



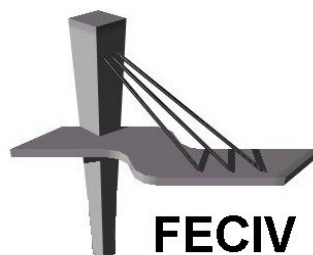
UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**Interferência do uso e ocupação do solo na
qualidade da água em bacia hidrográfica com
disponibilidade hídrica crítica**

TÚLIO MACHADO HUMBERTO GUIMARÃES

UBERLÂNDIA, 12 DE ABRIL DE 2018



FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL

Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil



Túlio Machado Humberto Guimarães

**INTERFERÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA
QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIA HIDROGRÁFICA COM
DISPONIBILIDADE HÍDRICA CRÍTICA**

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Recursos Hídricos e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla

Uberlândia, 12 de abril de 2018.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

- G963i
2018 Guimarães, Túlio Machado Humberto, 1990-
Interferência do uso e ocupação do solo na qualidade da água em
bacia hidrográfica com disponibilidade hídrica crítica / Túlio Machado
Humberto Guimarães. - 2018.
96 f : il.
- Orientador: Marcio Ricardo Salla.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil.
Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2018.1139>
Inclui bibliografia.
1. Engenharia civil - Teses. 2. Solo - Uso - Planejamento - Teses. 3.
Ribeirão do Salitre, Rio, Bacia (MG) - Teses. 4. Água - Qualidade -
Teses. I. Salla, Marcio Ricardo. II. Universidade Federal de Uberlândia.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. III. Título.

CDU: 624



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL



ATA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO ACADÊMICO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL - PPGE

ATA Nº: 215/2018

CANDIDATO: Túlio Machado Humberto Guimarães

Nº. Matrícula: 11612ECV011

ORIENTADOR: Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla

TÍTULO: "Interferência do uso e ocupação do solo na qualidade da água em bacia hidrográfica com disponibilidade hídrica crítica"

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Engenharia Urbana, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

LINHA DE PESQUISA: Recursos Hídricos e Saneamento

PROJETO DE PESQUISA: Estudos de Aproveitamento Hídrico e Autodepuração em Bacias Hidrográficas nas Unidades de Planejamento de Gestão em Recursos Hídricos dos Rios Paranaíba e Grande (Lado Mineiro)

DATA DA DEFESA: 24 de abril de 2018

LOCAL: Sala de Projeções Prof. Celso Franco de Gouvêa, bloco 1Y.

HORÁRIO INÍCIO/TÉRMINO: 13:30h - 15:10h

Reuniu-se na **Sala de Projeções Prof. Celso Franco de Gouvêa, bloco 1Y - Campus Santa Mônica** da Universidade Federal de Uberlândia, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do PPGE, assim composta: Professores Doutores: **Diego de Souza Sardinha – ICT/UNIFAL; André Luiz de Oliveira – FECIV/UFU e Marcio Ricardo Salla** orientador do candidato. Ressalta-se que o **Prof. Dr. Diego de Souza Sardinha** participou da defesa por meio de vídeo conferência desde a cidade de Poços de Caldas/MG e os demais membros da banca e o aluno participaram in loco.

Iniciando os trabalhos o presidente da mesa **Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla** apresentou a Comissão Examinadora e concedeu ao discente a palavra para a exposição do trabalho. A seguir, o senhor presidente concedeu a palavra aos examinadores, que passaram a arguir o candidato. Ultrapassada a arguição, a Banca, em sessão secreta, atribuiu os conceitos finais. Em face do resultado obtido, a Banca Examinadora considerou o candidato aprovado. Esta defesa de Dissertação de Mestrado Acadêmico é parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre. O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU. Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos e foi lavrada a presente ata que após lida e aprovada foi assinada pela Banca Examinadora.

Professor Orientador: **Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla – FECIV/UFU**

Membro externo: **Prof. Dr. Diego de Souza Sardinha – ICT/UNIFAL**

Membro interno: **Prof. Dr. André Luiz de Oliveira – FECIV/UFU**

Uberlândia, 24 de abril de 2018.

*Dedico a minha família.
Sem o apoio e incentivo de vocês, nada disso seria possível.*

AGRADECIMENTOS

Inicialmene agradeço a Deus pelo dom da vida, sem Ele nada disso seria possível.

Aos meus pais, Divino Humberto e Aurenny, aos meus irmãos, Paula, Pedro e Bruna pelo amor, atenção, cuidado e apoio que tiveram nesses longos meses de pesquisa. Foram dois anos de muita paciência para que esta etapa chegasse ao final.

Aos meus “pacotinhos”, Gabriela e Luiza, vocês trouxeram muita luz para os momentos onde só se via escuridão. Vocês são muito mais que a realização de sonho.

Ao professor Dr. Marcio Salla, pela orientação e por permitir e acreditar que eu conseguiria concluir esta etapa. Muito obrigado por toda dedicação em todos os momentos que precisei, inclusive em suas férias.

A todos os meus familiares que torceram para que esta etapa fosse concluída, muitas vezes sem nem entender a importância deste título em minha vida.

A Maria Júlia e Bonner pelos momentos de descontração e lazer. Os passeios e conversas com vocês foram fundamentais para que pudesse concluir esta fase.

A toda equipe que auxiliou nos trabalhos de campo e ensaios de laboratório (professores, técnicos, alunos de Iniciação Científica e mestrandos) pelos momentos de aprendizado, descontração, auxílio laboratorial, sugestões e companheirismo.

Aos meus amigos que me davam ânimo para seguir em frente. Obrigado pelos momentos de lazer, conversas, opiniões profissionais e compreensão. Meus amigos de viagem a Catalão, muito obrigado pelas conversas e ensinamentos ao longo desses anos.

Ao Roberto Xavier de Oliveira e ao professor Dr. Diego Sardinha pelo material fornecido e explicações sobre a ferramenta MQUAL.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela concessão da bolsa de pesquisa e pelo apoio financeiro. À Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia pelo suporte e estrutura para que todos os ensaios e pesquisas fossem realizadas dentro dos parâmetros normatizados.

Muito obrigado a todos!

GUIMARAES, T. M. H. *Interferência do uso e ocupação do solo na qualidade da água em bacia hidrográfica com disponibilidade hídrica crítica*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, 2018

RESUMO

A demanda de água nos setores agrícolas, industriais e para abastecimento urbano tem mostrado a importância do planejamento e gestão dos recursos hídricos para se atender aos usos múltiplos da água de forma integrada e otimizada. A utilização de ferramentas computacionais permite que a gestão dos recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica seja realizada de modo eficaz e integrada, pois possibilita a modelagem conjunta da qualidade e quantidade de água em escala diária e/ou mensal. Este trabalho tem como objetivo simular a interferência do uso e ocupação do solo na qualidade de água em uma bacia hidrográfica com disponibilidade hídrica crítica. Especificamente, foi estudada a bacia do Ribeirão do Salitre (MG), na qual a vazão máxima superficial outorgada ultrapassa o máximo permitido pela legislação vigente que é de 50% da $Q_{7,10}$, e aloca na cabeceira do principal tributário, a cava de uma mina de fosfato. O balanço hídrico e posterior modelagem de qualidade da água superficial foram realizados por meio da ferramenta computacional QUALI-TOOL. A calibração do modelo de qualidade da água foi realizada em um trecho de aproximadamente 8 km no Ribeirão do Salitre, onde foram monitoradas a quantidade e qualidade da água em cinco pontos, sendo três no Ribeirão do Salitre e outros dois pontos nos dois principais tributários. O monitoramento mensal foi realizado no período de estiagem (agosto e setembro de 2017) e no período chuvoso (novembro e dezembro de 2017). Após a calibração do modelo de qualidade da água, foram simulados cenários de interferência de uso e ocupação do solo na bacia sobre a qualidade de água no Ribeirão Salitre, em um trecho de aproximadamente 38 km até o seu exutório no rio Quebra Anzol. A estimativa da carga do afluente ao curso de água para os seis cenários simulados foi obtida por meio da ferramenta computacional MQUAL. Os cenários 1, 2 e 3 simularam a influência do avanço gradual da atividade de mineração, mantendo as proporções das áreas de agricultura e pecuária aos valores atuais. Os cenários 4, 5 e 6 simularam a influência do avanço da agricultura e pecuária para uma área de exploração mineral máxima outorgada. Baseado na Resolução CONAMA 357:2005, para rio de classe 2, a concentração do parâmetro nitrato ficou abaixo do máximo permitido em todos os cenários, com valor máximo de 0,488 mg/L. O parâmetro nitrogênio amoniacal apresentou concentração acima do máximo permitido

pela resolução apenas no cenário 6, com valor de 4,33 mg/L, onde considerou-se 80% de área total para a agricultura. Em todos os cenários, os parâmetros DBO, fósforo total e *Escherichia coli* mantiveram-se acima do máximo permitido pela resolução. No cenário 6, o qual é o mais crítico entre os analisados, as concentrações de DBO, fósforo total, E. Coli apresentaram 11,95 mg/L, 0,55 mg/L, $1,46 \times 10^{11}$ NMP/100mL, respectivamente. De uma forma geral, o estudo retrata a importância da simulação de cenários de uso e ocupação do solo para o planejamento e gestão de recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica na preservação da qualidade da água superficial.

Palavras chave: Uso e ocupação do solo; Qualidade da água; Ribeirão do Salitre; QUALI-TOOL; MQUAL.

GUIMARAES, T. M. H. *Interference of soil use and occupation in water quality in the hydrographic source with critical water availability. Master's Degree Dissertation, Civil Engineering Course, Federal University of Uberlândia, 2018.*

ABSTRACT

Water demand in agricultural, industrial and urban supply sectors has shown the importance of planning and managing water resources to meet the multiple uses of water in an integrated and optimized way. The use of computational tools allows the management of water resources in a watershed scale to be carried out in an efficient and integrated manner, since it allows the joint modeling of the quality and quantity of water on a daily and / or monthly scale. This master's work aims to evaluate the interference of soil use and occupation in water quality in a watershed with critical water availability. It was studied, specifically, the Ribeirão do Salitre watershed (MG), in which the maximum surface flow granted exceeds the maximum allowed by the current legislation and allocates the pit of a phosphate mine at the head of the main tributary. The water balance and subsequent surface water quality modeling were performed using the computational tool named QUALI-TOOL. The calibration of the water quality model was carried out in a stretch of approximately 8 km in Ribeirão do Salitre, where water quantity and quality were monitored in five points, being three in Ribeirão do Salitre and two in the two main tributaries. The monthly monitoring was accomplished during the dry season (August and September of 2017) and during the rainy season (November and December of 2017). After the water calibration quality model, there were analyzed interference scenarios of land use and occupation in the watershed on the water quality in the Ribeirão Salitre, in a stretch of approximately 38 km up to its drain in the river Quebra Anzol. The estimation of the pollutant load affluent to the watercourse for the six scenarios of land use and occupation was obtained through the computational tool MQUAL. The 1, 2 and 3 scenarios simulated the gradual advance of the mining activity influence, maintaining the proportions of the agriculture and livestock areas to the current values. The 4, 5 and 6 scenarios simulated the influence of the advance of agriculture and livestock to an area of maximum mineral exploitation granted. Based on CONAMA Resolution 357: 2005, for class 2 river, the concentration of the nitrate parameter lied below the maximum allowed in all scenarios, with a maximum value of 0,488 mg / L. The parameter ammoniacal nitrogen presented concentration above the maximum allowed by the resolution only in scenario 6, with a value of 4.33 mg / L, where it was considered 80% of

total area for agriculture. In all scenarios, the parameters BOD, total phosphorus and Escherichia Coli remained above the maximum allowed by the resolution. In the scenario 6, which is the most critical among all of the analyzed, concentrations of BOD, total phosphorus, E. coli presented 11.95 mg / L, 0.55 mg / L, 1.46×10^{11} NMP / 100 mL, respectively. In general, the study depicts the importance of planning and management of water resources in a watershed scale in the preservation of the surface water quality.

Keywords: Land use and occupation; Water quality; Ribeirão do Salitre; QUALI-TOOL; MQUAL.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Zonas de autodepuração.....	12
Figura 2 – Divisão das sub-bacias juntamente com a identificação dos principais rios em toda a bacia do rio Araguari	30
Figura 3 – Vazão outorgada frente ao máximo permitido da $Q_{7,10}$ da bacia do rio Araguari em período de seca	31
Figura 4 – Localização dos pontos de captação das outorgas	32
Figura 5 – Vazão outorgada frente ao máximo permitido da $Q_{7,10}$ da sub-bacia do Ribeirão do Salitre.....	32
Figura 6 – Climograma de Patrocínio (MG)	33
Figura 7 – Localização dos pontos de monitoramento no alto curso do ribeirão do Salitre	35
Figura 8 – Pontos de monitoramento (a) ponto 1; (b) ponto 2; (c) ponto 3; (d) ponto 4; (e) ponto 5	36
Figura 9 - Esquema dos processos físicos e bioquímicos e interações dos parâmetros	45
Figura 10 – Divisão de sub-bacias na bacia hidrográfica do Ribeirão do Salitre.....	48
Figura 11 – Discretização do trecho em análise	52
Figura 12 - Perfis de vazão, fundo do canal e superfície líquida: (a) agosto de 2017; (b) setembro de 2017; (c) novembro de 2017; (d) dezembro de 2017	53
Figura 13 – Dados medidos em campo nos pontos 2 e 3 e os perfis dos parâmetros OD, DBO, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo, E.coli, cobalto, ferro e zinco após o processo de calibração dos coeficientes, sendo: (a) agosto e setembro de 2017; (b) novembro e dezembro de 2017.....	60
Figura 14 – Uso e ocupação do solo nas 5 sub-bacias no Ribeirão do Salitre	66

Figura 15 – Perfis de concentração dos parâmetros de qualidade e limite de concentração definido pela Resolução CONAMA 357:2005: (a) DBO; (b) fósforo; (c) nitrogênio amoniacal; (d) E.coli; (e) nitrato..... 69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estimativa de Cargas nas Bacias Monitoradas	26
Tabela 2 – Coeficientes de Exportação de Cargas de Tempo Seco – CECTS	27
Tabela 3 – Concentrações Médias de Eventos de Chuva – CME.....	27
Tabela 4 – Coeficientes de geração de cargas na bacia (kg/km ² .dia)	40
Tabela 5 – Porcentagens de acordo com o uso e ocupação do solo utilizado para avaliação dos cenários (km ²)	50
Tabela 6 – Vazões das contribuições pontuais (m ³ /s).....	52
Tabela 7 – Vazão difusa em m ³ /s.m	53
Tabela 8 – Concentração e valores dos parâmetros de qualidade do efluente gerado pela ETE e adotados para águas doces – classe 2	54
Tabela 9 – Concentração e valores dos parâmetros de qualidade da água analisados no laboratório no mês de agosto de 2017	55
Tabela 10 – Concentração e valores dos parâmetros de qualidade da água analisados no laboratório no mês de setembro de 2017	56
Tabela 11 – Concentração e valores dos parâmetros de qualidade da água analisados no laboratório no mês de novembro de 2017	57
Tabela 12 – Concentração e valores dos parâmetros de qualidade da água analisados no laboratório no mês de dezembro de 2017	58
Tabela 13 – Coeficientes calibrados	59
Tabela 14 – Área em função do tipo e ocupação do solo	67
Tabela 15 – Áreas de acordo com o uso e ocupação do solo utilizado para avaliação dos cenários (km ²).....	67

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Classificação e finalidade da água	5
Quadro 2 – Evolução histórica dos modelos.....	15
Quadro 3 – Localização dos pontos de monitoramento	35
Quadro 4 – Parâmetros, resolução, metodologia e equipamentos utilizados	38
Quadro 5 - Interações dos parâmetros.....	45
Quadro 6 – Coeficientes, velocidades de sedimentação e cargas por área utilizados em QUALI-TOOL.....	47

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Concentração de OD à saturação ao nível do mar.....	11
Gráfico 2 – Principais demandas na sub-bacia do Ribeirão do Salitre.....	34

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	1
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1 CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS	4
2.2 POLUIÇÃO DAS ÁGUAS	7
2.3 AUTODEPURAÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA	7
2.3.1 Ciclos	8
2.3.1.1 Ciclo do carbono	8
2.3.1.2 Ciclo do nitrogênio.....	9
2.3.1.3 Ciclo do fósforo.....	10
2.3.1.4 Oxigênio Dissolvido.....	10
2.3.2 O PROCESSO DE AUTODEPURAÇÃO	11
2.4 MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	13
2.4.1 Streeter e Phelps	14
2.4.2 Evolução histórica dos modelos de qualidade da água	14
2.5 FERRAMENTA MQUAL	22
METODOLOGIA.....	28
3.1 ÁREA DE ESTUDO	28
3.2 PONTOS DE MONITORAMENTO	34
3.2.1 Vazão	37
3.2.2 Qualidade da água	38
3.3 CARGAS DIFUSAS	39
3.4 QUALI-TOOL.....	41
3.4.1 Simulações matemáticas no ribeirão Salitre	46
3.4.2 Calibração do modelo de qualidade da água	47
3.5 CENÁRIOS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	48
RESULTADOS	51

4.1 DADOS DE ENTRADA	51
4.1.1 Características geométricas	51
4.1.2 Vazões	52
4.1.3 Cargas pontuais e difusas	54
4.2 CALIBRAÇÃO DOS COEFICIENTES	59
4.3 CENÁRIOS ANALISADOS.....	65
CONCLUSÃO.....	71
REFERÊNCIAS	72

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

O crescimento urbano no Brasil tem sido intensificado desde o ano de 1960, quando os trabalhadores rurais migraram para as cidades em busca de oportunidades de emprego com melhores remunerações, infraestrutura, serviços (educação, saúde, transporte) e qualidade de ensino (CUNHA, 2005). Entretanto, as cidades não conseguiram promover este crescimento de forma planejada e com a infraestrutura básica necessária a todos. Sendo assim, surgiram grandes zonas periféricas, as quais necessitam de investimentos para que todos tenham acesso à saúde, educação e lazer. Com o acentuado crescimento urbano, a ampliação do setor industrial e a falta de planejamento, foram intensificadas as poluições e os despejos de efluentes sem tratamento nos cursos de água.

Além disso, os agrotóxicos, que surgiram durante a Primeira Guerra Mundial, após o término da Segunda Guerra Mundial passaram a ser utilizados como defensivos agrícolas (SANÁGUA, 2017). Segundo Sanágua (2017), o uso de agrotóxicos em nosso país ocorreu de forma mais frequente por volta da década de 60, quando o governo brasileiro impôs que financiamento bancário destinado à compra de semente somente seria realizado para quem fizesse também a compra de adubo e agrotóxico. Com esta medida adotada, houve uma grande contaminação do meio ambiente, mesmo sem o agricultor saber o que estava causando.

A fim de proporcionar o enriquecimento do solo, a indústria química criou os fertilizantes. Estes são nutrientes minerais, naturais ou manufaturados, que contém substâncias essenciais para o desenvolvimento normal das plantas. Os nutrientes que estão presentes em grande quantidade nos fertilizantes são o nitrogênio, fósforo e potássio (ISHERWOOD, 2010).

Com a ampla utilização de fertilizantes nas plantações, é comum encontrar concentrações elevadas de nitrogênio e fósforo nos cursos de água. O carreamento destes ocorre por meio do processo de lixiviação, ou seja, a água os transporta para os cursos de água principalmente nos períodos com elevada precipitação. O principal problema ambiental decorrente desse processo surge na eutrofização de ambientes lênticos.

Os cursos de água possuem limitações quanto às cargas poluentes que recebem, sendo assim, necessitam de espaço e tempo para que, por meio de processos naturais, possam reestabelecer o equilíbrio na qualidade da água. Com o objetivo de analisar e propor alternativas de controle, surgiram as ferramentas computacionais que possibilitam a modelagem de rios em questão de qualidade e quantidade. Nestas ferramentas, é possível prever o que ocorrerá ao longo dos rios quando um efluente (tratado ou não) e poluições difusas ocorrem em um corpo hídrico, ou seja, permite-se uma análise da qualidade e volume de água e da interferência da poluição na vida dos seres aquáticos.

O primeiro modelo matemático de qualidade da água em corpo hídrico surgiu em 1925, posteriormente, com o avanço da capacidade de processamento dos computadores, os modelos matemáticos ficaram mais complexos, permitindo modelar as interações físicas, químicas e biológicas entre os diversos parâmetros de qualidade de água. Estes avanços viabilizam melhor gestão de recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica. Segundo Ferreira (2014), o gerenciamento desses recursos hídricos tem sido elemento de discussão na comunidade científica e política, sendo observados conflitos pelo uso destes em locais em que a vazão se torna restritiva durante um período do ano, como é o caso em algumas regiões do semiárido do Brasil.

Nesse contexto, a sub-bacia do Ribeirão do Salitre exemplifica as questões abordadas por se tratar de uma bacia crítica, quali e quantitativamente, em função da grande quantidade de outorgas para irrigantes, principalmente nas proximidades da cabeceira da bacia, além de haver uma mineradora de fosfato em fase de implantação na cabeceira do principal tributário do Ribeirão do Salitre (JHUNIOR, 2017). Sendo assim, este trabalho busca avaliar as consequências causadas por este processo de industrialização na qualidade da água, de forma a proporcionar a determinação dos principais nutrientes poluidores da água nesta região.

Esta pesquisa também irá propor cenários de alteração de uso e ocupação do solo, a qual a região poderá passar em função da implantação da mineradora de fósforo e alterações da área explorada por atividades agrícolas e pecuárias com o objetivo de analisar os impactos na qualidade da água.

Em busca do equilíbrio entre demanda, disponibilidade hídrica e qualidade da água no Ribeirão do Salitre, este estudo objetivou, de uma forma geral, avaliar a capacidade de

autodepuração no curso de água frente aos diversos cenários de uso e ocupação do solo na bacia.

As etapas desta pesquisa foram:

- Monitoramento fluviométrico e de qualidade da água em 3 pontos no ribeirão Salitre e nos dois principais afluentes de cabeceira, com enfoque nos meses secos (agosto e setembro de 2017) e chuvosos (novembro e dezembro de 2017);
- Calibração dos coeficientes de reações bioquímicas inseridos no equacionamento matemático que representa a autodepuração no curso de água. A calibração foi realizada para os períodos seco e chuvoso. No processo de calibração, objetivou-se o melhor ajuste entre os perfis simulados para os diversos parâmetros de qualidade da água com os dados dos parâmetros medidos em campo;
- Simulação de cenários de uso e ocupação do solo, com foco na variação de áreas destinadas à agricultura, pecuária e mineração.

Esta dissertação está organizada em cinco capítulos, como segue:

- Capítulo 1: Introdução, que engloba a justificativa deste trabalho e os objetivos a serem alcançados;
- Capítulo 2: Revisão bibliográfica sobre a qualidade e classificação das águas, poluição e autodepuração dos corpos hídricos e histórico e evolução da modelagem de qualidade da água;
- Capítulo 3: Metodologia, que inclui descrição da área de estudo; pontos de monitoramento; determinação de vazão e parâmetros de qualidade da água; descrição e justificativa de utilização da ferramenta QUALI-TOOL e MQUAL; calibração do modelo; cenários de uso e ocupação do solo;
- Capítulo 4: Resultados e discussões;
- Capítulo 5: Conclusão;
- Referências.

CAPÍTULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo foram abordados temas como classificação das águas, poluição das águas, conceito de autodepuração e ciclo dos principais parâmetros e histórico da evolução da modelagem de qualidade da água.

2.1 CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS

A intensificação do crescimento demográfico e econômico do Brasil, além de aumentar a demanda do consumo de água, causou uma progressiva degradação da qualidade das águas em virtude do aumento das atividades industriais, agropecuárias e de mineração. Sendo assim, mesmo em regiões com elevada disponibilidade hídrica, o uso da água para fins mais nobres tem sido comprometida. Neste contexto em 8 de janeiro de 1997 foi aprovada a Lei nº 9.433 a qual instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH.

A PNRH estabelece que a água é um bem de domínio público; recurso natural limitado, dotado de valor econômico; em situações de escassez hídrica, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais; a gestão de recursos hídricos deve proporcionar o uso múltiplo das águas; a bacia é a unidade territorial para implementação da PNRH e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos; a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e comunidades (BRASIL, 1997).

Ao estabelecer que a água é um bem de domínio público, faz com que a exploração e apropriação do uso da água não seja de uma só pessoa física ou jurídica, o uso da água não pode poluir ou diminuir a qualidade deste recurso, o uso da água não pode esgotar o próprio bem utilizado, e a concessão e autorização para o uso está fundamentada pela gestão pública.

A Lei das Águas proíbe a comercialização da água. Entretanto, pode haver cobrança pelo uso dos recursos hídricos com objetivo de conscientizar a sociedade de que a água é um recurso limitado e deve ser valorizada.

Priorizar o consumo humano e a dessedentação de animais em caso de escassez hídrica, a PNRH define o compromisso social em que a vida humana e animal sobrepõe os valores de interesse econômico.

