

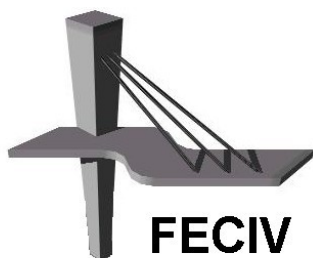


UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Dissertação DE MESTRADO

**MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA NO
RIO SÃO MARCOS, SITUADO NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO ALTO PARANÁ**

NATHÁLIA BARCELOS CUNHA



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



Nathália Barcelos Cunha

**MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA NO RIO
SÃO MARCOS, SITUADO NA BACIA HIDROGRÁFICA
DO ALTO PARANÁ**

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**.

Orientador: Marcio Ricardo Salla

Uberlândia, 21 de janeiro de 2019

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

C972m Cunha, Nathália Barcelos, 1992-
2019 Modelagem da qualidade de água no Rio São Marcos, situado na
Bacia Hidrográfica ao Alto Paraná [recurso eletrônico] / Nathália
Barcelos Cunha. - 2019.

Orientador: Marcio Ricardo Salla.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil.
Modo de acesso: Internet.
Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2019.49>
Inclui bibliografia.
Inclui ilustrações.

1. Engenharia civil. 2. Água - Qualidade. 3. Bacia do Alto Paraná.
4. Calibração. 5. Análise de sensibilidade. I. Salla, Marcio Ricardo,
1976-, (Orient.). II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Civil. III. Título.

CDU: 624



ATA

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

ATA Nº: 231/2019

CANDIDATO: Nathália Barcelos Cunha

Nº. Matrícula: 11622ECV012

ORIENTADOR: Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla

TÍTULO: “Calibração de modelo de qualidade de água no rio São Marcos, situado na Bacia Hidrográfica do Alto Paraná”.

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

LINHA DE PESQUISA: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

PROJETO DE PESQUISA: Otimização do aproveitamento hídrico na bacia do rio São Marcos: conflitos de interesse na quantidade e qualidade da água.

DATA DA DEFESA: 21 de janeiro de 2019

LOCAL: Sala de Reuniões Prof. Márcio Antônio Ribeiro da Silva, bloco 1Y.

HORÁRIO INÍCIO/TÉRMINO: 10:00h/12:45h

Reuniu-se na **Sala de Reuniões Prof. Márcio Antônio Ribeiro da Silva, bloco 1Y - Campus Santa Mônica** da Universidade Federal de Uberlândia, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do PPGE, assim composta pelos professores doutores: **Ismarley Lage Horta Moraes – FECIV/UFU; Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves – ICTE/UFTM e Marcio Ricardo Salla – FECIV/UFU**, orientador da candidata. Ressalta-se que todos os membros da banca participaram da defesa in loco.

Iniciando os trabalhos o presidente da mesa **Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla**, apresentou a Comissão Examinadora e concedeu à discente a palavra para a exposição do trabalho. A seguir, o senhor presidente concedeu a palavra aos examinadores, que passaram a arguir a candidata. Ultimada a arguição, a Banca, em sessão secreta, atribuiu os conceitos finais. Em face do resultado obtido, a Banca Examinadora considerou a candidata **APROVADA**. 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.

Membros titulares:

Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla – FECIV/UFU

Prof. Dr. Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves – ICTE/UFTM

Prof. Dr. Ismarley Lage Horta Moraes – FECIV/UFU



Documento assinado eletronicamente por **Marcio Ricardo Salla, Professor(a) do Magistério Superior**, em 21/01/2019, às 12:51, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ismarley Lage Horta Moraes, Professor(a) do Magistério Superior**, em 21/01/2019, às 12:54, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **JULIO CESAR DE SOUZA INACIO GONCALVES, Usuário Externo**, em 21/01/2019, às 12:56, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0947039** e o código CRC **6750F184**.

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me concedido o dom da vida e por ter proporcionado fé, saúde e sabedoria.

Ao meu pai, Norival, por ser um verdadeiro exemplo de pai, sempre preocupado em zelar bem de sua família e proporcionar amor, carinho e conselhos valiosos. À minha mãe, Thiana, por ser a minha verdadeira amiga, minha guerreira, minha inspiração, por estar sempre me apoiando e dando palavras de apoio para superar as adversidades da vida e, além do mais, por demonstrar o amor puro de mãe em todas as suas atitudes. Hoje, tudo o que sou, eu agradeço à vocês.

À minha irmã, Thaís Naiane, por ser minha companheira de todas as horas, melhor amiga e por se fazer presente em todos os momentos de minha vida. Foi fundamental para o meu mestrado, sempre lendo meus textos e me ajudando em cada detalhe. Ao meu cunhado, Felipe, por, juntamente com minha irmã, me receber em sua casa diversas vezes com lanches, filmes e boas palavras de incentivo e conforto. Obrigada por todas as atitudes que me motivaram continuar nesta caminhada, sem vocês nada disso seria possível.

