krigagem ordinária.

Em situações em que a média da variável regionalizada é desconhecida e suposta ser constante pode ser utilizada a krigagem ordinária (CHILÈS; DELFINER, 2012; JOURNEL, 1987, 1989; JOURNEL; HUIJBREGTS, 1978). O sistema de krigagem ordinária tem apenas a primeira função de tendência que, por convenção, é a constante um ($f_0(u)=1$) (GOOVAERTS, 1997). Assim, esse sistema apresenta $n+1$ equações:

$$\begin{cases} \sum_{j=1}^n \lambda_j^{ko} \sigma_{ij} - \lambda^{ko} = \sigma_{i0}, \\ \sum_{j=1}^n \lambda_j^{ko} = 1. \end{cases}, \quad (13)$$

em que λ^{ko} é o parâmetro de Lagrange, usado na minimização da variância do erro de predição, em razão da restrição de não viés do preditor $\left(\sum_{j=1}^n \lambda_j^{ko} = 1 \right)$.

Colocando a solução desse sistema em termos matriciais, tem-se que os pesos Λ_{ko} , resultantes do sistema de krigagem ordinária, são dados por:

$$\Lambda'_{ko} = K' \Sigma^{-1} + K' \Sigma^{-1} P_o (P_o' \Sigma^{-1} P_o)^{-1} P_o' \Sigma^{-1} + (P_o' \Sigma^{-1} P_o) P_o' \Sigma^{-1}, \quad (14)$$

$$\Lambda'_{ko} = \mathbf{K}'\Sigma^{-1} + \frac{(1 - \mathbf{K}'\Sigma^{-1}\mathbf{P}_o)\mathbf{P}'_o\Sigma^{-1}}{(\mathbf{P}'_o\Sigma^{-1}\mathbf{P}_o)}, \quad (15)$$

em que \mathbf{K} e Σ são, respectivamente, vetor e matriz de covariâncias, \mathbf{P}_o é uma matriz de ordem $n \times 1$ com valores iguais a um, correspondentes ao caso de média constante nas posições dos dados amostrais:

$$\mathbf{P}_o = \begin{bmatrix} f_0(u_1) \\ \vdots \\ f_0(u_n) \end{bmatrix}. \quad (16)$$

O preditor da krigagem ordinária $\hat{Z}_{ko}(u_0)$ pode ser definido (CRESSIE, 1993) como:

$$\hat{Z}_{ko}(u_0) = \Lambda'_{ko} \mathbf{Z}, \text{ com } \Lambda'_{ko} \mathbf{P}_o = 1, \quad (17)$$

em que \mathbf{Z} é o vetor de ordem $n \times 1$ com os dados amostrais vizinhos do ponto que se quer interpolar. $\Lambda'_{ko} \mathbf{P}_o = 1$ é a condição necessária e suficiente para assegurar que o preditor seja não viesado.

A variância do erro de predição minimizada ou variância de krigagem ordinária $\sigma_{ko}^2(u_0)$ pode ser escrita como:

$$\sigma_{ko}^2(u_0) = \text{Var}[Z(u_0) - \hat{Z}_{ko}(u_0)], \quad (18)$$

$$\sigma_{ko}^2(u_0) = \text{Var}[Z(u_0)] + \text{Var}\left[\sum_{i=1}^n \lambda_i^{ko} Z(u_i)\right] - 2\text{Cov}\left[Z(u_0), \sum_{i=1}^n \lambda_i^{ko} Z(u_i)\right], \quad (19)$$

$$\sigma_{ko}^2(u_0) = \sigma_{00} - \mathbf{K}'\Sigma^{-1}\mathbf{K} - \frac{1}{(\mathbf{P}_o'\Sigma^{-1}\mathbf{P}_o)} - \frac{2\mathbf{P}_o'\Sigma^{-1}\mathbf{K}}{(\mathbf{P}_o'\Sigma^{-1}\mathbf{P}_o)} + \frac{\mathbf{K}'\Sigma^{-1}\mathbf{P}_o\mathbf{P}_o'\Sigma^{-1}\mathbf{K}}{(\mathbf{P}_o'\Sigma^{-1}\mathbf{P}_o)}, \quad (20)$$

Considerando o anteriormente discutido, a aplicação da estatística espacial na qualidade da água vem sendo discutida amplamente na literatura com múltiplos enfoques tais como no DBO (LO; KUO; WANG, 1996), na avaliação de locais de amostragens (MOHAMMAD et al., 2009), na estimação dos índices de poluição (CHEN; YEH; WEI, 2012), nos conflitos nos rios (HOMTI, 2015), no monitoramento do pH (CRUZ et al., 2016), nos cálculos das probabilidades na estimação geoestatística (JANG, 2016), no cálculo de variáveis de qualidade (RIZO-DECELI; PARDO-IGÚZQUIZA; ANDREO, 2017), razão que demonstra a existência de uma grande demanda, de vazios de informação e estudos que alertem sobre os efeitos da poluição que afetam os recursos hídricos na atualidade.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O Município de Carrancas está na região sul do estado de Minas Gerais, na mesorregião de Campo das Vertentes, a 286 km da cidade de Belo Horizonte, com uma área de 727,89 km², tendo como municípios limítrofes, Itutinga, São Vicente de Minas, Minduri, Cruzília, Luminárias, Nazareno e São João del Rei. A população do município no ano de 2010 era de 3.948 habitantes com uma densidade populacional de 5,42 hab/km² e taxa de urbanização de 66,2% (IBGE, 2015). Os serviços (incluindo o setor de turismo) aparecem como a segunda principal fonte de renda (ANDRETTA et al., 2008). É banhado pelos rios Grande e Capivari, a barragem de Camargos e vários ribeirões e córregos, entre eles o Ribeirão Carrancas, que faz parte da bacia do rio Capivari, possui vários afluentes com a presença de várias corredeiras, cachoeiras e poços de excepcional beleza cênica, utilizados na recreação de contato primário. O relevo apresenta colinas de topo arredondado, vertentes côncavo-convexas e planícies aluvionares abertas, que constituem superfícies com altitudes entre 1.000 e 1.100m (MARQUES; CURI; LIMA, 2002). O clima do município apresenta um clima Tropical de Altitude com verões amenos e úmidos com uma temperatura média máxima anual de 26,20°C, invernos frios e secos, com uma temperatura média mínima de 13,90°C e uma temperatura média anual de 20,05°C. A precipitação média anual é 1.059 mm (IBGE, 2015).

A cidade de Carrancas se encontra dentro dos limites da microbacia que tem uma área de, aproximadamente, 6.505 ha, além de seu principal afluente, tem suas nascentes nas montanhas de Carrancas e das Bicas. Destaca-se como uma das áreas mais visitadas, a Cachoeira da Fumaça, dentro do Parque Municipal, criado a partir da Lei Nº. 1.304 de 27 de dezembro de 2010, e a

Cachoeira do Moinho, que tem como objetivo principal, a gestão integrada dos ecossistemas naturais, dos recursos hídricos e beleza cênica para assegurar o bem-estar público (CARRANCAS, 2010), sendo que é uma das mais frequentadas pelos turistas, em decorrência do fácil acesso e localização, pois está em uma área pública, onde não há restrições para visitação (AZEVEDO; MAGALHÃES, 2010). Sua vegetação corresponde à faixa de transição entre Cerrado e Mata Atlântica, com campos herbáceos contínuos (AZEVEDO; MAGALHAES, 2010; CARRANCAS, 2015). A microbacia está inserida em uma das áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade em Minas Gerais, por ser considerada de importância biológica “Muito Alta” (DRUMMOND et al., 2005). No entanto, a microbacia do Ribeirão Carrancas, tem sofrido os efeitos negativos da poluição advinda do crescimento urbano e do desenvolvimento de atividades agropecuárias.

3.2 Avaliação ecológica

Para fazer a avaliação dos habitats aquáticos nos pontos de coleta, foi aplicado um protocolo (PAR), no intuito de avaliar as características de trechos da drenagem e nível de impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas, dando maior ênfase à qualidade da água e do substrato, e atribuindo menor peso à erosão e à cobertura vegetal das margens (BIZZO; MENEZES; ANDRADE, 2014; MORAES; BRIGANTE, 2010). Foi considerada a importância do habitat ciliar e as características físicas, assim como os prejuízos biológicos que podem estar relacionados às mudanças na qualidade da água, e também às mudanças na morfologia do rio (BARQUIN et al., 2011).

O protocolo foi levantado na primeira semana de maio de 2016. Para isso, buscou-se uma área para controle dos resultados (ponto 2B) que apresentou a melhor avaliação ecológica e baixas interferências de atividades antrópicas ou

ecossistemas considerados em condições naturais (MINATTI-FERREIRA; BEAUMORD, 2004; RODRIGUES; CASTRO; MALAFAIA, 2010). O valor obtido na aplicação do PAR, nessa área, serviu como um limite de referência na aplicação do PAR na área estudada. A partir desse ponto de referência é que foram feitas as análises da qualidade ambiental dos outros pontos. Considerando o do protocolo adaptado de Hannaford, Barbour e Resh, (1997) que é composto por três partes que avaliam o sistema, por meio de um conjunto de 18 parâmetros distribuídos em categorias descritivas e pontuadas de 0 a 4 na primeira parte (parâmetros de 1 a 7), de 0 a 5 na segunda parte (parâmetros de 8 a 13) e de 0 a 5 (parâmetros de 14 a 18). A primeira parte do protocolo corresponde a 40% da pontuação e as outras duas partes a 60%.

Os primeiros 7 parâmetros procuram avaliar as características dos trechos e os impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas. A segunda e terceira parte do protocolo de Callisto, Moretti e Goulart (2002), foi adaptada dos estudos de Hannaford, Barbour e Resh (1997), e buscam avaliar as condições de habitat e níveis de conservação das condições naturais. Avaliou-se a complexidade do habitat e o seu nível de conservação, atribuindo maior importância às características do curso d'água e ao tipo de substrato para o estabelecimento de comunidades aquáticas, e menor pontuação à estabilidade das margens e à presença da mata ciliar e plantas aquáticas (MORAES; BRIGANTE, 2010; VARGAS; FERREIRA, 2012).

O valor final do protocolo de avaliação foi obtido a partir do somatório dos valores atribuídos a cada um dos parâmetros. As pontuações refletem o nível de preservação dos trechos da microbacia estudada (TABELA 3) e quando reunidos esses trechos indicam a situação ambiental do trecho. O roteiro completo da avaliação ecológica é apresentado na Tabela 4 do APÊNDICE D.

Tabela 3 - Intervalo de pontos somados em avaliações genéricas de habitats aquáticos e as condições ecológicas dos trechos em estudo.

Intervalo de pontos	Condições ecológicas
0 a 40	Trechos impactados
41 a 60	Trechos alterados
Acima de 61	Trechos naturais

Fonte: Moraes e Brigante (2010).

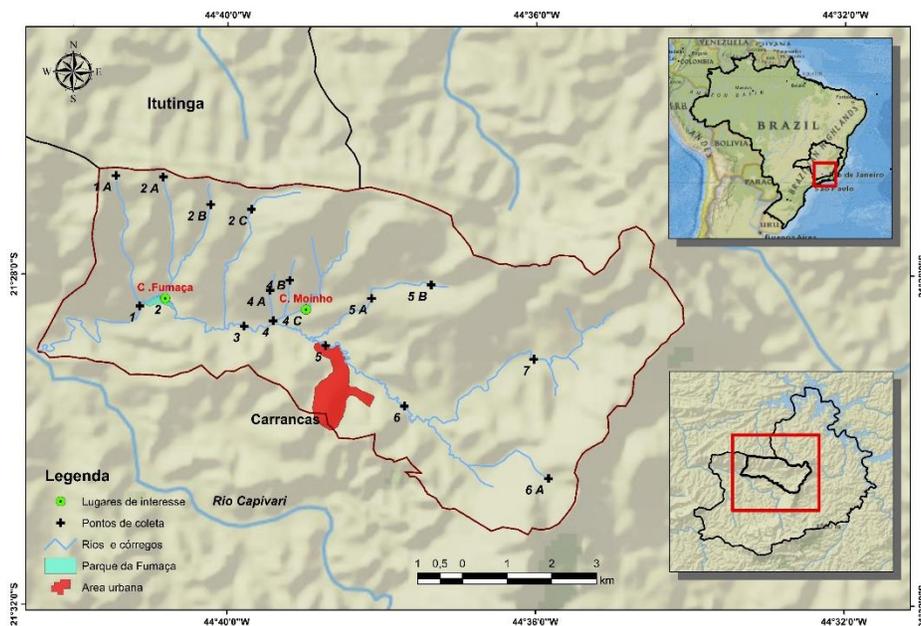
3.3 Coleta das amostras de água

Foram selecionados 17 pontos de coleta distribuídos na microbacia conforme visualizados na Figura 4. A primeira fase das coletas de amostras foi realizada em outubro/2016, enquanto a segunda etapa foi realizada em fevereiro/2017. O mapa da rede de drenagem foi elaborado a partir do modelo digital de elevações (MDT), fornecido pelo Laboratório de Manejo Florestal (LEMAF) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), as coordenadas dos pontos podem ser visualizadas na Tabela 1 do APÊNDICE A.

3.4 Análises de laboratório e cálculo do IQA

As amostras foram preservadas em uma caixa térmica com gelo e enviados ao Laboratório de Qualidade da Água do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária, do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (UFLA). O cálculo do IQA foi determinado pelo produto médio ponderado das nove variáveis obtidos dos resultados de laboratório segundo o IGAM (2008).

Figura 4 - Localização dos pontos de coletas das amostras de água na microbacia do Ribeirão Carrancas – MG.



3.5 Análises multivariadas

Para analisar a influência das variáveis da qualidade hídrica dos 17 pontos, uma Análise de Componentes Principais (PCA), foi realizada através do software Past 3.19 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). A análise foi feita a partir de uma matriz de correlação, onde as variáveis obtidas dos resultados de laboratório foram transformadas pela expressão:

$$\ln(A + 1) \quad (21)$$

onde A representa os valores das variáveis.

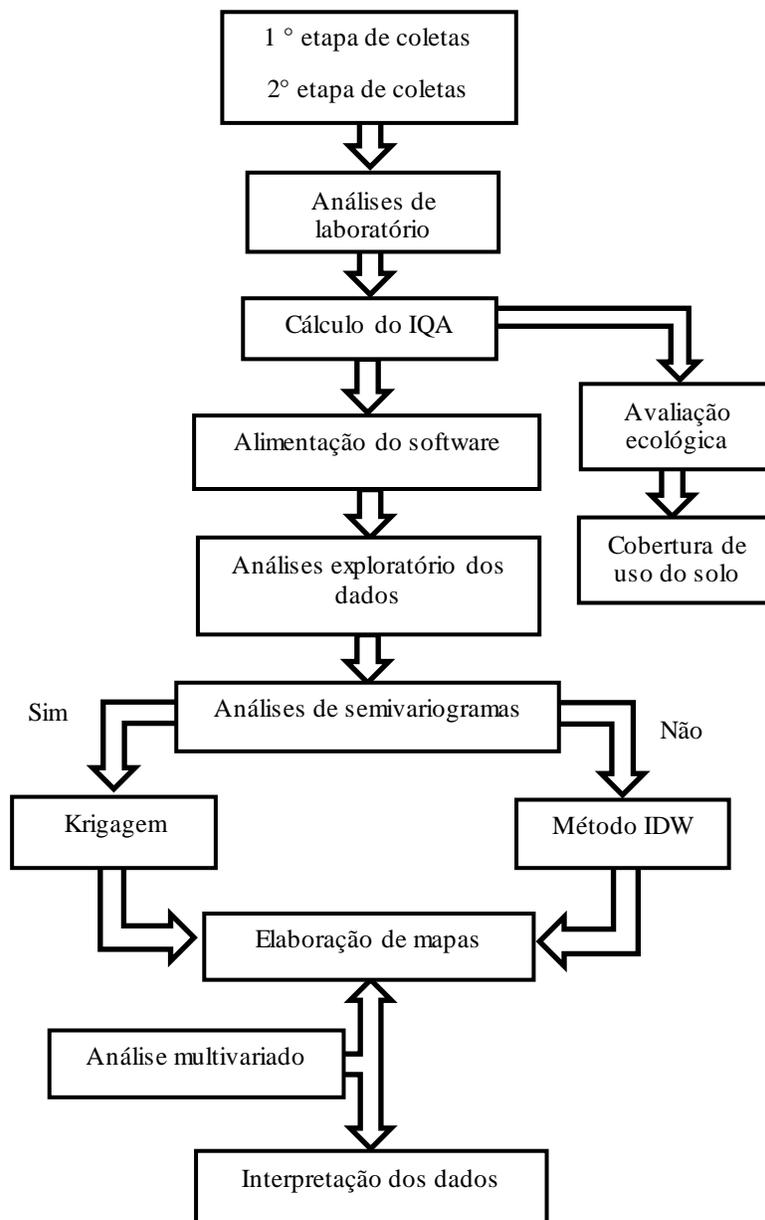
Na análise do PCA, foi elaborada uma matriz de correlação para extrair as componentes segundo o critério de variância (MALINOWSKI, 2002). A plotagem correspondeu a um ponto de coleta, que permite sintetizar de forma gráfica a distribuição espacial e variações das nove variáveis que compõem o IQA.