A Lei nº 9.433/1997 tem por objetivo gerenciar os recursos hídricos de forma a assegurar à atual e futuras gerações água em padrões de qualidade adequada aos usos, proporcionar a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, e prevenir a sociedade de eventos hidrológicos de origem natural ou decorrentes de uso inadequado.

Em março de 2005 foi criada a Resolução CONAMA nº 357, a qual apresenta a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o enquadramento, estabelecendo condições e padrões de lançamento de efluentes. Segundo esta Resolução, enquanto não forem aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas como Classe II.

O Quadro 1 apresenta as classes da qualidade da água e finalidade, segundo Brasil (2005).

Quadro 1 – Classificação e finalidade da água

Águas Doces	
Classe	Destinadas
Especial	Abastecimento para o consumo humano, com desinfecção; preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; preservação dos ambientes aquáticos em unidade de conservação de proteção integral.
I	Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário; irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
II	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário; irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; aquicultura e a atividade de pesca.

III	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; pesca amadora; recreação de contato secundário; dessedentação de animais.
IV	Navegação; harmonia paisagística.
Águas Salinas	
Classe	Destinadas
Especial	Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral; preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.
I	Recreação de contato primário; proteção das comunidades aquáticas; aquicultura e a atividade de pesca.
II	Pesca amadora; recreação de contato secundário.
III	Navegação; harmonia paisagística.
Águas Salobras	
Classe	Destinadas
Especial	Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral; preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.
I	Recreação de contato primário; proteção das comunidades aquáticas; aquicultura e a atividade de pesca; abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado; irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que são ingeridas cruas sem remoção de película, e a irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto.
II	Pesca amadora; recreação de contato secundário.
III	Navegação; harmonia paisagística.

Fonte: Autor baseado em Brasil (2005)

Nesta dissertação de mestrado abordou-se a qualidade da água doce, no caso particular do da sub-bacia Ribeirão do Salitre, a qual está inserida na bacia do rio Araguari.

2.2 POLUIÇÃO DAS ÁGUAS

Poluição das águas é a ocorrência de alterações prejudiciais ao meio aquático e, quando tais alterações colocam em risco a saúde dos elementos da biota ou do ser humano que dele faz uso, a poluição passa denominar-se contaminação (LIBÂNIO, 2010).

A poluição de corpos hídricos ocorre de maneira pontual e difusa, por origem natural e antrópica. A poluição pontual se efetiva pelos lançamentos individualizados, como no caso de lançamento de esgotos sanitários. Já a poluição difusa não apresenta um ponto de lançamento específico, exemplo desse tipo de poluição é a infiltração de agrotóxicos no solo provenientes de campos agrícolas.

A poluição de origem natural está relacionada à umidade, solo, radiação, evaporação, temperatura, microrganismos, insolação, vento, cobertura vegetal, topografia, precipitação, etc. Já a poluição de origem antrópica está relacionada a atividades urbanas, minerárias, industriais, rurais, etc.

Segundo Libânio (2010), os principais agentes poluidores das águas são:

- Matéria orgânica biodegradável predominantemente originária de esgotos domésticos, a qual será neutralizada com o consumo do Oxigênio Dissolvido (OD) pelas bactérias aeróbias;
- Compostos orgânicos sintéticos não biodegradáveis. Exemplo: agrotóxicos, detergente e metais pesados. Esse tipo de agente poluidor causa toxicidade para ao meio ambiente;
- Microrganismos patogênicos, os quais aumentam o risco sanitário em termos de consumo humano;
- Sólidos em suspensão, os quais poderão agravar situações de assoreamento;
- Nutrientes, como fósforo e nitrogênio, elevando a proliferação de algas, cianobactérias e plantas aquáticas.

2.3 AUTODEPURAÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA

Com o aumento dos lançamentos de dejetos nos cursos hídricos, se tornou necessário conhecer a capacidade de autodepuração destes. Sendo assim, estima-se a quantidade de

efluentes que cada rio é capaz de receber sem que suas características iniciais sejam prejudicadas. Dependendo do estágio de poluição, o processo de autodepuração pode ser eficaz na melhoria da qualidade das águas (ANDRADE, 2010).

No processo de autodepuração, diversos elementos e etapas ocorrem para que haja a degradação do poluente, estes são processos de natureza física, química e biológica. Os microrganismos aquáticos realizam a degradação da matéria orgânica e a reintrodução do oxigênio no meio líquido. A fim de conhecer estas etapas, deve-se entender funcionamento do ciclo do carbono, do nitrogênio, do fósforo e do oxigênio dissolvido.

De acordo com Ferreira (2014), para o entendimento dos processos físicos, químicos e biológicos, sobre a dinâmica dos nutrientes nos ecossistemas, é necessário considerar que estes se encontram disponíveis na massa líquida e são utilizados a nível celular pelos microrganismos para que ocorram os metabolismos essenciais. Estes, por sua vez, são passíveis das interferências físicas do meio ambiente.

2.3.1 Ciclos

Entre os ciclos que fazem parte do processo de autodepuração de um rio, tem-se o do carbono, nitrogênio, fósforo e oxigênio dissolvido, os quais serão detalhados na sequência.

2.3.1.1 Ciclo do carbono

Segundo Ricklefs (2010), o carbono circula entre o meio aquático e terrestre através de processos, reações assimilativas e desassimilativas de carbono, principalmente na fotossíntese e na respiração; troca de dióxido de carbono entre a atmosfera e os oceanos; e sedimentação de carbonatos. Neste estudo, foi considerado apenas o carbono que circula no meio aquático.

O ciclo do carbono e o oxigênio estão relacionados, visto que no processo de fotossíntese o CO_2 é removido e o O_2 é produzido, enquanto no processo respiratório o CO_2 é produzido e remove o O_2 .

No ciclo do carbono, o CO_2 , que é solúvel em água, é trocado entre a atmosfera e o corpo hídrico pelo processo de difusão e pela parte sólida da litosfera com a atmosfera. O

CO₂ atmosférico dissolve-se na água da chuva, produzindo H₂CO₃. Essa solução ácida, nas águas superficiais ou subterrâneas, facilita a erosão das rochas pelo processo de intemperismo, elevando a concentração de carbono no fundo dos corpos hídricos. Devido ao movimento das placas tectônicas, esse sedimento de fundo pode ir para a zona magmática, cuja pressão e calor fundem parcialmente os carbonatos. Quando os vulcões entram em erupção, o magma libera CO₂ para a atmosfera. Podendo se combinar novamente com a água da chuva, completando o ciclo (Ciclo do Carbono, 2017).

2.3.1.2 Ciclo do nitrogênio

O nitrogênio molecular passa por transformações para que os organismos possam utilizá-lo como fonte de energia, sua fonte natural é a atmosfera. Existem diversas formas e estados em que o nitrogênio pode ser encontrado. Em ambientes aquáticos, pode-se encontrar este na forma de nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio molecular e gasoso.

A concentração de nitrogênio está relacionada a despejos industriais e domésticos, despejos de criatório de animais, fertilizantes, constituintes de proteínas e nitrogênio de composição celular de microrganismos.

No meio aquático, o nitrogênio necessita de oxigênio para se estabilizar, sendo assim, a concentração de oxigênio dissolvido do meio diminui. As Reações 1 e 2 mostram a conversão da amônia em nitrito e, posteriormente, em nitrato que os microrganismos autótrofos promovem.



O nitrogênio é fundamental no desenvolvimento de algas, sendo assim, em elevadas concentrações, pode conduzir a processos de eutrofização. Nos processos bioquímicos, a conversão de amônia em nitrito e, posteriormente, em nitrato faz com que haja consumo de oxigênio dissolvido, o que interfere no ecossistema aquático.

A forma como o nitrogênio é encontrado em corpos hídricos informa o estágio de poluição, pois poluições recentes estão relacionadas com nitrito, já as mais antigas se associam ao

nitrogênio na forma de nitrato. Quando está na forma de amônia, o nitrogênio causa grande preocupação, pois é tóxico aos peixes.

O ciclo do nitrogênio se completa com a fixação de nitrogênio, no solo, por meio de bactérias e, no meio aquático, pelas cianobactérias.

2.3.1.3 Ciclo do fósforo

O fósforo é um elemento químico que tem a característica de reagir facilmente com outros elementos, naturalmente não é encontrado sem que esteja com outra substância. Nos seres vivos é componente essencial das células, compondo moléculas de DNA e RNA (ECYCLE, 2017).

Na natureza, o principal reservatório de fósforo são as rochas, o qual por meio de intemperismos (físicos e químicos) libera fosfato. Este é solúvel em água, o que possibilita ser carregado para os cursos hídricos ou então é absorvido pelas plantas através do solo.

Nos animais, a fonte de fosfato é a ingestão direta de água. Os microrganismos decompositores decompõem a matéria orgânica, fazendo com que o fosfato orgânico seja devolvido ao solo e a água em sua forma inorgânica. Uma vez em lagos e mares, o fósforo pode, além de ser absorvido por organismos, se incorporar às rochas, fechando o ciclo.

Com o aumento do uso de fertilizantes, detergentes, atividades de mineração e lançamento de efluentes não tratados em cursos hídricos, o ciclo natural do fósforo tem-se alterado devido ao elevado aumento de sua concentração. O fósforo é o comumente o fator limitante ao desenvolvimento de algas e plantas no meio aquático. É um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos que estabilizam a matéria orgânica. Com o aumento da concentração de fosfato no ambiente aquático, pode intensificar o desenvolvimento de algas, o que leva à redução da quantidade de luz que penetra no ambiente, podendo causar, em casos mais extremos, a eutrofização dos cursos d'água.

2.3.1.4 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido faz parte dos ciclos do carbono, nitrogênio e fósforo. Durante o processo de neutralização da matéria orgânica, os microrganismos aeróbios utilizam-se deste para processos respiratórios, causando a redução da concentração de OD no meio. A

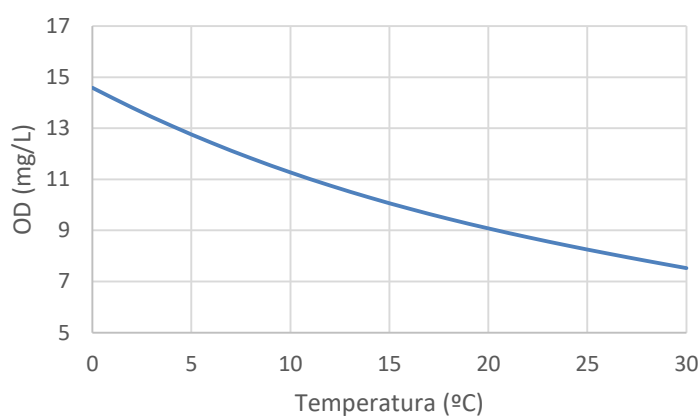
concentração de OD mínima para manutenção da vida aquática aeróbia é de 2 a 5 mg/L, de acordo com o grau de exigência de cada organismo.

A reaeração atmosférica é o mecanismo mais usual que introduz oxigênio no meio líquido, este processo pode ocorrer por meio da difusão turbulenta e da molecular. Nesta, o processo de dispersão das partículas tende a se espalhar de uma camada para outra, devido à diferença de concentrações de OD. Já na turbulenta, a reaeração ocorre através da criação e renovação de interfaces. Essa difusão ocorre de maneira mais rápida frente à difusão molecular (FERREIRA, 2014).

A redução da concentração de OD pode ocorrer devido à respiração ou pela degradação da matéria orgânica pelos organismos presentes na água, perdas para a atmosfera e oxidação de íons.

O OD é o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição em águas por despejos orgânicos, sua concentração varia de acordo com a altitude e com a temperatura. O Gráfico 1 apresenta a variação da concentração de saturação do OD em função da temperatura.

Gráfico 1 – Concentração de OD à saturação ao nível do mar



Fonte: Adaptado de Libânio (2010)

2.3.2 O PROCESSO DE AUTODEPURAÇÃO

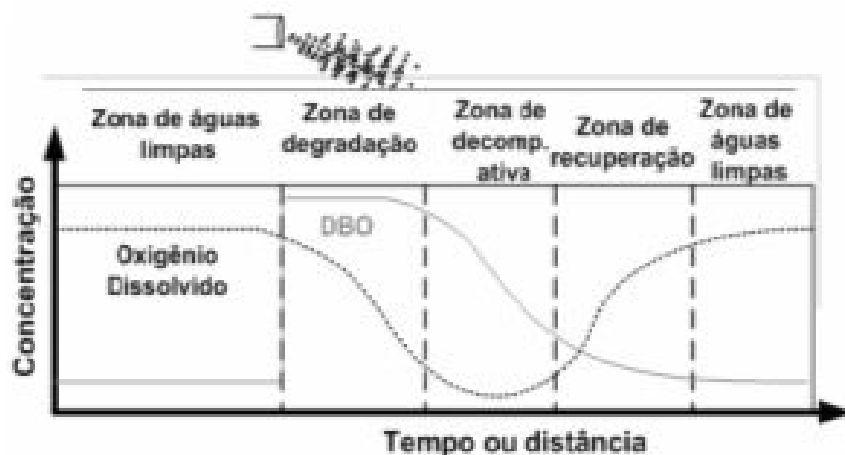
O processo de neutralização da matéria orgânica lançada em um curso d'água é denominado de autodepuração. Segundo Von Sperling (2005), a autodepuração pode ser entendida como

um fenômeno de sucessão ecológica, que gera o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, ou seja, a busca pelo estágio inicial encontrado antes do lançamento de efluentes, assim, o processo é realizado por mecanismos essencialmente naturais. A ação dos microrganismos aeróbios de decompor a matéria orgânica é um dos mais importantes processos da autodepuração. Essa decomposição diminui a concentração de oxigênio dissolvido utilizado na respiração dos microrganismos.

Parte da matéria orgânica lançada em cursos d'água sedimenta e pode consumir oxigênio dissolvido. Essa demanda de oxigênio para neutralizar a matéria orgânica é denominada de bentônica ou demanda de oxigênio pelo sedimento. Parte do material sedimentado será neutralizado em condições anaeróbias, em virtude da dificuldade de penetração do oxigênio na camada de lodo (ANDRADE, 2010).

O processo de autodepuração ocorre na direção longitudinal do curso d'água e é função do tempo. Segundo Braga (2005), os estágios de sucessão ecológica presentes nesse processo são fisicamente identificados por trechos, conforme Figura 1 os quais Braga (2005) define como zonas de autodepuração:

Figura 1 – Zonas de autodepuração



Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014)

- Zona de águas limpas ou zona não poluída é a região localizada à montante do lançamento do efluente (caso não exista poluição anterior) e também após a zona de recuperação. Essa região é caracterizada pela elevação de oxigênio dissolvido e vida aquática superior;

- Zona de degradação ou zona de decomposição é a região localizada à jusante do ponto de lançamento, sendo caracterizada por uma diminuição da concentração de oxigênio dissolvido e presença de organismos mais resistentes;
- Zona de decomposição ativa ou zona séptica é a região onde a concentração de oxigênio dissolvido atinge o valor mínimo e a vida aquática é predominada por bactérias e fungos (anaeróbicos);
- Zona de recuperação é a região onde se inicia a etapa de restabelecimento do equilíbrio anterior à poluição, com presença de vida aquática superior.

Em 1925, os pesquisadores Streeter e Phelps desenvolveram o primeiro modelo para o entendimento do fenômeno da autodepuração em águas receptoras de cargas poluentes. Este modelo é utilizado até hoje e serviu de base para a criação de diversas ferramentas computacionais de modelagem da qualidade da água.

2.4 MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DA ÁGUA

A modelagem da qualidade da água é o ato de representar as concentrações de constituintes nos rios através de funções matemáticas (CHAPRA, 1997). Silva (2007) identifica que o objetivo da modelagem de qualidade da água é reconhecer e quantificar, tanto quanto forem possíveis, as várias interações das características hidráulicas, químicas e biológicas sofridas pelas substâncias presentes no corpo d'água.

Segundo Tercini (2014), o número de dimensões simuladas por um modelo fornece informações sobre a complexidade deste e também sobre as suas aplicações específicas. Nos modelos zero-dimensional – 0D, não é possível representar os processos de dispersão de contaminantes em qualquer direção, nestes representa-se as concentrações e volumes, assumindo que a massa de água é uma mistura completa. Nos modelos unidimensionais – 1D, é possível representar o fluxo de água, a advecção e dispersão de solutos em apenas uma direção. Em modelos bidimensionais – 2D, a dispersão ocorre por toda a largura ou profundidade do fluxo. Já em modelos tridimensionais – 3D, permite-se simular o fluxo de água e dispersão de poluentes em todas as direções. Estes modelos são mais modernos e são recomendados para grandes reservatórios, onde os padrões de mistura são complexos.

Segundo Ferreira (2014), nota-se que a evolução pela busca de um modelo ideal de modelagem matemática de qualidade da água viabilizou certas interações ambientais e, com isso, a criação de modelos com níveis de complexidade cada vez maiores, permitindo o melhor gerenciamento das atividades antrópicas, minimizando os impactos ambientais.

2.4.1 Streeter e Phelps

Em 1925 Streeter e Phelps criaram o primeiro modelo matemático para avaliar a capacidade de autodepuração de um curso d'água natural. Este modelo foi criado a partir de pesquisas realizadas no rio Ohio, nos Estados Unidos da América, e possibilita simular perfis de concentração de OD em ação conjunta com a reaeração natural e do consumo de OD na degradação da matéria orgânica biodegradável advinda da poluição antrópica (SÁ, 2003).

Segundo Lima (2011), o modelo de Streeter e Phelps considera perfeita e instantânea a mistura esgoto – rio no ponto de encontro destes. Na diluição do efluente no curso d'água, deve-se conhecer os aspectos geométricos, hidrológicos e hidráulicos deste.

Esse paradigma considera o escoamento unidirecional, com regime permanente, vazão e seções transversais constantes e lançamento de efluente pontual. Sendo assim, tal modelo apresenta limitações, pois não leva em considerações as contribuições difusas. Portanto, deve-se avaliar a empregabilidade deste em determinados tipos de simulações.

No Brasil, o modelo de Streeter e Phelps foi utilizado em diversos trabalhos, tais como: Silva et al (2017), no rio Piracicaba/MG, Nunes (2008), no rio Turvo Sujo/MG, Costa e Teixeira (2010), no Ribeirão do Ouro/SP, entre outros.

Devido à sua simplicidade conceitual e menor necessidade de parâmetros e dados de entrada, esse modelo é o mais utilizado para simular o oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2005).

2.4.2 Evolução histórica dos modelos de qualidade da água

Desde 1925, com a criação do modelo de Streeter e Phelps, pesquisadores criaram vários programas para realizar a modelagem da qualidade da água, os quais variam de acordo com interesse de estudo no corpo d'água analisado. O Quadro 2 apresenta a evolução histórica dos principais modelos matemáticos de qualidade da água.

Quadro 2 – Evolução histórica dos modelos

Ano	Modelo/ Ferramenta	Características
1925	Streeter & Phelps	Modelo que representa o balanço entre OD e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) definido na forma de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem.
1963	Camp	Modelo de simulação de OD/DBO que modifica as equações originais adicionando os termos referentes à sedimentação e/ou ressuspensão, DBO do escoamento superficial e fotossíntese.
1964	Dobbins	Modelo de simulação no qual OD/DBO apresenta-se na forma de equações diferenciais de segunda ordem, considerando-se os efeitos da demanda bentônica, fotossíntese e respiração no acréscimo da taxa de OD.
1967	O'Connor	Modelo de simulação OD/DBO que utiliza equação onde os termos referentes à DBO carbonácea e DBO nitrificante estão separados.
1970	Dosag I	Modelo proposto pelo Texas Water Development Board (TWDB), que mostra, de forma integrada, que a equação de Streeter Phelps é aplicável a sistemas unidimensionais sem considerar os efeitos da dispersão. Após revisões, as novas versões possuíram maior habilidade nos procedimentos de simulação e maior número de parâmetros analisados.
1970	QUAL-I	O modelo QUAL-I, desenvolvido pelo F. D. Masch and Associates e TWDB, usa equações unidimensionais de dispersão-advecção pela solução das diferenças finitas. O modelo utiliza um elemento computacional padrão de um comprimento estabelecido através do sistema. Elementos computacionais com propriedades hidrológicas e físicas similares são agrupados no mesmo trecho.
1970	WASP	O modelo Water Analysis Simulation Program (WASP), desenvolvido pela EPA, permite simular os processos hidrodinâmicos e de qualidade da água em 1, 2 ou 3 dimensões para uma variedade de poluentes. Os processos de advecção, dispersão de fluxos de massa pontual e difusas, além de fluxos na fronteira de fundo são representados no modelo. O WASP também pode ser implementado com modelos de temperatura, salinidade e fluxos de sedimentos.
Década de 70	MIKE 11	O modelo MIKE 11 foi desenvolvido pelo Danish Hydraulic Institute (DHI) para simulação de escoamentos, qualidade da água e transporte de sedimentos em estuários, rios, sistemas de irrigação, canais e outros corpos d'água. O modelo hidrodinâmico é o núcleo do sistema de modelagem e constitui a base para a maioria dos módulos, incluindo a previsão de cheias, advecção-dispersão, qualidade da água e módulos de transporte de sedimentos não-coesivos.
Década de 70	ISIS	ISIS Quality Water (ISIS) é um simulador hidrodinâmico completo, desenvolvido no Reino Unido por Hydraulics Research Wallingford (HR-Wallingford) e Sr. William Halcrow and Partners, para modelagem de fluxos e níveis de água em canais abertos e estuários. O modelo de qualidade da água do programa ISIS é capaz de modelar

Ano	Modelo/ Ferramenta	Características
		uma gama de variáveis e processos de qualidade da água simultaneamente, que incluem: poluentes conservativos e não conservativos; coliformes, sal, temperatura da água, sedimento; balanço de oxigênio (OD e DBO). Interações de oxigênio (água/sedimento); fitoplâncton; macrofitas; algas bentônicas, pH.
1972	QUAL-II	O modelo QUAL-II é uma modificação do QUAL-I desenvolvida pelo Water Resources Engineers, Inc. (WRE), sob contrato com a EPA. Pode simular variações temporais e espaciais de até treze parâmetros de qualidade de água em qualquer combinação desejada pelo usuário. O modelo assume que os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão são significativos somente ao longo da direção principal do fluxo (eixo longitudinal do rio ou canal). Pode ser operado em regime permanente ou dinâmico.
1974	SIMOX	O modelo SIMOX, desenvolvido pelo Centro Pan-americano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) para simulação de OD, inclui OD/DBO, bactéria (Lei de Chick) e substância conservativa. A versão mais recente também simula o decaimento de primeira ordem de nitrogênio e fósforo para representar sedimentação, absorção e transformação.
1974 – 1978	WQRRS	O modelo WQRRS (Water Quality for River Reservoir Systems), desenvolvido pela CEIWR-HEC, é baseado nos QUAL-II e CE-QUAL-W2. Fornece abrangente simulação da qualidade da água para rios e reservatórios. O modelo consiste em três módulos distintos, mas integráveis: reservatório, hidráulico e de qualidade. Os três programas podem ser integrados para uma completa análise de qualidade da água da bacia hidrográfica. No módulo qualidade, as taxas de transporte de parâmetros podem ser representadas para escoamentos aeróbios, e podem ser simulados picos de cargas poluentes para escoamento estável ou instável. Simula OD, DBO, nutrientes, biomassa de alga, temperatura, bactérias indicadoras, constituintes conservativos e não conservativos, produtividade de algas e nutrientes no reservatório, bem como interações de fluxo e temperatura no reservatório.
1975	CE-QUAL-W2	Modelo desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual de Portland, EUA. É um modelo bidimensional (longitudinal e veoutortical), hidrodinâmico e de qualidade da água para rios, estuários, lagos, reservatórios e sistemas de bacias hidrográficas. Inclui temperatura, salinidade, ciclo de OD/ carbono, ciclos de nitrogênio, fósforo, fitoplânctons e bactérias. Vários níveis de complexidade são possíveis devido à organização modular das simulações de qualidade da água.
1976	QUAL-II/ SEMOG	O módulo QUAL-II/SEMOG é uma versão do QUAL-II desenvolvida pela WRE para o Conselho de Governos do Sudeste de Michigan.