Ao meu marido, Walysson, por sempre ser tão atencioso e nunca deixar faltar amor em todas as suas atitudes. Obrigada por ser tão compreensivo e por zelar tão bem da nossa família e do nosso lar, me fazendo sentir a pessoa mais feliz e realizada.

A todos os meus amigos que se fizeram presentes ao longo de toda a caminhada por dividir os momentos de alegria e, principalmente, por me dar forças para superar o cansaço. Em especial à Raíssa, Guilherme e Sérgio por estarem presentes comigo nesses dois anos de mestrado. Às contribuições agrônômicas de Felipe e Anna Paula. À minha nutricionista e psicóloga, Débora, por cuidar de mim. À amizade vinda desde a faculdade até a eternidade de Morai, Larissa, Luciana e Clarson.

Ao meu professor e orientador, Márcio Ricardo Salla, por todo o conhecimento compartilhado, por suas contribuições e a disposição em ajudar em todos os momentos.

Aos professores Ismarley Lage, Carlos Eugênio e Julio Cesar Gonçalves pela disposição em avaliar o presente trabalho.

A todos vocês, os meus sinceros agradecimentos. Vocês fazem parte da realização deste sonho.

Cunha, B. Nathália. Modelagem da qualidade de água no rio São Marcos, situado na bacia hidrográfica do Alto Paraná. 111 p. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, 2019.

RESUMO

Os principais conflitos hídricos no Brasil estão direcionados nas regiões áridas, regiões industrializadas com elevada densidade populacional e regiões com elevadas demandas para irrigação e potencial hidrelétrico simultâneos. Estes problemas hídricos ficaram mais evidentes nas últimas décadas, o que impulsionou a reestruturação organizacional e operacional dos órgãos públicos e privados nesta área de conhecimento, com consequente surgimento de ferramentas computacionais que atuam como sistema suporte a decisão em recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica. Com o foco nas bacias hidrográficas que apresentam conflitos entre o setor agrícola e o hidrelétrico, além da necessidade da otimização hídrica quantitativa, uma gestão eficiente carece também da avaliação dos impactos qualitativos causados pelo lançamento progressivo de defensivos agrícolas e fertilizantes nos reservatórios de acumulação. A bacia hidrográfica do rio São Marcos, localizada no alto Paraná entre os estados de Goiás e Minas Gerais e o Distrito Federal, apresenta conflito hídrico de grande relevância entre o setor hidrelétrico e o setor agrícola, agravado nos últimos anos pelas operações em cascata das centrais hidrelétricas de Batalha (potencial de 52,5 MW) e Serra do Facão (potencial de 210 MW), associado à crescente demanda para irrigação (total outorgado de 65,7 hm³/mês em 2018). O objetivo principal deste estudo de mestrado foi avaliar a carga máxima afluyente de amônia, nitrato e fósforo total que os reservatórios de acumulação de Batalha e Serra do Facão suportam para ainda se enquadrar aos limites definidos na Resolução Conama 357:2005. Para isso, inicialmente foi calibrado um modelo de qualidade da água ao longo do rio São Marcos a partir da ferramenta computacional AQUATOOL, a qual engloba os módulos de quantidade de água (SIMGES) e de qualidade da água (GESCAL). Devido ao enchimento do reservatório de Batalha, o período das simulações foi de outubro de 2014 a setembro de 2017. A calibração do modelo forneceu bom ajuste entre as simulações e os dados medidos (para os parâmetros OD, DBO, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e fósforo total) em 4 postos de monitoramento ao longo do rio São Marcos. Por meio do método fatorial, a análise de sensibilidade $\pm 10\%$ dos coeficientes físicos e de reações bioquímicas calibrados mostrou que apenas os coeficientes de aeração natural k_a , de degradação da matéria orgânica carbonácea k_d , da conversão de

amônia a nitrato K_{Nai} e da velocidade de sedimentação V_{SL} foram sensíveis, ocasionando variações médias longitudinais de 20% para OD, 30% para DBO e 30% para nitrato. A análise de sensibilidade dos parâmetros de qualidade da água inicialmente estimados em todos os tributários pontuais e difusos mostrou a importância do frequente monitoramento de qualidade da água, uma vez que a oscilação de $\pm 100\%$ dos parâmetros causou uma variação média de -3,65% para OD, 26,85% para DBO, 16,37% para nitrogênio orgânico, 22,17% para amônia, 26,17% para nitrato e 15,65% para fósforo total. Por fim, a fim de evitar o processo de eutrofização, para garantir os padrões de qualidade da água deliberados pela resolução CONAMA 357/2005 para a classe 2 no ambiente lântico, os cenários mostram uma capacidade máxima de aporte de 0,029 ton/km².mês de amônia, 0,095 ton/km².mês de nitrato e 2,09 kg/km².mês de fósforo total nas sub-bacias de contribuição do reservatório de batalha e de 0,199 ton/km².mês de amônia, 0,538 ton/km².mês de nitrato e 3,23 kg/km².mês para fósforo total nas sub-bacias de contribuição do reservatório de Serra do Facão, todas a jusante do reservatório de Batalha. De uma forma geral, o estudo contribui para o planejamento de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio São Marcos.