3.6 Semivariogramas experimentais e análises espaciais

Os modelos espaciais teóricos testados neste trabalho, foram o exponencial e gaussiano. A seleção do melhor ajuste de modelo espacial se deu analisando o erro médio absoluto (EMA) e a raiz quadrada do erro quadrático médio (RMS). Os resultados médios foram processados no Software ArcGis 10.5 para cada variável, onde primeiramente se fez uma análise exploratória dos dados e outra dos semivariogramas experimentais, definindo o tipo de método de interpolação espacial e logo na elaboração dos mapas, foi usado um buffer de 30m considerando no Art. 4 da Lei 12,651 (BRASIL, 2012).

A partir dos modelos mais adequados obtidos na Krigagem (exponencial e gaussiano), cada um deles foi selecionado para cada variável, com base na dependência espacial nos semivariogramas. De acordo com esse critério, o método de interpolação usado foi o IDW nas variáveis de Oxigênio Dissolvido (OD), Coliformes Termotolerantes (CT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio Total (NT), Turbidez (TB) e Sólidos Totais (ST). Foram criados 4 intervalos para facilitar a interpretação dos dados e no caso do IQA, foi considerado o estabelecido na normativa legal vigente (IGAM, 2008). O roteiro da presente pesquisa é amostrado na Figura 5.

Figura 5 - Diagrama de fluxo da pesquisa.



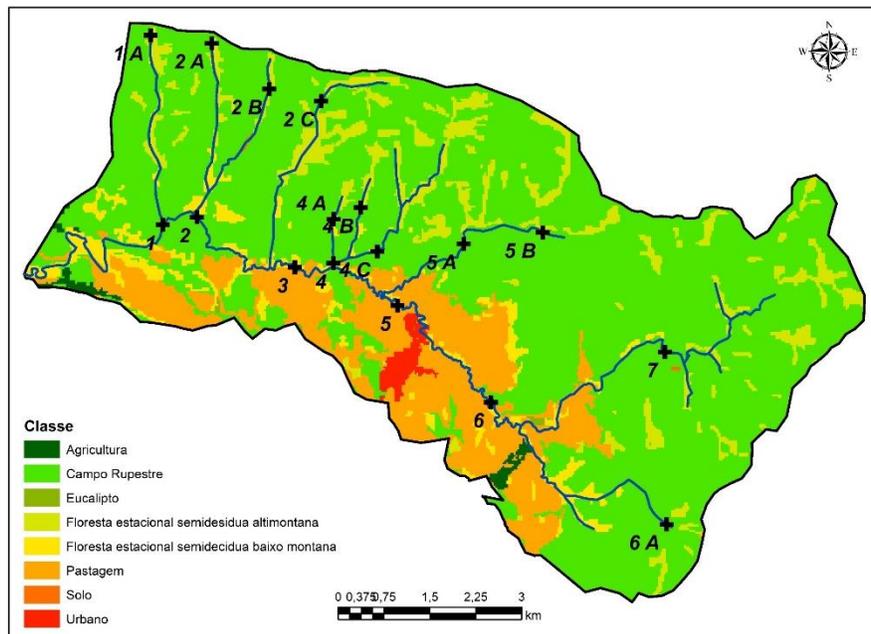
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Uso e ocupação do solo

Para auxiliar na discussão dos resultados, usou-se um mapa de cobertura de uso do solo da microbacia do Ribeirão Carrancas, de 31/07/2013, fornecido pelo Laboratório de Manejo Florestal (LEMAF) da Universidade Federal de Lavras (UFLA). A cobertura de uso do solo é dividida em 8 categorias, sendo agricultura, campo, eucalipto, floresta estacional semidecídua altimontana alta, floresta estacional semidecídua altimontana baixa, pastagem, solo exposto e área urbana, segundo Oliveira Filho et al., (2006). Para entender a localização dos pontos, a microbacia foi dividida em parte baixa, baixa alta, média, média alta e alta. O mapa usado na análise se amostra na Figura 6.

Na microbacia do Ribeirão Carrancas, uma área de 15,2% é constituída por pastagem com presença de gado e equinos, enquanto, 69,8% da área é constituída por Campos Rupestres (TABELA 4), sendo um tipo de vegetação predominantemente herbáceo-arbustiva, com a presença eventual de arvoretas pouco desenvolvidas de até dois metros de altura com espécies típicas, ocupando trechos de afloramentos rochosos. Geralmente, ocorre em altitudes superiores a 900 metros, ocasionalmente a partir de 700 metros, em áreas onde há ventos constantes e variações extremas de temperatura, com dias quentes e noites frias (EMBRAPA, 2017). A floresta estacional semidecídua constitui uma vegetação pertencente ao bioma da Mata Atlântica, ocasionalmente também no Cerrado (SILVA; VENTUROLI; CARVALHO, 2011), sendo típica do Brasil Central e condicionada por uma dupla estacionalidade climática: uma estação com chuvas intensas de verão, seguidas por um período de estiagem (IBGE, 1992), característica da microbacia do Ribeirão Carrancas.

Figura 6 - Mapa da cobertura de uso na microbacia do Ribeirão Carrancas.



Fonte: LEMAF (2016).

Tabela 4 - Dados de cobertura de uso da terra da microbacia do Ribeirão Carrancas segundo Oliveira-Filho (2006).

Cobertura	Área (há)	Porcentagem
Total	6.505,55	100,0
*FESBM	313,13	4,8
**FESAM	539,13	8,2
Campo	4551,45	69,8
Eucalipto	5,82	0,6
Urbano	54,31	0,8
Solo	3,06	0,05
Agricultura	37,3	0,6
Pastagem	1001,35	15,2

Fonte: Dados do LEMAF, (2013).

* Floresta estacional semidecídua baixa montana.

** Floresta estacional semidecídua altimontana.

4.2 Avaliação ecológica

Os pontos amostrais foram divididos em duas partes, uma correspondente aos tributários e o curso principal do rio e outro com os principais tributários ou afluentes. Os cálculos para a determinação do IQA foram feitos a partir dos resultados das análises laboratoriais de todas as variáveis nos 17 pontos de coleta ao longo da microbacia nas duas épocas de coleta, e estão representados na Tabela 7. Os resultados obtidos na pontuação no roteiro da avaliação ecológica proposta por Moraes e Brigante, (2010) é apresentado na Tabela 5. Alguns pontos de coleta são amostrados na Figura 7.

Figura 7 - Ponto de coletas das amostras de água na Cachoeira da Fumaça (Ponto 2) (a), na saída da Cidade (Ponto 5) (b), no Ponto 4B (c), e no manancial de abastecimento (Ponto 5A) (d) na microbacia do Ribeirão Carrancas – MG.

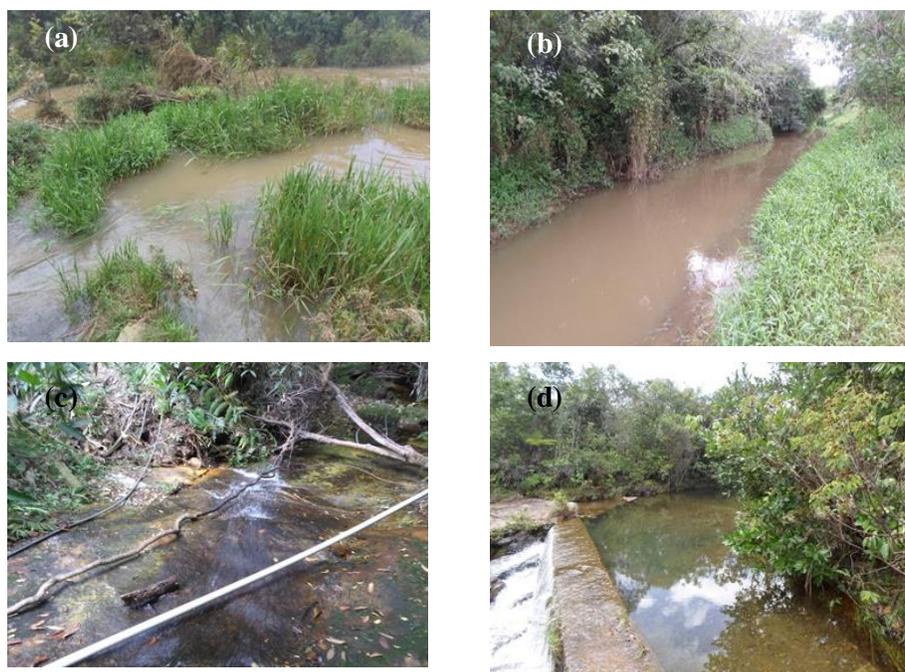


Tabela 5 - Resultados da avaliação ecológica.

Ponto	Avaliação ecológica	Estado	Tipo
1A	62	Natural	Tributário
2A	52	Alterado	Tributário
2B	81	Natural	Tributário
2C	57	Alterado	Tributário
4A	68	Natural	Tributário
4B	73	Natural	Tributário
4C	64	Natural	Tributário
5A	71	Natural	Tributário
5B	73	Natural	Tributário
6A	52	Alterado	Tributário
1	57	Alterado	Curso principal
2	62	Natural	Curso principal
3	41	Alterado	Curso principal
4	42	Alterado	Curso principal
5	41	Alterado	Curso principal
6	48	Alterado	Curso principal
7	53	Alterado	Curso principal

Fonte: Elaboração própria.

4.3 Cálculo do Índice de qualidade da água (IQA)

Os cálculos para o IQA foram divididos nos tributários (49,1) e no curso principal (46). Esses resultados apontam que não necessariamente um estado ecológico natural garante água de boa qualidade, sendo que IQA do Rio de Carrancas é de qualidade média para ruim. Alguns pontos de coleta podem ser visualizados na Figura 4. Os resultados médios e cada uma de suas variáveis para os tributários e o curso principal são apresentados nas Tabelas 6 e 7. Os resultados totais das análises são apresentados nas Tabelas 2 e 3 (APÊNDICE B e C).

Tabela 6 - Resultados médios para o IQA e às variáveis nos córregos tributários do Ribeirão Carrancas-MG.

Variável	Pontos									
	1A	2A	2B	2C	4A	4B	4C	5A	5B	6A
OD	7,75	5,45	7,55	6,5	6,9	8,2	8,1	6,25	6,2	6,5
T	20,7	20	20,4	20,8	21,95	21,4	21,65	20,3	19,65	20,05
CT	1,7X10 ⁵	6,8X10 ⁴	1X10 ⁵	8X10 ⁵	2,7X10 ⁶	1,2X10 ⁵	5X10 ⁵	1,7X10 ⁵	2,5X10 ⁵	1,3X10 ⁶
pH	5,6	6,44	6	5,75	6,2	5,85	6	5,65	5,65	5,9
DBO	13,50	6,50	6,5	7,5	8	9,5	10,6	5,5	5,5	4
NT	1,79	0,40	0	0	0,495	0,59	1,795	0	0,59	0,4
FT	0,085	0,14	0,17	0,18	0,23	0,175	0,19	0,095	0,175	0,155
TB	4,65	3,9	2,6	2,3	3,5	1,45	0,49	0,75	0,7	2,5
ST	47	32,5	23	27,5	7,5	17	11,95	14	275	293,5
IQA	50	45	55	49	47	50	52	51	45	47

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 7 - Resultados médios para o IQA e às variáveis no curso principal do Ribeirão Carrancas-MG.

Variável	Pontos						
	1	2	3	4	5	6	7
OD	6,85	6,90	5,05	6,00	5,00	5,70	6,60
T	22,30	23,15	22,75	22,00	23,50	20,85	20,35
CT	4,5X10 ⁵	7,8X10 ⁶	2,7X10 ⁶	2,7X10 ⁵	1,1X10 ⁷	6X10 ⁵	2,6X10 ⁵
pH	6,7	6,45	6,4	5,9	6,4	6,1	5,95
DBO	2,5	13	7,5	7	12	5,5	5
NT	0,79	0,59	0,79	1,58	0,79	0,79	0,59
FT	0,1	0,06	0,2	0,105	0,11	0,115	0,1
TB	4,40	5,40	5,90	1,20	9,40	5,45	2,65
ST	36,5	22,5	19,5	31,0	1226,5	483,5	42,5
IQA	52	36	46	49	42	46	51

Fonte: Elaboração própria.

4.4 Córregos tributários

O ponto 1A localizado numa nascente da floresta estacional semidecídua altimontana alta, apresentou uma avaliação ecológica natural (62), de acordo com PAR, com presenças de pastagens e gados, não possuindo erosão, nem alterações antrópicas. Possui cobertura parcial no leito do córrego, sua água não tem odor e oleosidade. Apresenta também um fundo com pedras e cascalho, de 30% a 50% dos habitats diversificados, com corredeiras bem desenvolvidas, rápidos relativamente frequentes. Presença de seixos comuns no leito, sendo 25% coberto por lama, 5% a 30% afetado por deposição de sedimentos, com lâmina d'água acima de 75% do canal do rio, 50% a 70% de vegetação riparia nativa com estabilidade moderadamente estáveis e largura da mata ciliar de 12 m a 18 m.

O ponto 2A, localizado numa nascente preservada dentro do campo rupestre, apresentou uma avaliação ecológica alterada (52), de acordo com o PAR. Vegetação natural, com erosão moderada, sem alterações antrópicas, com cobertura parcial no leito, água sem odor e oleosidade, tem fundo de lama/areia, entre 10% a 30% de habitats diversificados, trechos de rápidos ausentes relativamente ocasionais. Alguns seixos presentes, de 25% a 50% do fundo coberto por lama, com evidências de modificação no fundo, uma lâmina d'água acima de 75% do canal do córrego, coberta de 70% a 90% com vegetação riparia, margens moderadamente estáveis com extensão da mata ciliar entre 12m a 18m.

O ponto 2B, localizado numa nascente preservada dentro da floresta estacional semidecídua altimontana, apresentou uma avaliação ecológica natural (81), de acordo com o PAR. Presença de vegetação natural, sem erosão ou alterações antrópicas. Cobertura total no leito, água sem odor e oleosidade, com fundo de pedras e cascalho, mais do 50% de troncos submersos, com rápidos e

corredeiras bem desenvolvidos e rápidos relativamente frequentes. Seixos abundantes, com menos de 5% do fundo e deposição de sedimentos, sem alterações antrópicas, com escoamento relativamente igual, cobertura de 70% a 90% da vegetação riparia, com margens estáveis e extensão da mata ciliar maior aos 18m.

O ponto 2C, localizado dentro de um campo rupestre, apresentou uma avaliação ecológica alterada (57), de acordo com o PAR, em um campo de pastagem com erosão ausente, alterações de origem urbana (perto de rodovia), cobertura parcial no leito, água sem odor e sem oleosidade, com fundo de pedras e cascalho. Pouca presença de troncos no leito, com trechos de rápidos ausentes e rasos, fundo formado por cascalho e alguns seixos presentes, com menos de 5% de deposição de substratos e alguma canalização, escoamento relativamente igual. Apresenta uma cobertura de 50% a 70% da vegetação nativa, margens estáveis e extensão de mata ciliar entre 12m e 18m.

O ponto 4A, localizado dentro de uma floresta estacional semidecídua altimontana baixa, apresentou uma avaliação ecológica natural (70), de acordo com o PAR. Vegetação natural ausente de erosão, com alterações de origem doméstica, cobertura parcial no leito do rio, água sem odor e oleosidade. Possui o fundo formado de pedras e cascalho, com ausência de troncos no leito, rápidos e corredeiras bem desenvolvidas, fundo formado por cascalho, com substrato rochoso instável. Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas e rápidos relativamente frequentes. Fundo formado por cascalho, com menos de 75% do leito coberto por lama, menos de 5% com deposição de sedimentos, sem canalização, com escoamento igual em toda a largura do córrego e uma cobertura de mata ciliar de 70% a 90%, com margens estáveis e extensão da mata ciliar entre 12m e 18m.

O ponto 4B, localizado em uma floresta estacional semidecídua altimontana alta, apresentou uma avaliação ecológica natural (73), de acordo

com o PAR. Vegetação natural ausente de erosão, sem alterações antrópicas, cobertura parcial no leito do rio, sua água não tem odor e oleosidade. Possui fundo com pedras, cascalho e pedaços de troncos submersos, com rápidos e corredeiras bem desenvolvidas, rápidos frequentes de cascalho comum e 25% a 50% do leito coberto por lama. Deposição moderada de sedimentos e escoamento relativamente igual, com 70% e 90% de cobertura por vegetação riparia, margens estáveis, e largura da vegetação ciliar acima dos 18m.

O ponto 4C, localizado na Cachoeira do Moinho em um campo rupestre, apresentou uma avaliação ecológica natural (64), de acordo com o PAR. Campo de pastagem sem erosão e alterações antrópicas, sem cobertura vegetal no leito, com fundo de pedras e cascalho. 30% a 50% dos habitats diversificados, rápidos e corredeiras bem desenvolvidas e rápidas relativamente frequentes com cascalho comum, fundo coberto de lama de 0 a 25%, com deposição moderada de cascalho novo, escoamento relativamente igual, com cobertura de 50% a 70% da vegetação riparia, margens estáveis e uma extensão da mata ciliar de 6m a 12m.

O ponto 5A, localizado dentro de uma floresta estacional semidecídua altimontana alta, apresentou uma avaliação ecológica natural (77), de acordo com o PAR. Vegetação natural sem erosão, não possuindo alterações antrópicas, com cobertura vegetal parcial no leito do rio, sua água não tem odor e oleosidade. O fundo apresenta pedras e cascalho, com 30% a 50% dos habitats diversificados, com rápidos frequentes e cascalho comum, até 25% do fundo coberto por deposição de sedimentos, menos de 25% do fundo com deposição de lama, canalização presente e escoamento relativamente igual, cobertura de vegetação riparia de 70% a 90%, margens estáveis e uma largura da vegetação riparia entre 12m e 18m.