Ano	Modelo/ Ferramenta	Características
		Inclui modificações e aperfeiçoamentos feitos no modelo QUAL-II desde seu desenvolvimento original em 1972.
Final da década de 70	HSPF	O modelo Hydrologic Simulation Program – Fortran (HSPF) é um programa desenvolvido pela EPA para simulação hidrológica de bacia hidrológica e de qualidade da água para poluentes orgânicos convencionais e tóxicos. O modelo combina as cargas de escoamento da bacia e cargas, transporte e transformação nos rios de OD/DBO, nutrientes, algas e pesticidas/tóxicos; e fornece histórico de tempo da taxa de vazão de escoamento, carga de sedimentos, concentrações de nutrientes e pesticidas, juntamente com o histórico de tempo da quantidade e qualidade da água em qualquer ponto em uma bacia hidrográfica. O HSPF requer uma extensa gama de dados de entrada e coeficientes para parametrizar cada processo de qualidade e quantidade de água. As simulações detalhadas de ciclo de nutrientes incluem nitrificação e desnitrificação, absorção de amônia e de ortofósforo, vaporização e imobilização. As transformações de tóxicos no rio abrangem solubilidade, volatilização, fotólises, oxidação e biodegradação. Somente a variação em uma dimensão é considerada no corpo de água. O HSPF inclui três compartimentos de algas e considera respiração, crescimento, assentamento e morte usando a cinética Michaelis-Menten.
Década de 80	SIMCAT	Simulated Catchments (SIMCAT), desenvolvido pela Agência de Meio Ambiente do Reino Unido, é um modelo estocástico determinístico, unidimensional, em regime permanente, que faz uso de técnicas de análise de Monte Carlo para simular dados de descarga pontuais e difusas ao longo de uma rede de cursos de água. O OD é representado por uma relação envolvendo temperatura, reaeração e decaimento da DBO.
Início da década de 80	TOMCAT	O modelo Temporal Overall Model for CATchments (TOMCAT) foi desenvolvido pela companhia concessionária de água do Reino Unido, Thames Water. A conceituação do TOMCAT é essencialmente idêntica à do modelo SIMCAT, isto é, modelo estocástico unidimensional estacionário, com abordagem da técnica de Monte Carlo, permitindo, contudo, correlações temporais mais complexas.
1982	CE-QUAL- RIV1	O modelo CE-QUAL-RIV1 foi originalmente desenvolvido pela Universidade Estadual de Ohio em 1982 para a EPA. A versão de 1990 reflete as modificações feitas após 1982 pela Universidade Estadual de Ohio e pelo Laboratório Ambiental da Estação Experimental de Corpos D'água do Corpo de Engenheiros do Exército dos EUA. O modelo é hidrodinâmico e de qualidade da água unidimensional (longitudinal) e permite a simulação de sistemas fluviais ramificados com várias estruturas de controle hidráulicos, tais como, eclusas de navegação, represas, regulação de barragem. Constituintes de qualidade da água incluem temperatura, OD, DBO carbonácea,

Ano	Modelo/ Ferramenta	Características
		nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo, ortofosfato, bactérias coliformes, ferro e manganês dissolvidos. Os efeitos de algas e macrofitas também estão incluídos.
1982	AQUATOOL	É uma interface para a edição, simulação, revisão e análise de modelo de gestão de bacias hidrográficas, incluindo o módulo GESCAL de simulação da qualidade da água em ambientes lênticos e lóticos. Permite a simulação de nitrogênio, fósforo, OD, DBO, coliformes, algas, sólidos, contaminantes tóxicos (metais, hidrocarbonetos, detergentes, etc.) e temperatura.
1985	QUAL 2E	O QUAL 2E, distribuído pela EPA, é um modelo unidimensional de estado permanente, usado frequentemente para simular os efeitos de descargas de poluição de fontes pontuais e não pontuais na qualidade da água de rios. Ciclos detalhados de OD/DBO e de nutrientes são simulados, considerando os efeitos de respiração de algas, reaeração e demanda de oxigênio e sedimentos. Os metais podem ser simulados arbitrariamente como constituintes conservativos ou não. Sua hidrodinâmica baseia-se na equação unidimensional de advecção-dispersão. Exemplo de aplicação: Paliwal, Sharma e Kansal (2007) no rio Yamuna, na Índia.
1985	MIKE BASIN	O modelo MIKE BASIN, desenvolvido pelo DHI, associa técnicas de simulação e modelagem em rede de fluxo e é estruturado em uma rede de arcos e nós digitalizada no ambiente do ArcView do Sistema de Informações Geográficas. A simulação das variáveis de qualidade da água é feita através de transporte no estado estacionário nos arcos do sistema. Dentre outras características do modelo, destacam-se seu rápido tempo de processamento e sua flexibilidade e facilidade na representação de sistemas hídricos. Para a solução da qualidade da água é considerado somente o transporte advectivo e o decaimento das concentrações pode ser modelado. Exemplo de aplicação: Albertin, Maua e Daniel (2006) no rio Sapucaí-Mirim (SP), no Brasil.
1987	SisBaHiA	O Sistema Base de hidrodinâmica Ambiental (SisBaHiA) foi desenvolvido pela Coordenação de Programas de Pós-Graduação em Engenharia (COPE) da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Trata-se de um sistema de modelos computacionais para previsão do escoamento ou movimento das águas e também para a previsão da qualidade das águas ou transporte de grandezas escalares qualificadoras em corpos de água naturais. Na versão 3.6 e superiores, o SisBaHiA oferece recursos para modelamentos de corpos de água com superfície livre sem estratificação vertical significativa. Nesta classe de corpos de água pode-se encontrar rios, canais, lagos, reservatórios, estuários, baías e águas costeiras. Os Modelos de Qualidade de Água e eutrofização (MQA) do SisBaHiA correspondem

Ano	Modelo/ Ferramenta	Características
		a conjuntos de modelos de transporte Euleriano, podendo ser aplicados para escoamentos 2DH ou em camadas selecionadas de escoamentos 3D. Os MQA permitem simulação acoplada de até 11 parâmetros de qualidade da água e indicadores de eutrofização: sal, temperatura, OD-DBO, nutrientes compostos de nitrogênio e de fósforo e biomassa.
1989	DUFLOW	O modelo DUFLOW, desenvolvido pelo International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering (IHE), Rijkswaterstaat (Public Works Department), Delf University of Technology, Agricultural University os Wageningen, permite a simulação de escoamento não permanente unidimensional e qualidade da água em sistemas de canais abertos, podendo ser inclusos controles de estruturas como diques, bombas, bueiros e sifões. O modelo possui diversas aplicações, tais como a propagação de ondas em estuários, ondas de cheias em rios e operação de sistema de irrigação e drenagem e pode incluir parâmetros de qualidade da água. A parte de modelagem da qualidade da água foi incluído no DUFLOW em 1992, em sua versão 2.0.
Início da década de 90	SWAT	Soil Water and Analysis Tools (SWAT), modelo físico desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos EUA, teve sua origem no modelo SWRRB – modificação do modelo hidrológico CREAMS. O SWAT pode ser usado na modelagem de bacias hidrográficas que não possuem dados de monitoramento disponíveis. O modelo opera em escala de tempo contínua e permite prognosticar o impacto de longo prazo das práticas de gestão de solo nos recursos hídricos e a produção de sedimentos e aplicação de produtos químicos nas plantações dentro dos grandes complexos de bacias hidrográficas.
1991 – 1994	AQUASIM	O programa AQUASIM, desenvolvido pelo Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), foi projetado para a identificação e simulação de sistemas aquáticos técnicos e naturais. O modelo realiza simulações, análises de sensibilidade, estimativa de parâmetros (usando dados medidos), o usuário pode especificar qualquer conjunto de variáveis de estado e processos de transformação do modelo.
1993	DELFT 3D	O modelo DELFT 3D, desenvolvido pela WL Delft Hydraulics, permite uma abordagem multidisciplinar e cálculos em 3D para áreas costeiras, rios e estuários e pode realizar simulações de fluxo, transporte de sedimentos, ondas, qualidade da água, desenvolvimentos morfológicos e ecologia. O modelo é composto de módulos, agrupados em torno de uma interface mútua. Cada módulo pode ser executado de forma independente ou em combinação com um ou mais módulos. Em novembro de 2015, foi lançada a nova marca do modelo, DELFT 3D Flexible Mesh Suite 2016, que incorpora inovações tecnológicas para simulações sobre malhas não estruturadas em 1D – 2D – 3D.

Ano	Modelo/ Ferramenta	Características
1995	HEC-HAS	O modelo Hydrological Engineering Center-River Analysis System (HEC-HAS), desenvolvido pelo HEC da USACE, possibilita a simulação unidimensional do escoamento em canais abertos, sob o regime permanente e não-permanente e também na condição de fundo móvel (transporte de sedimentos). Em 2016, a versão HEC-HAS 5.0 permitiu a modelagem bidimensional do escoamento. Exemplo de aplicação: Drake, Bradford e Joy (2010) em uma seção de Swan Creek, afluente do Grand River no Canadá.
1995 – 2000	SOBEK	SOBEK-RE, versão original do SOBEK, desenvolvido pela WL Delft Hydraulics em parceria com o Instituto de Gestão das Águas Interiores e Tratamento de Águas Residuais do governo da Holanda, constitui em um sistema de modelagem unidimensional projetado para simular escoamento instável e constante, transporte de sedimentos, morfologia, intrusão salina e qualidade da água, com aplicações na resolução de problemas em matéria de navegação, previsão de inundações, estudos da poluição da água, estuários com água doce e salgada, estudos de mineração de areia, sedimento e morfologia. SOBEK 2 apresenta três linhas básicas de produtos, SOBEK – River, SOBEK – Rural e SOBEK – Urban, sendo cada uma composta por diferentes módulos para simular aspectos específicos do sistema de água, podendo funcionar separadamente ou em combinação. O SOBEK 3 é o sucessor do SOBEK – River, DUFLOW e SOBEK-RE.
1997	PC- QUASAR	O modelo PC-QUASAR, desenvolvido pelo CEH (Center for Ecology & Hydrology), permite fácil comparação entre o estado existente do rio e o que existiria depois de uma mudança planejada ou um evento não planejado que tivesse ocorrido na rede fluvial. O modelo descreve as mudanças na qualidade da água ao longo do tempo e permite monitorar episódios de poluição à jusante. O modelo apresenta dois modos de execução: modo de planejamento e modo de previsão dinâmica. O modo de planejamento pode produzir dados de frequência e distribuição cumulativas de vazão e qualidade em locais de interesse. O modo dinâmico (previsão) fornece perfis de vazão e qualidade da água ao longo do sistema fluvial ou contra o tempo em qualquer alcance de interesse. O modelo permite simular vazão do rio, pH, nitrato, temperatura, Escherichia Coli, DBO, OD, poluentes conservativos ou traçados.
2002	AQUATOX	AQUATOX é um modelo de simulação para sistemas aquáticos, desenvolvido pela EPA, que prevê o destino de nutrientes, sedimentos e produtos químicos orgânicos em corpos d'água, bem como os seus efeitos diretos e indiretos em organismos residentes. Simula a transferência de biomassa e produtos químicos a partir de um compartimento do ecossistema para outro. O modelo simula múltiplos estressores ambientais (incluindo nutrientes, cargas orgânicas, sedimentos, substâncias químicas, tóxicas e temperatura) e seus efeitos

Ano	Modelo/ Ferramenta	Características
		sobre as comunidades de algas, macrofilas, invertebrados e peixes. AQUATOX pode ajudar a identificar e compreender as relações de causa e efeito entre a qualidade química da água, do ambiente físico e da vida aquática. Pode representar uma variedade de ecossistemas aquáticos, incluindo lagos verticalmente estratificados, reservatórios e lagoas, rios e córregos e estuários.
2003	QUAL 2K	O modelo QUAL 2K é uma versão modernizada do modelo QUAL 2E e apresenta na sua estrutura os seguintes novos elementos: modelo segmentado, especificação da DBO carbonácea, ambientes atóxicos, interações água-sedimento, algas inferiores, redução da luz, pH, patógenos. Exemplo de aplicação: Zhang et al. (2012) no rio Hongqi na China.
2005	EDP – RIV1	O modelo EDP-RIV1, desenvolvido pela Divisão de Proteção Ambiental do Departamento de Recursos Naturais da Geórgia e pela EPA, baseia-se no modelo CE-QUAL-RIV1. Consiste num sistema de programas para executar simulações unidimensionais hidrodinâmicas e de qualidade da água, com a finalidade de analisar as condições existentes e realizar alocações de carga de resíduos. O modelo pode representar com sucesso sistemas de rios dendritos ou ramificados e de águas dinâmicas, operações de vertedouro de barragem e eventos de tempestade. O modelo permite simular interações de 16 variáveis de estado, incluindo temperatura da água, espécies de nitrogênio (ou DBO nitrogenada), espécies de fósforo, OD, demanda de oxigênio carbonácea, algas, ferro, manganês, bactérias coliformes e dois componentes arbitrários. Além disso, o modelo pode simular os impactos de macrofilas sobre OD e ciclagem de nutrientes.
2007	QUAL UFMG	O modelo QUAL UFMG, desenvolvido por Marcos Von Sperling da Universidade Federal de Minas Gerais para o ambiente computacional da planilha Microsoft Excel, possibilita a modelagem de rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL 2EU, desenvolvido pela EPA. O QUAL UFMG torna possível uma simulação rápida e simples da variável DBO, OD, nitrogênio total e suas frações, fósforos totais e suas frações e coliformes termo tolerantes. Exemplo de aplicação: Teodoro et al. (2013) no rio Taquarizinho (MS), no Brasil.
2008	OutorgaLS	O OutorgaLS foi concebido visando à integração com banco de dados que contenham informações hidrológicas e cadastro de usuários, ao uso de tecnologia de sistemas de informações geográficas e de estudos de regionalização hidrológica e à facilidade de uso do sistema, por meio de uma interface de comunicação ilustrativa. A plataforma para a análise de concessão de outorga para captação de água e para lançamento de efluentes pode ser utilizada em bacias hidrográficas com diversas características físicas e ambientais. O OutorgaLS é uma adaptação do LabSid AcquaNet desenvolvido pelo LabSid da Escola

Ano	Modelo/ Ferramenta	Características
		Politécnica da Universidade de São Paulo, isto é, é um modelo de rede de fluxo para simulação de bacias hidrográficas.
2013	WASP7	O WASP 7 é um aprimoramento do WASP original e contém a inclusão do modelo de diagênese sedimentar associado a modelo secundário avançado de eutrofização que predita demanda de oxigênio pelo sedimento e fluxos de nutrientes a partir do sedimento de fundo.
2013/ 2015	AcquaNet 2013	O AcquaNet é um modelo de rede de fluxo para simulação de bacias hidrográficas. Com ele, o usuário pode montar redes com um grande número de reservatórios, demandas e trechos de canais (da ordem de alguns milhares), representando o problema em estudo de forma bastante detalhada
2017	QUALI- TOOL	O modelo QUALI-TOOL permite a simulação da qualidade de água em ambiente lótico em escala local (apenas trechos de rio) e em escala de bacia hidrográfica com limitação de 15 tributários (afluentes) no rio principal. Foi desenvolvida pelo grupo de pesquisa da área de recursos hídricos e saneamento ambiental do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil - PPGEC da Universidade Federal de Uberlândia – UFU.

Fonte: adaptado de Santoro (2016)

2.5 FERRAMENTA MQUAL

Segundo SMA (2010), o modelo MQUAL foi concebido com a função de explicitar as relações entre o uso, ocupação e manejo do solo na bacia do Guarapiranga (SP), e a qualidade das águas para fins de abastecimento público, de forma a subsidiar a tomada de decisões com o melhor conhecimento possível das consequências de cada alternativa sobre o sistema hídrico, oferecendo resposta às análises de:

- Qualidade futura do manancial sob diversas hipóteses de ocupação da bacia, de implantação de sistemas de saneamento e ações de controle;
- Novas políticas de uso do solo, com a identificação das contribuições específicas de cada categoria de uso do solo na qualidade da água, além de áreas prioritárias para preservação e recuperação;
- Licenciamento de grandes empreendimentos, com o uso de uma ferramenta adequada para avaliação de impactos sobre a qualidade das águas;
- Novas medidas de controle ambiental que possam ser propostas, a partir do conhecimento mais detalhado da bacia.

Neste estudo de mestrado a ferramenta MQUAL foi utilizada para estimar a carga de poluente afluente ao ribeirão Salitre diante dos diversos cenários de uso e ocupação do solo. Esta ferramenta teve diversas revisões, de modo a aprimorar seu funcionamento e qualidade dos resultados. Oliveira e Sardinha (2014) utilizaram o modelo MQUAL 1.5 para avaliar as cargas difusas na bacia do Córrego Ariranha, em Poços de Caldas – MG. Essa bacia hidrográfica apresenta variado uso do solo, com cultivos de batata e café, mineração de bauxita, pastos e matas nativas. De posse das cargas difusas, permitiu-se identificar as possíveis alterações que ocorrem na qualidade das águas diariamente.

SSRH (2016) realizou um estudo de Avaliação de Poluição Proveniente de Fontes Difusas na Área de Influência do Sistema Produtor Alto Tietê – SPAT –, Reservatórios Taiaçupeba, Jundiaí, Biritiba, Ponte Nova e Paraitinga que se inserem nas ações previstas no Programa de Saneamento Ambiental dos Mananciais do Alto Tietê – Programa Mananciais. O estudo visou obter informações sobre a influência do uso do solo na qualidade da água na Área de Proteção e Recuperação Ambiental do Alto Tietê Cabeceiras (APRM-ATC). Baseou-se na instrumentação de bacias piloto com representatividade específica de diferentes tipologias de usos e ocupação do solo, nas quais os dados fluviométricos, pluviométricos e de qualidade da água foram monitorados por meio de amostradores automáticos em semanas típicas de tempo seco e em eventos chuvosos. Como resultado, obteve-se os coeficientes de exportação de cargas em tempo seco e das concentrações médias dos poluentes durante a ocorrência de eventos de chuva.

Segundo SSRH (2016), regiões de chácaras são áreas ocupadas por chácaras de lazer e moradia, em loteamentos dotados de vias pavimentadas, com presença de alguns fragmentos de mata associados à hidrologia e a às altas declividades do terreno, terrenos livres, alguns campos com vegetação rasteira e áreas de cultivos de flores e pomar. Já regiões de reflorestamento são áreas destinadas ao cultivo de eucaliptos, praticamente desabitadas. Região de mata, o uso predominante é a mata, alterado por um remanescente de reflorestamento. Na área de agricultura, o uso e ocupação do solo são predominantemente voltados a áreas de cultivo irrigado intenso, com presença de lagos e barragens temporárias.

Nas semanas típicas de tempo seco, as coletas de água ocorriam a cada quatro horas, durante uma semana, não podendo haver chuvas no período. Foram realizadas duas campanhas por bacia, uma na estação seca e outra na estação chuvosa. Em eventos de chuva, a amostragem

ocorreu ao longo do hidrograma de cheia nas seções monitoradas. O amostrador foi programado para iniciar coletas a partir de um nível de água pré-definido e em intervalos de tempo fixos conforme as características hidrológicas de cada bacia (tempo de ascensão e recessão do hidrograma). Foram amostrados oito eventos de chuva em cada bacia, sendo quatro na Estação Seca e quatro na Estação Chuvosa (SSRH, 2016).

A estimativa da carga em tempo seco de cada campanha foi obtida pelo produto de concentração média de cada parâmetro pela vazão média da campanha. A carga média de tempo seco da bacia, utilizada para definição dos coeficientes de exportação de cargas, é a média das cargas de cada parâmetro nas duas campanhas de monitoramento realizadas. Já para eventos de chuva, os resultados das concentrações médias dos eventos foram obtidos por meio de gráficos de correção e cargas poluidoras em cada evento amostrado (SSRH, 2016).

Após as análises, concluiu-se que as Concentrações no Tempo Seco, para todos os parâmetros, são inferiores às Concentrações Médias dos Eventos de Chuva (CME). Isso significa que, em todas as bacias monitoradas, o escoamento superficial originado pelas precipitações atmosféricas apresenta maior concentração de poluentes do que o escoamento de base, indistintamente em bacias com maior ou menor grau de intervenção antrópica.

A Tabela 1 apresenta as cargas estimadas para os diferentes parâmetros indicadores de qualidade de água nas cinco bacias monitoradas, detalhando as duas parcelas e a participação percentual de cada uma.

Segundo Moruzzi et al. (2012), o modelo MQUAL é constituído de três módulos inter-relacionados: módulo de geração de cargas; módulo de simulação dos principais tributários; módulo de simulação do reservatório. Cada um dos módulos representa os fenômenos de geração e autodepuração das cargas poluidoras em três ambientes considerados, ou seja, as superfícies do terreno, onde estão as fontes de cargas poluidoras, os rios principais e seus afluentes e, por fim, o reservatório. No presente trabalho, foi utilizado apenas o primeiro módulo, o qual indica a carga difusa diária através dos coeficientes de exportação.

Os coeficientes de exportação adotados nesta pesquisa foram os obtidos na Avaliação de Poluição Proveniente de Fontes Difusas na Área de Influência do Sistema Produtor Alto

Tietê – SPAT – Reservatórios Taiaçupeba, Jundiaí, Biritiba, Ponte Nova e Paraitinga de abril de 2016. A escolha destes coeficientes de exportação se deu devido ao estudo ter focado principalmente no comportamento das áreas com atividades agrícolas e áreas com cobertura vegetal (mata natural e reflorestamento). A Tabela 2 e Tabela 3 apresentam os valores dos coeficientes de Exportação de Cargas de Tempo Seco – CECTS e Concentrações Médias de Eventos de Chuva – CME, respectivamente.

Tabela 1 – Estimativa de Cargas nas Bacias Monitoradas

CARGAS (kg/dia)													
Bacia		P _T		N _T		DQO		DBO		SST		Coliformes Termotoletantes	
		kg/dia	%	kg/dia	%	kg/dia	%	kg/dia	%	kg/dia	%	kg/dia	%
Reflorestamento	Tempo Seco	0,143	60%	2,40	64%	149	64%	28,1	69%	101	44%	2,3E+09	2%
	Eventos de Chuva	0,094	40%	1,35	36%	85	36%	12,7	31%	127	56%	1,4E+11	98%
	Total	0,237	-	3,8	-	234	-	41	-	228	-	1,4E+11	-
Mata	Tempo Seco	0,088	37%	1,33	41%	113	39%	13,5	36%	50	39%	1,2E+09	3%
	Eventos de Chuva	0,152	63%	1,9	59%	174	61%	24,0	64%	80	61%	4,5E+10	97%
	Total	0,240	-	3,2	-	288	-	37	-	130	-	4,7E+10	-
Chácara	Tempo Seco	0,052	22%	0,22	9%	17	50%	4,1	36%	11	14%	5,0E+08	5%
	Eventos de Chuva	0,181	78%	2,21	91%	17	50%	7,5	64%	66	86%	1,0E+10	95%
	Total	0,232	-	2,4	-	33	-	12	-	77	-	1,1E+10	-
Agricultura	Tempo Seco	0,198	10%	0,64	12%	16	15%	2,1	12%	43	3%	3,1E+09	8%
	Eventos de Chuva	1,881	90%	4,73	88%	93	85%	15,6	88%	1425	97%	3,5E+10	92%
	Total	2,079	-	5,4	-	109	-	18	-	1468	-	3,8E+10	-
Urbana	Tempo Seco	0,124	26%	5,07	85%	26	40%	6,0	20%	10	5%	1,4E+10	1%
	Eventos de Chuva	0,363	74%	0,88	15%	39	60%	24,2	80%	195	95%	8,9E+11	99%
	Total	0,4887	-	5,9	-	65	-	30	-	205	-	9,1E+11	-

Fonte: SSRH (2016)

Tabela 2 – Coeficientes de Exportação de Cargas de Tempo Seco – CECTS

Uso do solo	Fósforo Total	Nitrogênio Total	DQO	DBO	SST	Coli Termot.
	kg/dia.km ²					NMP/dia.km ²)
Mata	0,0259	0,3851	34,6	3,8	14,2	3,6E+08
Reflorestamento	0,0220	0,3925	19,0	5,0	17,5	3,7E+08
Agricultura	0,0923	0,4152	13,0	0,6	25,0	1,6E+09
Chácara	0,0844	0,2736	20,6	6,8	14,9	7,1E+08
Urbana	0,1128	0,7895	37,8	8,8	35,6	6,9E+10
Campo	0,0120	0,3230	24,6	4,0	23,8	3,0E+08

Fonte: SSRH (2016)**Tabela 3** – Concentrações Médias de Eventos de Chuva – CME

Uso do solo	Fósforo Total	Nitrogênio Total	DQO	DBO	SST	Coli Termot.
	mg/L					NMP/100mL
Mata	0,060	0,735	70,6	9,7	25	8,2E+02
Reflorestamento	0,035	0,524	21,8	3,4	70	8,9E+03
Agricultura	3,355	8,253	181	23	2645	7,0E+03
Chácara	0,483	2,4449	35,0	27,5	55	3,6E+03
Urbana	1,208	2,719	114,5	78,7	625	3,0E+05
Campo	0,024	0,523	42,5	6,0	71	4,8E+03

Fonte: SSRH (2016)

CAPÍTULO 3

METODOLOGIA

Para realização de um estudo de otimização dos recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica é fundamental conhecer as características da região analisada, assim como dispor de informações importantes do local, tais como dados fluviométricos e de qualidade da água. Além disso é necessário compreender e manusear corretamente a ferramenta computacional escolhida para as simulações de modelagem. Sendo assim, a metodologia deste trabalho apresenta os seguintes itens: descrição da área de estudo; pontos de monitoramento; determinação de vazão e parâmetros de qualidade da água; descrição das ferramentas MQUAL e QUALI-TOOL; calibração do modelo matemático; simulação de cenários de uso e ocupação do solo.