Palavras-chave: Rio São Marcos – Qualidade de água – Modelo de Qualidade de Água – Calibração – Análise de Sensibilidade – AQUATOOL

Cunha, B. Nathália. Water quality modelling in rio São Marcos, located in the Alto Paraná Watershed. 111 p. Qualification of Master, Faculty of Civil Engineering, Federal University of Uberlândia, 2019.

ABSTRACT

The main water conflicts in Brazil are directed in the arid regions, industrialized regions with high population density and regions with high demands for irrigation and hydroelectric potential simultaneously. These water problems have become more evident in the last decades, which led to the organizational and operational restructuring of public and private entities in this area of knowledge, with the consequent emergence of computational tools that act as a decision support system for hydrological resources on a hydrographic basin scale. With the focus on hydrographic basins that present conflicts between the agricultural and hydroelectric sectors, in addition to the need for quantitative water optimization, efficient management also needs to be assessed by the qualitative impacts caused by the progressive introduction of pesticides and fertilizers in the accumulation reservoirs. The water catchment area of the São Marcos river, located in upper Paraná between the states of Goiás and Minas Gerais and the Federal District, presents a water conflict of great relevance between the hydroelectric sector and the agricultural sector, aggravated in recent years by the cascade operations of power plants (potential of 52.5 MW) and Serra do Facão (potential of 210 MW), coupled with the growing demand for irrigation (total grant of 65.7 hm³ / month in 2018). The main objective of this master's study was to evaluate the maximum inflow of organic nitrogen, ammonia and total phosphorus that the Batalha and Serra do Facão accumulation reservoirs support to still comply with the limits defined in Conama Resolution 357: 2005. For this, a water quality model was first calibrated along the São Marcos river from the computational tool AQUATOOL, which includes the water quantity (SIMGES) and water quality (GESCAL) modules. The calibration of the model provided a good fit between the simulations and the measured data (for OD, BOD, organic nitrogen, ammonia, nitrate and total phosphorus) in 4 monitoring stations along the São Marcos river. By means of the factorial method, the sensitivity analysis $\pm 10\%$ of the physical coefficients and calibrated biochemical reactions showed that only the natural aeration coefficients K_a , the degradation of carbonaceous organic matter k_d , the conversion of ammonia to K_{Na} nitrate and the rate of VSL sedimentation were sensitive, causing mean longitudinal variations of 20% for OD, 30% for BOD and 30% for nitrate. The sensitivity analysis of the water quality parameters initially estimated in all point and diffuse tributaries showed the importance of

frequent monitoring of water quality, since the oscillation of $\pm 100\%$ of the parameters caused an average variation of -3.65 % for OD, 26.85% for BOD, 16.37% for organic nitrogen, 22.17% for ammonia, 26.17% for nitrate and 15.65% for total phosphorus. Finally, in order to avoid the eutrophication process, in order to guarantee the water quality standards deliberated by CONAMA Resolution 357/2005 for class 2 in the lentic environment, the scenarios show a maximum capacity of 0.029 ton/km².month of ammonia, 0.095 ton/km².month nitrate and 2.09 kg/km².month of total phosphorus in the battle reservoir contribution sub-basins and 0.19 ton/km².month ammonia, 0.538 ton/km².month of nitrate and 3.23 ton/km².month for total phosphorus in the contribution sub-basins of Serra do Facão reservoir, all downstream of the Batalha reservoir. In general, the study contributes to the planning of land use and occupation in the São Marcos river basin.