O ponto 5B, localizado em uma floresta estacional semidecídua altimontana alta, apresentou uma avaliação ecológica natural (73), de acordo

com o PAR. Vegetação natural sem erosão, sem alterações antrópicas, com cobertura parcial no leito do rio. Sua água não tem odor e oleosidade, cimentado, com presença de troncos submersos (mais de 50%), rápidos e corredeiras bem desenvolvidas e rápido relativamente frequentes, com cascalho comum. Cobertura de lama no leito de 0 a 25%, menos de 5% do fundo com deposição de sedimentos, canalização presente, escoamento relativamente igual, acima do 90% da vegetação riparia, com margens estáveis e uma extensão da mata ciliar acima dos 18m.

O ponto 6A, localizado dentro de um campo rupestre, é a nascente principal do Rio e sua zona de recarga, possui presença de pouca mata ciliar preservada. Apresentou uma avaliação ecológica natural (52), de acordo com o PAR. Pastagem sem erosão e sem alterações antrópicas, com ausência de vegetação na cobertura do leito. Sua água não tem odor e oleosidade. Fundo de lama/areia, com um 30% a 40% dos habitats diversificados, rápidos e corredeiras bem desenvolvidas, rápido e corredeiras ocasionais. Fundo formado por cascalho de 0 a 25% coberto por lama, disposição moderada de cascalho novo, com escoamento relativamente igual, cobertura de menos de 50% da mata ciliar nativa, margens moderadamente estáveis e ausência de mata ciliar.

O ponto 1A, apesar de ser nascente preservada, a presença de bovinos proporcionou elevados valores de coliformes termotolerantes ($CT=6,8 \times 10^4$ NMP 100 mL^{-1}), fósforo ($0,085 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($13,5 \text{ mgL}^{-1}$). A qualidade da água nesse ponto resultou em um IQA igual a 50, de qualidade média. No ponto 2A, obtiveram-se elevados valores de coliformes termotolerantes ($6,8 \times 10^4$ 100 mL^{-1}), fósforo ($0,14 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($6,5 \text{ mgL}^{-1}$). Todos os valores excedem os limites de qualidade de água para a Classe 2 (BRASIL, 2005). A qualidade da água, nesse ponto, resultou em um IQA igual a 45, de qualidade ruim, apesar de se encontrar em uma área preservada. No ponto 2C, obtiveram-se valores elevados de coliformes termotolerantes

(8×10^5 NMP 100 mL^{-1}), fósforo ($0,18 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($7,5 \text{ mgL}^{-1}$). Para o ponto 4A, obtiveram-se valores elevados de coliformes termotolerantes ($1,2 \times 10^5$ NMP 100 mL^{-1}), fósforo ($0,175 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($9,5 \text{ mgL}^{-1}$), a qualidade da água resultou em um IQA igual a 49, resultado ruim, apesar de se encontrar em uma área preservada. No ponto 6^a, obtiveram-se valores elevados de coliformes termotolerantes ($1,3 \times 10^6$ NMP 100 mL^{-1}), fósforo ($0,155 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($4,0 \text{ mgL}^{-1}$). A qualidade da água resultou em um IQA igual a 47, resultado ruim, apesar de se encontrar em uma área preservada. Esse valor se encontra dentro dos limites de qualidade de água para a Classe 2 (BRASIL, 2005). Em todos esses casos, provavelmente a presença de pastagens sob a influência de processos erosivos e o acesso direto do gado à nascente, causaram a elevação das variáveis de qualidades citadas. Tal fato foi observado por Fia et al. (2015) na nascente do Ribeirão Vermelho em Lavras-MG.

No caso do ponto 2B, alguns autores como Marmontel e Rodrigues (2015) verificaram que a cobertura vegetal melhora a qualidade da água das nascentes, quando comparadas a nascentes expostas. No presente trabalho, verificou-se elevados valores de coliformes termotolerantes (1×10^5 NMP 100 mL^{-1}), fósforo ($0,17 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($6,5 \text{ mgL}^{-1}$). Nesse caso, como não possui intervenção antrópica, o fator que mais pode ter contribuído são as fezes de animais que circulam pela região. Sua qualidade da água resultou em um IQA igual a 55, de qualidade média. Todos os valores estão dentro dos limites de qualidade de água para a Classe 3 (IGAM, 2008).

O ponto 4A, obteve valores elevados de coliformes termotolerantes ($2,7 \times 10^6$ NMP 100 mL^{-1}), fósforo ($0,23 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($8,0 \text{ mgL}^{-1}$). A qualidade da água resultou em um IQA igual a 47, resultado ruim, apesar de se encontrar em uma área preservada. Esse valor se encontra dentro dos limites de qualidade de água para a Classe 2 (IGAM, 2008). No ponto 4B, obtiveram-se valores elevados de coliformes termotolerantes ($2,7 \times 10^6$ NMP 100 mL^{-1}),

fósforo ($0,23 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($8,0 \text{ mgL}^{-1}$). A qualidade da água resultou em um IQA igual a 50, de qualidade media para esse ponto. (IGAM, 2008). No ponto 4C, obtiveram-se valores elevados de coliformes termotolerantes ($5 \times 10^5 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$), fósforo ($0,19 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($10,6 \text{ mgL}^{-1}$). A qualidade da água resultou em um IQA igual a 52, de qualidade media. Suas contribuições podem ser efeito do uso e ocupação do solo (PONTES; RODRIGUES; FERNANDES, 2012), em razão da presença de moradias e pousadas. Todos os valores desses dois últimos pontos se encontram dentro dos limites de qualidade de água para a Classe 3 (IGAM, 2008).

O ponto 5A, obteve valores elevados de coliformes termotolerantes ($1,7 \times 10^5 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$), fósforo ($0,095 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($5,5 \text{ mgL}^{-1}$). Sua contribuição pode ser decorrente das fezes de animais silvestres e da presença de cobertura vegetal (FIGUR; REIS, 2017; MARMONTEL; RODRIGUES, 2015). A qualidade da água resultou em um IQA igual a 51. Este valor se encontra dentro dos limites de qualidade de água para a Classe 3 (IGAM, 2008). O ponto 5B obteve valores de coliformes termotolerantes ($2,5 \times 10^5 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$), fósforo ($0,175 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($5,5 \text{ mgL}^{-1}$). A qualidade da água resultou em um IQA igual a 45, de qualidade ruim, apesar de que se encontra em uma área preservada. Isto pode ser devido à presença de uma estada de terraço na zona de acesso a uma roça. Comparado com outros pontos, não necessariamente a presença de gado bobino e pastagem contribuem para piorar a qualidade da água. Este último valor se encontra dentro dos limites de qualidade de água para a Classe 2 (IGAM, 2008).

4.5 Curso principal

O ponto 1, localizado dentro de um campo rupestre, obteve uma avaliação ecológica alterada (57), de acordo com o PAR, apresentou pastagem,

com erosão ausente, com ausência de alterações antrópicas, com ausência de cobertura vegetal no leito, com odor de esgoto e ausência de oleosidade, com fundo de cascalho, apresenta de um 30% a 50% de habitats diversificados, com rápidos e corredeiras bem desenvolvidas, com rápidos e corredeiras frequentes, com cascalho comum, com uma deposição de lama de 0 a 25%, com alguma modificação no fundo, com uma lâmina d'água acima do 75% do canal do rio, com menos do 50% da cobertura da mata ciliar nativa, com margens estáveis, com uma largura da vegetação menor que 6m.

O ponto 2 (Cachoeira da Fumaça), localizado em um campo com pouca mata ciliar, apresentou uma avaliação ecológica natural (62), de acordo com o PAR, apresentou vegetação natural, com ausência de erosão, com alterações de origem doméstico, com ausência de cobertura vegetal no leito, com odor de esgoto, sem oleosidade, com fundo coberto por lama/areia, com um 30% a 40% de habitats diversificados, com rápidos e corredeiras bem desenvolvidas, com seixos abundantes, de entre 0% e 25% do fundo com deposição de lama, com menos do 5% com deposição de sedimentos, com uma lâmina d'água acima do 75% do canal d'água, com menos do 50% de cobertura da mata ciliar nativa, com margens estáveis e com uma largura da vegetação nativa de entre 12m e 18m,

No ponto 3, localizado dentro de uma floresta estacional semidecídua altimontana baixa, apresentou uma avaliação ecológica alterada (41), de acordo com o PAR, apresentou ocupação residencial, com ausência de erosão, com alterações de origem doméstico, com cobertura parcial no leito do rio, com odor a esgoto, sem oleosidade, com menos de 10% de habitats diversificados (substrato rochoso instável), com trechos rápidos, com rápidos e corredeiras ocasionais, com fundo pedregoso, com 50% a 70% do leito coberto por lama, com grandes depósitos de lama, com uma ponte, com escoamento relativamente igual, com 50% a 70% de cobertura de mata ciliar nativa, com margens moderadamente estáveis e com uma largura da mata ciliar de 12m a 18m.

No ponto 4, localizado uns 100 metros da confluência do Córrego do Moinho e o Rio na parte media da microbacia com baixa mata ciliar, localizado em uma área de floresta estacional semidecídua altimontana baixa misturada com campo com pouca presença de mata ciliar, apresentou uma avaliação ecologia alterada (42), na aplicação do PAR, apresentou com ocupação residencial nas margens, com erosão moderada, com ausência de alterações antrópicas, com cobertura parcial no leito do rio, sua água não tem odor e oleosidade, com fundo de pedras e cascalho, com 30% a 40% de habitats diversificados, com rápidos iguais que a largura do rio, rápidos e corredeiras ocasionais, com seixos abundantes, com até um 25% do fundo coberto por lama, com alguma evidência de modificação no fundo, com a presença de uma ponte, com uma lamina d'água acima do 75% do canal do córrego, com menos do 50% da cobertura da mata ciliar nativa, com margens moderadamente estáveis, com uma largura da vegetação riparia entre 6m e 12m.

O ponto 5, localizado na saída da cidade em uma pastagem, apresentou uma avaliação ecológica alterada (41), de acordo com o PAR, apresenta um campo de pastagem, com erosão moderada, com alterações domésticas, com cobertura parcial do leito, com odor de esgoto, sem oleosidade, com fundo de lama/areia, com disponibilidade de habitats insuficiente, rápidos não frequentes, com fundo pedregoso, seixos ou lamoso, com cobertura de lama de entre o 50% a 75%, com algumas evidencias de modificação no fundo, com escoamento relativamente igual à largura do rio, com uma cobertura de menos 50% da mata ciliar nativa e uma largura da mata ciliar riparia menor que 6m.

O ponto 6, localizado dentro de uma pastagem, aproximadamente a uns 250 metros da cidade, apresentou uma avaliação ecológica alterada (48), de acordo com o PAR, apresentou uma pastagem, com uma erosão acentuada, com alterações de origem doméstico, sem cobertura vegetal no leito, agua sem odor e sem oleosidade, com fundo de lama/areia, com disponibilidade de habitats

insuficiente, com rápidos e corredeiras bem desenvolvidas, com rápidos frequentes, com pedras e cascalho comum, com um fundo com até 25% coberto de lama, com disposição moderada de cascalho novo, sem canalização, escoamento relativamente igual, com menos do 50% da cobertura de mata ciliar nativa, com margens moderadamente estáveis e com uma largura da mata ciliar menor que 6m.

O ponto 7, localizado em um campo rupestre na parte alta da bacia, apresentou uma avaliação ecológica alterada (48), na aplicação do PAR, apresentou uma pastagem, com erosão moderada, com ausência de alterações antrópicas, sem cobertura vegetal no leito, água sem odor e sem oleosidade, com fundo de pedras e cascalho, com 30% a 50% dos habitats diversificados, com rápidos iguais que a largura do rio, com rápidos e corredeiras ocasionais, com cascalho comum, com até 25% do leito coberto por lama, com deposição moderada de cascalho novo, sem canalização, com escoamento relativamente igual, com menos do 50% da cobertura da mata ciliar nativa, com margens moderadamente estáveis e com a largura da vegetação riparia menor que 6m.

O ponto 1, obteve valores elevados de coliformes termotolerantes ($4,5 \times 10^5$ NMP 100 mL⁻¹), fósforo (0,79 mg L⁻¹) e DBO (2,5 mgL⁻¹). A qualidade da água resultou em um IQA igual a 52, de qualidade media, apesar de que se encontra em uma área alterada, em decorrência de que tem a diluição dos córregos dos pontos 1A e 1B. Esse valor se encontra dentro dos limites de qualidade de água para a Classe 3 (IGAM, 2008). O Ponto 2 obteve valores elevados de coliformes termotolerantes ($7,8 \times 10^6$ NMP 100 mL⁻¹), fósforo (0,06 mg L⁻¹) e DBO (13 mgL⁻¹). A qualidade da água resultou numa piora de um IQA igual a 36, de qualidade ruim, recebe diluição do tributário do ponto 2C e apresenta condições muito particulares como aumento de pH, troca de ar na queda de água e cargas de poluentes dos outros pontos do curso principal no montante, como foi demonstrado por Ma et al. (2009), onde os processos de

urbanização e poluição da água tornam-se cada vez mais evidentes e levam a sérios problemas ecológicos e ambientais. Esse valor se encontra dentro dos limites de qualidade de água para a Classe 2 (IGAM, 2008).

No ponto 3, obtiveram-se valores elevados de coliformes termotolerantes ($2,7 \times 10^6$ NMP 100 mL^{-1}), fósforo ($0,79 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($8,0 \text{ mgL}^{-1}$). Nesse ponto, a qualidade da água resultou numa piora de um IQA igual a 46, de qualidade ruim. O ponto 4 obteve valores elevados de coliformes termotolerantes ($2,7 \times 10^5$ NMP 100 mL^{-1}), fósforo ($0,105 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($7,0 \text{ mgL}^{-1}$). A qualidade da água resultou numa piora de um IQA igual a 49 nesse ponto, de qualidade ruim. Suas contribuições podem ser efeito do uso e ocupação do solo (OLIVEIRA; PEREIRA; VIEIRA, 2010; PONTES; RODRIGUES; FERNANDES, 2012), em decorrência da presença de moradias e pousadas e cargas de poluentes dos outros pontos (MA et al., 2009). Esses valores se encontram dentro dos limites de qualidade de água para a Classe 2 (IGAM, 2008).

No ponto 5, obtiveram-se valores elevados de coliformes termotolerantes ($1,1 \times 10^7$ NMP 100 mL^{-1}), fósforo ($0,11 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($12,0 \text{ mgL}^{-1}$). A qualidade da água resultou numa piora de um IQA igual a 46, de qualidade ruim. Suas contribuições podem ser efeito do uso e ocupação do solo (Pontes, Rodrigues e Fernandes, 2012) e o lançamento de esgoto (ANA, 2017).

O Ponto 6 obteve valores elevados de coliformes termotolerantes (6×10^5 NMP 100 mL^{-1}), fósforo ($0,115 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO ($5,5 \text{ mgL}^{-1}$). A qualidade da água resultou numa piora de um IQA igual a 46, de qualidade ruim. Em ambos os pontos, a pastagem com a presença direta de gado se traduz em fezes que caem ao curso de água (FIA et al., 2015). Esses valores se encontram dentro dos limites de qualidade de água para a Classe 2 (IGAM, 2008).

O ponto 7 obteve valores elevados de coliformes termotolerantes ($2,6 \times 10^5$ NMP 100 mL^{-1}), fósforo ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) e DBO (5 mgL^{-1}). Essa situação

pode ser decorrente da diluição de vários córregos tributários no montante A qualidade da água resultou num IQA igual a 51, de qualidade média, apesar de ser uma nascente exposta (MARMONTEL; RODRIGUES, 2015) e com presença de gado bobino e pastagens (FIA et al, 2015). Esse valor se encontra dentro dos limites de qualidade de água para a Classe 3 (IGAM, 2008).

4.6 Análises espaciais

A Krigagem Ordinária foi a mais adequada nas variáveis de Temperatura (T), potencial hidrogênio (pH) e o Fósforo total (FT), sendo que a variável final (IQA), também apresentou dependência espacial. Foi feita a validação dos ajustes dos modelos de semivariograma. Na Tabela 8, são apresentadas as relações dos modelos junto com as estatísticas dos erros obtidos na validação de cada variável. Considerando todos esses modelos, a seleção do melhor ajuste espacial se deu analisando o erro médio absoluto (EMA) e a da raiz quadrada do erro quadrático médio (RMS).

Tabela 8 - Relações dos modelos de Krigagem para as variáveis de Temperatura (T), potencial hidrogeniônico (pH), fosforo total (FT) e o Índice de Qualidade de água (IQA).

Variável	Modelo	Alcance	Efeito		EMA	RMS
			pepita	Patamar		
T°	Gaussiano	3.488.93	0.0019	1.94	-0,020	2,045
pH	Gaussiano	3.415.80	0.030	0.14	-0,016	1,114
FT	Exponencial	2.667.95	0.001	0.00	0,056	0,897
IQA	Exponencial	2.667.95	3.45	7.94	-0,036	1,054

Fonte: elaboração própria.

Foram calculadas as áreas de influência e porcentagem considerando os valores médios de cada variável, expressas nas Tabelas 9 e 10.

Tabela 9 - Resultados das áreas por intervalo nas análises das variáveis ambientais nos valores médios das amostras de água.