3.1 ÁREA DE ESTUDO

Considerado o maior afluente do rio Paranaíba, a sub-bacia do rio Araguari é responsável por cerca de 28,67% da vazão daquele (Atlas digital das Águas de Minas, 2017). A bacia do rio Paranaíba é composta pelas sub-bacias dos afluentes mineiros do Alto Paranaíba, rio Araguari e afluentes mineiros do Baixo Paranaíba.

O rio Araguari nasce na Serra da Canastra, no município de São Roque de Minas, e atravessa a região do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba, porção oeste do estado de Minas Gerais. Possui 475 km de extensão e deságua no rio Paranaíba, na divisa com o estado de Goiás, entre as cidades de Tupaciguara e Araguari. Possui uma área de 22.091 km² e passa por vinte municípios (Araguari, Araxá, Campos Altos, Ibiá, Indianópolis, Iraí de Minas, Nova Ponte, Patrocínio, Pedrinópolis, Perdizes, Pratinha, rio Paranaíba, São Roque de Minas, Sacramento, Santa Juliana, Serra do Salitre, Tapira, Tupaciguara, Uberaba e Uberlândia). Estas regiões se destacam pelas atividades econômicas ligadas à agricultura e agropecuária, cultivos de café e hortaliças, mineração, agroindústrias e turismo (CBH – Araguari, 2017).

Segundo Jhunior (2017), a bacia do rio Araguari foi dividida em dezoito sub-bacias, conforme Figura 2. Há sub-bacias que chegam a retirar água em mais de 100% da sua

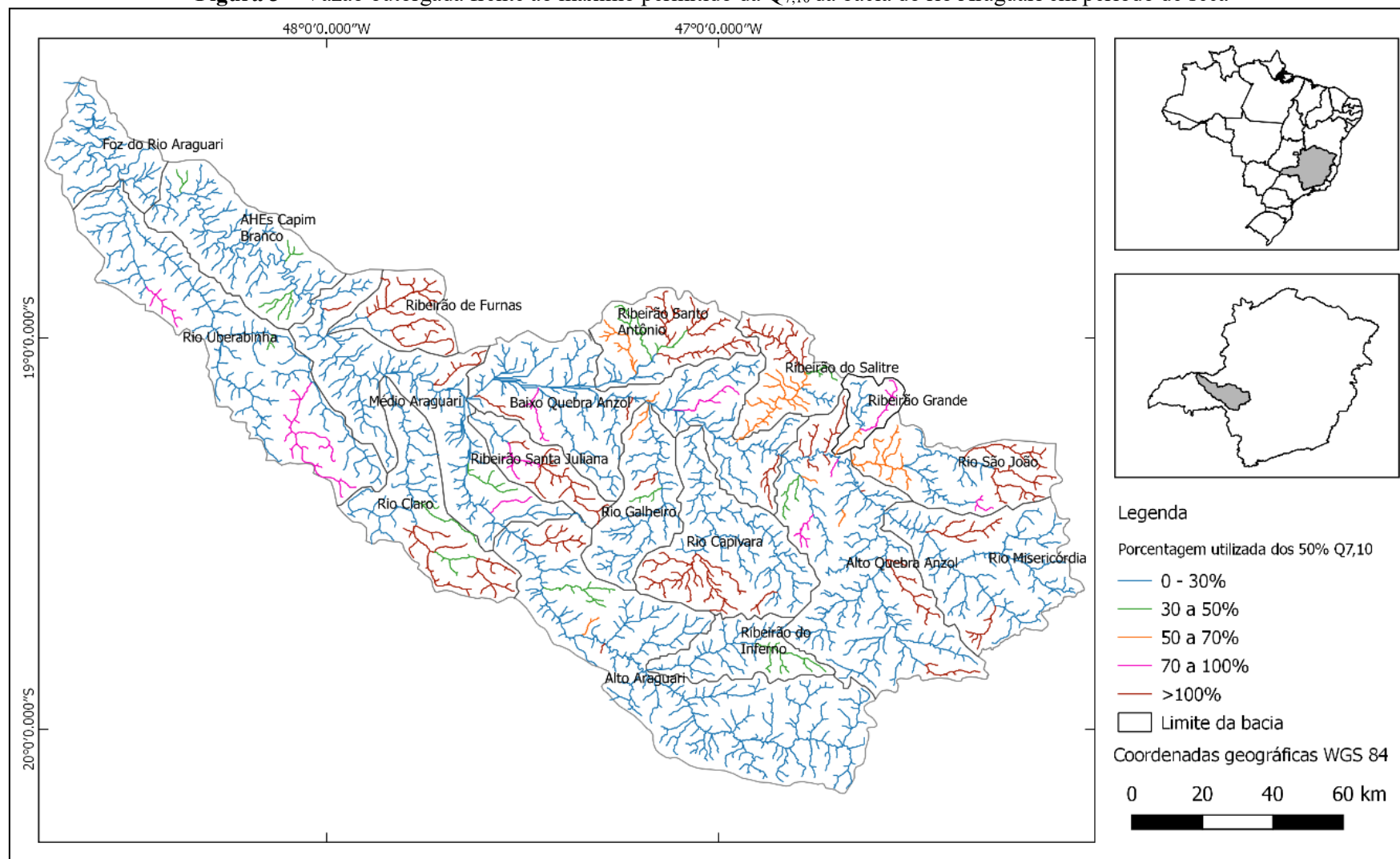
outorga, são elas: Ribeirão de Furnas; rio Claro; Ribeirão Santa Juliana; Ribeirão Santo Antônio; Rio Capivara; Ribeirão do Salitre; Alto Quebra Anzol; e Rio São João, os quais são representados na Figura 2 pelos números 5, 6, 8, 9, 12, 13, 15 e 17, respectivamente. A Figura 3 apresenta a parcela de utilização para a outorga da vazão $Q_{7,10}$ para as sub-bacias do rio Araguari em período de seca.

É importante conhecer as probabilidades de ocorrência das estiagens mais severas em estudos envolvendo a poluição hídrica. Se o curso hídrico for utilizado para diluição de despejos urbanos e industriais, é necessário quantificar a capacidade da autodepuração do curso de água e condições naturais. Já para processos de outorga do direito de uso da água, deve-se conhecer o valor da vazão mínima que suporta o ecossistema aquático. Sendo assim, a vazão mínima de interesse é a chamada $Q_{7,10}$, ou seja, a vazão mínima de sete dias sucessivos de estiagem em 10 anos de recorrência. O atual critério de outorga é de 50% da $Q_{7,10}$.

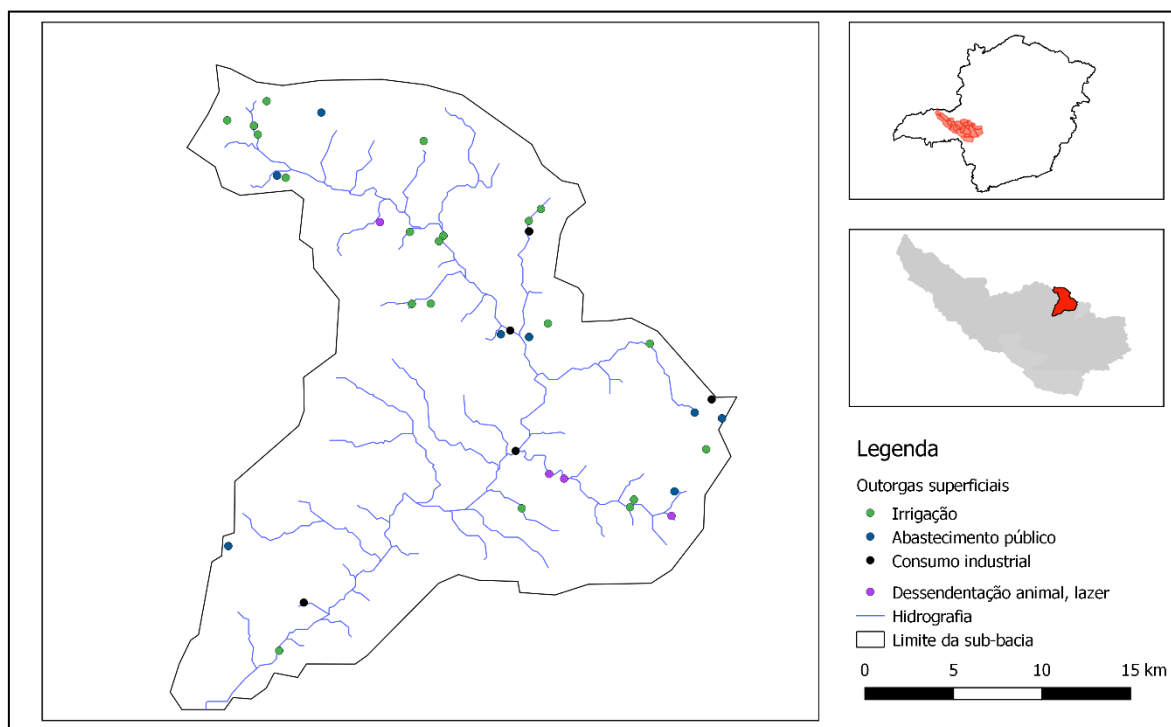
Nesta pesquisa de mestrado foi avaliada a sub-bacia do Ribeirão do Salitre, na qual a vazão máxima superficial outorgada ultrapassa o máximo permitido pela legislação vigente, e ainda possui na cabeceira do principal tributário uma cava de mina de fosfato e grande quantidade de outorgas para irrigação, principalmente nas proximidades da cabeceira na bacia, conforme ilustrado na Figura 4. A Figura 5 apresenta a porcentagem da parcela de utilização para a outorga da vazão $Q_{7,10}$ para sub-bacia do Ribeirão do Salitre em período de seca.

A sub-bacia do Ribeirão do Salitre apresenta área de aproximadamente 600 km², localizada nos municípios de Patrocínio e Serra do Salitre, estes apresentam em sua área 63,46% e 36,54% da extensão da sub-bacia, respectivamente. O comprimento dos afluentes e do curso d'água da sub-bacia do Ribeirão do Salitre é de 597,7 km, o curso de água principal apresenta 74 km (FARIA; JORDÃO, 2011).

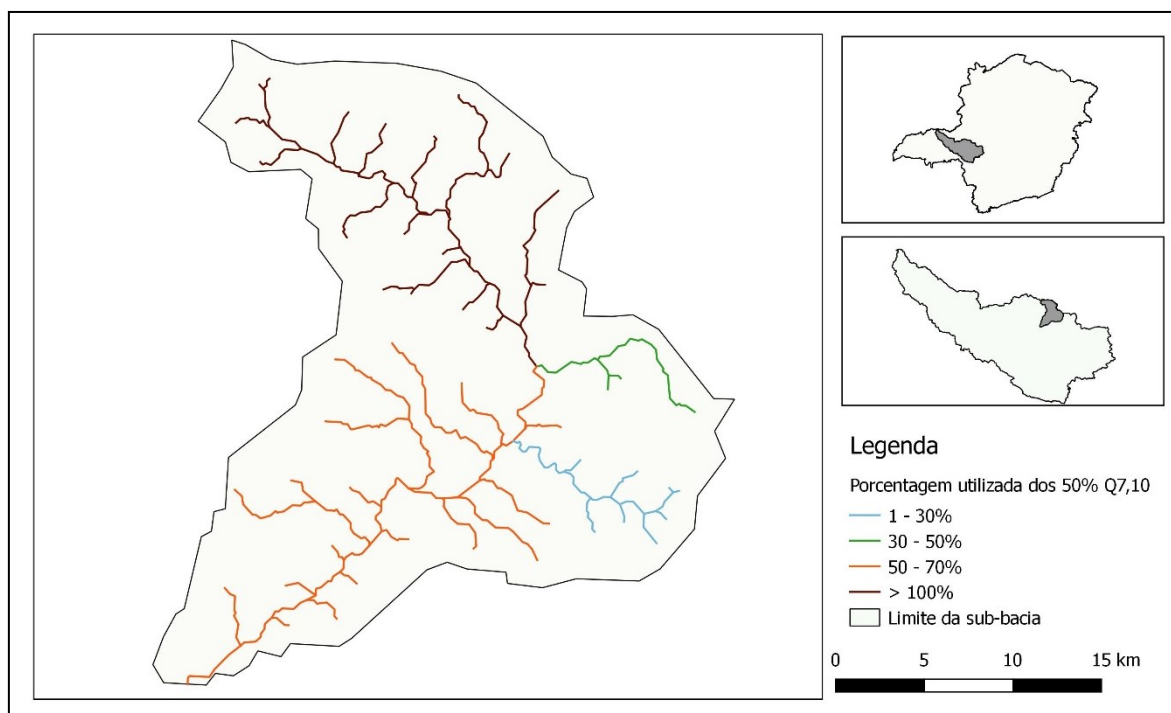
Localizado na região do Alto Paranaíba, o município de Patrocínio-MG tem 82.471 mil habitantes, sendo que 88% deles vivem na área urbana e 12% na rural, conforme Censo realizado pelo IBGE em 2010.

Figura 3 – Vazão outorgada frente ao máximo permitido da $Q_{7,10}$ da bacia do rio Araguari em período de seca

Fonte: Autor (2018)

Figura 4 – Localização dos pontos de captação das outorgas

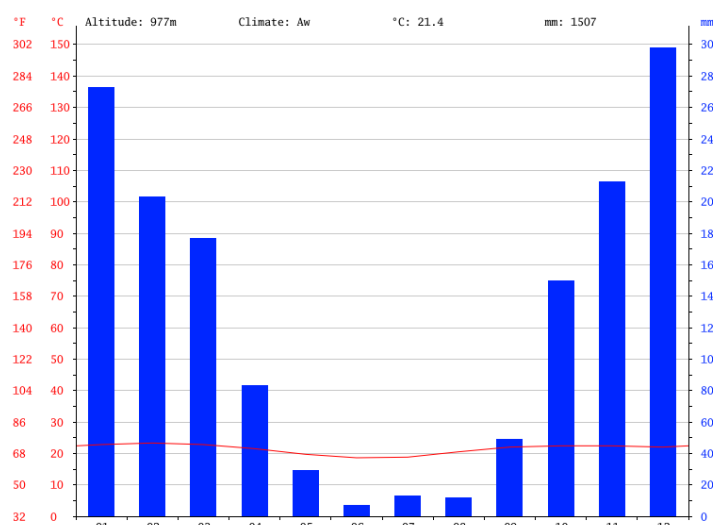
Fonte: Autor (2018)

Figura 5 – Vazão outorgada frente ao máximo permitido da $Q_{7,10}$ da sub-bacia do Ribeirão do Salitre

Fonte: Autor (2018)

O clima da região é caracterizado como sendo tropical, com chuvas predominantemente nos meses de novembro a março, e períodos de estiagem nos meses de maio a setembro, com temperatura média anual de 21,4°C, conforme a Figura 6. A economia do município de Patrocínio é, predominantemente, relacionada à agricultura (café) e pecuária (gado leiteiro). E as suas principais atividades industriais são: cerâmicas, frigoríficos, esquadrias metálicas, extração e exportação de água mineral (Água Mineral Serra Negra) e tecidos.

Figura 6 – Climograma de Patrocínio (MG)



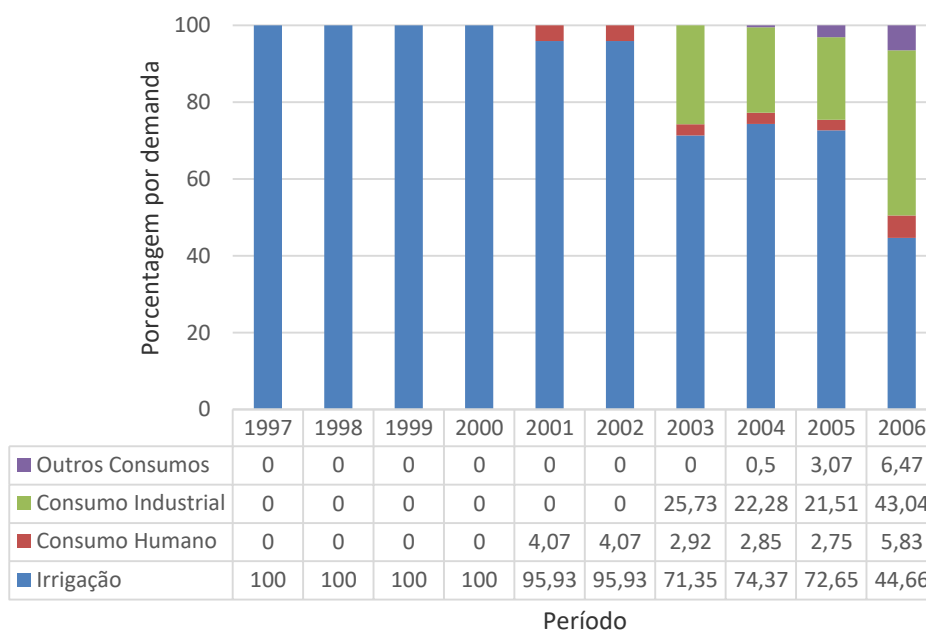
Fonte: Climate-Date.org (2017)

De acordo com Souza e Fonseca (2018), cerca de 68% das rochas fosfáticas se encontram em Minas Gerais, com destaque para as regiões Salitre I e III e Serra Negra. A empresa Fosfértil possui seu principal projeto no Brasil na região de Salitre, que se localiza no município de Patrocínio-MG, cuja projeção de produção é de 2 milhões de toneladas de rocha fosfática por ano.

Já o município de Serra do Salitre, segundo o Censo 2010 realizado pelo IBGE, tem 10.549 habitantes. Localizado à 1.220 metros acima do nível do mar, a temperatura média anual da região é 19,8°C. Sua economia é predominantemente vinda de lavouras de café e pecuária. Atualmente, o município recebeu a implantação de mineradoras, as quais poderão alterar a principal base econômica da cidade. Segundo a Prefeitura Serra do Salitre (2017), toda a cidade é atendida com serviço de água tratada e rede de esgoto, realizados pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa).

Segundo Faria e Jordão (2011), a principal demanda de água do Ribeirão do Salitre até o ano de 2005 era relacionada com a irrigação. A partir de 2006, com a intensificação da implantação de mineradoras e outras indústrias nessa região, as demandas principais de água foram para irrigação, juntamente com o consumo industrial. O Gráfico 2 apresenta tal evolução nessa sub-bacia.

Gráfico 2 – Principais demandas na sub-bacia do Ribeirão do Salitre



Fonte: Adaptado de Faria e Jordão (2011)

3.2 PONTOS DE MONITORAMENTO

A modelagem matemática da qualidade da água de um corpo hídrico, independente da ferramenta computacional escolhida, necessita de dados de entrada específicos daquela região, tais como: vazão, temperatura, pH, concentrações de fósforo, nitrogênio, etc.

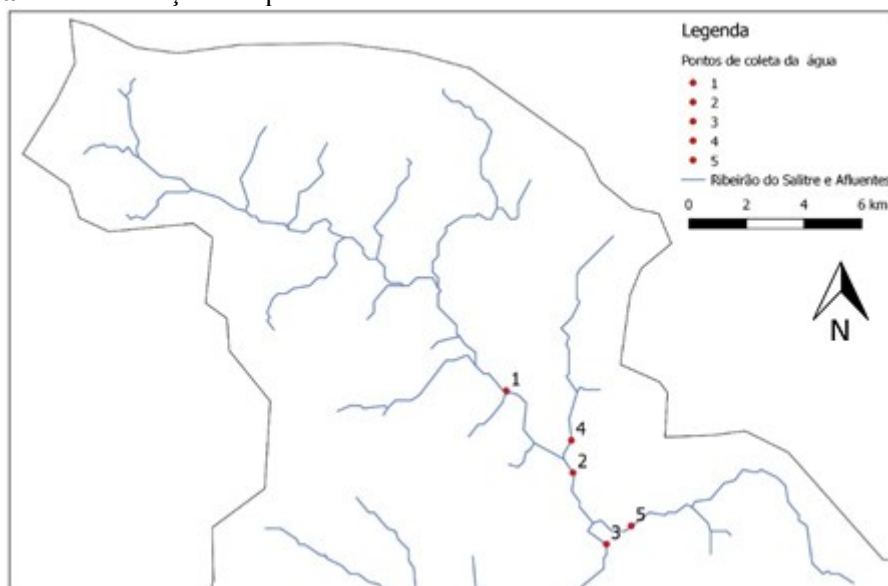
A sub-bacia analisada apresenta um ponto de monitoramento contínuo da Agência Nacional de Águas (ANA) e, além disso, foram escolhidos outros cinco pontos estratégicos de retirada de água para análises de qualidade e determinação de vazão.

O Quadro 3 apresenta os pontos de monitoramento e seu curso de água, as coordenadas geográficas, o responsável pelo monitoramento e as variáveis monitoradas. A Figura 7 ilustra a localização dos pontos. O ponto PB055 não foi indicado na Figura 7 pois situa-se no mesmo local do ponto 2.

Quadro 3 – Localização dos pontos de monitoramento

Ponto	Localização	Coordenadas geográficas	Responsável pelo monitoramento	Variáveis monitoradas
PB055	Ribeirão do Salitre	O 46° 47' 13.99" S 19° 4' 17.72"	ANA	Vazão, Temperatura, pH, Condutividade, Turbidez
1	Ribeirão do Salitre	O 46° 48' 17.14" S 19° 2' 57.07"	Autor	Vazão, OD, Temperatura, pH, Condutividade, Turbidez, Fósforo, Amônia, Nitrito, Nitrato, DBO, ST, SD, E.coli
2	Ribeirão do Salitre	O 46° 47' 13.99" S 19° 4' 17.72"	Autor	Vazão, OD, Temperatura, pH, Condutividade, Turbidez, Fósforo, Amônia, Nitrito, Nitrato, DBO, ST, SD, E.coli
3	Ribeirão do Salitre	O 46° 46' 46.09" S 19° 5' 36.32"	Autor	Vazão, OD, Temperatura, pH, Condutividade, Turbidez, Fósforo, Amônia, Nitrito, Nitrato, DBO, ST, SD, E.coli
4	Córrego Bebedouro	O 46° 47' 17.97" S 19° 4' 5.91"	Autor	Vazão, OD, Temperatura, pH, Condutividade, Turbidez, Fósforo, Amônia, Nitrito, Nitrato, DBO, ST, SD, E.coli
5	Córrego Areia	O 46° 46' 41.02" S 19° 5' 22.56"	Autor	Vazão, OD, Temperatura, pH, Condutividade, Turbidez, Fósforo, Amônia, Nitrito, Nitrato, DBO, ST, SD, E.coli

Fonte: Autor (2018)

Figura 7 – Localização dos pontos de monitoramento no alto curso do ribeirão do Salitre

Fonte: Autor (2018)

O ponto de monitoramento 1 está localizado no Ribeirão do Salitre, à montante da cidade de Salitre de Minas, possui aproximadamente 6,5 metros de largura em períodos de chuva. Esse ponto está localizado à jusante da mineradora da Vale, atualmente denominada Mosaic Fertilizantes, após ser comprada por uma grande marca americana. O ponto 2 está localizado a cerca de 50 metros após o desague do córrego Bebedouro, de modo a garantir a mistura destes dois cursos de água. O ponto de monitoramento 3 se localiza no final do alto curso do Ribeirão do Salitre, aproximadamente 50 metros após o desague do córrego Areia. O ponto de monitoramento 4, o qual situa-se no córrego Bebedouro, e apresenta à montante do curso de água uma cava de fosfato, oriundo da atividade de mineração. O ponto de monitoramento 5 localiza-se no córrego Areia, o qual é afluente do Ribeirão do Salitre. Este córrego se localiza em uma sub-bacia predominantemente relacionada a atividades agropecuárias.

A Figura 8 ilustra os pontos de monitoramento durante os trabalhos de campo no mês de dezembro. Na Figura 8 (b) o piquete identificado com o numeral 1 pertence à ANA, o piquete à direita da imagem, foi o utilizado para se obter a vazão do local.

Figura 8 – Pontos de monitoramento (a) ponto 1; (b) ponto 2; (c) ponto 3; (d) ponto 4; (e) ponto 5





Fonte: Autor (2018)

No trecho em análise foram considerados quatro pontos de contribuição de vazão pontual: região da cabeceira da sub-bacia (ponto 1), córrego Bebedouro (ponto 4), estação de tratamento de esgoto (ETE) do distrito de Serra do Salitre e córrego Areia (ponto 5). A região da cabeceira é responsável por toda a vazão do ponto de monitoramento 1 e corresponde à vazão de montante do trecho em análise. O Córrego Bebedouro deságua no Ribeirão do Salitre a 50 metros à montante do ponto 2. A estação de tratamento de esgoto do distrito de Salitre de Minas se localiza a 3.886 metros do ponto 1, além do que o córrego Areia está situado 50 metros à montante do ponto 3.

Segundo Direção (2018), a ETE de Salitre de Minas é composta de tratamento preliminar, estação elevatória, reator UASB e filtro biológico. A fim de estimar a vazão desta, foi adotado o valor de 4.000 habitantes para este distrito (informação fornecida pela Prefeitura de Patrocínio no dia 11 de janeiro de 2018) e a geração de efluente per capita de 150 L/hab.dia. Considerou-se como constante o valor da vazão produzida pela ETE ao longo do ano.