Keywords: Sao Marcos River - Water Quality - Water Quality Model - Calibration - Sensibility Analysis - AQUATOOL

SÍMBOLOS, ABREVIATURAS E SIGLAS

SÍMBOLOS

$C(t)$	- concentração de oxigênio no tempo
$D(t)$	- déficit de oxigênio dissolvido num tempo
D_o	- déficit inicial de oxigênio dissolvido no curso de água, em mg/l;
D_t	- déficit de saturação de oxigênio no tempo t , em mg/l;
K_a	- coeficiente de reaeração;
K_1	- coeficiente de decaimento, ou constante de desoxigenação, dada por dia ⁻¹ ;
K_2	- constante de reoxigenação ou coeficiente de reaeração, em dia ⁻¹ ;
K_d	- coeficiente de biodegradação da matéria orgânica, em dia ⁻¹ ;
K_{mp}	- constante decaimento de fósforo orgânico, em T ⁻¹ ;
K_{nai}	- constante de nitrificação de amônia para nitrato, em T ⁻¹ ;
K_{noa}	- constante de amonificação, em T ⁻¹ ;
K_{NO_3}	- constante de desnitrificação, em T ⁻¹ ;
K'_g	- constante de crescimento do fitoplâncton, em T ⁻¹ ;
K_{resp}	- constante morte/respiração do fitoplâncton, em T ⁻¹ ;
L_o	- DBO inicial de mistura no ponto de lançamento, em mg/l;
$Q_{7,10}$	- vazão mínima de 7 dias e 10 anos de período de retorno;
Q_{95}	- vazão mínima associada a permanência de 95% do tempo;
VS_L	- velocidade de sedimentação da matéria orgânica carbonácea, em L.T ⁻¹ ;
VS_{NO}	- velocidade de sedimentação do nitrogênio orgânico, em L.T ⁻¹ ;
VS_{or}	- velocidade de sedimentação de fósforo orgânico, em L.T ⁻¹ .

SIGLAS

<i>ANA</i>	- Agência Nacional das Águas
<i>CBH</i>	- Comitê de Bacia Hidrográfica
<i>CEA</i>	- Comissão Especial de Acompanhamento
<i>CETESB</i>	- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
<i>CPRM</i>	- Serviço Geológico do Brasil

<i>CPTEC</i>	- Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
<i>DBO</i>	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
<i>DBO_c</i>	- matéria orgânica carbonácea
<i>DBO₅</i>	- Demanda Bioquímica de Oxigênio de cinco dias
<i>DOS</i>	- Demanda de Oxigênio pelo Sedimento
<i>DSS</i>	- Decision Support Systems
<i>DRD</i>	- Declaração de Reserva de Disponibilidade Hídrica
<i>EFDC</i>	- Código Ambiental de Fluidos Dinâmicos
<i>EFOM</i>	- Modelo de otimização integrado
<i>EGC</i>	- Coeficiente de Gini Ambiental
<i>EvalHid</i>	- Evaluación de los recursos Hidricos
<i>HEC-RAC</i>	- Sistema de Análise de Rio do Centro de Engenharia Hidráulica do Exército dos EUA
<i>IBGE</i>	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
<i>IDW</i>	- Inverso Ponderado das Distâncias
<i>IGAM</i>	- Instituto Mineiro de Gestão das Águas
<i>INMET</i>	- Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil
<i>INPE</i>	- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
<i>IQA</i>	- Índice de Qualidade de Água
<i>MDE</i>	- Modelo Digital de Elevação
<i>MDT</i>	- Modelo Digital do Terreno
<i>MMA</i>	- Ministério do Meio Ambiente
<i>MO</i>	- Matéria Orgânica
<i>NSF</i>	- National Sanitation Foundation
<i>OD</i>	- Oxigênio Dissolvido
<i>ONU</i>	- Organização das Nações Unidas
<i>PNRH</i>	- Política Nacional de Recursos Hídricos
<i>PNQA</i>	- Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas
<i>PRH</i>	- Plano de Recursos Hídricos
<i>RNQA</i>	- Rede Nacional de Monitoramento de Qualidade das Águas

<i>SAR</i>	- Sistema de Acoplamento de Reservatórios
<i>SCE-UA</i>	- Shuffled Complex Evolution method, University of Arizona
<i>SEMARH</i>	- Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
<i>SINGREH</i>	- Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
<i>ToC</i>	- Tabela de Conteúdos
<i>USEPA</i>	- United States Environmental Protection Agency
<i>UGHs</i>	- Unidades de Gestão Hídricas
<i>UHE</i>	- Usina Hidrelétrica
<i>USEPA</i>	- United States Environmental Protection Agency
<i>VBA</i>	- Visual Basic for Applications