	OD	T	CT	pH	DBO	NT	FT	TB	TS	IQA
TOTAL	305,17									
I	34,32	99,53	1,50	17,67	12,98	36,60	25,35	14,62	0,00	259,85
II	134,18	52,75	21,74	109,48	112,58	243,40	137,97	57,91	57,11	45,32
III	123,11	76,40	204,51	108,47	150,15	16,49	138,27	190,45	128,79	---
IV	13,56	76,48	77,41	69,55	29,46	8,67	3,56	42,18	119,27	---

Fonte: elaboração própria.

Tabela 10 - Resultados em porcentagens por intervalos nas análises das variáveis ambientais nos valores médios das amostras de água.

	OD	T	CT	pH	DBO	NT	FT	TB	TS	IQA
TOTAL	100,00									
I	11,25	32,62	0,49	5,79	4,25	11,99	8,31	4,79	0,00	85,15
II	43,97	17,29	7,13	35,87	36,89	79,76	45,21	18,98	18,71	14,85
III	40,34	25,04	67,01	35,55	49,20	5,40	45,31	62,41	42,20	---
IV	4,44	25,06	25,37	22,79	9,65	2,84	1,17	13,82	39,08	---

Fonte: Elaboração própria.

4.7 Análise multivariada

Na análise de componentes principais (ACP), foram usados os valores médios de cada variável obtidos no laboratório, os quais mostraram que os autovalores dos dois primeiros componentes principais, representam aproximadamente 60,76% da variância nos 17 pontos amostrados (PC1 43,17%, PC2 17,59%). Os outros componentes representaram valores muito baixos da variância total. Na Figura 5, apresenta-se a projeção espacial da ordenação dos vetores das variáveis que compõem o IQA nos dois principais componentes (TABELA 11) na Análise de Componentes Principais (PCA).

4.8 Análises para o IQA

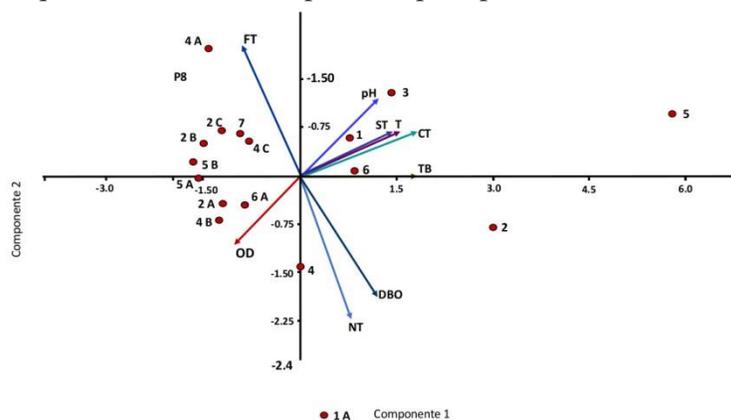
Para o Índice de Qualidade de Água (*IQA*), no intervalo I (42 -50), obteve-se uma área de 259,85 ha, equivalente a 85,15% e, no intervalo II (50 – 54), uma área de 45,32 ha, que correspondem a 14,85%. Segundo o IGAM (2008), a Classe I possui água de qualidade ruim; a Classe II, tem uma qualidade média. Os mapas resultantes e seu semivariograma estão dispostos na Figura 1 (a) e (b) do Apêndice E.

Tabela 11 - Componente principal das cargas 1 e 2.

Variável	PC 1	PC 2
OD	-0.23946	-0.25688
T	0.38208	0.16701
CT	0.44884	0.16967
pH	0.30324	0.29456
DBO	0.29169	-0.45898
NT	0.1946	-0.54546
FT	-0.22097	0.50373
TB	0.4554	0.002053
ST	0.35227	0.1692

Fonte: Dados resultantes do PCA.

Figura 8 - Projeção espacial da ordenação dos vetores das variáveis físico-químicas nas duas componentes principais.



4.8.1 Temperatura

Na análise do ACP, a temperatura (T) está afetando positivamente o IQA, no entanto, os cálculos à Temperatura (T), no intervalo I (19,65 - 20,37) foram de uma área de 99,53 ha, equivalente a 32,62%; no intervalo II (20,37-21,23), foram 52,75 ha, para 17,29%; no intervalo III (21,23 - 22,26), foram de 76,40 ha, para 25,04% e no intervalo IV (22,26 - 23,50), foram de 76,48 ha para 25,06%. O aumento da temperatura nos corpos hídricos pode advir de processos antrópicos com temperatura diferente do corpo receptor, pelo calor liberado na oxidação de carga poluente; ou, indiretamente, pelo represamento das águas e desmatamentos nas áreas de drenagem (PERCEBON; LIMA; ROSA, 2005) e discutida por Pereira (2004). A Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005), não se refere aos valores máximos e mínimos nessa variável. O mapa (a) e o semivariograma (b) dessa variável (FIGURA 2, APÊNDICE F).

4.8.2 Potencial hidrogeniônico

De acordo com o ACP, o pH afeta diretamente os pontos 1, e 3. Já nos cálculos de áreas e porcentagens, foram para o intervalo I (5,18 - 5,68), uma área de 17,67 ha, 5,79%; no intervalo II (5,68 - 5,95), uma área de 109,48 ha, 35,87%, no intervalo III (5,95 - 6,22), uma área de 108,47 ha, 35,55% e no intervalo IV (6,22 - 6,73), uma área de 69,55 ha, 22,79%. As áreas alteradas ecologicamente nos pontos analisados, afetam diretamente a fisiologia de muitos organismos, em razão da presença de desmatamento, atividades antrópicas, lançamento de esgotos, presença de gado e pastagem como foi apontado por Figur e Reis, (2017). A Resolução CONAMA n° 357/2005 estabelece que para a proteção da vida aquática o pH deve estar entre 6,0 e 9,0 (BRASIL, 2005). O

mapa (a) e seu semivariograma (b) resultante dessa variável (FIGURA 3, APÊNDICE G).

4.8.3 Fósforo total

De acordo com o ACP, o fósforo total (FT), afeta negativamente os pontos 4 A, 4 C e 7. Já nos cálculos das áreas e porcentagens, no intervalo I (0,05 - 0,10), obteve-se uma área de 25,35 ha, 8,31%; no intervalo II (0,10 - 0,13), obteve-se uma área de 137,97 ha, 45,21%; no intervalo III (0,13 - 0,17), uma área de 45,31 ha, 45,31% e, no intervalo IV (0,17 - 0,22), área de 3,56 ha, 1,17%. De acordo com a ANA (2017), o fósforo é um importante nutriente para os processos biológicos e seu excesso pode causar a eutrofização das águas.

Os valores altos do fósforo nos pontos analisados, se dão ao lançamento de esgoto, presença bovina em pastagens, presença de moradias e agricultura. Esses fatores enriquecem nas quantidades de fósforo, causando eutrofização e mortandade de peixes, como consequências também, da drenagem de fertilizantes agrícolas, águas pluviais, detergentes e drenagem de dejetos (KLEIN; AGNE, 2012) das moradias. A Legislação vigente (BRASIL, 2005), estabelece que os intervalos II e III se encontram dentro das Classes 2 e 3, enquanto ao intervalo IV está dentro da Classe 4. As principais fontes são os esgotos, detergentes e matéria fecal. O mapa (a) e o semivariograma (b) resultante dessa variável (FIGURA 4, APÊNDICE H).

4.9 Interpolação pelo Método de Ponderação de Distância Inversa (IDW)

No presente estudo, este método foi o interpolador determinístico utilizado, em decorrência da obtenção de semivariogramas do tipo de efeito

pepita puro para essas variáveis. Esse modelo apresentou-se possivelmente, em razão das distâncias na distribuição dos pontos de coleta.

4.9.1 Oxigênio dissolvido

De acordo com o ACP, o oxigênio dissolvido (OD), afeta negativamente os pontos 6 A, 4 B e 2 A. Já nos cálculos das áreas e porcentagens, os resultados foram para o intervalo I (5,0 - 5,8), uma área de 34,32 ha, 11,25%; no intervalo II (5,8 - 6,6), uma área de 134,18 ha, 43,97%, no intervalo III (6,6 - 7,4), uma área de 123,24 ha, 40,34% e no intervalo IV (7,4 - 8,2), uma área de 13,56 ha, 4,44%. Esses valores se dão às condições ecológicas de cada ponto analisado, no entanto, Quege e Siqueira (2005) relacionaram as baixas taxas de oxigênio dissolvidas ao despejo de efluentes, desmatamento, pastagem e atividades antrópicas que favorecem a atividade biológica e, conseqüentemente, o consumo de oxigênio. De acordo com a Legislação vigente (BRASIL, 2005), todos os intervalos se encontram na Classe 4.

4.9.2 Coliformes termotolerantes

Na análise do ACP, nos coliformes termotolerantes (CT), os pontos afetados são o 1, 5 e 6. Já nos cálculos das áreas e porcentagens, os resultados foram para o intervalo I (67.500,00 - 125.318,66), uma área de 1,50 ha, que corresponde a 0,49%; no intervalo II (125.318,66 - 435.228,07), uma área de 7,13 ha, 7,13%; no intervalo III (435.228,07 - 209.6349,68) e, no intervalo IV (2.096.349,68 - 11.000.000,00), uma área de 77,41 ha, 25,37%. Esses valores possuem referência na construção e operação de sistemas de tratamentos inadequados, lançamento de esgotos diretamente em rios e córregos, ou ainda no sistema de drenagem de águas pluviais (CETESB, 2016), a presença de gado nas

beiras dos rios. De acordo com a Legislação vigente (BRASIL, 2005), todos estes intervalos se encontram dentro da Classe 4. Os mapas resultantes destas últimas duas variáveis são amostrados na Figura 5 (a) e (b) do Apêndice I.

4.9.3 Demanda bioquímica de oxigênio

Na análise do ACP, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), afeta negativamente os pontos 6 A e 4 B, já nos cálculos de áreas e porcentagens, foram para o intervalo I (2,50 - 4,15), uma área de 12,98 ha e 4,25%, no intervalo II (4,15 - 6,39), uma área de 112,58 ha, 36,89%, no intervalo III (6,39 - 9,42), área de 150,15 há, 49,20% e no intervalo IV (9,42 - 13,50), uma área de 29,46 ha, 9,65%. Esse fenômeno pode causar mortandade de peixes e também alterar a comunidade de organismos aquáticos como foi apontado por Fiorucci e Benedetti (2005). Esses valores se devem a matéria orgânica natural ou originária de poluição, retirando oxigênio da água (CETESB, 2009). De acordo com a Legislação vigente (BRASIL, 2005), o intervalo I está entre as Classes 1 e 2, os intervalos II e III estão na Classe 3 e o intervalo IV na Classe 4.

4.9.4 Nitrogênio total

Na análise do ACP, o nitrogênio total (NT) afeta o ponto 4. Já nos cálculos de áreas e porcentagens, foram para o intervalo I (0,00 - 0,36), uma área de 36,60 ha e 11,99%, no intervalo II (0,36 - 0,78), uma área de 243,40 ha, 79,76%, no intervalo III (0,78 - 1,25), uma área de 16,49 ha, 5,40% e no intervalo IV (1,25 - 1,78), uma área de 8,67 ha, 2,84%. Os resultados se devem às quantidades de matéria orgânica decorrente dos processos antrópicos nos pontos analisados, como foi apresentado por Alves et al. (2012). De acordo com a Legislação vigente (BRASIL, 2005), todos os intervalos se enquadram nas

classes 1 e 2. Não existem valores máximos na Legislação nos intervalos 3 e 4. Não existem valores máximos na Legislação nos intervalos 3 e 4. Os mapas resultantes dessas últimas duas variáveis são amostrados na Figura 6 (a) e (b) do Apêndice J.

4.9.5 Turbidez

Na análise do ACP, a Turbidez (TB) afeta os pontos 6, 2 e 5, já nos cálculos das áreas e porcentagens, os resultados foram para o intervalo I (0,69 - 1,31), uma área de 14,62 ha, 4,79%; no intervalo II (1,31 - 2,52), uma área de 57,91 ha, 18,98%; no intervalo III (2,52 - 4,86), uma área de 190,45 ha, 62,41% e, no intervalo IV (4,86 - 9,39), uma área de 42,18 ha, 13,82%. Esses valores são referentes aos constantes processos erosivos que produzem sedimentos, como foi sinalado por Luiz, Pinto e Scheffer, (2012), como resultado do desmatamento e as atividades antrópicas nos pontos de coleta. De acordo com a Legislação vigente (BRASIL, 2005), todos esses valores estão dentro da Classe 1.

4.9.6 Sólidos totais dissolvidos

Na análise do ACP, os Sólidos Totais (ST), estão afetados nos pontos 1 e 6, já nos cálculos, no intervalo I não houve resultados; no intervalo II (15,65 - 29,95), em uma área de 57,11 há, correspondem a 18,71%; no intervalo III (29,95 - 153,82), área de 128,79 ha, 42,20% e no intervalo IV (153,82 - 1226,50), área de 119,27 ha, 39,08%. O mapa resultante dessa variável, está disposto na Figura 13 (b). Essa situação se dá, aos aportes dos processos erosivos dos córregos tributários e degradação por cargas de poluentes (BRITO; BRITO, 2013). De acordo com a Legislação vigente (BRASIL, 2005), só o

intervalo IV está dentro da Classe 3. Os mapas resultantes dessas últimas duas variáveis, são amostrados na Figura 7 (a) e (b) do Apêndice K.

4.10 Algumas outras considerações

A avaliação por meio do PAR e o mapa de cobertura de uso da terra, provaram que as nascentes do Ribeirão Carrancas se encontram em sérios riscos ambientais. Os impactos das atividades antrópicas decorrentes, afetam diretamente o curso principal, ainda com cargas de poluentes derivados da cidade de Carrancas, no entanto, ainda existem algumas nascentes preservadas. Os efeitos de péssimas práticas de manejo de pastagem e gado, lançamento de esgoto e lixo junto com a falta de consciência ambiental, fazem com que tenham qualidade ruim.

De uma forma geral, a análise do ACP mostrou que as variáveis de Oxigênio dissolvido e pH, possuem correlação inversa, enquanto uma aumenta, a outra decresce; a mesma situação nas variáveis de fósforo total (FT). Para o caso das variáveis pH, sólidos totais (ST), temperatura (T) e coliformes totais, apresentaram paralelismo, se uma cresce, as outras também. Essas mesmas situações também ocorreram com o nitrogênio total (NT) e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

Para o caso do ponto 5 que é afetado pela turbidez (TB), é difícil determinar o seu comportamento. Talvez pela proximidade da cidade que contribui com lançamento de lixo e esgoto e a relação que tem com o ponto 2, águas para baixo. Nos casos dos pontos 4C, 7, 2C, 2B, 5B, 5A, 2A, 4 B e 6A, serão necessários monitoramentos contínuos, ao menos duas vezes por ano, em razão dos poluentes que são lançados, terão incidência no percurso do corpo hídrico.

Os mapas gerados apresentaram uma possível influência do IQA e cada uma de suas variáveis. Esses dados podem servir de base para informação para os turistas e habitantes do município.

5 CONCLUSÕES

Com os dados analisados no presente estudo, fica óbvio que as águas do Rio não estão aptas para atividades de lazer, afetando a economia do município. Conseqüentemente, a biota encontra-se ameaçada nas áreas de preservação permanente, pois a destruição da mata ciliar interfere no ciclo hidrológico da água e, ao mesmo tempo, traz problemas como inundações, erosão e saúde pública. As atividades de turismo, também são afetadas diretamente e fazem parte do pilar econômico da região.

As autoridades locais precisam realizar trabalhos de maior conscientização em relação aos recursos hídricos, pois as fontes de água de boa qualidade, não serão suficientes para atender às necessidades da população no futuro.

A falta complementar de um monitoramento nos recursos hídricos do município, sobre um programa de gestão que integre o manejo das bacias hidrográficas, considerando as necessidades crescentes da população pelo consumo de água e atividades econômicas, principalmente o ecoturismo, poderão nortear futuras pesquisas que determinarão a capacidade de visitação das cachoeiras e lugares de interesse.

É importante manter a saúde ecológica dos corpos de água, sabendo que o Ribeirão Carrancas é um afluente do Rio Grande que, por sua vez, banha inúmeros municípios no percurso, até chegar no Rio Paraíba. Este, segue abastecido de água para diferentes fins.

O método testado neste trabalho possui algumas limitantes, porém, a falta de estudos sobre qualidade hídrica, faz com que levemos em conta, a construção e conhecimento maior sobre a temática. Futuras pesquisas sobre análise espacial e co-krigagem de recursos hídricos, poderão fortalecer e validar o método aqui apresentado.

6 RECOMENDAÇÕES

Em decorrência das análises das variáveis de qualidade possuem preços elevados e demora referente às distâncias, o uso de kits multi-paramétricos seria um recurso que facilitaria esse monitoramento. Com isso, se estabeleceriam pontos específicos que iriam incluir o manancial de abastecimento da cidade.

Apesar do Parque Municipal Cachoeira da Fumaça ser uma boa iniciativa, ainda falta clarificar as atividades num plano de manejo que possa melhorar os elementos de intervenção e condições ecológicas da área.

Mesmo o Município possuindo uma série de cachoeiras e poços, em sua maioria, a água não está apta para consumo humano. Nesse caso, o manancial deve passar por um plano de manejo, para mitigar os efeitos de uma possível crise hídrica.