3.2.1 Vazão

O monitoramento fluviométrico nos pontos 1, 4 e 5 foi realizado por meio do uso de molinete fluviométrico, enquanto no ponto 2 foi utilizado o equipamento ADCP – *Acoustic Doppler*

Current Profiler. Foram realizadas duas campanhas no período de estiagem (agosto e setembro de 2017) e duas campanhas no período chuvoso (novembro e dezembro de 2017).

3.2.2 Qualidade da água

A coleta das amostras de água para análise laboratorial ocorreu nos cinco pontos de monitoramento. As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV), Universidade Federal de Uberlândia (UFU). Os parâmetros analisados em laboratório foram: sólidos totais, sólidos suspensos, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, temperatura, condutividade, fósforo, turbidez, pH, demanda bioquímica de oxigênio, E.coli, cádmio, cobalto, cobre, ferro e zinco. Os ensaios foram realizados dentro do tempo estipulado pela NBR 9898:1987, seguindo as devidas diretrizes. Foram realizadas duas campanhas no período de estiagem (agosto e setembro de 2017) e duas campanhas no período chuvoso (novembro e dezembro de 2017).

No Quadro 4 estão listados os parâmetros analisados, juntamente com as resoluções, métodos e equipamentos utilizados. Com exceção do pH, temperatura, condutividade e turbidez, para os demais parâmetros as análises foram realizadas em triplicata.

Quadro 4 – Parâmetros, resolução, metodologia e equipamentos utilizados

Parâmetros	Resolução	Equipamento ou método
Condutividade	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 14340, junho de 1999	Amperométrico
DBO	-	Barométrico (<i>OxiTop measuring system</i>)
E. coli	Standard Methods for the examination of water & wastewater (21ª Edição) – 9291 F	EC-MUG medium
Fósforo total	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 12772, novembro de 1992	Método colorimétrico por redução com ácido ascórbico
Metais	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 13809, abril de 1997	Método de espectrometria de absorção atômica/ emissão em chama
Nitrogênio amoniacal	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 10560, dezembro de 1988	Método de nesslerização

Parâmetros	Resolução	Equipamento ou método
Nitrito	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 12619, agosto de 1992	Método da Sulfanilamida e N-(1-naftil)-etilenodiamina
Nitrato	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 12620, setembro de 1992	Método do ácido fenoldissulfônico
Oxigênio Dissolvido	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 10559, dezembro de 1988	Método iodométrico de Winkler modificado pela azida
pH	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 9251, fevereiro de 1986	Potenciométrico
Temperatura	-	Termômetro – análise em campo
Turbidez	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 17025	Nefelométrico

Fonte: Autor (2018)

Na concentração dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da ETE de Serra do Salitre, foram adotados valores da literatura de Von Sperling (2014). Já para as concentrações das contribuições difusas na etapa de calibração foram adotados valores inferiores aos apresentados no Brasil (2005) para Classe 2 – Águas doces.

Embora tenha-se realizado ensaios de laboratório para os parâmetros citados acima, os cenários analisados foram modelados apenas para os parâmetros: DBO, fósforo, nitrogênio amoniacal, nitrato e E.coli. Isso se justifica pela limitação da ferramenta MQUAL em estimar a carga gerada em função do tipo de uso e ocupação do solo. Sendo assim, optou-se em apresentar neste trabalho todos os coeficientes calibrados, já que estes dados poderão servir de base para futuras pesquisas nesta área de estudo.

3.3 CARGAS DIFUSAS

Na análise do uso e ocupação do solo para estudo da qualidade da água em curso de água, deve-se levantar informações que possibilitem quantificar a carga difusa gerada em períodos de estiagem e chuvosos, de forma a aprimorar o diagnóstico sobre a origem e o impacto dessa carga na qualidade da água.

Nesta dissertação foi utilizado o modelo matemático de correlação uso do solo/qualidade da água – MQUAL, o qual teve sua primeira versão elaborada em 1998, durante os estudos do

Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia do Guarapiranga, pela Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA, 2010).

Para a análise da poluição difusa, foi realizado o mapeamento dos principais tipos de uso e cobertura do solo da sub-bacia do Ribeirão do Salitre por meio da classificação supervisionada de imagens multiespectrais do sensor MSI do satélite Sentinel 2A, obtidas da base de dados do *U.S Geological Survey* (USGS), correspondentes às cenas T23KKU, T23KKV, T23KLU e T23KLV, com bandas de dez metros de resolução espacial datadas de 04 de junho de 2017. Com base nas características da região, as classes de caracterização foram atividades agrícolas, mata/reflorestamento, campo/atividade agropecuária, área de uso industrial (mineração). Por meio do cálculo de áreas no programa QGIS, obteve-se a área em função do tipo e ocupação do solo na sub-bacia do Ribeirão do Salitre.

De posse da área em função do uso e ocupação do solo, o produto desse com as concentrações médias da ferramenta MQUAL (ver Tabela 3), tem-se a carga produzida na bacia hidrográfica analisada. A Tabela 4 apresenta os coeficientes de geração de carga para cada tipo de uso e ocupação do solo.

Tabela 4 – Coeficientes de geração de cargas na bacia (kg/km².dia)

Fonte	P _T	N _T	DBO	E.coli
Atividade Agropecuária	0,050	0,900	2,250	10 ⁹
Agricultura	0,346	2,950	7,315	10 ¹¹
Mata/ reflorestamento	0,039	0,600	1,197	10 ⁸
Campo/cerrado	0,028	0,500	1,064	10 ⁸
Atividade industrial	0,081	1,784	7,749	10 ⁹
Área urbana	0,135	2,548	11,070	10 ⁹

Fonte: Programa MQUAL 1.6

A vazão difusa foi considerada apenas nos meses de novembro e dezembro de 2017, uma vez que correspondem ao período de chuva. A determinação da vazão difusa entre os pontos de monitoramento 1 e 2 consistiu na diferença da vazão do ponto de monitoramento 2 com as vazões apresentadas no ponto 1 (região de cabeceira) e vazão do pontual no ponto 4 (córrego Bebedouro). O resultado desta diferença foi dividido pela extensão desse trecho do rio, obtendo desta maneira a vazão por metro de rio.

Entre os pontos de monitoramento 2 e 3, a vazão difusa foi obtida de maneira diferente, visto que a determinação da vazão *in loco* do ponto 3 não foi realizada devido à dificuldade de acesso ao local. Inicialmente calculou-se a vazão por km² entre os pontos 1 e 2, adotando-se esse valor para toda a área da sub-bacia do rio principal, desconsiderando as sub-bacias dos afluentes. A partir desse dado, multiplicou-se esse valor pela área de influência existente entre os pontos 2 e 3, determinando-se, assim, a vazão difusa total que ocorre entre estes pontos. Por fim, este valor foi dividido pela extensão do rio entre os pontos 2 e 3, o que resultou na vazão difusa por metro de rio.

3.4 QUALI-TOOL

Desenvolvida pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, a ferramenta computacional de uso livre QUALI-TOOL permite a simulação da qualidade da água em ambiente lótico em escala local e em escala de bacia hidrográfica com até 15 afluentes. Esta ferramenta permite ampliar o entendimento dos processos físicos, químicos e biológicos de diversos parâmetros de qualidade de água em ambientes lóticos, considerando entradas pontuais e difusas de cargas poluidoras e retiradas pontuais consuntivas e não consuntivas (MAGALHÃES; SALLA; ALAMY FILHO, 2017).

A QUALI-TOOL utiliza o método de diferenças finitas para a solução de equações matemáticas, o qual consiste na divisão do domínio em um número finito de pequenas regiões ou trechos de curso de água.

Para a determinação das características hidráulicas do curso de água, fornece os dados de entrada de vazão, à montante do trecho de estudo e dos lançamentos no rio e em seus tributários. A ferramenta faz o balanço hídrico em cada trecho discretizado, baseado na análise das distâncias.

A determinação do nível líquido foi calculada por meio da equação de Manning, considerando o escoamento permanente e uniforme, conforme Equação 1.

$$Q = \frac{1}{n} A_m R_h^{2/3} I^{1/2} \quad (\text{Equação 1})$$

Na qual: Q é a vazão do curso de água, em m^3/s ; n representa a rugosidade de fundo e paredes; A_m a, área molhada, em m^2 ; R_h , o raio hidráulico, em m e I a inclinação longitudinal, em m/m.

A velocidade média do escoamento foi calculada pela fórmula da continuidade, conforme representado pela Equação 2.

$$V = Q / A_m \quad (\text{Equação 2})$$

Na qual: V a velocidade média em m/s.

A tensão cisalhante (τ) foi calculada utilizando a Equação 3, na qual γ é o peso específico da água em N/m^3 .

$$\tau = \gamma R_h I \quad (\text{Equação 3})$$

O número de Froude foi calculado pela Equação 4 para definir os regimes de escoamento.

$$Fr = \frac{V}{\sqrt{g \cdot h}} \quad (\text{Equação 4})$$

Na qual: g é a aceleração da gravidade (m/s^2); h é a profundidade na seção (m).

Quando dois cursos hídricos se encontram, o valor da concentração da mistura é calculado por meio da Equação 5.

$$C_j = \frac{C_M Q_M + C_L Q_L}{Q_M + Q_L} \quad (\text{Equação 5})$$

Na qual: C_j é a concentração de jusante ou da mistura (mg/L); C_M é a concentração de montante (mg/L); Q_M é a vazão de montante (m^3/s); C_L é a concentração do lançamento (mg/L); Q_L é a vazão do lançamento (m^3/s).

A dispersão é simulada utilizando a equação de difusão-advecção, conforme Equação 6, que permite quantificar e acompanhar a evolução ao longo do tempo dos parâmetros de qualidade de água.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \pm Fonte \quad (\text{Equação 6})$$

Na qual: C é a concentração do parâmetro no tempo t ; t é o tempo decorrido desde a zona de mistura entre o contaminante e o meio líquido (dia); D_x , D_y e D_z correspondem aos coeficientes de difusão turbulenta nas respectivas variáveis espaciais; u , v e w são as componentes do vetor velocidade nas direções x , y e z , respectivamente; $Fonte$ é o termo fonte-sumidouro.

As representações matemáticas do termo $Fonte$ (ΣF_i) para a simulação dos parâmetros OD , DBO , nitrogênio orgânico (NO), nitrogênio amoniacal (NH_3), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), fósforo total (P_{total}), coliformes ($E.coli$), metais pesados e contaminantes arbitrários (CA) são demonstradas nas equações (7) a (16), respectivamente.

$$\Sigma F_{OD} = +k_2 \times 1,024^{T-20} \times (OD_{sat} - OD) - k_d \times 1,047^{T-20} \times DBO - R_{02-amônia} \times f_{nitr} \times k_{an} \times 1,080^{T-20} \times NH_3 - S_d/h \quad (\text{Equação 7})$$

$$\Sigma F_{DBO} = -k_d \times 1,047^{T-20} \times DBO - \left(VS_{MO}/h \right) \times DBO + L_{difuso}/h \quad (\text{Equação 8})$$

$$\Sigma F_{NO} = -k_{oa} \times 1,047^{T-20} \times N_{org} - \left(VS_{NO}/h \right) \times N_{org} \quad (\text{Equação 9})$$

$$\Sigma F_{NH_3} = +k_{oa} \times 1,047^{T-20} \times N_{org} - R_{02-amônia} \times f_{nitr} \times k_{an} \times 1,080^{T-20} \times NH_3 + S_{amonía}/h \quad (\text{Equação 10})$$

$$\Sigma F_{NO_2^-} = +R_{02-amônia} \times f_{nitr} \times k_{an} \times 1,080^{T-20} \times NH_3 - k_{nn} \times 1,047^{T-20} \times NO_2^- \quad (\text{Equação 11})$$

$$\Sigma F_{NO_3^-} = +k_{nn} \times 1,047^{T-20} \times NO_2^- \quad (\text{Equação 12})$$

$$\Sigma F_{P_{total}} = -k_p \times 1,047^{T-20} \times P_{total} - \left(VS_P/h \right) \times P_{total} \quad (\text{Equação 13})$$

$$\Sigma F_{E.coli} = -k_b \times 1,070^{T-20} \times E.coli \quad (\text{Equação 14})$$

$$\Sigma F_{metal\ i} = -k_{metal\ i} \times Metal_i + S_{metal\ i}/h \quad (\text{Equação 15})$$

$$\Sigma F_{CA} = -\left(V_{SCA}/h\right) \times CA + S_{CA}/h \quad (\text{Equação 16})$$

Nas equações (7) a (16): OD é a concentração de oxigênio dissolvido, em mg/L; OD_{sat} é a concentração de saturação de oxigênio dissolvido, em mg/L; DBO é a demanda bioquímica de oxigênio, em mg/L; NO é a concentração de nitrogênio orgânico, em mg/L; NH_3 é a concentração de nitrogênio amoniacal, em mg/L; NO_2^- é a concentração de nitrito, em mg/L; NO_3^- é a concentração de nitrato, em mg/L; P_{total} é a concentração de fósforo total (mg/L); $E.coli$ é a concentração de coliformes, em NMP/100 mL; $metal_i$ é a concentração de qualquer metal (cádmio, cobre, chumbo, zinco, cromo, alumínio, cobalto, manganês, níquel, ferro e prata), em mg/L; CA é a concentração de contaminantes arbitrários (sólidos suspensos, compostos tóxicos, entre outros), em mg/L; k_2 é o coeficiente de reaeração, em dia⁻¹; k_d é o coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea no rio, em dia⁻¹; k_{an} é o coeficiente de conversão de amônia em nitrito, em dia⁻¹; k_{oa} é o coeficiente de conversão de nitrogênio orgânico em amônia, em dia⁻¹; k_{nn} é o coeficiente de conversão de nitrito em nitrato, em dia⁻¹; k_P representa a constante de degradação do fósforo total (dia⁻¹); k_b é o coeficiente de decaimento de coliforme, em dia⁻¹; k_i é o coeficiente de decaimento de qualquer metal i , em dia⁻¹; V_{SMO} é a velocidade de sedimentação da matéria orgânica carbonácea, em m/dia; V_{SNO} é a velocidade de sedimentação do nitrogênio orgânico, em m/dia; V_{SP} é a velocidade de sedimentação do fósforo total (em m/dia); V_{SCA} é a velocidade de sedimentação do contaminante arbitrário qualquer (sólidos suspensos, tóxicos, etc.) (m/dia); S_d é a demanda de fundo de oxigênio dissolvido no rio, em gO₂/m².dia; L_{difuso} é a carga difusa de DBO, em g/m².dia; $S_{amônia}$ é o ressurgimento de fundo da amônia, em g/m².dia; $S_{metal\ i}$ é o ressurgimento de fundo de qualquer metal i , em g/m².dia; S_{CA} é o ressurgimento de fundo de contaminante arbitrário, em g/m².dia; T é a temperatura da água, em °C; h é a profundidade líquida do rio, em metros; $RO_2\text{-amônia}$ é o consumo de oxigênio para oxidação da amônia, em mgO₂cons/mg NH₃oxid; f_{nitr} é o fator de nitrificação, adimensional.

Na ferramenta QUALI-TOOL os processos modelados são decomposição, decaimento, sedimentação, ressurgimento de fundo, reaeração e conversões (nitrificação e amonificação). Os constituintes analisados são: DBO, OD, nitrogênio e suas frações (orgânico, amoniacal e nitrato), fósforo total, contaminantes arbitrários, E-coli e metais pesados. O Quadro 5 apresenta os constituintes e os processos modelados.

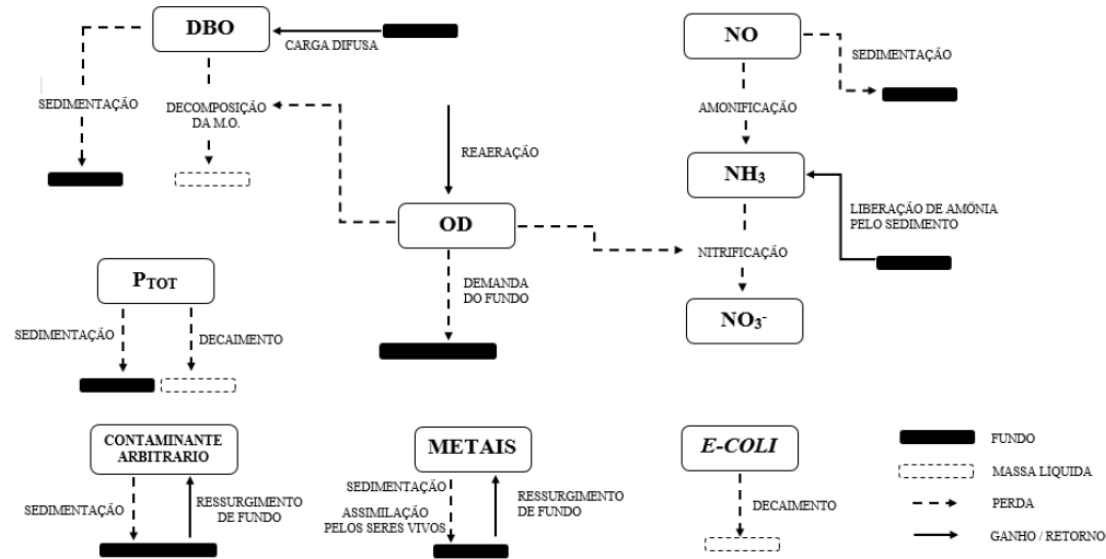
A Figura 9 apresenta o esquema geral dos processos físicos e bioquímicos aos quais os parâmetros de qualidade da água estão sujeitos, além das interações entre os próprios parâmetros.

Quadro 5 - Interações dos parâmetros

Parâmetro	Processos modelados
Matéria orgânica carbonácea	Decomposição pelas bactérias, sedimentação da parcela adsorvida às partículas sólidas em suspensão e aporte das cargas difusas de DBO sem vazão (é o ressurgimento de fundo)
Nitrogênio orgânico e suas frações	Sedimentação do nitrogênio orgânico adsorvido em material particulado, conversão do nitrogênio orgânico a amônia, oxidação da amônia a nitrito e de nitrito a nitrato além de ressurgimento de fundo da amônia
Oxigênio Dissolvido	Reaeração devido ao intercâmbio de moléculas da fase líquida para gasosa e vice-versa, decomposição da matéria orgânica (na qual há consumo de OD), demanda bentônica de OD e nitrificação (processo de conversão da amônia a nitrato, na qual há consumo de OD)
Fósforo Total	Decaimento do fósforo total (envolve a conversão da parcela orgânica para a inorgânica e a assimilação da parcela inorgânica pelos protistas e algas) e a sedimentação do fósforo (envolve a sedimentação da parcela orgânica)
Escheria Coli	Decaimento das bactérias E-coli
Metais pesados	Assimilação pelos seres vivos, sedimentação de metais adsorvidos ao material particulado e ressurgimento de fundo dos metais
Contaminantes arbitrários	Sedimentação e ressurgimento de fundo

Fonte: Magalhães, A. A.; Salla, M. R.; Alamy Filho, J. E. (2017)

Figura 9 - Esquema dos processos físicos e bioquímicos e interações dos parâmetros



Fonte: Adaptado de Salla et al. (2014), apud Magalhães, A. A.; Salla, M. R.; Alamy Filho, J. E. (2017)

3.4.1 Simulações matemáticas no ribeirão Salitre

Na ferramenta computacional QUALI-TOOL lançou-se as coordenadas em UTM (*Universal Transversa de Mercator*) e as cotas planialtimétricas do curso de água analisado. Estes dados permitiram que o programa calculasse o comprimento do rio e a declividade longitudinal.

A próxima etapa consistiu na inserção dos dados das seções transversais, como largura do trecho (b), rugosidade da calha principal do rio e ângulos dos taludes. Logo após essa etapa, foi lançado os valores das vazões difusas e pontuais, bem como das concentrações na cabeceira da bacia do ribeirão Salitre (ponto 1) e em seus tributários (pontos 4, 5 e ETE de Salitre de Minas). O passo seguinte consistiu-se na definição dos coeficientes, velocidades de sedimentação e cargas por área. O Quadro 6, extraído do Manual do Usuário QUALI-TOOL, apresenta a descrição, símbolo e unidades destes coeficientes.

Quadro 6 – Coeficientes, velocidades de sedimentação e cargas por área utilizados em QUALI-TOOL

Descrição	Símbolo QUALI-TOOL	Unidade	Inserido na Modelagem
Coeficiente de reaeração	K_2	d^{-1}	OD
Demanda bentônica de oxigênio	S_d'	$g/m^3.d$	OD
Coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea	K_d	d^{-1}	DBO, OD
Velocidade de sedimentação da matéria orgânica carbonácea	V_{sMO}	m/d	DBO
Carga difusa de DBO sem incremento de vazão	L_{rd}	$g/m^3.d$	DBO
Velocidade de sedimentação do contaminante arbitrário	V_{sCA}	m/d	Sól. Suspensos
Ressurgimento de fundo dos contaminantes arbitrários	S_{CA}	$g/m^3.d$	Sól. Suspensos
Coeficiente de conversão de amônia em nitrito	K_{an}	d^{-1}	Amônia e nitrito
Coeficiente de conversão de nitrito a nitrato	K_{nn}	d^{-1}	Nitrito e nitrato
Carga liberada de amônia pelo sedimento de fundo	S_{amon}	$g/m^3.d$	Amônia
Velocidade de sedimentação do fósforo	V_{sP}	m/d	Fósforo
Coeficiente de decaimento do fósforo	K_P	d^{-1}	Fósforo
Coeficiente de decaimento bacteriano	K_b	d^{-1}	Coliformes fecais (<i>Ecoli</i>)
Coeficiente de decaimento dos metais	K_{metal}	d^{-1}	Metais pesados
Carga liberada de metal pelo sedimento de fundo	S_{metal}	$g/m^3.d$	Metais pesados

Fonte: Adaptado de Magalhães; Salla; Filho (2017)

3.4.2 Calibração do modelo de qualidade da água

O processo de calibração de um modelo de qualidade da água permite que as curvas de concentrações dos parâmetros simulados se aproximem ao máximo dos dados monitorados

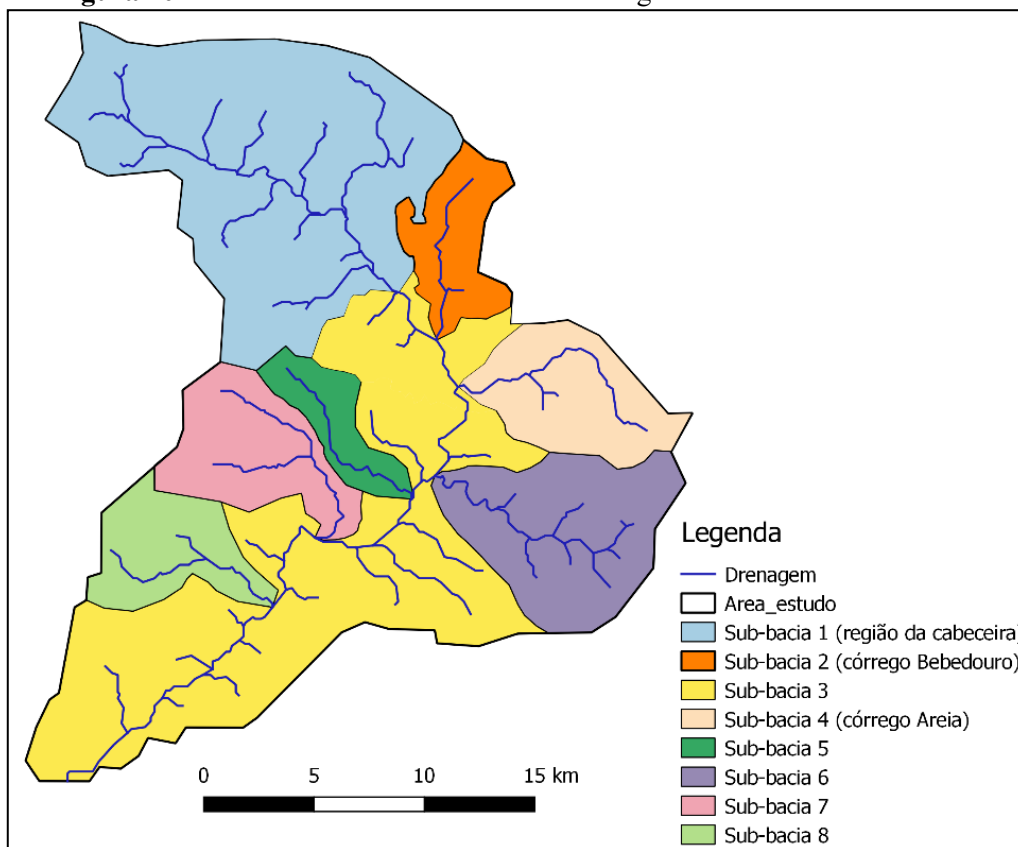
no rio. Após a calibração é possível simular cenários que permitam análises eficientes para a gestão da bacia.