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURAS

Figura 1 - Principais zonas de autodepuração	10
Figura 2 - Localização da bacia hidrográfica do Rio São Marcos.....	24
Figura 3 - Principais afluentes do Rio São Marcos	25
Figura 4 - Folhas com TOPODATA que incluem a região bacia hidrográfica São Marcos	28
Figura 5 - Mosaico do MDE da região Bacia hidrográfica São Marcos	29
Figura 6 - Fluxograma dos arquivos TOPODATA produzidos ao longo do processamento dos dados SRTM	30
Figura 7 - Localização dos postos de monitoramento de qualidade da água	32
Figura 8 - Nós lançados no Google Earth.....	36
Figura 9 - Topologia da bacia hidrográfica do rio São Marcos na ferramenta AQUATOOL	40
Figura 10 - Opções de gerenciamento para o modelo SIMGES	44
Figura 11 - Dados gerais para simulação com SIMGES Dados gerais para simulação com SIMGES	44
Figura 12 - Esquema da modelagem em trecho de rio	47
Figura 13 - Esboço da modelagem da qualidade em reservatórios	50
Figura 14 - Estrutura do cálculo hidráulico nos reservatórios considerados no GESCAL.	52
Figura 15 – Fluxograma dos processos considerados neste estudo de mestrado	55
Figura 16 – Pontos de monitoramento assumidos para calibração e para o traçado das curvas de temperatura do rio São Marcos	58
Figura 17 - Na bacia hidrográfica do rio São Marcos: (a) MDE; (b) delimitação da bacia e divisão das sub-bacias	63
Figura 18 – Na bacia hidrográfica do rio São Marcos: (a) mapa de altitude; (b) mapa de declividade.....	65
Figura 19 - Na bacia hidrográfica do rio São Marcos – (a) Tipos de Solo; (b) Uso e ocupação do solo	66
Figura 20 – Curvas mensais de temperatura da água	70
Figura 21 – Localização das outorgas consuntivas e não consuntivas	71
Figura 22 – (a) Topologia do sistema hídrico; (b) Diagrama unifilar	75

Figura 23 - Comparação entre as vazões simuladas e monitoradas a jusante das barragens de: (a) Batalha e (b) Serra do Facão	77
Figura 24 – Variação de volume do reservatório: (a) de Batalha e (b) Serra do Facão	778
Figura 25 – Pontos de monitoramento de qualidade de água da bacia do rio São Marcos	79
Figura 26 – Comparação entre perfis simulados e dados monitorados no posto de monitoramento BAT01	800
Figura 27 – Comparação entre perfis simulados e dados monitorados no posto de monitoramento SF06	80
Figura 28 – Comparação entre perfis simulados e dados monitorados no posto de monitoramento SF02	81
Figura 29 – Comparação entre perfis simulados e dados monitorados no posto de monitoramento 01	81
Figura 30 – % de variação temporal de OD após as análises de sensibilidade junto aos postos de monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01	85
Figura 31 – % de variação temporal de DBO após as análises de sensibilidade junto aos postos de monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01	86
Figura 32 – % de variação temporal de amônia após as análises de sensibilidade junto aos postos de monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01	86
Figura 33 – % de variação temporal de nitrato após as análises de sensibilidade junto aos postos de monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01	87
Figura 34 – % de variação temporal de OD após as análises de sensibilidade relativa dos parâmetros dos tributários sem monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01	88
Figura 35 – % de variação temporal de DBO após as análises de sensibilidade relativa dos parâmetros dos tributários sem monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01	89
Figura 36 – % de variação temporal de NO após as análises de sensibilidade relativa dos parâmetros dos tributários sem monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01	90
Figura 37 – % de variação temporal de amônia após as análises de sensibilidade relativa dos parâmetros dos tributários sem monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01	90

Figura 38 – % de variação temporal de nitrato após as análises de sensibilidade relativa dos parâmetros dos tributários sem monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01	91
Figura 39 – % de variação temporal de fósforo total após as análises de sensibilidade relativa dos parâmetros dos tributários sem monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01	92
Figura 40 – Valores resultantes do lançamentos máximos de amônia, nitrato e fósforo em UHE Batalha e UHE Serra do Facão: (a) OD e DBO em UHE Batalha; (b) OD e DBO em UHE Serra do Facão; (c) Norg, NH ₄ ⁺ e NO ₃ ⁻ em UHE Batalha; (d) Norg, NH ₄ ⁺ e NO ₃ ⁻ em UHE Serra do Facão; (e) P em UHE Batalha; (f) P em UHE Serra do Facão.....	90
Figura 41 – Carga máxima em cada sub-bacia (em ton/km ² .mês): (a) amônia; (b) nitrato; (c) fósforo total	91

QUADROS

Quadro 1 – Valores dos limites dos parâmetros por classe em corpos de água doce.....	6
--	---

TABELAS

Tabela 1 – Coordenadas geográficas das estações de qualidade da água e climatológica utilizadas.....	33
Tabela 2 – Valores dos termos que estabelecem o coeficiente de rugosidade de Manning	37
Tabela 3 – Valores limítrofes a serem utilizados na avaliação da performance da modelagem	46
Tabela 4 - Valores típicos para os coeficientes hidráulicos.....	49
Tabela 5 - Processos considerados nos diferentes elementos.....	54
Tabela 6 - Valores típicos dos parâmetros utilizados no AQUATOOL.....	59
Tabela 7 - Áreas das sub-bacias do rio São Marcos	63
Tabela 8 - Séries sintéticas de vazão (em hm ³ /mês) estimadas para as sub-bacias pontuais e difusas	67
Tabela 9 - Dados de qualidade da água monitorados nos afluentes e ao longo do rio são Marcos	69
Tabela 10 - Demandas outorgadas referentes à área de cada sub-bacia.....	71
Tabela 11 – Características geométricas levantadas.....	74