O tratamento do lixo e esgoto, são assuntos que devem ser de suma importância à cidade de Carrancas, sendo necessária uma maior fiscalização sobre as descargas de esgoto clandestino nas beiras do rio. Somente uma usina de tratamento de esgoto não resolveria completamente o problema, mas também um reforço junto às autoridades locais. No caso do lixo, a disposição de um aterro sanitário contribuiria enormemente na melhoria da qualidade hídrica em conjunto com um programa de reciclagem e educação ambiental. Criar uma cultura para as gerações futuras, de como tratar o lixo gerado na cidade e região.

A implementação do Cadastro Ambiental Rural (CAR) no município, pode facilitar o mapeamento das propriedades rurais, auxiliar no controle do desmatamento e da localização das reservas legais. Além disso, incentivar o crescimento econômico da propriedade de modo sustentável dentro de uma fiscalização, garantindo o cumprimento da legislação ambiental e trazendo benefícios para o proprietário na recuperação do passivo ambiental.

A formulação de indicadores ambientais pode ser uma ferramenta que irá ajudar no estabelecimento de padrões de sustentabilidade, servindo, ao mesmo tempo, como um monitoramento da qualidade hídrica. Esses dados poderiam servir como insumos num novo plano de desenvolvimento turístico.

Um plano diretor que faça uma ordenação territorial integral, onde estejam definidas cada uma das atividades permitidas nas beiras dos córregos que compõem o rio, pode mitigar os efeitos de sua degradação ambiental junto com uma aplicação rígida das Leis. Nesse sentido, deve existir um compromisso sério entre as partes envolvidas para conservar os recursos hídricos e naturais, em razão do turismo da região ser uma atividade que gera empregos, benefícios econômicos, além de incentivar o ecoturismo.

As parcerias com ONGs e órgãos de turismo, podem beneficiar o desenvolvimento sustentável do município. A abertura desses processos, pode trazer novos conhecimentos e metodologias de trabalho, por meio de intercâmbios e novas experiências sobre ecoturismo. Ao melhorar os serviços ambientais que fornecem os recursos hídricos de alto valor paisagístico com sua gestão, o município pode se converter em referência para o Brasil e o mundo. Mas essa realidade só será possível, com consciência, educação e o compromisso de todos os envolvidos.

A criação de uma Unidade de Conservação na área da microbacia como um todo, pode fomentar a conservação e gestão dos recursos naturais, incluindo as nascentes. Para esse fato ser concretizado, seriam necessárias as autoridades assumirem um maior compromisso de desenvolvimento sustentável, concessionado como autarquia. Isso pode ser incluído em um planejamento de longo prazo.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apenas uma comparação entre os parâmetros de qualidade da água e padrões atuais estabelecidos na Legislação atual é insuficiente para mensurar o estado da qualidade da água e sua evolução no tempo e no território. Em síntese, o monitoramento de todos os parâmetros com diferentes fontes de poluição em uma bacia hidrográfica é trabalhoso e caro.

O conhecimento sobre a qualidade real da água de um corpo hídrico, torna-se imprescindível pelo simples fato da avaliação pontual de suas características físicas, químicas e microbiológicas, além disso, o monitoramento de sua distribuição espacial e sazonal. A realização de estudos de qualidade hídrica no contexto espaço-temporal envolve a determinação de muitas características da água em vários locais e períodos, o que gera um grande número de informações correlacionadas.

As pesquisas orientadas à qualidade da água, são atividades necessárias não apenas para que se conheça a situação dos corpos hídricos com relação aos impactos sofridos na bacia hidrográfica, mas também para que ações de controle e melhoria da qualidade ambiental sejam propostas e promovidas, inclusive com propostas de melhora nos marcos Legais.

As pesquisas que visam a analisar e a entender os ambientes aquáticos nos últimos anos, ainda não apresentam soluções mágicas e/ou instantâneas que resolvam a problemática da degradação ambiental dos cursos de água.

O desenvolvimento e adoção de uma consciência ecológica, é o meio mais eficaz de evitar uma grande crise hídrica. No entanto, as gerações atuais precisam de uma nova cultura em relação ao uso da água, pois, além da garantia de seu próprio bem-estar e sobrevivência, devem cultivar a preocupação com as próximas gerações e com a natureza, as quais, por certo, também têm direito a esse legado.

REFERÊNCIAS

- ALLEN, C.R.; ANGELER, D. G.; GARMESTANI, A. S.; GUNDERSON, L. H.; HOLLING, C. S. Panarchy: Theory and Application. **Ecosystems**, v. 17, n. 4, p. 578-589, 2014.
- ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. de. L. S.; MONTEIRO, S. M. de; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Revista Acta Amazônica**, v. 42, n. 1, p. 115-124, 2012.
- AMINU, M.; MATORI, A.; YUSOF, K.W.; MALAKAHMAD, A.; ZAINOL, R. B. A GIS-based water quality model for sustainable tourism planning of Bertam River in Cameron Highlands, Malaysia. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 10, p. 6525-6537, 2015.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005, [s.n.].
- ANA. AGENCIA NACIONAL DAS AGUAS. Portal de qualidade das águas. [s. l.]. Disponível em <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx#_ftn7>. Acesso em: 01 dez. 2017.
- ANDRADE, P. A. **Lineamientos para la aplicación del enfoque ecosistémico a la gestión integral del recurso hídrico**. Serie de manuales de educación y capacitación ambiental, PNUMA: México, 2004. 110 p.
- ANDRETTA, V.; PEREIRA, J. A. A.; MACEDO, R. L. G.; LOPES, F. W. A.; VITORINO, M. R. Impactos ambientais e perfil dos visitantes no Complexo da Cachoeira da Fumaça em Carrancas, MG. **Caderno Virtual de Turismo**, v. 8, n. 1, p. 57-68, 2008.
- ANDRIOTTI, J. L. S. Introdução à geoestatística. **Acta Geologica Leopoldensia**, v. 11, n. 27, p. 7-82, 1988.
- AZEVEDO, L. F. W.; MAGALHÃES Jr., A. P. Influência das condições naturais de pH sobre o índice de qualidade das águas (IQA) na bacia do Ribeirão Carrancas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**: Belo Horizonte, v. 06, n. 2, p. 134-147, 2010.

BARQUIN, J.; FERNANDEZ, D.; ALVAREZ-CABRIA, J.M.; FRANCISCO, P. Riparian quality and habitat heterogeneity assessment in Cantabrian rivers.

Limnetica, n. 30, v. 2, p. 329-346, 2011.

BATEMAN, I. J.; MACE, G. M.; FEZZI, C.; ATKINSON, G.; TURNER, K. Economic Analysis for Ecosystem Service. **Assessments Environmental Resources & Economics**, v. 48, p. 177-218, 2011.

BANERJEE, T.; SRIVASTAVA, R. Application of water quality index for assessment of surface water quality surrounding integrated industrial estate- Pantnagar. **Water Sciences Technology**, n. 60, v. 8, p. 2041-2053, 2009.

BENVENUTI, T.; KIELING-RUBIO, M. A.; KLAUCK, C. R.; RODRIGUES, M. A. S. Evaluation of water quality at the source of streams of the Sinos River Basin, southern Brazil, Braz. **Journal of Biology**, v. 75, n. 2, p. 98-104, 2015.

BEREZIN, A. A. Aquatic realms and running water in sustainable tourism. **WIT Transactions on Ecology and The Environment**, v. 162, p. 447-458, 2012. Disponível em: < www.witpress.com > . Acesso em: 25 jan. 2016

BERNACCHI, C. J.; VANLOOCKE, A. Terrestrial Ecosystems in a Changing Environment: A Dominant Role for Water. **Annual Reviews, Plant Biol**, v. 66, p. 599-622, 2015.

BERTOSSI, A. P. A.; MENEZES, J. P. C. de; CECÍLIO, R. A.; GARCIA, G. de O.; NEVES, M. A. Seleção e agrupamento de indicadores da qualidade de águas utilizando Estatística Multivariada. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 34, n. 5, p. 2025-2036, 2013.

BIZZO, M. R. de O.; MENEZES, J.; ANDRADE, S. F. de. Protocolos de avaliação rápida de rios (PAR). **Caderno de Estudos Geoambientais**, v. 4, n. 1, p. 05-13, 2014.

BRASIL. Código Florestal Brasileiro. LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 20 set. 2016.

_____. Resolução Conama N° 357 de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicação DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em set. 2015.

BRITO, L. T. de L.; SILVA, A. de S.; PORTO, E. R. Disponibilidade de água e a gestão dos recursos hídricos. Capítulo de livro. Embrapa: Semiárido, p. 15-32, 2007.

BRITO, E. B. C. C.; BRITO, N. N. de. Avaliação da qualidade da água do Rio Paraguai nas proximidades da cidade Ladário – MS. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 10, n. 1, p. 48-63, 2013.

BRITO, L. T. de; SRINIVASSAN, V. S.; SILVA, A. DE S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. DE O.; HERMES, L. C. Influência das atividades antrópicas na qualidade das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Salitre. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 596-602, 2005.

CAMARGO, E. C. G. Geoestatística: fundamentos e aplicações. In: **Geoprocessamento: teoria e aplicações**. [s. n.]: São José dos Campos: INPE, 2000. p. 5.1-5.36. Disponível em: <<http://urlib.net/6qtX3pFwXQZ3r59YD6/GPBCd>>. Acesso em: 05 jul. 2016.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramentas para Avaliar a Saúde de Riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6 n. 1, p. 71-82, 2001.

CALLER, T. A.; DOOLIN, J. W.; HANEY, J. F.; MURBY, A.J.; WEST, K, G.; FARRAR, H. E, et al. A cluster of amyotrophic lateral sclerosis in New Hampshire: a possible role for toxic cyanobacteria blooms. **Amyotroph Lateral Scler.** n. 10, p. 101–108, 2009.

CARDOSO, A. S.; REIS, T. D. F.; SÁ, O, R. Comparação entre o Índice de Qualidade da Água (IQA) com o Protocolo de Avaliação Rápida de habitats no Córrego Liso, Município de São Sebastião do Paraíso, Minas Gerais. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 10, n. 2, p. 392-409, 2014.

CARRANCAS. Informação sobre o Município de Carrancas, 2015. Disponível em: <<http://carrancas.com.br>>. Acesso em: 12 mar. 2016.

_____. Lei Nº. 1.304 de 27 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a criação do Parque Municipal de Carrancas e dá outras Providências. Disponível em: <<http://www.camaradecarrancas.mg.gov.br>>. Acesso em: 05 dez. 2017

CARVALHO, K. Q.; LIMAB, S. B.; PASSIG, F. H.; GUSMÃO, L. K.; SOUZA, D. C.; KREUTZ, C.; BELINI, A. D.; ARANTES, E. J. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, suppl. 2, p. 96-106, 2015.

CASH, D. W.; NEIL ADGER, W.; BERKES, F.; GARDEN, P.; LEBEL, L.; OLSSON, P.; PRITCHARD, L.; ORAN YOUNG, O. Scale and cross-scale dynamics: governance and information in a multilevel world. **Ecology and Society**, v. 11, n. 2, 2006.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Variáveis de qualidade de água. São Paulo**, Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/02.pdf>>. Acesso em: 15 set. 2016.

_____. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Relatório de Qualidade das Águas Salinas e Salobras no Estado de São Paulo, 2016. 287 p. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores>>. Acesso em: 10 nov. 2017.

CHEN, Y. C.; YEH., H. C.; WEI, C. Estimation of River Pollution Index in a Tidal Stream Using Kriging Analysis. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 9, p. 3085-3100, 2012.

CHILÈS, J. P.; DELFINER, P. **Geostatistics: modeling spatial uncertainty**. 2nd. ed. New York: J. Wiley & Sons, 2012. 734 p. <http://dx.doi.org/10.1002/9781118136188> (ISBN: 978-0-470-18315-1, 734).

CHIVIAN, M. D. E.; BERNSTEIN, M. D. A. (Eds.). **How our health depends on biodiversity**. New York: Oxford University Press, 2008.

CINDERBY, S.; BRUIN, A.; MBILINYI, B.; KONGO, V.; BARRON, J., 2011. Participatory geographic information systems for agricultural water management scenario development: A Tanzanian case study. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 36, p. 1093–1102, 2011.

CRESSIE, N. A. C. **Statistics for spatial data**. 2nd. ed. New York: J. Wiley & Sons, 1993. 900 p.

CUNHA, R. W.; GARCIA JUNIOR, M. D. N.; ALBERTONI, E. F.; SILVA, C. P. Qualidade de água de uma lagoa rasa em meio rural no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande**, v. 17, n. 7, p. 770–779, 2013.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. Elsevier Science Ltda: **Ecological Indicators**, v.1, p. 3-10, 2001.

DRUMMOND, G. M.; SOARES, M. C.; BARCELOS, G. M.; VIEIRA, F. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. 2.ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. 222 p.

DURIS J. W.; HAACK S. K.; FOGARTY, L. R. Gene and antigen markers of shiga-toxin producing *E. coli* from Michigan and Indiana river water: occurrence and relation to recreational water quality criteria. **J Environ Qual**, v. 38, p. 1878-1886, 2009. doi: 10.2134/jeq2008.0225.

EMBRAPA. Vegetação Campestre: Campo Rupestre. [S.l.]: Empresa Brasileira de Pesquisa Agrícola, 2017. Disponível em: <www.agencia.cnptia.embrapa.br>. Acesso em: 05 set. 2017.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Editora Interciência: FINEP: Rio de Janeiro, 1988. 226 p.

FAO. **El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura: La gestión de los sistemas en situación de riesgo**. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura: Roma, Mundi-Prensa: Madrid, 2011, 314 p. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/015/i1688s/i1688s00.pdf>>. Acesso em: 15 set. 2015.

FIA, R.; TADEU, H.C.; MENEZES, J.P.C.; FIA, F.R.L.; OLIVEIRA, L.F.C. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 267-275, 2015.

FIGUR, C.; REIS, J. T. A influência do uso e cobertura da terra nos parâmetros da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Abaúna, em Getúlio Vargas-RS. **Ciência e Natura**, v. 39, n. 2, p. 352-365, 2017.

FIORUCCI, A. R.; BENEDETTI FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química nova na escola**, n. 22, 2005.

FRANCISCO, C. N.; CARVALHO, C. N. de. Disponibilidade hídrica - Da visão global às pequenas bacias hidrográficas: O caso de Angra dos Reis, no Estado do Rio de Janeiro. **Revista Geociência**, v. 3, p. 1-13, 2004.

FUNASA. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. Manual de Controle da Qualidade da Água para Técnicos que Trabalham em Etas: Ministério da Saúde: Brasília, 2014. Disponível em <<http://www.funasa.gov.br>>. Acesso em: 14 out. 2017.

GARRICK, D.; HALL, J. M. Water Security and Society: Risks, Metrics, and Pathways. **Annual Review, Environmental Resources**, n. 39, p. 611-639, 2014.

GEDIK, K.; VEREP, B.; TERZI, E.; FEVZIOĞLU, S. Determination of water quality of Firtına Stream (Rize) in terms of physicochemical structure. **Ekoloji**, n. 19, v. 76, p. 25-35, 2010.

GIORDANO, M. A.; WOLF, A. T. Sharing waters: Post-Rio international water management. **Natural Resources Forum**, n. 27, p. 163-171, 2003.

GOLDSTEIN, R. M.; CARLISLE, D. M.; MEADOR, M. R.; SHORT, T. M. Can basin land use effects on physical characteristics of streams be determined broad geographic scales? **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 130, n. 1-3, p. 495-510, 2007.

GOOVAERTS, P. **Geostatistics for natural resources evaluation**. Applied Geostatistics Series. New York: Oxford University Press, 1997. 512 p. ISBN-3:9780195115383.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, v. 41, p. 540-551, 1991.

GUNDERSON, L. H.; HOLLING, C. S. **Panarchy: Understanding transformations in human and natural systems**. Washington, D. C.: Island Press, 2002.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. Past-Palaeontological statistics, ver. 1.89. **Palaeontologia electronica**, v. 4, n. 9, 2001.

HANNAFORD, M. J.; BARBOUR, M. T.; RESH, V. H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. **Journal North American Benthological Society**, n. 16, v. 4, p. 853-860, 1997.

HONTI, M. Controlling River Eutrophication under Conflicts of Interests: A GIS Modeling Approach, **Water**, n. 7, p. 5078-5090, 2015.

IBGE. Informação sobre o Município de Carrancas, Minas Gerais. [S.l.]: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2015. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br>>. Acesso em: 05 set. 2015.

_____. Manual técnico da vegetação brasileira. 1a. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 1992, 92 p. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br>>. Acesso em: 12 dez. 2017.

ISAAKS, E.H.; SRIVASTAVA, R.M. **An introduction to Applied Geostatistics**. New York: Oxford University, 1989. 561 p.

JANG, C. S. Using probability-based spatial estimation of the river pollution index to assess urban water recreational quality in the Tamsui River watershed. **Environ Monit Assess**. n. 188, v. 36, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-015-5040-2>

JARVIE, H.P.; WHITTON, B.A.; NEAL, C. Nitrogen and Phosphorus in East Coast British River: Speciation, Sources and Biological Significance. **Science of the Total Environment**, n. 210-211, p. 79-109, 1998.

JONNALAGADDA, S.; MHERE, G. Water Quality of the Odzi River in the Eastern Highlands of Zimbabwe, **Water Res**. n. 35, p. 2371-2376, 2001.

JOURNEL, A.G.; HUIJBREGTS, C.J. **Mining geostatistics**. London: Academic Press, 1978. 600 p.