A calibração dos coeficientes foi feita por tentativa e erro dentro dos intervalos de referência propostos no manual do usuário da ferramenta QUALI-TOOL. O processo consistiu em alterar os valores dos coeficientes de modo que a curva de concentração dos parâmetros se aproximasse ao máximo dos valores obtidos experimentalmente no ponto de monitoramento 2 e 3 (são os pontos ao longo do ribeirão Salitre). O processo de calibração foi feito no alto curso da sub-bacia do Ribeirão do Salitre, adotando-se os coeficientes calibrados para toda a sub-bacia para as análises dos cenários.

3.5 CENÁRIOS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Após a calibração do modelo, analisou cenários de interferência de uso e ocupação do solo sobre a qualidade de água ao longo do curso de água. Para isso, a bacia hidrográfica do Ribeirão do Salitre foi dividida em 8 sub-bacias, conforme Figura 10.

Figura 10 – Divisão de sub-bacias na bacia hidrográfica do Ribeirão do Salitre



Fonte: Autor (2018)

De acordo com Brasil (2012), todo imóvel rural deve manter uma área com cobertura vegetal nativa a título de Reserva Legal. Especificamente na região do sub-bacia do Ribeirão do Salitre, por não estar inserida na Amazônia Legal, deve-se destinar 20% de sua área para esta finalidade. Também é obrigatório a manutenção de uma Área de Preservação Permanente (APP), a qual é uma área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, que tem como função ambiental a preservação dos recursos hídricos e biodiversidade. No caso do Ribeirão do Salitre, o qual apresentou em todos os meses de coleta de água largura inferior a 10 metros, é preciso garantir 30 metros de faixas marginais.

Baseado nesses limites, encontrou-se uma área mínima de 123,84 km² para mata na região da sub-bacia do Ribeirão do Salitre. Também, em todos os cenários analisados adotou-se constante a área urbana, uma vez que nesta sub-bacia encontra-se o distrito de Salitre de Minas.

Nos três primeiros cenários manteve-se as proporções das áreas de atividade agropecuária, agrícola, campo/cerrado. Aumentou-se gradualmente a área industrial (mineração) para que atinja a área máxima a ser explorada nos próximos 20 anos, conforme SUPRAM – TM/AP (2015). Atualmente a área destinada à mineração é de 2,61 km², porém a área permitida para se explorar é de 5,01 km² (somatório das áreas destinadas à cava, britagem primária e secundária, pátio de estocagem de minério, espaço de apoio à mina e pilha de estéril). No cenário 1, a área industrial foi de 3,01 km² (60% da máxima permitida); no cenário 2, de 3,76 km² (75% da máxima permitida) e o cenário 3 retrata a máxima área permitida.

Nos cenários 4 e 5 aumentou-se a área industrial (mineradora) para a máxima permitida pelo licenciamento ambiental, o restante foi dividido entre as atividades agropecuárias e agrícolas. No cenário 4, há a pecuária com 70% e a agricultura com 30% da área restante. Já no cenário 5, tem-se a pecuária com 30% e a agricultura com 70% da área restante. Para finalizar, o cenário 6 prevê a condição mais crítica, visto que a área industrial foi a máxima permitida, a de mata e reflorestamento, a mínima exigida por lei, e há área urbana constante e as demais áreas destinadas à agricultura. A Tabela 5 apresenta os valores das porcentagens para cada atividade de uso e ocupação do solo.

Tabela 5 – Porcentagens de acordo com o uso e ocupação do solo utilizado para avaliação dos cenários (km²)

Cenário	Atividade agropecuária	Agricultura	Mata/ Reflorestamento	Campo/ cerrado	Atividade industrial/ mineração	Área urbana
1	37,07%	25,36%	20,72%	16,18%	0,50%	0,17%
2	37,01%	25,32%	20,72%	16,15%	0,63%	0,17%
3	36,91%	25,25%	20,72%	16,11%	0,84%	0,17%
4	54,79%	23,48%	20,72%	0,00%	0,84%	0,17%
5	23,48%	54,79%	20,72%	0,00%	0,84%	0,17%
6	0,00%	79,27%	20,72%	0,00%	0,84%	0,17%

Fonte: Autor (2018)

Embora tenha-se realizado ensaios de laboratório para sólidos suspensos, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, temperatura, condutividade, fósforo, turbidez, pH, demanda bioquímica de oxigênio, E.coli, cádmio, cobalto, cobre, ferro e zinco; os cenários analisados foram modelados apenas para os seguintes parâmetros: DBO, fósforo, nitrogênio amoniacal, nitrato e E.coli. Isso se justifica pela limitação da ferramenta MQUAL em estimar a carga gerada em função do tipo e ocupação do solo. Sendo assim, optou-se em apresentar neste trabalho todos os coeficientes calibrados, já que estes dados poderão servir de base para futuras pesquisas nesta área de estudo.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados os resultados dos dados de entrada de vazão, concentração dos parâmetros de qualidade da água, cargas difusas estimadas e das características hidráulicas assumidas ao longo do Ribeirão do Salitre no processo de calibração do modelo. Na sequência são apresentados os resultados da calibração do modelo e, a situação atual do uso e ocupação do solo, os quais foram alterados para que cenários fossem analisados, permitindo comparar os resultados desta mudança com os limites de cada parâmetro estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005.

4.1 DADOS DE ENTRADA

A calibração do modelo na ferramenta computacional QUALI-TOOL exige a inserção de dados de entrada fundamentais para que, ao final, sejam obtidos perfis de cada parâmetro de qualidade da água ajustados aos valores dos parâmetros medidos em campo. Esta análise foi limitada em 7,29 km no ribeirão Salitre, desde o ponto 1 até o ponto 3 (ver a localização dos pontos na Figura 7).

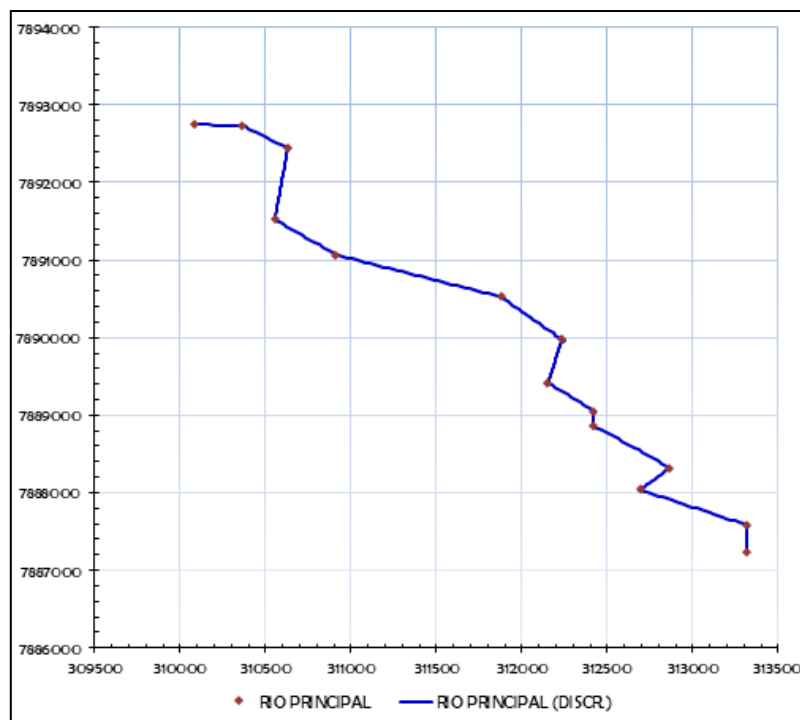
4.1.1 Características geométricas

A seção transversal do curso de água entre os pontos 1 e 3 foi mantida constante em cada mês de análise. O ângulo adotado para os talude esquerdo e direito foi de 45° e 60° respectivamente, valores estes obtidos por meio de observações em campo. A rugosidade adotada foi de alvéolo natural e igual a 0,04 (PORTO, 2006). A largura superficial foi mantida fixa e igual a 3 m em agosto de 2017, 2,5 m em setembro de 2017, 6,2 m em novembro de 2017 e 6,0 m em dezembro de 2017 (larguras estas obtidas em campo com o auxílio de corda e trena).

Para a determinação da declividade de fundo ao longo do ribeirão Salitre, foram colhidas as coordenadas geográficas e a altitude em 77 pontos (em UTM). A partir daí a ferramenta QUALI_TOOL gerou o traçado do rio (ver Figura 11) e calculou a declividade de fundo

(m/m). Para a resolução matemática da equação de advecção-difusão por diferenças finitas, o curso de água foi discretizado em 240 nós (segmentos de 30 metros entre nós).

Figura 11 – Discretização do trecho em análise



Fonte: Autor (2018)

4.1.2 Vazões

As vazões foram divididas em pontuais e difusas. A Tabela 6 apresenta as vazões pontuais consideradas no trecho em análise em função do mês analisado.

Tabela 6 – Vazões das contribuições pontuais (m³/s)

Contribuição pontual	Ago/2017	Set/2017	Nov/2017	Dez/2017
Cabeceira do trecho analisado/ Ponto 1	0,30	0,15	1,41	1,13
Córrego Bebedouro/ Ponto 4	0,32	0,31	0,45	0,36
ETE Salitre de Minas	0,0069	0,0069	0,0069	0,0069
Córrego Areia/ Ponto 5	0,29	0,18	0,41	0,34

Fonte: Autor (2018)

A Tabela 7 apresenta os valores calculados das vazões difusas nos trechos analisados.

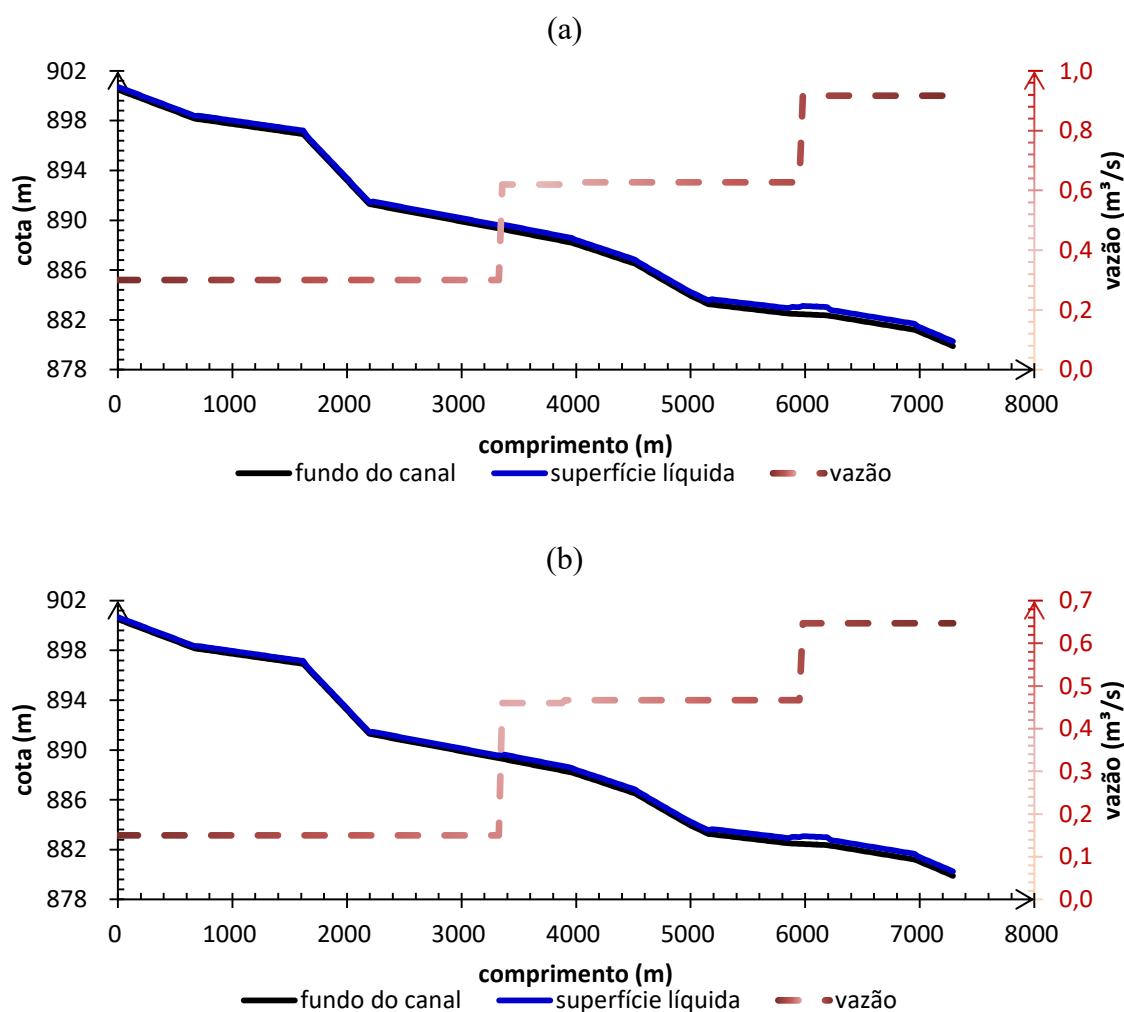
Tabela 7 – Vazão difusa em $\text{m}^3/\text{s.m}$

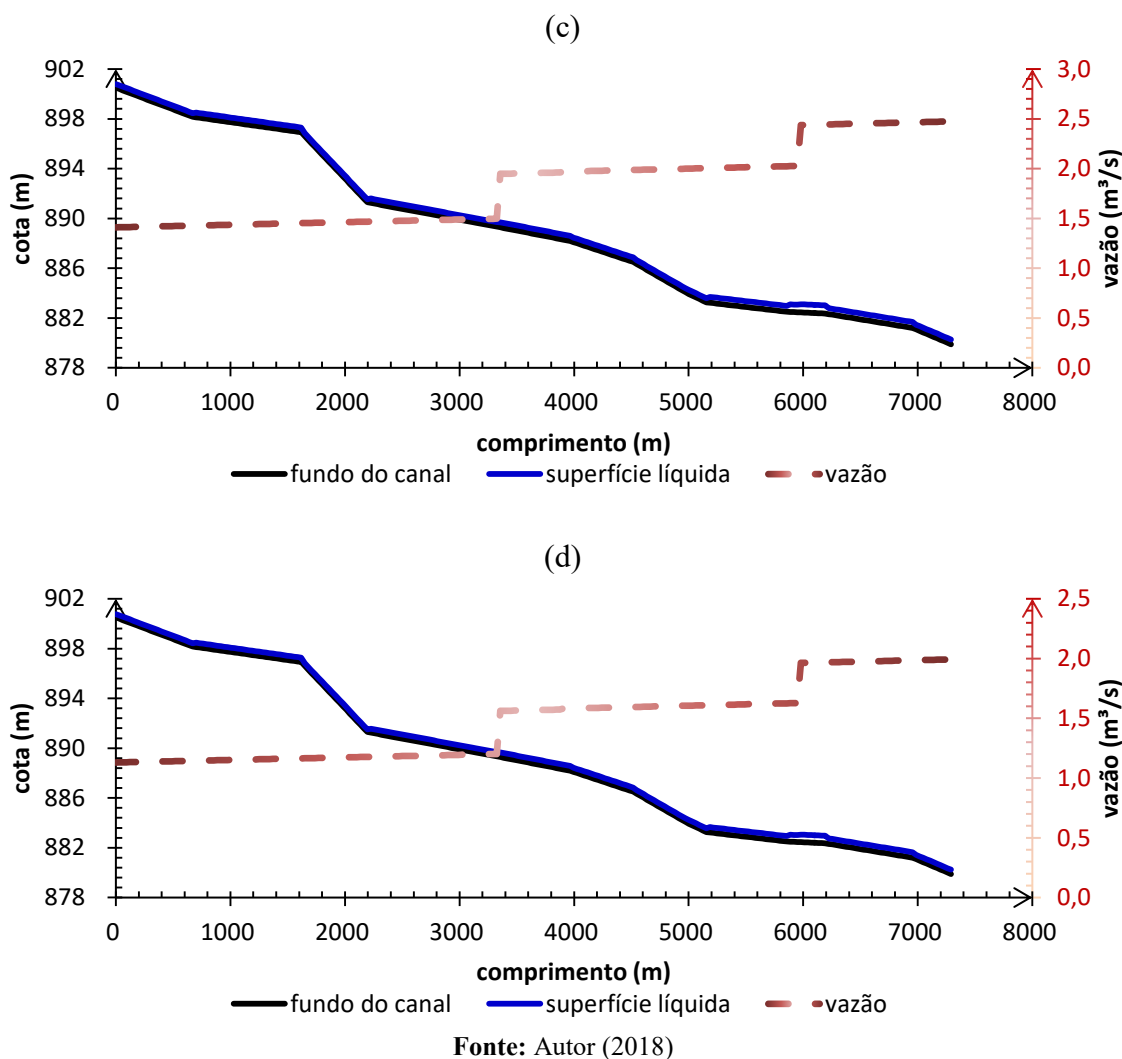
Mês de análise	Pontos 1 e 2	Pontos 2 e 3
Nov/2017	0,0000263	0,0000280
Dez/2017	0,0000214	0,0000228

Fonte: Autor (2018)

A Figura 12 apresenta, no trecho de 7,26 km assumido no processo de calibração do modelo, os perfis de vazão, fundo do canal e superfície líquida.

Figura 12 - Perfis de vazão, fundo do canal e superfície líquida: (a) agosto de 2017; (b) setembro de 2017; (c) novembro de 2017; (d) dezembro de 2017





4.1.3 Cargas pontuais e difusas

Os valores das concentrações das contribuições difusas e do efluente gerado pela ETE encontram-se na Tabela 8. As concentrações das contribuições pontuais dos pontos 1 a 5 (obtidas por meio de análises laboratoriais) são apresentadas nas Tabelas 9 a 12.

Tabela 8 – Concentração e valores dos parâmetros de qualidade do efluente gerado pela ETE e adotados para águas doces – classe 2

Local	OD (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	DBO (mg/L)	E-coli (NMP/10 0mL)
ETE	1,5	3,5	10	5	50	10 ⁶
Água doce – Classe 2	5	0,05	0,1	0,2	5	-

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014); adaptado de Brasil (2005)

Tabela 9 – Concentração e valores dos parâmetros de qualidade da água analisados no laboratório no mês de agosto de 2017

Local	Ponto	OD (mg/L)	Temperatura °C	pH	Condutividade (µS/cm)	Turbidez (UNT)	Fósforo (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	DBO (mg/L)	Sólidos Dis. (mg/L)	E-coli (NMP/100mL)	Cobalto (mg/L)	Ferro (mg/L)	Zinco (mg/L)
Ribeirão do Salitre	1	6,50	17,7	8,80	33	5,1	0,050	0,308	0,005	0,11	7	16	0	0,0491	0,5641	0,1221
	2	6,53	17,8	8,55	68	11,5	0,229	0,283	0,005	0,10	6	34	23	0,1063	0,8442	0,1198
	3	6,53	17,8	8,58	56	6,0	0,250	0,311	0,006	0,28	6	28	15	0,1309	0,9029	0,2326
Córrego Bebedour	4	6,53	17,9	9,17	134	16,4	0,573	0,240	0,003	0,07	4	67	23	0,3599	0,6668	0,1621
Córrego Areia	5	6,53	17,9	8,60	43	5,0	0,069	0,264	0,006	0,60	7	22	9	0,2944	0,9202	0,2987

Fonte: Autor (2018)

Tabela 10 – Concentração e valores dos parâmetros de qualidade da água analisados no laboratório no mês de setembro de 2017

Local	Ponto	OD (mg/L)	Temperatura °C	pH	Condutividade (µS/cm)	Turbidez (UNT)	Fósforo (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	DBO (mg/L)	Sólidos Dis. (mg/L)	E-coli (NMP/100mL)	Cobalto (mg/L)	Ferro (mg/L)	Zinco (mg/L)
Ribeirão do Salitre	1	7,67	19,0	7,05	36	10,6	0,064	0,311	0,006	0,08	6	18	4	0,0573	0,7702	0,0213
	2	7,67	20,5	7,02	81	16	0,223	0,232	0,002	0,07	4	46	0	0,0573	0,6522	0,0449
	3	7,44	20,8	7,11	78	7,9	0,175	0,281	0,008	0,11	7	39	9	0,2004	0,5308	0,2038
Córrego Bebedour	4	7,67	20,8	5,47	104	17	0,586	0,167	0,001	0,05	4	53	0	0,2617	0,5528	0,1230
Córrego Areia	5	6,97	21,1	7,19	42	6,8	0,084	0,140	0,014	0,20	8	21	15	0,3435	0,9736	0,1596

Fonte: Autor (2018)

Tabela 11 – Concentração e valores dos parâmetros de qualidade da água analisados no laboratório no mês de novembro de 2017

Local	Ponto	OD (mg/L)	Temperatura °C	pH	Condutividade (µS/cm)	Turbidez (UNT)	Fósforo (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	DBO (mg/L)	Sólidos Dis. (mg/L)	E-coli (NMP/100mL)	Cobalto (mg/L)	Ferro (mg/L)	Zinco (mg/L)
Ribeirão do Salitre	1	7,11	21,7	5,70	32	23	0,084	0,330	0,007	0,08	4	16	23	0,0736	2,6233	0,1295
	2	7,22	21,4	5,65	62	48	0,171	0,242	0,005	0,07	5	31	75	0,1145	2,3135	0,0935
	3	6,97	21,4	4,58	52	46,5	0,130	0,262	0,011	0,10	5	26	240	0,2249	1,9325	0,1534
Córrego Bebedour	4	7,67	20,9	5,45	95	62	0,307	0,167	0,001	0,05	10	47	240	0,3272	5,0906	0,1598
Córrego Areia	5	6,97	21,3	4,25	45	42,7	0,091	0,220	0,014	0,22	4	22	1100	0,4008	1,1376	0,1503

Fonte: Autor (2018)

Tabela 12 – Concentração e valores dos parâmetros de qualidade da água analisados no laboratório no mês de dezembro de 2017

Local	Ponto	OD (mg/L)	Temperatura °C	pH	Condutividade (µS/cm)	Turbidez (UNT)	Fósforo (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	DBO (mg/L)	Sólidos Dis. (mg/L)	E-coli (NMP/100mL)	Cobalto (mg/L)	Ferro (mg/L)	Zinco (mg/L)
Ribeirão do Salitre	1	7,37	22,2	6,65	27	22	0,076	0,172	0,007	0,09	3	14	23	0,0613	1,7951	0,1345
	2	7,50	21,5	6,58	42	21,8	0,170	0,122	0,006	0,08	3	23	240	0,1431	1,9165	0,1257
	3	7,27	21,7	6,53	40	24	0,124	0,123	0,013	0,15	3	22	1100	0,2372	1,5724	0,1146
Córrego Bebedour	4	6,65	21,2	6,55	123	21,6	0,299	0,033	0,003	0,05	2	60	1100	0,3762	1,3243	0,1187
Córrego Areia	5	7,37	21,7	6,50	39	18	0,093	0,016	0,013	0,45	4	19	1100	0,3681	0,9496	0,1239

Fonte: Autor (2018)

4.2 CALIBRAÇÃO DOS COEFICIENTES

Conforme descrito anteriormente, a calibração dos coeficientes foi realizada por método de tentativa e erro dentro dos intervalos de referência propostos pelo programa QUALI-TOOL.

Tabela 13 apresenta os coeficientes calibrados para os meses de análise.