Tabela 12 – Coeficientes de reações bioquímicas e de sedimentação calibrados	82
Tabela 13 – Método fatorial para os coeficientes K_a , K_d , VSL e K_{nai}	84
Tabela 14 – Resultados das entradas intermediárias dos parâmetros de qualidade para respeitar a qualidade de água do Rio São Marcos	95

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 CONFLITOS PELO USO DA ÁGUA	4
2.2 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA	5
2.2.1 Legislação vigente	5
2.2.2 Índices de Qualidade de Água	7
- IQA	7
- Índice de toxicidade	8
- Índice do estado trófico	8
2.3 AUTODEPURAÇÃO	9
2.4 MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DA ÁGUA	12
2.4.1 Modelo Streeter e Phelps	12
2.4.2 Modelo Qual2E	14
2.4.3 Modelo Qual2K	15
2.4.4 Modelo Qual-UFMG	16
2.4.5 Modelo QUALI-TOOL	17
2.4.6 Modelo HEC-RAS	18
2.4.7 Modelo AQUATOOL	18
3 Materiais e Métodos	23
3.1 ÁREA DE ESTUDO	23
3.1.1 Delimitação da bacia hidrográfica	27
3.2 DADOS DE ENTRADA	31
3.2.1 Dados fluviométricos	31
3.2.2 Dados de qualidade da água e climatológicos	31
3.2.3 Demandas consuntivas e não consuntivas outorgadas	34
3.2.4 Dados hidráulicos e batimétricos	34
3.3 REGIONALIZAÇÃO DE VAZÃO	37
3.4 FERRAMENTA AQUATOOL	38
3.4.1 Criação da topologia	39
3.4.2 Módulo SIMGES	42
3.4.2.1 Balanço hídrico	43
3.4.3 Módulo GESCAL	46
3.4.3.1 Formulação geral para condução	47
3.4.3.2 Hidráulica dos rios	48
3.4.3.3 Formulação geral em reservatório	50
3.4.3.4 Outras considerações	53
3.4.3.5 Processos físicos e bioquímicos	53
3.5 CALIBRAÇÃO DOS COEFICIENTES E ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	58
- Calibração dos coeficientes	58
- Análise de sensibilidade	59
3.6 CENÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO SUPERFICIAL	61

4 Resultados	62
4.1 ÁREA DE ESTUDO	62
4.2 DADOS DE ENTRADA	67
4.2.1 Dados fluviométricos.....	67
4.2.2 Dados de qualidade da água e climatológicos	69
4.2.3 Demandas consuntivas e não consuntivas outorgadas	70
4.2.4 Dados hidráulicos e batimétricos.....	70
4.3 TOPOLOGIA DO SISTEMA HÍDRICO	77
4.4 BALANÇO HÍDRICO	77
4.5 CALIBRAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA	78
4.6 CALIBRAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA	83
- <i>Calibração dos coeficientes</i>	83
- <i>Parâmetros de qualidade dos tributários sem monitoramento</i>	88
4.7 CENÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO SUPERFICIAL.....	93
Conclusões	98
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100
Anexo A	108
Anexo B.....	110

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

O potencial hídrico no território brasileiro é 19 vezes superior ao mínimo estabelecido pela Organização das Nações Unidas, que é de 1.700 m³/hab.ano (ANA, 2007). Todavia, a distribuição hídrica é desigual geograficamente, o que ocasiona diversos conflitos de ordem quantitativa e qualitativa.

Diante destes conflitos, no ano de 1997 entrou em vigor a Lei nº 9.433, também conhecida como Lei das Águas, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). De acordo com a Lei nº 9.433, a água é considerada um bem de domínio público e um recurso natural limitado, dotado de valor econômico, onde a gestão dos recursos hídricos deve proporcionar os usos múltiplos de forma descentralizada e participativa, contando com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades (BRASIL, 1997).

Dentre as doze grandes regiões hidrográficas no Brasil, a grande bacia hidrográfica do Paraná merece destaque, visto que se estende por regiões com maior desenvolvimento econômico e social, incluindo parcelas do Distrito Federal e dos estados de São Paulo, Paraná, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Goiás e Santa Catarina. A densidade populacional elevada e a grande quantidade de indústrias dos diversos ramos de atuação prejudicam a capacidade de autodepuração dos corpos hídricos superficiais, enquanto que a elevada disponibilidade hídrica associada às características geomorfológicas favoráveis acentuam os conflitos de ordem quantitativa entre os irrigantes e o setor hidrelétrico (ANA, 2015; IBGE, 2018).