JOURNEL, A.G. **Geostatistics for the environmental sciences: an introduction**. Las Vegas: Environmental Systems Laboratory, 1987. 134 p.
 JOURNEL, A.G. **Fundamentals of geostatistics in five lessons**. Washington D.C.: American Geophysical Union, 1989. 40 p.

KAZI, T., ARAIN, M.B., JAMALI, M.K., JALBANI, N., AFRIDI, H.I., SARFRAZ, R.A., BAIG, J.A., SHAH, A.Q. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: a case study. **Ecotoxicol. Environ. Saf**, n. 72, p. 301-309, 2009.

KEELER, B. L.; POLASKYA, S.; BRAUMAN, K. A.; JOHNSON, K. A.; FINLAY, J. C.; O'NEILLE, A.; KOVACS, K.; DALZELL, B. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. **Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 35, p. 18619-18624, 2012.

KEGLEY, S. E.; ANDREWS, J. **The chemistry of water**. Sausalito, CA: University Science Books, 1998. 167 p.

KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. Fósforo: de nutriente à poluente! **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 8, n. 8, p. 1713-1721, 2012.

LANT, C. L.; MULLENS, J. B. Lake and river Quality for recreation management and Contingent Valuation. **Water Resources Bulletin**, n. 27, v. 3, p. 453-600, 1991.

LEMOS, M.; FERREIRA, M. N.; DIAS, N. S. Sazonalidade e variabilidade espacial da qualidade da água na Lagoa do Apodi-RN. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 2, p. 155-164, 2010.

LIMA, E. A. C. F.; SILVA, H. R.; ALTIMARE, A. L. Uso atual da terra no município de Ilha Solteira, SP, Brasil: riscos ambientais associados. **Holos Environment**, v. 4, p. 81-96, 2004.

LIU, S.; NEVILLE, D.; CROSSMAN, M. N.; GHIRMAY, H.; Bringing ecosystem services into integrated water resources management. **Journal of Environmental Management**, n. 129, p. 92-102, 2013.

LLERENA, C.; HERMOZA; R. M.; LLERENA, L. M. Plantaciones forestales, agua y gestión de cuencas. **Debate Agrario-analisis y Alternativas**, v. 1, p. 79-111, 2007.

LO, S. L.; KUO, J. T.; WANG, S. M. Water quality network design of Keelung river, northern Taiwan. **Water Sci. Technol**, n. 34, p. 49-57, 1996.

LOHSE, K. A.; BROOKS, P. D.; MCINTOSH, J. C.; MEIXNER, T.; HUXMAN, T. E. Interactions between biogeochemistry and hydrologic systems. **Annual Reviews, Environmental Resources**, n. 34, p. 65-96, 2009.

LUÍZ, A. M. E.; PINTO, M. L. C.; SCHEFFER, E. W. O. Parâmetros de cor e turbidez como indicadores de impactos resultantes do uso do solo, na bacia hidrográfica do Rio Taquaral, São Mateus do Sul-PR. **RA E GA**, n. 24, p. 290-310, 2012.

MACERINSKIENE, A. Determination criteria for national water tourism routes. **Transactions on Ecology and the Environment**, v. 139, p 145-158, 2010.

MA, J.; DING, Z.; WEI, G.; ZHAO, H.; TUANG, T. Sources of water pollution and evolution of water quality in the Wuwei basin of Shiyang river, Northwest China. **Journal of Environmental Management**, n. 900, p. 1168–1177, 2009.

MALINOWSKI E. R. **Factor analysis in Chemistry**. John Wiley and Sons Inc. Third edition: NY, 2002. 432 p. ISBN: 978-0-471-13479-4.

MARGALEF, R. **Teoria de los sistemas ecológicos**. Segunda edición. Barcelona: Universitat de Barcelona, 1991. 290 p.

MARMONTEL, C. V. F.; RODRIGUES, V. A. Parâmetros Indicativos para Qualidade da Água em Nascentes com Diferentes Coberturas de Terra e Conservação da Vegetação Ciliar. **Floresta e Ambiente**, n. 22, v. 2, p. 171-181, 2015.

MARQUES, M. M. G. S. M.; BARBOSA, F. A. R. Eficiência de alguns parâmetros da comunidade de macroinvertebrados utilizados na avaliação da qualidade de água. In: VIII Seminário Regional de Ecologia, 1997, São Carlos. **Anais...** São Carlos: Ed. UFSCar, 1997.

MARQUES, J. J. G. S. M.; CURI, N.; LIMA, J.M. **Recursos ambientais da bacia do Alto Rio Grande, Minas Gerais**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2002. 33 p.

MATHERON, G. Principles of geostatistics. **Economic Geology**, v. 58, p. 1246-1266, 1963.

MATHERON, G. The Theory of Regionalized Variables and Its Applications. **Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique**, n.5. Fontanebleau: École Nationale Supérieure des Mines de Paris, 1971. Disponível em: <http://cg.ensmp.fr/bibliotheque/public/MATHERON_Ouvrage_00167.pdf>. Acesso em: 03 nov. 2017.

- MELLO, J. M. de. **Geostatística aplicada ao inventário florestal**. 110 p. 2004. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2004. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-06122004-100612/pt-br.php>>. Acesso em: 05 jul. 2016.
- MELLO, A. Y. I.; VALLEJOS, M.; PRADO, R. B.; CERONI, M. B.; LUI, G. H. Cambios en el Uso de la Tierra y Recursos Hídricos: Mapas Conceptuales para la Gestión Territorial. In: Congreso Argentina y Ambiente, Mar Del Plata, 2012. **Anais...** Mar Del Plata: CONICET, 2012.
- SILVA, G. C.; MANSUR, K. L.; PRADO, R. B.; OLIVEIRA, E.S. Qualidade da Água Superficial em Área Rural. **Caderno de Estudos Geoambientais**, v. 3, p. 32-43, 2012.
- MENEZES, J. P. C. de; BITTENCOURT, R. P.; SÁ FARIAS, M.; BELLO, I. P.; OLIVEIRA, L. F. C.; FIA, R. Coeficiente de desoxigenação, reaeração e potencial de auto - purificação de um ribeirão urbano. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 4, p. 748-757, 2015.
- MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; SÁ FARIAS, M.; PINHEIRO, I. B.; FIA, R.; OLIVEIRA., L. F. C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Eng Sanit Ambient**, v. 21, n. 3, p. 519-534, 2016.
- MENDONÇA, F.; LEITÃO, S. A. M. Riscos e vulnerabilidade socioambiental urbana: uma perspectiva a partir dos recursos hídricos. **GeoTextos**, v. 4, n. 1-2, p. 145-163, 2008.
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. [S. l.]: 2008. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 13 jan. 2016.
- MINATTI-FERREIRA, D. D.; BEAUMORD, A.C. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: Aspectos físicos. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 7, n. 1, p. 39-47, 2006.
- MIR, A.; PIRI, J.; KISI, O. Spatial monitoring and zoning water quality of Sistan River in the wet and dry years using GIS and geostatistics. **Computers and Electronics in Agriculture**, n. 135, p. 38-50, 2017.

MOHAMMAD, K.; KERACHIAN, R.; AKHBARI, M.; HAFEZ, B. Design of river water quality monitoring networks: A case study. *Environ. Model. Assess.* n. 14, p. 705-714, 2009.

MORAES, A. J.; BRIGANTE, J. **Manual para Diagnostico da qualidade dos recursos hídricos**. Centro de Recursos Hídricos e Ecologia: EESC-USP, 2010. 82 p.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. *Revista Saúde Pública*, v. 3, p. 370-374, 2002.

MOULTON, T. P. **Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos**. NESSIMIAN, J. L.; A. L. CARVALHO. (Eds.). Rio de Janeiro: UFRJ, p. 281-298, 1998. *Ecologia de insetos (Series Oecologia Brasiliensis, vol. V)*.

NAVEEDULLAH, N.; ZAFFAR, M. H.; YU, CH.; SHEN, CH.; MUHAMMAD, N.; SHEN, H.; CHEN, Y. Water Quality Characterization of the Siling Reservoir (Zhejiang, China) Using Water Quality Index. *Clean–Soil, Air, Water*, n. 44, v. 5, p. 553–562, 2016.

NILSSON, C.; REIDY, C. A.; DYNESIUS, M.; REVENGA, C. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, v. 308, p. 405-408, 2005.

NOVOTNY, V. **Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management**. Wiley & Sons: NY, 2002. 888 p.

NORRIS, R. H.; GEORGES, A. **Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys**. In: RESH, V. H.; ROSENBERG, D. M. (Eds.). New York: Praeger Publishers, p. 235-286, 1984. *The ecology of aquatic insects*.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R. S.; OLIVEIRA, A. D.; CARVALHO, L. M. T. Workshop: Definição e delimitação de domínios e subdomínios das paisagens naturais do Estado de Minas Gerais. **Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: Editora UFLA, 2006. p. 21–35.

OLIVEIRA, L. C.; PEREIRA, R.; VIEIRA, J. R. G. Análise da degradação ambiental da mata ciliar em um trecho do rio Maxaranguape-RN: Uma contribuição à gestão dos recursos hídricos do Rio Grande do Norte - Brasil. *Holos Environment*, v. 5, p. 49-66, 2011.

OLIVEIRA, F. T.; SILVA, I. C.; REGO MATOS, J. F.; SANTOS HARA, F. A. dos. Ecoturismo no Rio Puraquequara: suporte para inclusão social e proteção ambiental. **Sociedade & Natureza**: Uberlândia, v. 22, n. 2, p 283-295, 2010.

OLIVEIRA, V. A.; MELLO, C. R.; DURÃES, M. F.; SILVA, A. M. Vulnerabilidade dos solos à erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Verde, sul de Minas Gerais. *Ciência e UFLA: **Ciencia e Agrotecnologia***, v. 38, n. 3, p. 262-269, 2014.

ORLOVE, B.; CATON, S. C. Water Security and Society: Risks, Metrics, and Pathways. **Annual Review Anthropology**, n. 39, p. 401-415, 2010.

OTT, W. R. **Environmental Indices: Theory and Practice**. Ann Arbor. MI: Ann Arbor Science Publishers Inc, 1978. 384 p.

OUYANG, Y. Evaluation of river water quality monitoring stations by principal component analysis. **Water Res.** n. 39, p. 2621-2635, 2005.

PAERL H. W.; HUISMAN J. Climate, blooms like it hot. **Science**, n. 320, p. 57-58, 2009.

PARRON, L. M. (Ed.) **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. [s. n.]. Colombo: Embrapa Florestas, 2011, 67 p.
PELLIZZARO, P. C.; ANTUNES, L. P.; BOLLMAN, H. A.; HARDT, C. Urbanização em áreas de mananciais hídricos: estudo de caso em Piraquara, Paraná [S. l.: s. n.]. **Cadernos metrópole**, n. 19, p. 221-243, 2008.

PESCE, S.F.; WUNDERLIN, D.A. Use of water quality indices to verify the impact of Cordoba city (Argentina) on Suquia river. **Water Res.**, n. 34, v. 11, p. 2915-2926, 2000.

PERCEBON, C. M.; LIMA, A. V. B.; ROSA, E. F. da. Diagnóstico da temperatura das águas dos principais rios de BLUMENAU – SC. **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 56, p. 7-19, 2005.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista eletrônica de recursos hídricos**, v. 1, n. 1, p. 20-36, 2004.

PEREVOCHTCHIKOVA, M.; VÁZQUEZ, B. A. Los Servicios Ambientales Hidrológicos como instrumento alternativo para la Gestión Integral del Recurso Hídrico en el Distrito Federal. II Congreso Nacional de Cuencas Hidrográficas, 2011. **Anais...** México: Villa hermosa, 2011.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. 285 p.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; PALMER, M. A.; HART, D. D.; RICHTER, B. D.; ARTHINGTON, A. H.; ROGERS, K. H.; MEYERS, J. L.; STANFORD, J. A. Fiver flows and water wars: emerging science for environmental decision making. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 11, p. 298-306, 2003.

POLETO, C.; CARVALHO, S. L.; MATSUMOTO, T. Avaliação da qualidade da água de uma microbacia hidrográfica no município de Ilha Solteira-SP. **Holos Environment**, v. 10, p. 95-110, 2010.

PONTES, P. P.; RODRIGUES, A. M.; FERNANDES, G. M. Efeito do uso e ocupação do solo na qualidade da água na microbacia do Córrego Banguelo - Contagem. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 3, 2012.

POONAM, T.; TANUSHREE, B.; SUKALYAN, C. Water quality indices- important tools for water quality assessment: a review. **International Journal of Advances in Chemistry**, v. 1, n. 1, p. 15-28, 2013.

QUEGE, K. E.; SIQUEIRA, E. Q. Avaliação da Qualidade de Água no Córrego Botafogo na Cidade de Goiânia-GO. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. **Anais...** Goiânia: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2005. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/i-174.pdf>>. Acesso em: 02 dez. 2017.

QUEIROZ, M. M. F.; IOST, C.; GOMES, S. D.; VILAS BOAS, M. A. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 5, n. 4, p. 200-210, 2010.

RAZZOLINI, M.T.P.; GUNTHER, W. M.R. Impactos na saúde das deficiências de acesso a água. **Saúde Soc**, v. 17, n. 1, 2008.

RIZO-DECELIS, L. D.; PARDO-IGÚZQUIZA, E.; ANDREO, B. Spatial prediction of water quality variables along a main river channel, in presence of pollution hotspots, **Science of the Total Environment**, n. 605-606, p. 276–290, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.145>

RODRIGUES, A. S. L.; CASTRO, P. T. A.; MALAFAIA, G. Utilização dos Protocolos de Avaliação Rápida de Rios como Instrumentos Complementares na Gestão de Bacias Hidrográficas Envolvendo Aspectos da Geomorfologia Fluvial: Uma Breve Discussão. **Enciclopédia Biosfera: Centro Científico Conhecer: Goiânia**, v. 6, n. 11, p. 1-9, 2010.

RODRIGUES, D. L.; SANTOS, V. N. S.; AMOEDO, M. L.; SOUSA, A. C.; ANDRADE, T. M. Importância do monitoramento dos recursos hídricos em comunidades rurais: caso Ponta de Gramame no Município de João Pessoa-PB. VII Congresso Norte-Nordeste de Pesquisa e Inovação, 2012. **Anais...Palmas: Tocantins**, 2012.

RODRIGUES, E. L.; ELMIRO, M. A. T.; BRAGA, F. A.; JACOBI, C. M.; ROSSI, R. D. Impacto de alterações no uso do solo na vazão da Bacia do Rio Pará, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 70-76, 2015.

SAKIZADEH, M.; MALIAN, A.; AHMADPOUR, E. Groundwater Quality Modeling with a Small Data Set. **Groundwater**, v. 54, n. 1, p. 115-120, 2016.

SÁNCHEZ, E.; COLMENAREJO, M.F.; VICENTE, J.; RUBIO, A.; GARCÍA, M.G.; TRAVIESO, L.; BORJA, R. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of basins pollution. **Ecological Indicators**, n. 7, p. 315-328, 2007.

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

SCHREIBER, C.; RECHENBURGA, A.; RINDB, E.; KISTEMANNA, T. The impact of land use on microbial surface water pollution. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 218, p. 181-187, 2015. <https://doi.org/10.1080/15287394.2015.1099484>

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

SARKAR, CH.; ABBASI, S. A. Qualidex: a new software for generating water quality indices. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 119, p. 201-231, 2006.

SENER, S.; SENER, E.; DAVRAZ, A. Evaluation of water quality using water quality index (*IQA*) method and GIS in Aksu River (SW-Turkey). **Science of the Total Environment**, n. 584-585, p. 131-144, 2017.

SILVA, B. A. P.; VENTUROLI, F.; CARVALHO, F. A. Florestas estacionais no cerrado: uma visão geral, **Pesq. Agropecuária Tropical**, v. 41, n. 3, p. 446-455, 2011. ISSN 1983-4063

SIMEONOV, V., STRATIS, J.A., SAMARA, C., ZACHARIADIS, G., VOUTSA, D., ANTHEMIDIS, A., SOFONIOU, M., KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Res.**, n. 37, p. 4119-4124, 2003.

SEVILLA, M.; TORREGROSA, T.; MORENO, L. Un panorama sobre la economía del agua. **Estudios de economía aplicada**, v. 28, n. 2, p.265-304, 2010.

SMITH, V. H. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. **Environ Sci Pollut Res.**, n. 10, p. 126-139, 2003.

SUN, R.; CHEN, L.; CHEN, W.; JI, Y. Effect of Land-Use Patterns on Total Nitrogen Concentration in the Upstream Regions of the Haihe River Basin, China. **Environmental Management**, n. 51, p. 45-58, 2013. doi 10.1007/s00267-011-9764-7

SREBOTNJAK, T.; CARR, G.; SHERBININ, A.; RICKWOOD, C. A global Water Quality Index and hot-deck imputation of missing data. **Ecological Indicators**, v. 17, p. 108-119, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.023>

STEPHEN, R. C.; STANLEY, E. H.; VANDER, M. J. Z. State of the World's Freshwater Ecosystems: Physical, Chemical, and Biological Changes. **Annual Review Environmental Resources**, n. 36, p. 75-99, 2011.

STEWART, I.; WEBB, P. M.; SCHLUTER, P.J.; SHAW, G.R. Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria - a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment. **Environ Health**, n. 5-6, 2006. doi:10.1186/1476-069X-5-6

SUTADIAN, A. D.; MUTTIL, N.; YILMAZ, G. A.; PERERA, B. J. C. Development of river water quality indices: a review. **Environ Monitoring Assessment**, v. 188, n. 58, 2015.