Tabela 13 – Coeficientes calibrados

Descrição	Unidade	Trecho no Ribeirão Salitre	Período de seca	Período de chuva
K ₂	d ⁻¹	Ponto 1 – Encontro com Córrego Bebedouro (0 – 3340 m)	0,74	38,86
		Encontro com Córrego Bebedouro – ETE (3340 – 3886 m)	1,50	19,41
		ETE – Encontro com Córrego Areia (3886 – 5967 m)	1,51	19,41
		Encontro com Córrego Areia – Ponto 3 (5967 – 7290,49 m)	2,08	3,66
		Ponto 3 – Exutório da bacia (7290,49 – 38623,27 m)	0,50	57,04
S _{d'}	g/m ³ .d	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	0,10	0,2
K _d	d ⁻¹	Ponto 1 – Encontro com Córrego Bebedouro (0 – 3340 m)	0,12	0,12
		Encontro com Córrego Bebedouro – ETE (3340 – 3886 m)	0,13	0,12
		ETE – Encontro com Córrego Areia (3886 – 5967 m)	0,15	0,18
		Encontro com Córrego Areia – Ponto 3 (5967 – 7290,49 m)	0,15	0,15
		Ponto 3 – Exutório da bacia (7290,49 – 38623,27 m)	0,15	0,12
V _{sMO}	m/d	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	0,05	0,05
L _{rd}	g/m ³ .d	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	0,00	0,00
K _{an}	d ⁻¹	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	0,15	0,20
K _{nn}	d ⁻¹	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	0,20	0,50
S _{amon}	g/m ² .d	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	0,00	0,00
V _{sP}	m/d	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	0,02	0,02
K _P	d ⁻¹	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	0,25	0,30
K _b	d ⁻¹	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	1,00	1,00

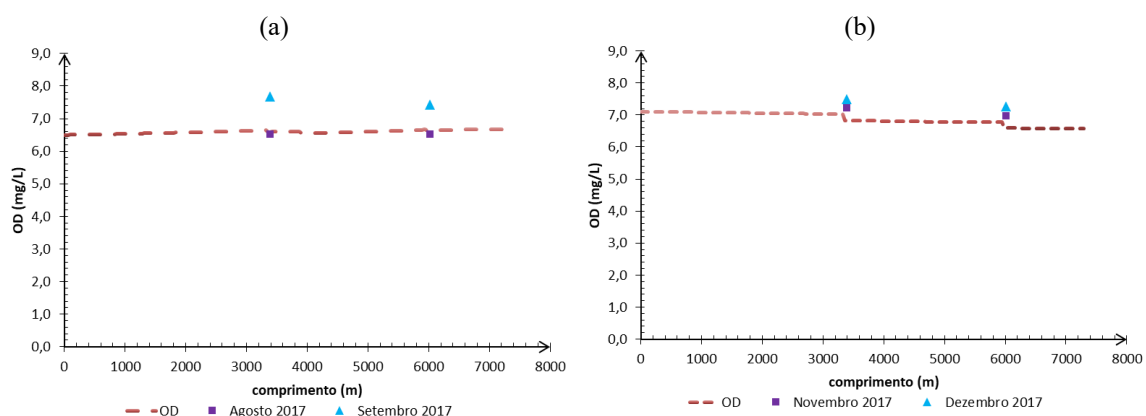
Descrição	Unidade	Trecho no Ribeirão Salitre	Período de seca	Período de chuva
K_{Co}	d^{-1}	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	0,01	0,01
S_{Co}	$g/m^3.d$	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	0,10	0,10
K_{Fe}	d^{-1}	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	0,01	0,01
S_{Fe}	$g/m^3.d$	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	0,10	0,10
K_{Zn}	d^{-1}	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	0,01	0,01
S_{Zn}	$g/m^3.d$	Ponto 1 - Exutório da bacia (0 – 38623,27 m)	0,10	0,10

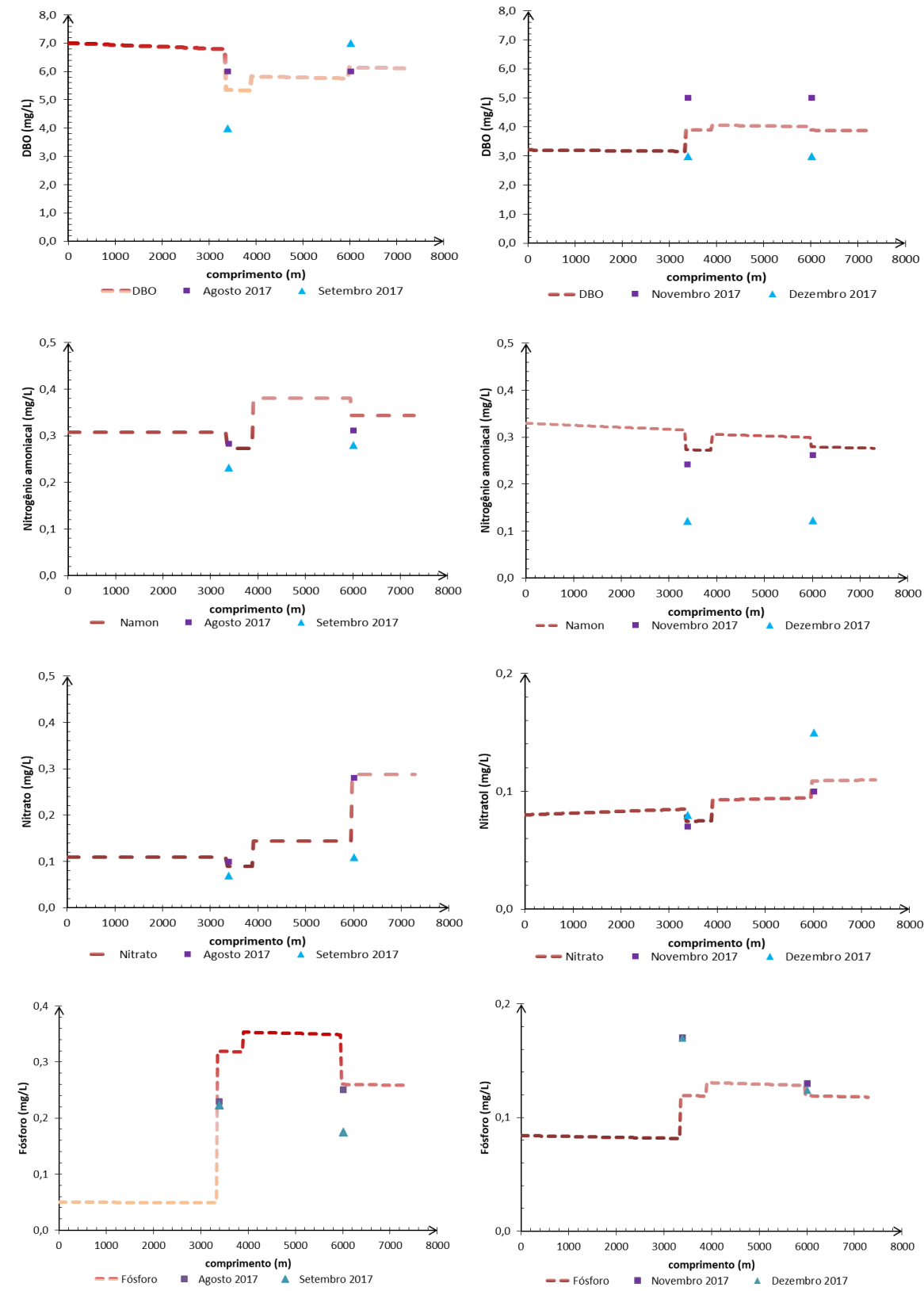
Fonte: Autor (2018)

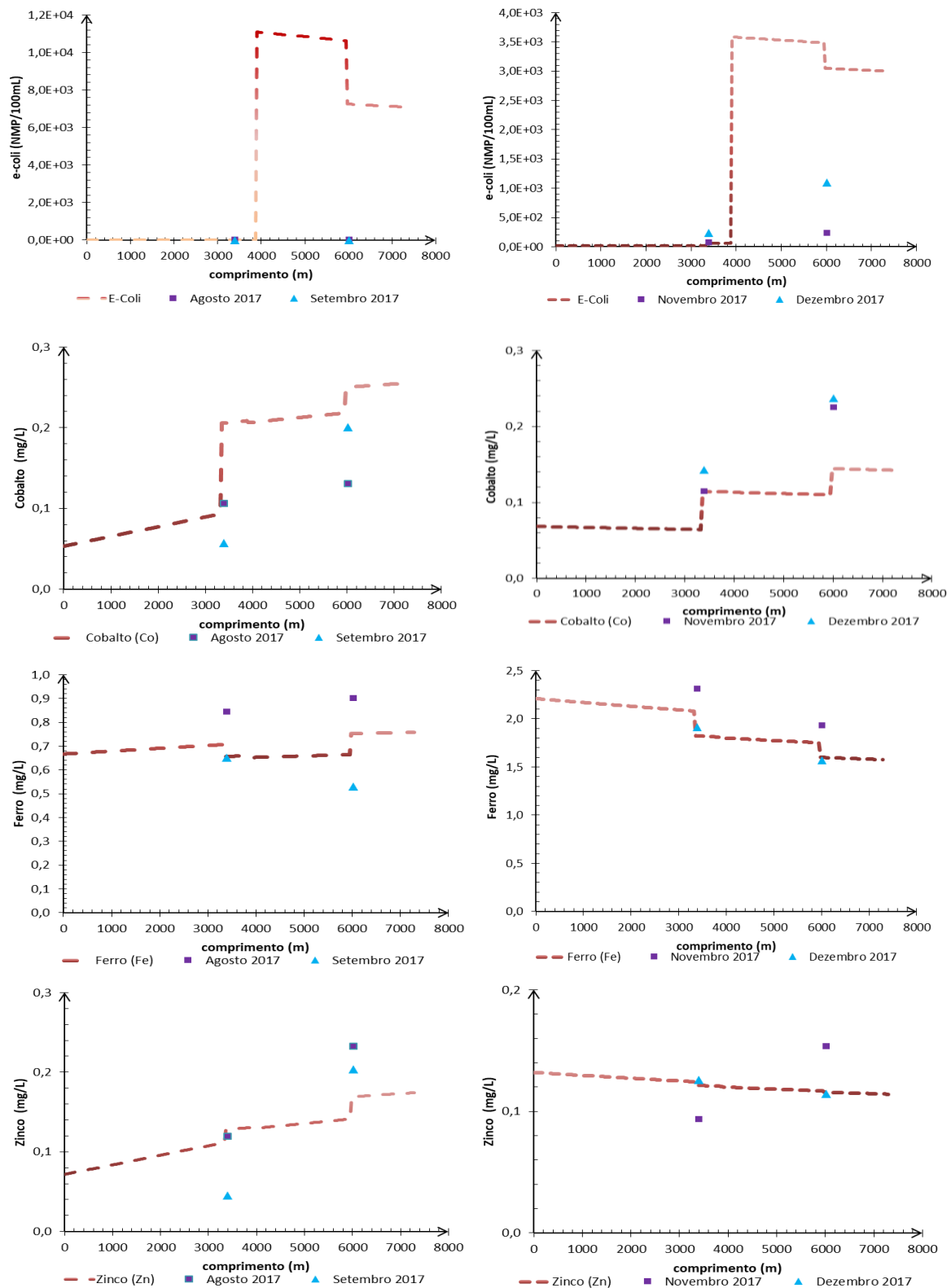
Não houve calibração para os metais cadmo e cobre, uma vez que estes não foram detectados nos ensaios laboratoriais. A calibração de cobalto, ferro e zinco foram baseadas nos coeficientes apresentado por Salla (2016).

A Figura 13 apresenta, ao longo dos 7,26 km ao longo do Ribeirão do Salitre, os dados medidos em campo nos pontos 2 e 3 e os perfis dos parâmetros OD, DBO, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo, E.coli, cobalto, ferro e zinco após o processo de calibração dos coeficientes.

Figura 13 – Dados medidos em campo nos pontos 2 e 3 e os perfis dos parâmetros OD, DBO, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo, E.coli, cobalto, ferro e zinco após o processo de calibração dos coeficientes, sendo: (a) agosto e setembro de 2017; (b) novembro e dezembro de 2017







Fonte: Autor (2018)

Segundo Von Sperling (2014), o coeficiente de reaeração (k_2) para rios vagarosos e rasos deve ser próximo de $0,37 \text{ dia}^{-1}$. Já em Hann et al. (1972) apud TUCCI (2005), o valor de k_2

deverá oscilar entre $0,23 - 0,34 \text{ dia}^{-1}$. Paredes Arquiola et al. (2010) estabelecem o intervalo de $0 - 100 \text{ dia}^{-1}$. As equações da literatura superestimam este coeficiente, independente da época do ano. O valor de k_2 calibrado neste estudo variou entre $0,50 - 57,04 \text{ dia}^{-1}$. Percebe-se que as elevadas vazões no período chuvoso (com elevação da turbulência de superfície) ocasionam o aumento de k_2 .

Fernandes (2016) avaliou o baixo curso do rio Uberabinha em um trecho de 19 km, já Salla et al. (2014) avaliaram o mesmo rio, porém, em um trecho de 48 km que engloba parte do alto, médio e baixo curso. O rio Uberabinha também pertence à bacia hidrográfica do rio Araguari e em alguns trechos apresenta características semelhantes ao ribeirão do Salitre, visto que passa por regiões nas quais o uso e ocupação do solo são relacionados à agricultura e pecuária na região do Triângulo Mineiro. Fernandes (2016) obteve o intervalo de $0,01 - 62,62 \text{ dia}^{-1}$ para a reaeração k_2 , já Salla et al. (2014) obteve $0,08 \text{ dia}^{-1}$ para o mesmo coeficiente.

Ferreira (2014) avaliou o médio e baixo cursos do rio Uberaba (MG), o qual também se localiza na bacia hidrográfica do Rio Araguari em um trecho de 96,1 km e obteve o valor de $1,6 - 4,0 \text{ dia}^{-1}$ para o coeficiente de reaeração.

Formentini (2010) analisou o Rio Vacacaí Mirim (RS) em um trecho de 1,9 km e obteve valores variando entre $12,73 - 30,3 \text{ dia}^{-1}$ para o valor de k_2 , evidenciando superestimativa deste parâmetro frente aos valores propostos por Von Sperling (1996) e Hann et al. (1972) apud TUCCI (2005). Entretanto, Nunes (2008) encontrou k_2 entre $0,07 - 0,42 \text{ dia}^{-1}$ no rio Turvo (MG), os quais se enquadram nos intervalos apresentados pela literatura da área.

Tonon (2014) avaliou a Bacia do Rio Lambari (MG) e no processo de calibração do seu modelo, o coeficiente de reaeração apresentou valores superiores a $1,05 \text{ dia}^{-1}$, não sendo descrito o valor máximo encontrado. Oliveira Filho (2014) analisou o Rio Poti (PI) e encontrou k_2 constante ao longo do trecho analisado, no valor de $3,44 \text{ dia}^{-1}$.

Com base nos valores apresentados, é possível observar uma grande discrepância em função dos valores encontrados para o coeficiente de reaeração, isso ocorre devido principalmente à declividade de fundo e aumento de vazão, as quais aumentam a turbulência no curso de água.

Os valores dos coeficientes de decomposição da matéria orgânica carbonácea (k_d) calibrados ($0,12 - 0,18 \text{ dia}^{-1}$) foram inferiores aos apresentados por Von Sperling (2014), que é de $0,46 - 0,84 \text{ dia}^{-1}$. Entretanto, Paredes Arquiola et al. (2010) estabelece o intervalo de $0,02 - 3,40 \text{ dia}^{-1}$. Fernandes (2016) obteve para a o k_d $0,21 - 0,80 \text{ dia}^{-1}$, Salla et al. (2014) obteve $0,05 - 0,06 \text{ dia}^{-1}$ para o mesmo coeficiente, no mesmo rio. Ferreira (2014) obteve $0,10 - 0,12 \text{ dia}^{-1}$ para o rio Uberaba (MG). Tonon (2014) encontrou k_d de $0,16 \text{ dia}^{-1}$ para o rio Lambari (MG). Já Oliveira Filho (2014) obteve 0,85 para o coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea. De Paula (2011) avaliou o médio e baixo cursos do rio Jordão (MG) em um trecho de 27 km e obteve o coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea - k_d de $0,12 - 0,24 \text{ dia}^{-1}$.

Para nitrificação da amônia (k_{an}), Von Sperling (2014) estabelece o intervalo de $0,15 - 0,25 \text{ dia}^{-1}$, Paredes Arquiola et al. (2010) estabelece a faixa de $0,01 - 1 \text{ dia}^{-1}$, já Brownie et al. (1985) prevê que o mesmo deva ficar entre $0,003 - 0,03 \text{ dia}^{-1}$. O coeficiente calibrado neste trabalho de mestrado para a conversão de amônia em nitrito, foi de $0,15 - 0,20 \text{ dia}^{-1}$, e se encontra dentro do intervalo apresentado por Von Sperling (2014) e Paredes Arquiola et al. (2010).

Fernandes (2016) alcançou para o coeficiente de conversão de amônia em nitrito $0,4 - 0,9 \text{ dia}^{-1}$, Salla et al. (2014) obteve $0,2 - 0,4 \text{ dia}^{-1}$. Ferreira (2014) obteve $0,0005 - 0,01 \text{ dia}^{-1}$ para o rio Uberaba. Já De Paula (2011) $0,15 - 0,25 \text{ dia}^{-1}$ para o Rio Jordão. Tonon (2014) encontrou $0,16 \text{ dia}^{-1}$ para o rio Lambari (MG).

O valor do coeficiente de decaimento do fósforo k_p calibrado ($0,25 - 0,30 \text{ dia}^{-1}$) ficou dentro do intervalo previsto por Von Sperling (2014), que é de $0,2$ a $0,3 \text{ d}^{-1}$, do apresentado por Bowie et al. (1985) que é de $0,001 - 0,80 \text{ dia}^{-1}$ e de Paredes Arquiola et al. (2010) que é $0,01 - 0,7 \text{ dia}^{-1}$. Fernandes (2016) alcançou para o coeficiente de decaimento do fósforo $0 - 0,8 \text{ dia}^{-1}$, Salla et al. (2014) obteve $0,01 \text{ dia}^{-1}$, ambos para o Rio Uberabinha. Ferreira (2014) obteve $0,01 \text{ dia}^{-1}$ para o rio Uberaba. Já De Paula (2011) obteve $0,2 - 0,3 \text{ dia}^{-1}$ para o Rio Jordão. Tonon (2014) encontrou k_p de $0,7 \text{ dia}^{-1}$.

Comparando os coeficientes calibrados com de outros autores, é possível encontrar semelhanças maiores nos cursos de água que apresentam declividade próximas, vazão na mesma ordem de grandeza e área de uso e ocupação similares, uma vez que estas

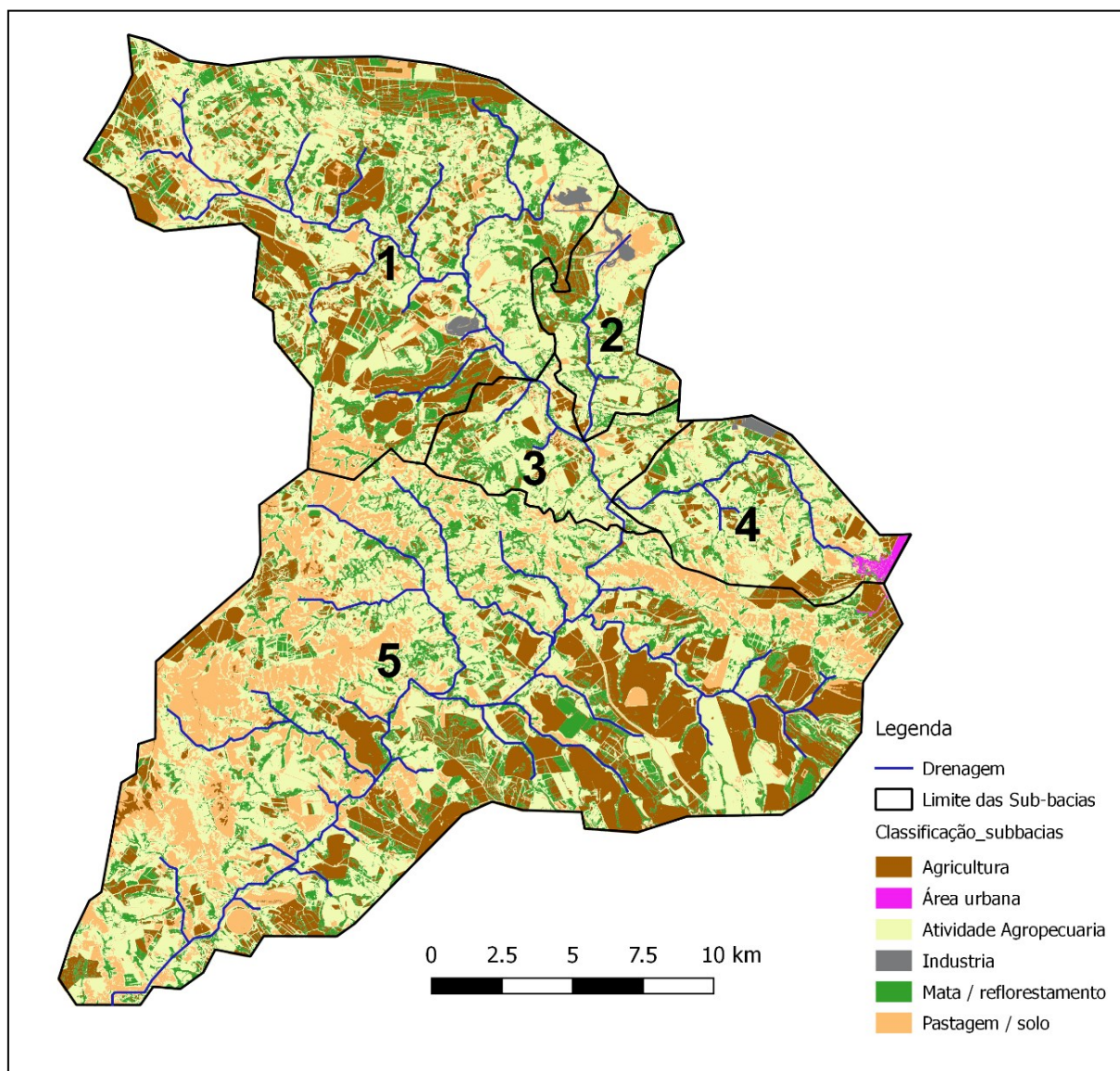
características influenciam diretamente na autodepuração dos rios e concentração de poluentes.

A comparação entre os coeficientes (k_2 , k_d , k_{an} e k_p) obtidos por Fernandes (2016) e Salla et al. (2014) com os obtidos nesta pesquisa de mestrado mostra maior semelhança com Fernandes (2016). Um dos possíveis motivos para a maior discrepância dos resultados obtidos com Salla et al. (2014) pode ser a fonte dos dados monitorados, visto que este utiliza valores fornecidos por empresa contratada pela autarquia de água e esgoto municipal e pelo Instituto de Gestão das Águas Mineiras. Já Fernandes (2016) utilizou dados próprios medidos em campo, assim como feito nesta pesquisa de mestrado.

Os coeficientes calibrados de Ferreira (2014) apresentaram grande discrepância com o presente estudo. A possível causa é que foram realizadas medições dos parâmetros de qualidade da água em trabalho em apenas dois afluentes do rio Uberaba, e os demais foram estimados. Já coeficientes calibrados De Paula (2011) apresentaram grande aproximação com os resultados deste trabalho. Assim como o Ribeirão do Salitre, o rio Jordão atravessa regiões de agricultura e pecuária e está inserido na bacia hidrográfica do Rio Araguari.

4.3 CENÁRIOS ANALISADOS

A Figura 14 apresenta o mapeamento atual dos principais tipos de uso e cobertura do solo na sub-bacia do Ribeirão do Salitre, além das 5 sub-bacias definidas nas análises dos cenários.

Figura 14 – Uso e ocupação do solo nas 5 sub-bacias no Ribeirão do Salitre

Fonte: Autor (2018)

A Tabela 14 apresenta atualmente a área em função do tipo e ocupação do solo na sub-bacia do Ribeirão do Salitre.

Tabela 14 – Área em função do tipo e ocupação do solo

Uso do solo	Área (km ²)
Atividade agropecuária	229,98
Agricultura	157,36
Mata/reflorestamento	106,37
Campo/cerrado	100,36
Atividade industrial/ mineração	2,61
Área urbana	1,02

Fonte: Autor (2018)

De posse dos valores das áreas em função do tipo e ocupação do solo, é possível concluir que as contribuições de poluentes estão relacionadas principalmente a atividades do agronegócio, visto que além de possuírem as maiores ocupações da bacia analisada, apresentam elevados coeficientes de geração de cargas. A Tabela 15 apresenta as áreas (em km²) e as porcentagens do uso e ocupação do solo para cada cenário.

Tabela 15 – Áreas de acordo com o uso e ocupação do solo utilizado para avaliação dos cenários (km²)

Cenário	Atividade agropecuária	Agricultura	Mata/ Reflorestamento	Campo/ cerrado	Atividade industrial/ mineração	Área urbana
I	221,55	151,59	123,84	96,68	3,01	1,02
	37,07%	25,36%	20,72%	16,18%	0,50%	0,17%
II	221,20	151,35	123,84	96,53	3,76	1,02
	37,01%	25,32%	20,72%	16,15%	0,63%	0,17%
III	220,61	150,95	123,84	96,27	5,01	1,02
	36,91%	25,25%	20,72%	16,11%	0,84%	0,17%
IV	327,48	140,35	123,84	0,00	5,01	1,02
	54,79%	23,48%	20,72%	0,00%	0,84%	0,17%
V	140,35	327,48	123,84	0,00	5,01	1,02
	23,48%	54,79%	20,72%	0,00%	0,84%	0,17%
VI	0,00	467,83	123,84	0,00	5,01	1,02
	0,00%	79,27%	20,72%	0,00%	0,84%	0,17%

Fonte: Autor (2018)

Com base no cálculo de área feito nesta pesquisa de mestrado, na região da sub-bacia do Ribeirão do Salitre deveria haver uma área mínima de 123,84 km² destinado a mata,

entretanto detectou-se uma área de 106,37 km². Para todas as simulações foi considerada a área mínima exigida por lei.