Dentro da grande bacia hidrográfica do Paraná, quando o foco está no conflito de interesse entre o setor agrícola e hidrelétrico, a bacia hidrográfica do rio São Marcos tem grande importância. Em função da elevada disponibilidade hídrica e das características geomorfológicas favoráveis, esta bacia hidrográfica possui grande quantidade de outorgas

consuntivas para irrigação (cerca de 97 mil hectares irrigados até 2018, de acordo com ABRAGEL, 2016), além de duas outorgas não-consuntivas para reservação de água nas usinas hidrelétricas de Batalha (potencial de 52,5 MW) e Serra do Facão (potencial de 210 MW) (cerca de 26 mil hectares destinados à geração de energia elétrica) (FURNAS, 2018).

Nos últimos anos, após o início do enchimento do reservatório de Batalha, os conflitos entre os irrigantes e o setor hidrelétrico se agravaram. As Resoluções ANA 562/2010 e 564/2010 foram elaboradas para, respetivamente, estabelecer o marco regulatório da bacia hidrográfica pactuado entre a ANA e os órgãos gestores de Goiás (Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEMARH) e Minas Gerais (Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM) e para revisar a outorga da Usina Hidrelétrica de Batalha. Entretanto, as vazões disponibilizadas para usos consuntivos já foram superadas pelas demandas existentes, o que tem motivado, por parte do Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Paranaíba, a criação de grupos de trabalho para a revisão, acompanhamento e fiscalização do cumprimento do marco regulatório (ANA, 2014).

Contudo, além da necessidade da otimização hídrica quantitativa na bacia hidrográfica do rio São Marcos, uma gestão eficiente carece também da avaliação dos impactos qualitativos causados pelo lançamento progressivo de defensivos agrícolas e fertilizantes sobre os reservatórios de acumulação de Batalha e Serra do Facão. Neste contexto, o objetivo geral deste estudo foi avaliar a carga afluyente máxima de amônia, nitrato e fósforo total que os reservatórios de acumulação de Batalha e Serra do Facão suportam para ainda se enquadrar aos limites definidos na Resolução Conama 357:2005. Todas as simulações computacionais foram realizadas com o auxílio da ferramenta computacional AQUATOOL, a qual engloba os módulos de quantidade de água (SIMGES) e de qualidade da água (GESCAL).

Este trabalho é constituído de cinco capítulos, organizados da seguinte maneira:

Capítulo 1: Introdução aos temas abordados, com inclusão da importância e motivação para desenvolvê-los. Além da apresentação do objetivo do estudo e a estruturação do texto.

Capítulo 2: Revisão bibliográfica incluindo a legislação vigente, o índice de qualidade de água e alguns modelos de qualidade de água, para melhor escolher uma ferramenta para o estudo.

Capítulo 3: Materiais e métodos, que incluem: a caracterização da área de estudo; a delimitação da bacia hidrográfica, a construção da base de dados; a modelagem da bacia hidrográfica do rio São Marcos, bem como a explanação do método utilizado para o estudo através do SSD AQUATOOL.

Capítulo 4: Resultados a partir dos dados obtidos, a topologia do modelo, o balanço hídrico para o período de outubro de 2014 e setembro de 2017, simulação da qualidade da água no rio São Marcos no módulo GESCAL, calibração dos coeficientes, análise de sensibilidade dos coeficientes e dos parâmetros de qualidade, além do cenário de prognóstico de amônia, nitrato e fósforo total nos afluentes intermediários.

Capítulo 5: Conclusões

Referências bibliográficas

Anexo A: Dados das médias de vazões mensais do reservatório de Batalha

Anexo B: Dados das médias de vazões mensais do reservatório de Serra do Facão

CAPÍTULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CONFLITOS PELO USO DA ÁGUA

O crescimento do número de outorgas consuntivas e, conseqüentemente, dos conflitos pelo uso múltiplo da água, intensifica o problema de disponibilidade hídrica. Tais conflitos envolvem atividades indispensáveis para o ser humano e a sociedade. A doutrina dos usos múltiplos da água, instituída na Lei nº 9.433, de janeiro de 1997, que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), visa, para os diferentes setores de usuários dos recursos hídricos (abastecimento humano e industrial, atividades agropecuárias, geração de energia, recreação, piscicultura, controle de enchentes, prevenção contra secas, entre outros), a igualdade de direito de acesso à água. A única forma viável e justa para dirimir esses conflitos é o conhecimento dos pontos solicitados, das alternativas e restrições, optando ao final da análise pela solução que beneficie o máximo de usuários com o mínimo de impacto ao meio ambiente.