SWWF. Ministerial declaration of The Hague on water security in the 21st century. Paper presented at the Second World Water Forum & Ministerial Conference, Hague, 2000. Disponível em: <<http://www.worldwaterforum.net>>. Acesso em: jan. 2016.

TAMBOSI, L. R.; VIDAL, M. M.; BARROS FERRAZ, S. F.; METZGER, J. P. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos avançados**, n. 29, v. 84, 2015.

TEIXEIRA, M. D.; COSTA, M. D.; CARVALHO, V. L.; PEREIRA, M.; HAGE, E. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil.. **Bull Pan Am Health Organ**, n. 27, p. 244–253, 1993.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento- revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, p. 135-152, 1997.

TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: Ciência e Aplicação**, terceira edição, Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2004.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos: o futuro dos recursos. **Multiciência**, n. 1, p. 1-15, 2003.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.

TUNDISI, J. G. **Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2014.

TURNER II, B L; KASPERSON, R. E.; B. WILLIAM, B. M.; KIRSTIN, D.; DOMINIC, G.; KASPERSON, J. X.; ROBERT, M.; SAMUEL, P. Two types of global environmental change: Definitional and spatial scale issues in their human dimensions. **Global Environmental Change**, v. 1, p. 14-22, 1990.

TURNER, P. C.; GAMMIE, A. J.; HOLLINRAKE, K.; CODD, G. A. Pneumonia associated with contact with cyanobacteria. **BMJ**, v. 300, p. 1440-1441, 1990.

UNEP. **The UN-Water Status Report on the Application of Integrated Approaches to Water Resources Management**. United Nations Environment Programme: Kenia, 2012, 106 p. Disponível em: <<http://www.un.org>>. Acesso em: 20 out. 2016

UNESCO. **Water for People Water for Life**. The United Nations World Water Development Report. World Water Assessment Programme: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization: [s. l.], 36 p. 2003. Disponível em: <<http://www.unesco.org>>. Acesso em: 15 mar. 2016.

VANWEY, L. K.; OSTROM, E.; MERETSKY, V. **Teorias subjacentes ao estudo de interações homem-ambiente**. In: MORAN, E. F.; OSTROM, E. (Orgs.). *Ecosistemas florestais: interação homem-sociedade*. São Paulo: SENAC, 2009.

VARGAS, J. R. A.; FERREIRA JÚNIOR, P. D. F. Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida na Caracterização da Qualidade Ambiental de Duas Microbacias do Rio Guandu, Afonso Cláudio, ES. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n 1, p. 161-168, 2012.

VIEIRA, S.R. Geoestatística em estudos de variabilidade do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.; V.H. & SCHAEFFER, G.R., eds. **Tópicos em ciência do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 1, p. 1-54, 2000.

VILLELA, I. V.; OLIVEIRA, I. M.; SILVEIRA, J. C.; DIAS, J. F.; HENRIQUES, J. A. P.; SILVA, J. Assessment of environmental stress by the micronucleus and comet assays on *Limnoperna fortunei* exposed to Guaíba hydrographic region samples (Brazil) under laboratory conditions. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 628, n. 2, p. 76-86, 2007.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: UFMG, 1996. 211 p.

VOROSMARTY, C. J.; MCINTYRE, P. B.; GESSNER, M. O.; DUDGEON, D.; PRUSEVICH, A.; GREEN, P.; GLIDDEN, S.; BUNN, S. E.; SULLIVAN, C.A.; REIDY LIERMANN, C.; DAVIES, P. M. Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**, n. 467, p. 555–561, 2010.

WANG, X; YUA, Z.; CINDERBY, S.; FORRESTER, J. Enhancing participation: Experiences of participatory geographic information systems in Shanxi province, China. **Applied Geography**, v. 28, p. 96-109, 2008.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking water quality**. Volume 1. Recommendations. Third edition. World Health Organization: Geneva, 2004. 543 p. Disponível em; <http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/GDWQ2004web.pdf>. Acesso em: 25 nov. 2017.

YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. **Geoestatística**: conceitos e aplicações. São Paulo: Oficina de Textos, 2013.

YOUNG, O. R. The problem of scale in human/environment relationships.

Journal of Theoretical Politics, v. 6, p. 429-447, 1994.

YOUNG, H. P. Preservação ambiental: Uma retórica no espaço ideológico da manutenção do capital. **Revista FAE**, v. 4, p. 25-36, 2001.

APÊNDICE A - LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA

Tabela 1 - Localização dos pontos de coleta.

Ponto	Lat.	Long.
1	21°28'23.19"S	44°41'8.55"O
2	21°26'48.01"S	44°41'26.72"O
3	21°26'49.31"S	44°40'50.17"O
4	21°27'10.04"S	44°40'13.71"O
5	21°28'17.59"S	44°40'48.28"O
6	21°27'13.09"S	44°39'41.43"O
7	21°28'37.95"S	44°39'47.16"O
8	21°28'11.72"S	44°39'27.11"O
9	21°28'4.27"S	44°39'11.38"O
10	21°28'8.01"S	44°37'22.03"O
11	21°28'51.65"S	44°38'43.94"O
12	21°29'35.46"S	44°37'42.15"O
13	21°29'1.67"S	44°36'1.78"O
14	21°30'28.13"S	44°35'50.20"O
15	21°28'34.24"S	44°39'24.37"O
16	21°28'17.56"S	44°38'7.94"O
17	21°28'25.30"S	44°38'59.14"O

Fonte: Elaboração própria.

APÊNDICE B – RESULTADOS TOTAIS NOS CÓRREGOS TRIBUTÁRIOS

Tabela 2 - Resultados totais das variáveis e do IQA nos córregos tributários.

Variável	Pontos										Época*
	1 A	2 A	2 B	2 C	4 A	4 B	4 C	5 A	5 B	6 A	
OD	8,00	6,9	7,7	5,5	7,6	8,6	8,4	6,3	5,7	6,7	C
	7,50	4	7,4	7,5	6,2	7,8	7,8	6,2	6,7	6,3	S
T	20,40	19	20,5	20,1	21,9	21,4	21,9	19,5	18,8	19	C
	21,00	21	20,3	21,5	22	21,4	21,4	21,1	20,5	21,1	S
CT	2,5E+05	9,5X10 ⁴	7X10 ³	1,5X10 ⁶	4,5X10 ⁶	2X10 ⁵	9,5X10 ⁵	2,5X10 ⁵	2,5X10 ⁵	2,5E+06	C
	9,0E+04	4X10 ⁴	2X10 ⁵	9X10 ⁴	9,5X10 ⁵	4X10 ⁴	4X10 ⁴	9X10 ⁴	2,5X10 ⁵	9,0E+04	S
pH	6,10	6,76	6,2	5,6	6,4	5,9	6,2	5,8	5,8	6,1	C
	5,10	6,11	5,8	5,9	6	5,8	5,8	5,5	5,5	5,7	S
DBO	14,00	4	12	6	4	4	6,2	5	9	5	C
	13,00	9	1	9	12	15	15	6	2	3	S
NT	3,17	0,4	0	0	0,2	0,59	3	0	0,59	0,4	C
	0,40	0,4	0	0	0,79	0,59	0,59	0	0,59	0,4	S
FT	0,06	0,12	0,09	0,15	0,21	0,17	0,2	0,09	0,13	0,16	C
	0,11	0,16	0,25	0,21	0,25	0,18	0,18	0,1	0,22	0,15	S
TB	6,50	7,4	2,7	2,6	1,1	2	0,08	1,2	0,8	2,4	C
	2,80	0,4	2,5	2	5,9	0,9	0,9	0,3	0,6	2,6	S
ST	32	10	28	38	8	12	1,9	13	535	555	C
	62,00	55	18	17	7	22	22	15	15	32	S
IQA	50	50	61	46	49	48	52	52	43	44	C
	49	39	48	51	45	52	52	50	46	49	S

Fonte: Elaboração própria.

* S= época seca; C= época chuvosa. OD= Oxigênio dissolvido (mg L⁻¹); T= temperatura (°C); CT= coliformes termotolerantes (NMP 100 mL⁻¹); pH= potencial hidroeônico; DBO= demanda bioquímica de oxigênio (mg L⁻¹); TN = nitrogênio total (mg L⁻¹); FT= fosforo total (mg L⁻¹); TB= Turbidez (NTU); ST= sólidos totais (mg L⁻¹).

APÊNDICE C - RESULTADOS TOTAIS DAS VARIÁVEIS E O IQA NO CURSO PRINCIPAL

Tabela 3 - Resultados totais das variáveis e o IQA no curso principal.

Variável	Pontos							Época *
	1	2	3	4	5	6	7	
OD	7	7,5	4,8	6	3,5	5,1	6,2	C
	6,7	6,3	5,3	6	6,5	6,3	7	S
T	22,3	23	22	20	24	19,6	19,8	C
	23,3	23,3	23,5	24	23	22,1	20,9	S
CT	4,5E+05	4,5E+06	4,5E+06	4,5E+05	1,1E+07	9,5E+05	4,5E+05	C
	4,5E+05	1,1E+07	9,5E+05	9,0E+04	1,1E+07	2,5E+05	7,0E+04	S
pH	6,7	6,8	6,8	6,1	6,5	6,2	6,1	C
	6,8	6,1	6	5,7	6,3	6	5,8	S
DBO	4	11	3	9	16	5	3	C
	1	15	12	5	8	6	7	S
NT	0,79	0,59	0,79	1,58	0,79	0,79	0,59	C
	0,79	0,59	0,79	1,58	0,79	0,79	0,59	S
FT	0,08	0,08	0,15	0,06	0,06	0,03	0,11	C
	0,12	0,04	0,25	0,15	0,16	0,2	0,09	S
TB	4,9	5,6	5,9	1,5	10,4	6,4	2,7	C
	3,9	5,2	5,9	0,9	8,4	4,5	2,6	S
ST	38	25	32	27	2410	927	50	C
	35	20	7	35	43	40	35	S
IQA	51	52	47	49	35	43	49	C
	52	20	45	48	49	48	52	S

Fonte: Elaboração própria.

* S= época seca; C= época chuvosa. OD= Oxigênio dissolvido (mg L⁻¹); T= temperatura (°C); CT= coliformes termotolerantes (NMP 100 mL⁻¹); pH= potencial hidrogênico; DBO= demanda bioquímica de oxigênio (mg L⁻¹); TN = nitrogênio total (mg L⁻¹); FT= fosforo total (mg L⁻¹); TB= Turbidez (NTU); ST= sólidos totais (mg L⁻¹).

APÊNDICE D - PROTOCOLO PAR

Tabela 4 - Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas.

(Continua)

Localização:	
Coordenadas UTM:	
Coordenadas geográficas:	
Data de coleta: ___/___/___	Hora da Coleta:
Tempo (Situação do dia):	
Modo de coleta (Coletor):	
Tipo de ambiente: Córrego ()	Rio: ()
Largura (m):	
Profundidade:	
Temperatura da água:	

Tabela 4 - Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas.

(Continuação)

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO			
	4 pontos	2 pontos	0 pontos	
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação natural	Campo de pastagem/ Agricultura/Monocultura	Residencial/Comercial/industrial	
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada	
3. Alterações antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origem industrial/urbana (fábricas, siderurgias, canalização, reutilização do curso do rio)	
4. Cobertura vegetal no leito	Total	Parcial	Ausente	
5. Odor da água	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo/ industrial	
6. Oleosidade da água	Ausente	Moderada	Abundante	
7. Tipo de fundo	Pedras/cascalho	Lama/areia	Cimento/canalizado	
PARAMÊTROS	PONTUAÇÃO			
	5 Pontos	3 Pontos	2 Pontos	0 Pontos
8. Tipo de fundo	Mais de 50% com habitats diversificados: pedaços de troncos submersos ou outros habitats estáveis.	30 a 50% de habitats diversificados: habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos	10 a 30% de habitats diversificados: disponibilidade de habitats insuficientes: substratos frequentemente modificados.	Menos do 10% de habitats diversificados: ausência de habitats obvia: substrato rochoso instável para fixação dos organismos.

Tabela 4 - Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas.

(Continuação)

PARAMÊTROS	PONTUAÇÃO			
	5 Pontos	3 Pontos	2 Pontos	0 Pontos
9. Extensão dos rápidos	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas: rápidos tão largos quanto o rio/córrego e com comprimento igual ao dobro da largura do rio/córrego	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menos que o dobro da largura do rio/córrego.	Trechos rápidos podem estar ausentes: rápidos não largos quanto o rio/córrego e seu comprimento menos que o dobro da largura do rio.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.
10. Frequência dos rápidos	Rápidos relativamente frequentes: distância entre rápidos dividida pela largura do rio/córrego entre 5 e 7	Rápidos não frequentes: distância entre rápidos dividida pela largura do rio/córrego entre 7 e 15.	Rápidos e corredeiras ocasionais: habitats formados pelos contornos do fundo: distância entre rápidos dividida pela largura do rio/córrego entre 15 e 20.	Geralmente com lâminas d'água "lisa" ou com rápidos rasos: pobreza de habitats: distância entre rápidos dividida pela largura do rio/córrego maior que 25.
PARAMÊTROS	PONTUAÇÃO			
	5 Pontos	3 Pontos	2 Pontos	0 Pontos
11. Tipos de substratos	Seixos abundantes (prevalendo em nascentes).	Seixos abundantes: cascalho comum.	Fundo formado predominantemente por cascalho: alguns seixos presentes.	Fundo pedregoso: seixos ou lamoso.
12. Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama.	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais do 75% do fundo coberto por lama

Tabela 4 - Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas.

(Continuação)

PARAMÊTROS	PONTUAÇÃO			
	5 Pontos	3 Pontos	2 Pontos	0 Pontos
13. Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama: ausência nos remansos.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama: 5 a 30% do fundo afetado: deposição moderada nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama: entre 30 a 50% do fundo afetado: deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens: mais de 50% do fundo modificado: remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos
PARAMETROS	PONTUAÇÃO			
	5 Pontos	3 Pontos	2 Pontos	0 Pontos
14. Alterações no canal do rio/córrego	Canalização (retificação) ou drenagem ausente ou mínima: rio/córrego com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes: evidência de modificações há mais de 20 anos	Alguma canalização presente nas duas margens: 40 a 80% do rio/córrego modificado.	Margens modificadas: acima de 80% do rio/córrego modificado.
15. Características do escoamento das águas	Escoamento relativamente igual em toda a largura do rio/córrego: mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio/córrego: ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio/córrego, e /ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remanescentes.

Tabela 4 - Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas.

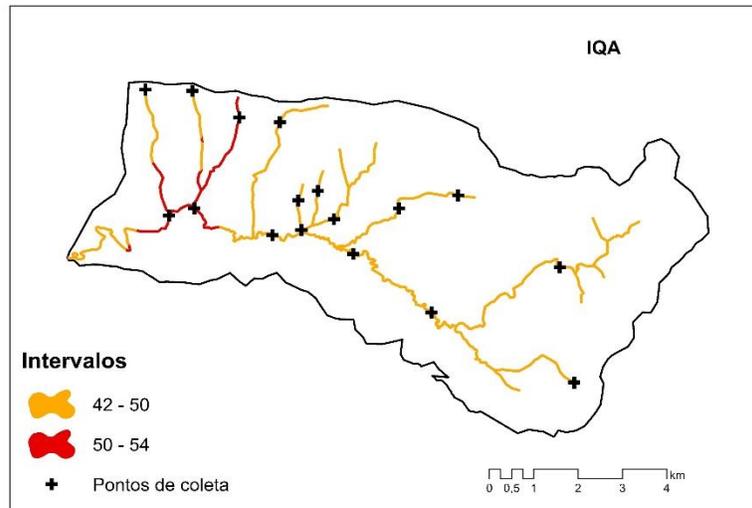
(Conclusão)

PARAMÊTROS	PONTUAÇÃO			
	5 Pontos	3 Pontos	2 Pontos	0 Pontos
16. Presença de mata ciliar	Acima do 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas: mínima evidência de desflorestamento: todas as plantas atingindo altura "normal".	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa: desflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação: maioria das plantas atingindo altura "normal".	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa: desflorestamento obvio: trechos com solo exposto ou vegetação eliminada: menor da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% da mata ciliar nativa: desflorestamento muito acentuado.
17. Estabilidade das margens	Margens estáveis: evidência de erosão mínima ou ausente: pequeno potencial para problemas futuros. Menos do 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis: pequenas áreas de erosão frequentes: Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável: entre 30 e 50% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável: muitas áreas com erosão: frequentes áreas descobertas nas curvas do rio/córrego: erosão obvia entre 60 e 100% das margens.
18. Extensão da mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18m: sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18m: mínima influência antrópica	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12m: influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6m: vegetação restrita ou ausente devido as atividades antrópicas.