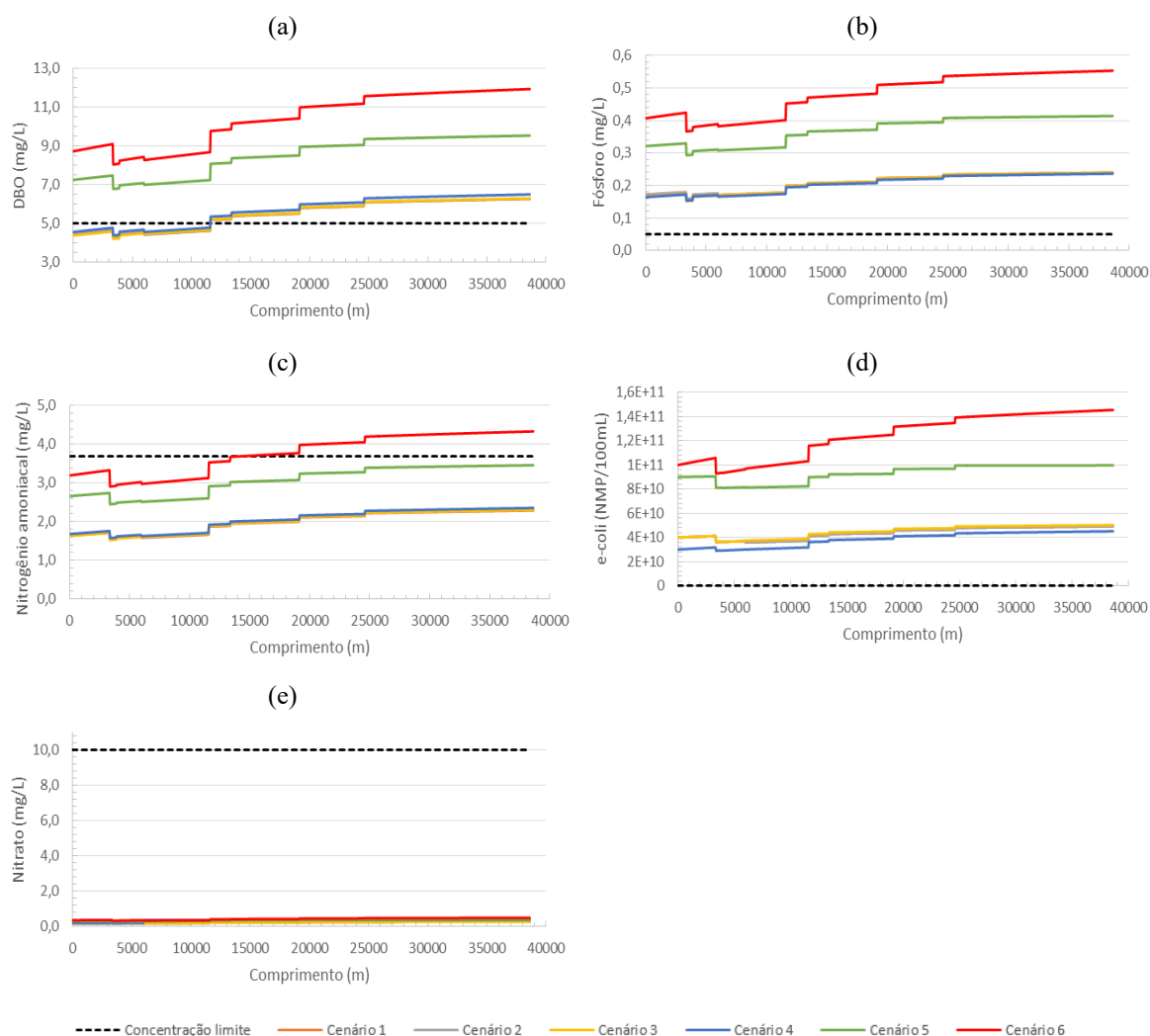
A partir dos cenários descritos na metodologia, analisou-se as consequências das alterações causadas pelas mudanças do uso e ocupação do solo. Nos cenários 1, 2 e 3, é possível avaliar a influência que o avanço da atividade de mineração, já autorizada a explorar a região de estudo, causará na qualidade da água. Já os cenários 4, 5 e 6 buscaram avaliar o crescimento das atividades de agropecuária e agricultura na região quando a atividade de mineração já tiver atingido sua área total de exploração. A Figura 15 apresenta os perfis de concentração dos parâmetros de qualidade em todos os cenários, além do que apresenta o limite de concentração definido pela Resolução CONAMA 357:2005.

As curvas de concentração para os parâmetros analisados ficaram praticamente sobrepostas para os cenários 1, 2 e 3. Esta sobreposição permite concluir que as concentrações dos parâmetros analisados foram pouco influenciadas em função do crescimento da mineração se as proporções das demais áreas forem mantidas.

A concentração da demanda bioquímica de oxigênio máxima recomendada para o tipo de classe do Ribeirão do Salitre é de 5 mg/L, entretanto, com as simulações, os cenários avaliados apresentaram concentrações superiores a este valor. Nos cenários 1, 2, 3 e 4, até o comprimento 11,5 km, as concentrações de DBO apresentaram-se abaixo do máximo recomendado, visto que na quilometragem 11,5 ocorre o lançamento pontual da sub-bacia 5. A partir dessa distância, as concentrações apresentaram valores superiores a 5mg/L.

Durante a estação de chuva, o pH do Ribeirão apresentou valores inferiores a 7,5. Como as simulações estão sendo feitas para o período de chuva, uma vez que nesta época ocorre maior aumento da concentração de elementos na água, o limite da concentração de nitrogênio amoniacal para rios de classe 2 é de 3,7 mg/L. Apenas para o cenário 6, após a distância de 14,7 km, a concentração de nitrogênio amoniacal supera o máximo permitido. A partir dessa distância, deve-se avaliar as consequências dessas concentrações, uma vez que amônia é tóxica para a fauna aquática.

Figura 15 – Perfis de concentração dos parâmetros de qualidade e limite de concentração definido pela Resolução CONAMA 357:2005: (a) DBO; (b) fósforo; (c) nitrogênio amoniacal; (d) E.coli; (e) nitrato



Fonte: Autor (2018)

A concentração de nitrato para os cenários analisados apresentou valores inferiores ao limite estabelecido para esse nutriente em função da classe do rio, o qual é de 10 mg/L, e a maior concentração nos casos analisados foi de 0,488 mg/L.

Segundo Brasil (2005), em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, a concentração de fósforo total deve ser de até 0,050 mg/L. Nos cenários analisados a concentração de fósforo superou o limite estabelecido.

A concentração de E.coli nas curvas de concentração dos cenários analisados mostra que a todo momento apresenta-se valores superiores ao limite da classe do rio, que é de 1000 NMP/100mL.

CAPÍTULO 5

CONCLUSÃO

A calibração dos coeficientes de reações bioquímicas apresentou ajustes satisfatórios entre os valores medidos e simulados para os parâmetros oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo total, cobalto, ferro e zinco. A calibração do parâmetro E.coli foi o que apresentou maior diferença entre o calibrado e o medido, uma forma de amenizar esta diferença seria a análise do efluente gerado pela ETE de Salitre de Minas em substituição aos valores adotados da literatura.

A partir das análises foi possível constatar que, com a expansão da atividade de mineração, a qualidade da água não terá grandes alterações se forem mantidas as proporções existentes de agricultura e pecuária. Entretanto, se toda a região da sub-bacia do Ribeirão do Salitre eliminar as atividades agropecuárias e transformar toda a área em atividade agrícolas, a qualidade da água será prejudicada, principalmente para os parâmetros DBO, nitrogênio e fósforo.

O programa MQUAL não especifica os tipos de atividade industrial utilizados na estimativa da carga de nutrientes gerada. Recomenda-se, em novas pesquisas, a verificação dos coeficientes em atividades industriais de mineração.

Contudo, considera-se a metodologia aplicada neste trabalho, tanto na coleta, análise laboratorial e processo de modelagem matemática, eficaz para a determinação dos resultados almejados. Recomenda-se o contínuo monitoramento da área, visto que a região analisada apresenta transformação no uso e ocupação do solo, bem como aumentar o período de coleta de amostras de água, o que possibilitará validar a modelo de qualidade da água no ribeirão do Salitre.

REFERÊNCIAS

ALBERTIN, Liliane Lazzari; MAUAD, Frederico Fábio; DANIEL, Luiz Antônio. Uso de Simulação Computacional para Planejamento de um Sistema Hídrico: Estudo de Caso Qualitativo e Quantitativo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [S.l.], v. 11, n. 4, p. 209-219, out. 2006. Disponível em: <<https://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=1&ID=22&SUMARIO=335>>. Acesso em: 07 fev. 2018.

ANA, Agência Nacional de Águas. **Portal da qualidade das águas**. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/rede-nacional-introducao.aspx#>>. Acesso em: 09 abr. 2017.

ANDRADE, L. N. Autodepuração dos corpos d'água. **Revista da Biologia**, Vitória, ES, v. 5, dez. 2010. Disponível em: <<http://www.ib.usp.br/revista/>>. Acesso em: 06 jun. 2016.

ANDREU, Joaquín; CAPILLA, José. AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. **Journal of Hydrology**, [S.L.], v. 177, n. 3-4, jul. 1996.

ARAUJO, Ronaldo S. et al. Water resource management: A comparative evaluation of Brazil, Rio de Janeiro, the European Union, and Portugal. **Science of the Total Environment**, v. 511, p. 815-828, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9251**: Água - Determinação do pH - Método eletrométrico - Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1986. 3 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10559**: Águas - Determinação de oxigênio dissolvido - Método iodométrico de winkler e suas modificações. Rio de Janeiro, 1988. 11 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10560**: Águas - Determinação de nitrogênio amoniacal - Métodos de nesslerização, fenato e titulométrico. Rio de Janeiro, 1988. 14 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12619**: Águas - Determinação de nitrito - Método de sulfanilamida e N-(1-Naftil) - Etilenodiamina - Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1992. 4 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12620**: Águas - Determinação de nitrato - Métodos do ácido cromotrópico e do ácido fenoldissulfônico - Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1992. 5 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12772**: Água - Determinação de fósforo. Rio de Janeiro, 1992. 9 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13809**: Água - Tratamento preliminar de amostras para determinação de metais - Método da espectrometria de absorção atômica/emissão em chama. Rio de Janeiro, 1997. 8 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14340**: Água - Determinação da condutividade e da resistividade elétrica. Rio de Janeiro, 1999. 3 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 17025**: Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração. Rio de Janeiro, 2017. 32 p.

ASSUNÇÃO, Washington Luiz; BRITO, Jorge Luís Silva; SOARES, Dayane Zandonadi. Distribuição espacial das chuvas na bacia do rio Araguari (MG). **VII Simpósio Brasileiro de Climatologia Geográfica**, Rondonópolis - MT, ago. 2006.

ATLAS DAS ÁGUA. **Atlas digital das águas de minas**. Disponível em: <http://www.atlasdasaguas.ufv.br/atlas_digital_das_aguas_de_minas_gerais.html>. Acesso em: 28 out. 2016.

BIOLUGAR. **Fontes poluidoras aquáticas**. Disponível em: <<http://7fbiolugar.blogspot.com.br/2012/06/fontes-de-poluicao-aquatica.html>>. Acesso em: 22 jan. 2017.

BOWIE, L. G. et al. **Rates constants and kinetics formulations in surface water quality modeling**. 2 ed. EPA, 1985.

BRAGA, Benedito. et al. **Introdução à engenharia ambiental o desafio do desenvolvimento sustentável**: O desafio do desenvolvimento sustentável. 2 ed. Pearson: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Resolução n. 357, de 11 de mar. 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. **CONAMA 357/05**. [S.l.], p. 58-63, mar. 2005.

BRASIL. Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **CONAMA 430/11**. [S.l.], p. 89-98, maio. 2011.

BRASIL. Lei n. 7.802, de 11 de jul. de 1989. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a

classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, serão regidos por esta Lei. Brasília, jul. 1989.

BRASIL. Lei n. 9.433, de 08 de jan. de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Da Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília.** Brasília, jan. 1997.

BRASIL. Lei n. 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. **Código Florestal.** Brasília, maio. 2012.

Campos, H. M.; VON SPERLING, Marcos. Estimation of domestic wastewater characteristics in a developing country based on sócio-economic variables. **Water Science Technology.** v. 34, p. 71-77, 1996.
<https://doi.org/10.2166/wst.1996.0418>

CBH ARAGUARI. **Cbh araguari.** Disponível em: <<https://www.cbharaguari.org.br>>. Acesso em: 14 set. 2017.

CHAPRA, Steven C. **Surface water-quality modeling.** Long Grove, Ill.: Waveland Press, 1997.

CLIMA: Serra do Salitre. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/location/176254/>>. Acesso em: 25 set. 2017

CLIMATE-DATA.ORG. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/location/24991/>>. Acesso em: 17 nov. 2017.

COPASA SA. **Copasa.** Disponível em: <<http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/>>. Acesso em: 02 jul. 2017.

COSTA, Daniel Jadyr Leite; TEIXEIRA, Denilson. Aplicação de modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do Ribeirão do Ouro, Araraquara-SP. **Revista Uniara,** [S.L], v. 13, n. 1, jun. 2010.

CUNHA, José Marcos Pinto da. Migração e urbanização no Brasil: alguns desafios metodológicos para análise. **São Paulo em perspectiva,** São Paulo, v. 19, n. 4, oct./ dec. 2005.

DIREÇÃO do Daepa afirma que ETE de Salitre de Minas será inaugurada nas próximas semanas. Disponível em: <<https://www.patrocinioonline.com.br/noticia/direcao-do-daepa-afirma-que-ete-de-salitre-de-minas-sera-inaugurada-nas-proximas-semanas-3445.html>>. Acesso em: 20 jan. 2018.

DRAKE, Jennifer.; BRADFORD, Andrea.; JOY, Doug. Application of HEC-RAS 4.0 temperature model to estimate groundwater contributions to Swan Creek, Ontario, Canada. **Journal of Hydrology**, [S.l.], v. 389, p. 390-398, ago. 2010.

ECYCLE. **Ciclo do fósforo: entenda como funciona, quais benefícios proporciona e as influências da atividade humana sobre ele.** Disponível em: <<http://www.ecycle.com.br/component/content/article/63/3204-ciclo-do-fosforo-o-que-e-biogeoquimico-fosfato-fertilizantes-nitrogenio-eutrofizacao-rochas-sedimentar-p-ion-fosfato-fluxo-biomassa-microbiana-solubilizacao-inorganico-fungos-micorizicos-mineralizacao-problemas.html>>. Acesso em: 04 jul. 2017.

FARIA, Fernando Costa; JORDÃO, Luciene de Fátima Alvarenga. **Resumo Executivo do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do rio Araguari.** Monte Carmelo: Monte Plan Ltda, 2011. 120 p. Disponível em: <https://www.cbharaguari.org.br/uploads/1_o_comite/3_legislacao/1_plano_diretor_bacia/17_resumo_executivo_pdrh_araguari.pdf>. Acesso em: 25 set. 2017.

FERNANDES, Luciano Eduardo. **Ajuste de coeficientes integrantes de processos físicos e bioquímicos na autodepuração em curso de médio porte.** 2016. 145 f. Dissertação (Engenharia Civil), Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2016.

FERREIRA, Andrezza Marques. **Capacidade de autodepuração nos cursos médio e baixo do rio Uberaba, UPGRH-GD8.** 2014. 134 f. Dissertação (Engenharia Civil), Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.

FERREIRA, Vanderlei de Oliveira. Análise de tendências em séries pluviométricas: algumas possibilidades metodológicas. **Revista Geonorte**, [S.L], v. 1, n. 5, p. 317 - 324, jun. 2012.

FORMENTINI, Thiago Augusto. **Coeficientes de desoxigenação e de reaeração superficial em trechos do rio Vacacaí Mirim.** 91p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil. 2010.

IB USP. **Ciclo do carbono.** Disponível em: <<http://www.ib.usp.br/~delitti/projeto/rhavena/index.htm#topo>>. Acesso em: 12 jul. 2017.

IBGE. **IBGE/ Brasil em síntese.** Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br>>. Acesso em: 31 mar. 2017.

ISHERWOOD, K. F. **Mineral Fertilizer Use and the Environment.** Paris: International Fertilizer Industry Association, 2010. 63 p. Disponível em: <http://www.anda.org.br/multimedia/fertilizantes_meio_ambiente.pdf>. Acesso em: 04 set. 2017.

JÚNIOR, Antenor Rodrigues Barbosa. **Elementos de Hidrologia Aplicada.** Ouro Preto, 2016. (Apostila)

JHUNIOR, Hélio Correia da Silva. **Otimização do aproveitamento hídrico superficial da bacia hidrográfica do rio Araguari, Triângulo Mineiro**. 2017. 117 f. Dissertação (Engenharia Civil), Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2017.

KAINI, Prakash.; ARKITA, Kim.; NICKLOW, John W. Optimizing structural best management practices using SWAT and genetic algorithm to improve water quality goals. **Journal os Water Resources Planning and Management**, v. 26, p. 1827-1845, 2012.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3 ed. Campinas: Átomo, 2010. 494 p.

LIMA, Eveline Vale de Andrade. **Aplicação do modelo matemático de Streeter-Phelps na análise de concessão de outorga de lançamento de efluente em rios naturais**. 2011. 96f. Dissertação (Engenharia Civil), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

LIU, Biu.; SPEED, Robert. Water Resouces Management in the People's Republic of China. **International Journal of Water Resources Development**, v. 25, n. 2, p. 193-208, 2009. <https://doi.org/10.1080/07900620902868596>

LUYIGA, Suzan. et al. **Impact evaluation tools and decision support system for environmental impact assessment**. Cairo - Egypt: NBCBN-SEC, 2010. 121 p.

MACHADO, Enéas; PORTO, Monica; KAVISKI, Eloy. Otimização de sistemas regionais de tratamento de efluente através de simulação Monte Carlo e da metaheurística do recozimento simulado. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 3, p. 29-38, 2012. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v17n3.p29-38>

MAGALHÃES, Ariel. Ali Bento; SALLA, Marcio Ricardo; FILHO, José. Eduardo Alamy. **Manual do Usuário QUALI-TOOL: Uma ferramenta gráfica-interativa para simulação da qualidade da água em ambientes lóticos**. Uberlandia: [s.n.], 2017. 36 p. Acesso em: 04 jul. 2017.

MORUZZI, Rodrigo Braga. et al. Avaliação de Cargas Difusas e Simulação de Autodepuração no Córrego da Água Branca, Itirapina (SP). **Geociências**, São Paulo, 2012. V. 31, n 3, p. 447 - 458.

NAKAMURA, Marcela Soliz. **Modelación y análisis de calidad Del Río Atibaia en el tramo entre El punto de captación de la ciudad de Atibaia y el punto de vertido de la ciudad de Paulínia (São Paulo - Brasil)**. 2010. 139 f. Dissertação (Engenharia Hidráulica e Meio Ambiente), Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, Espanha, 2010.

NUNES, Daniele Gonçalves. **Modelagem da autodepuração e qualidade da água do rio Turvo Sujo**. 2008. 118 f. Dissertação (Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

OLIVEIRA FILHO, Antonio Alves. **Modelagem da qualidade da água do rio Poti**. 93p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Ceará, CE, Brasil. 2014.

OLIVEIRA, Fabiana Gonçalves Carvalho; SARDINHA, Diego de Souza. Avaliação das cargas difusas na bacia do córrego da Ariranha, Poços de Caldas - MG, utilizando o modelo MQUAL 1.5. **XII Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas**, Poços de Caldas - MG, maio. 2014.

PALIWAL, Ritu; SHARMA, Prateek.; KANSAL, Arun. Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS. **Journal of Environmental Management**, [S.l.], v. 83, n. 2, p. 131-144, abr. 2007.

PAREDES-ARQUIOLA, Javier. et al. Water quantity and quality models applied to the Jucar river basin, Spain. **Journal of water resources planning and management**, v.24, n.11, p. 2759-2779, 2010.

PAULA, Liliane Magnavaca de. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do rio Jordão, Araguari (MG)**. 2017. 196 f. Dissertação (Engenharia Civil), Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2011.

PORTO, Rodrigo de Melo. **Hidráulica Básica**. 4. ed. São Carlos - SP: EESC/USP, 2006. 519 p.

PREFEITURA DE PATROCÍNIO: Informações sobre o município. Disponível em: <<http://www.patrocinio.mg.gov.br/pm/index.php/municipio/informacoes-sobre-o-municipio>>. Acesso em: 25 set. 2017.

PREFEITURA SERRA DO SALITRE: Município. Disponível em: <<https://serradosalitre.mg.gov.br/municipio/>>. Acesso em: 25 set. 2017.

RICKLEFS, Robert. **A economia da natureza**. 6 ed. [S.L.]: Guanabara Koogan, 2010.

SÁ, Cláudio Pereira. **Calibração automática de modelos ecológicos baseados em equações diferenciais ordinárias utilizando algoritmos genéricos**. 2003. 271 f. Tese (Doutorado Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

SANÁGUA, Análises Químicas e Ambientais. **O Histórico dos Agrotóxicos: Os Agrotóxicos e a Indústria Química**. Disponível em: <<http://sanagua.com.br>>. Acesso em: 22 ago. 2017.

SALLA, Marcio. Ricardo. et al. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Uberlândia, v. 18, n. 2, p. 105-114, abr./jun. 2013.
<https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000200002>

SALLA, Marcio Ricardo. et al. Integrated modeling of water quantity and quality in the Araguari River basin, Brazil. **Lat. Am. J. Aquat. Res**, [S.L], v. 42, n. 1, p. 224-244, jan. 2014.

SALLA, Marcio Ricardo. et al. Self –cleaning ability of the middle and lower courses of the Uberaba river, UPGRH-GD8. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, [S.L], v. 8, n. 1, p. 118-133, jan. 2014.

SALLA, Marcio Ricrado et al. Sistema de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do rio Uberabinha, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [S.L], v. 19, n. 1, p. 189-204, jan. /mar. 2014.

SALLA, Marcio Ricardo et al. Importance of calibration for mathematical modeling of self-purification of lotic environments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [S.L], v. 28, n. 27, jan. 2016.

SANTORO, Mariana Coelho. **Modelos de otimização para determinação de eficiências de sistemas de tratamento de efluentes sanitários em escala de bacia hidrográfica**. 2016. 128 f. Dissertação (Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.

SILVA, Maytê Maria Abreu Pires de Melo.; FARIA, Sergio Donizete; MOURA, Priscilla Macedo. Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Piracicaba (MG). **Engenharia Sanitária Ambiental**, [S.L], v. 22, n. 1, p. 133-143, jan. /fev. 2017.

SILVA, Nayara Grasielle Marques. **Modelagem da qualidade da água no trecho de vazão reduzida (TVR) do aproveitamento hidrelétrico de Capim Branco I no rio Araguari – MG**. 2007. 134 f. Dissertação (Engenharia Civil), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

SMA, Secretaria de Estado do Meio Ambiente Estado de São Paulo. **Elaboração do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings**. São Paulo: [s.n.], 2010. 274 p.

SOUZA, Antônio Eleutério; FONSECA, David Siqueira. **Fosfato**. Disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/outras-publicacoes-1/7-2-fosfato>>. Acesso em: 22 maio 2018.

SSRH, Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. **Avaliação de Poluição Proveniente de Fontes Difusas na Área de Influência do Sistema Produtor Alto Tietê - SPAT - Reservatórios Taiaçupeba, Jundiá, Biritiba, Ponte Nova e Paraitinga**. São Paulo: Prime Engenharia & Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica, abril de 2016. 236 p.

SULIS, Andrea; SECHI, Giovanni. M. Comparison of generic simulation models for water resource systems. **Environmental Modelling & Software**, [S.L], v. 40, p. Environmental Modelling & Software, fev. 2013.

SUPRAM – TM/AP, Superintendência Regional de Regularização Ambiental. **Licença de Instalação Corretiva (LIC): Licenciamento Ambiental PA COPAM: 17414/2007/007/2015**. Uberlândia: Governo do Estado de Minas Gerais, 2015. 106 p.

TEODORO, Anderson. et al. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFGM: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 3, p. 275-288, jul. 2013.

TERCINI, João Rafael Bergamaschi. **Modelagem da qualidade da água integrando rio e reservatório**. 2014. 117 f. Dissertação (Engenharia Hidráulica e Ambiental), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

TONON, Kesse. **Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos Streeter-Phelps e QUAL-UFGM na bacia do rio Lambari – Poços de Caldas (MG)**. 168p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Alfenas, MG, Brasil. 2014.

TUCCI, Carlos. E. M. **Modelos Hidrológicos**. Colaboração da Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH). 2. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.

VEIGA, Lilian Bechara Elabras.; MAGRINI, Alessandra. The Brazilian Water Resources Management Policy: Fifteen Years of Success and Challenges. **Water Resources Management**. Springer, p 2287-2302, 2013.

VON SPERLING, Marcos. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 7 ed. Belo Horizonte: UFGM, 2005. 558 p.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 4 ed. Belo Horizonte: UFGM, 2014. 452 p.

ZHANG, Ruibin. et al. Selection of optimal river water quality improvement programs using QUAL2K: A case study of Taihu Lake Basin, China. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 431, p. 278-285, ago. 2012.