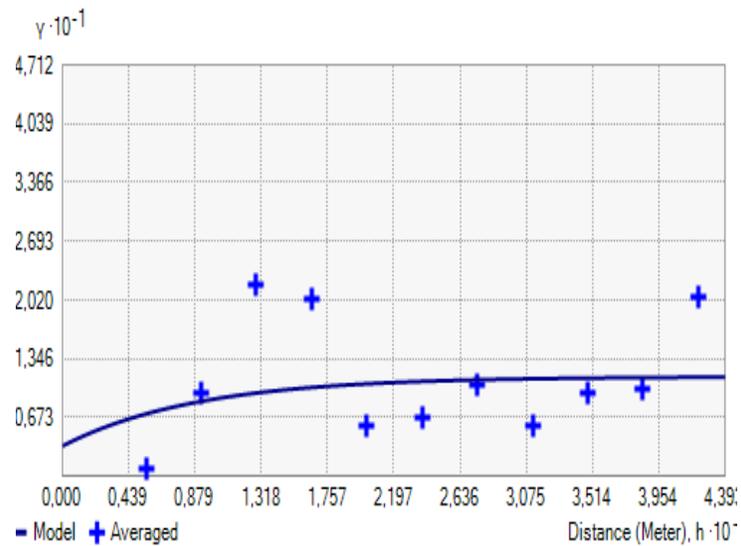
Fonte: Moraes e Brigante (2010).

APÊNDICE E - MAPA RESULTANTE DO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA

Figura 1 - Mapa resultante pelo método de Krigagem (a) e os seu semivariograma (b) para o Índice de Qualidade de Água (IQA).



(a)

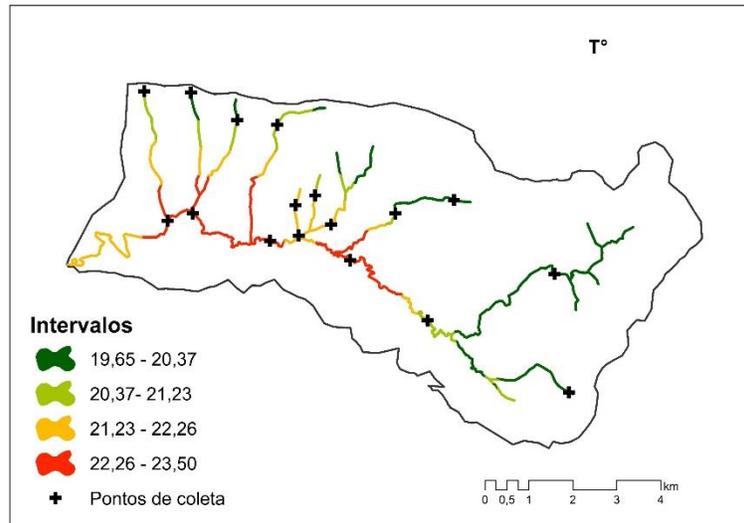


(b)

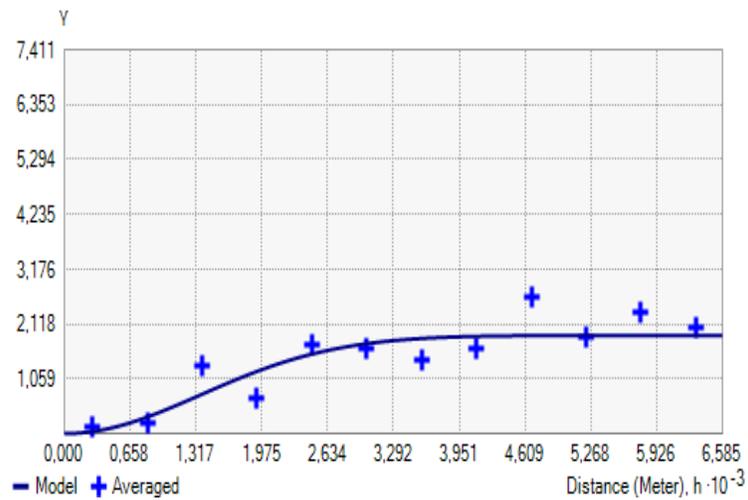
Fonte: elaboração própria

APÊNDICE F - MAPA RESULTANTE DA TEMPERATURA

Figura 2 - Mapa resultante pelo método de Krigagem (a) e os seu semivariograma (b) à temperatura (T).



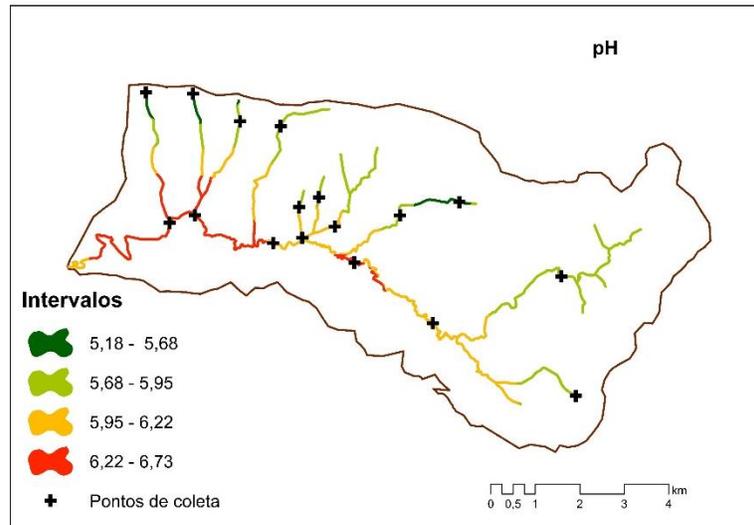
(a)



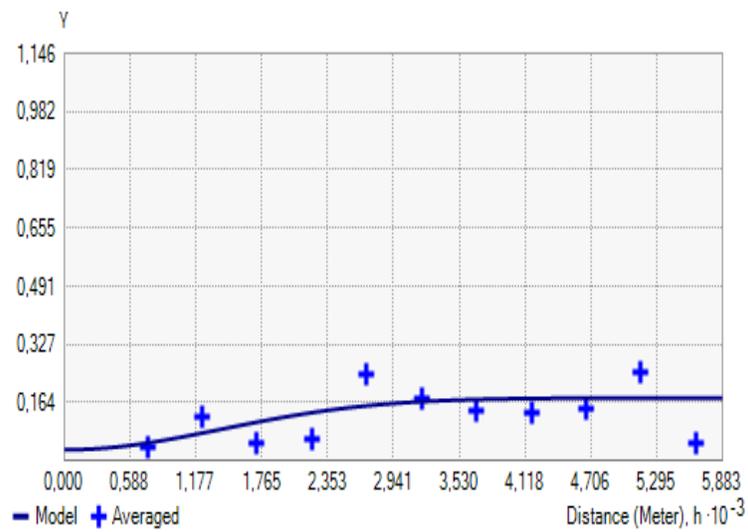
(b)

APÊNDICE G - MAPA RESULTANTE DO POTENCIAL HIDROGEÔNICO

Figura 3 - Mapa resultantes pelo método de Krigagem (a) e seu semivariograma (b) para o potencial hidrogeniônico (pH).



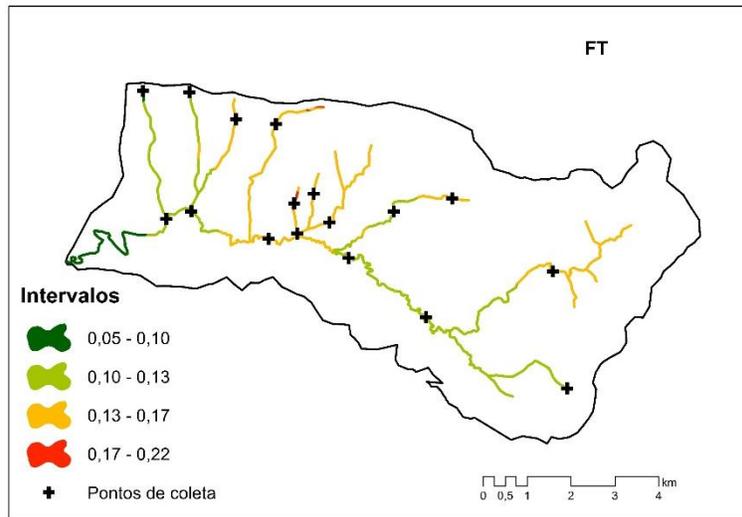
(a)



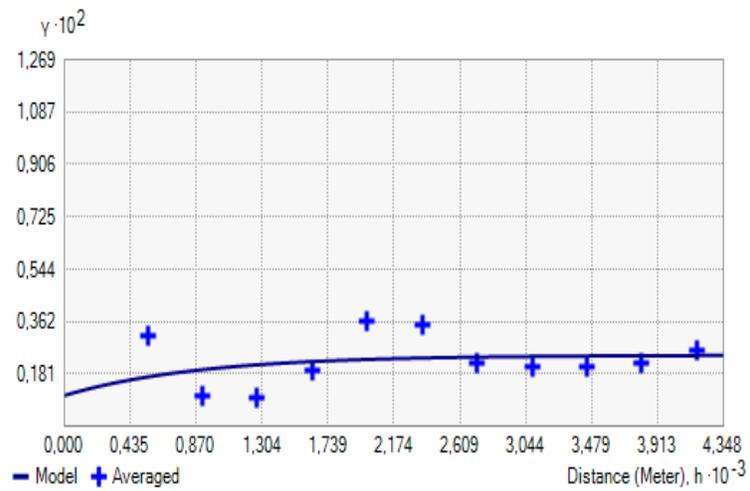
(b)

APÊNDICE H - MAPA RESULTANTE DO FOSFORO TOTAL

Figura 4 - Mapa resultantes pelo método de Krigagem (a) e seu semivariograma (b) para o fosforo total (FT).



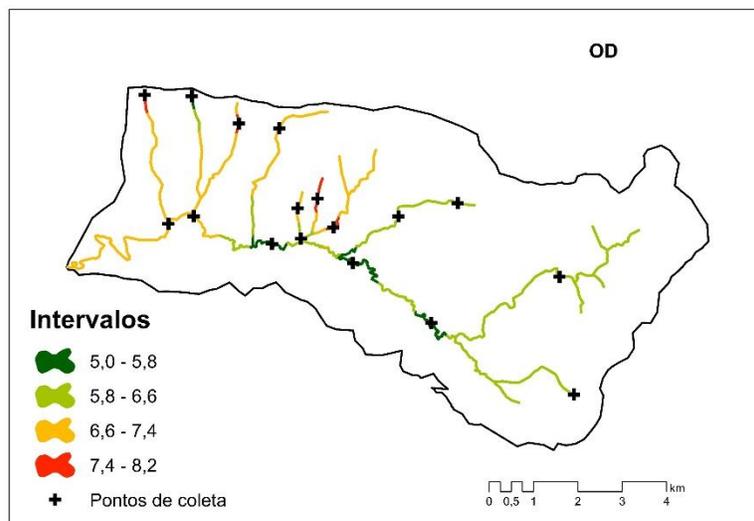
(a)



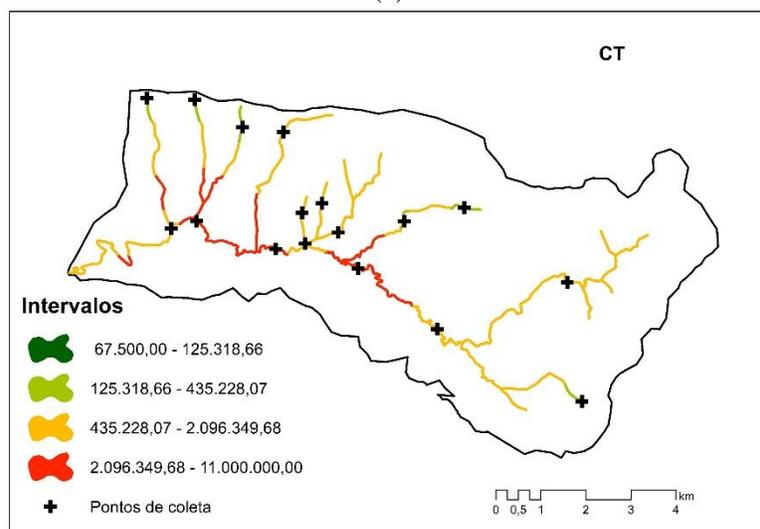
(b)

APÊNDICE I - MAPA RESULTANTE DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO E COLIFORMES TERMOTOLERANTES

Figura 5 - Mapas resultantes pelo método do IDW para o oxigênio dissolvido (OD) (a) e coliformes termotolerantes (CT) (b).



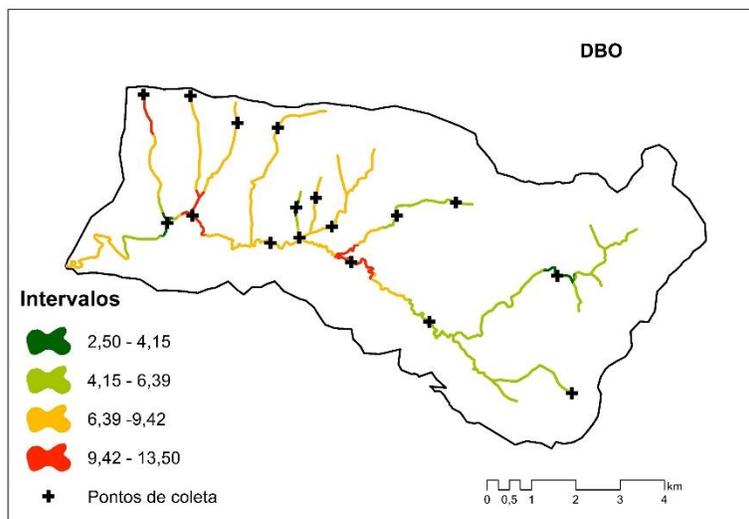
(a)



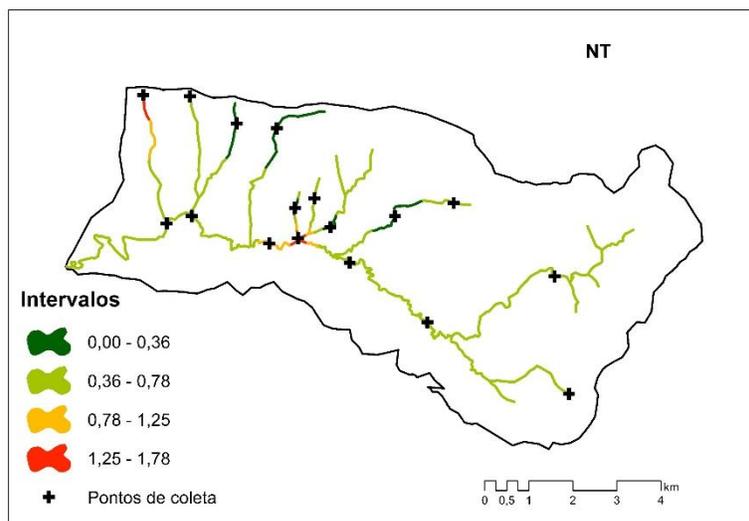
(b)

APÊNDICE J - MAPA RESULTANTE DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO E O NITROGÊNIO TOTAL

Figura 6 - Mapas resultantes pelo método do IDW à demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (a) e nitrogênio total (NT) (b).



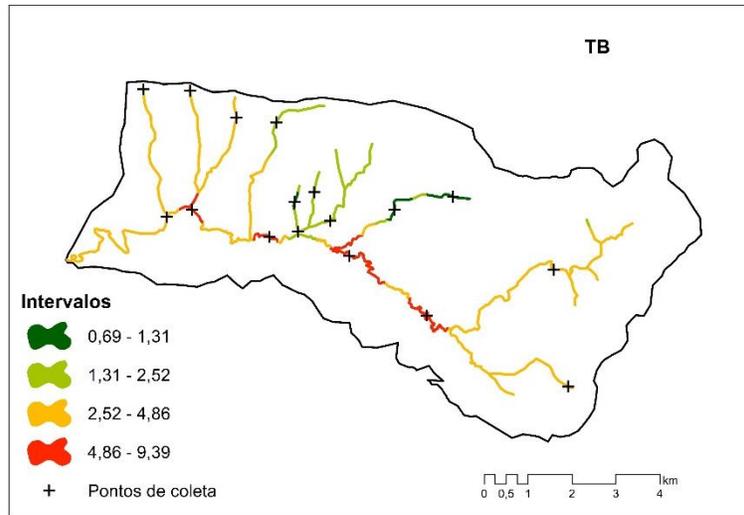
(a)



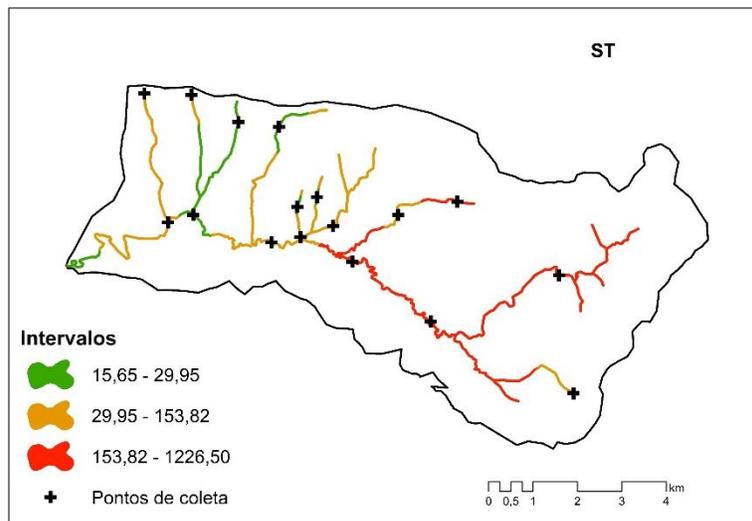
(b)

APÊNDICE K - MAPA RESULTANTE DA TURBIDEZ E SÓLIDOS TOTAIS

Figura 7 - Mapas resultantes pelo método do IDW à turbidez (a) (TB) e sólidos totais (ST) (b).



(a)



(b)