A utilização dos recursos hídricos deve conciliar o planejamento e gestão dentro de um contexto de desenvolvimento sustentável, onde o atendimento das demandas da população atual não venha a comprometer a capacidade das futuras gerações de atender suas próprias necessidades (VIEIRA, SANTOS e CURI, et al. 2010).

De acordo com ANA (2015), aproximadamente 55% da demanda hídrica consuntiva em escala nacional é direcionada ao setor de irrigação. Os Estados de Minas Gerais, Goiás, Bahia e São Paulo concentram cerca de 80% da área irrigada por pivô central. Além disso, existem aproximadamente 267 usinas hidrelétricas instaladas nesses Estados, o que acirra os conflitos pelos usos múltiplos da água (ANEEL, 2018).

A bacia hidrográfica do rio São Marcos, foco deste estudo de mestrado, traz enormes conflitos entre os irrigantes e o setor hidrelétrico. De acordo com o IBGE (2015), a bacia é

caracterizada por ser uma região de alta produtividade agrícola devido a irrigação por pivôs usinas, onde os municípios de Cristalina (GO) e Unaí (MG), respectivamente, estão na 5ª e 24ª posição de maiores PIB agrícolas do Brasil.

Atualmente estão em operação duas usinas hidrelétricas – UHE, sendo do Facão (com início de operação em outubro de 2010) e de Batalha (com início de operação em maio de 2014). Os conflitos foram agravados após o término das obras da UHE Batalha, o que motivou o estabelecimento do marco regulatório na bacia, conforme Resolução ANA 562/2010, pactuado entre a Agência Nacional das Águas e os órgãos gestores de Goiás (Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEMARH) e Minas Gerais (Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM), além da revisão da outorga nesta UHE, conforme Resolução ANA nº 564/2010.

2.2 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA

A qualidade da água em rios tem sido cada vez mais afetada pela ação humana, sendo necessário quantificar tais impactos por meio de análises de qualidade da água em pontos estratégicos na bacia hidrográfica (CHAPMAN et al., 2016). Os países em desenvolvimento apresentam problemas no planejamento e gestão de recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica, visto que são reduzidas as quantidades de estações de monitoramento de qualidade de água.

A qualidade de água pode ser representada através de diversos parâmetros, que traduzem suas principais características físicas, químicas e biológicas. A seguir, dentro do item 2.1, apresenta-se a legislação vigente e os principais índices de qualidade da água.

2.2.1 Legislação vigente

Conforme a Resolução CONAMA 357/2005, as águas doces são divididas em:

“...Classe especial: águas destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e, c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral. Classe 1: águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação,

esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000; d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas. Classe 2: águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000; d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e e) à aquicultura e à atividade de pesca. Classe 3: águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) à pesca amadora; d) à recreação de contato secundário; e e) à dessedentação de animais. V - Classe 4: águas que podem ser destinadas: a) à navegação; e b) à harmonia paisagística.”

Ainda de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, os teores mínimos de OD e máximos de DBO, nitrogênio amoniacal total, nitrito, nitrato, clorofila-a, pH e fósforo total permitidos para cada classe são apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 – Valores dos limites dos parâmetros por classe em corpos de água doce

Parâmetro	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
OD	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2
DBO	≤ 3	≤ 5	≤ 10	-
Nitrogênio amoniacal total	3,7 - pH $\leq 7,5$	3,7 - pH $\leq 7,5$	3,7 - pH $\leq 7,5$	-
	2,0 - 7,5 < pH $\geq 8,0$	2,0 - 7,5 < pH $\geq 8,0$	2,0 - 7,5 < pH $\geq 8,0$	
	1,0 - 8,0 < pH $\geq 8,5$	1,0 - 8,0 < pH $\geq 8,5$	1,0 - 8,0 < pH $\geq 8,5$	
	0,5 - pH > 8.5	0,5 - pH > 8.5	0,5 - pH > 8.5	
Nitritio	≤ 10	≤ 10	≤ 10	-
Nitrato	$\leq 1,0$	$\leq 1,0$	$\leq 1,0$	-
Clorofila-a	≤ 10	≤ 30	≤ 60	-
pH	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9
Fósforo total	lênticos $\leq 0,02$	lênticos $\leq 0,03$	lênticos $\leq 0,05$	-
	intermediário e tributário de	intermediário e tributário de	intermediário e tributário de	
	lêntico $\leq 0,025$	lêntico $\leq 0,05$	lêntico $\leq 0,075$	
	lótico e tributário de intermediário $\leq 0,1$	lótico e tributário de intermediário $\leq 0,1$	lótico e tributário de intermediário $\leq 0,15$	

Fonte: Resolução CONAMA 357/2005

2.2.2 Índices de Qualidade de Água

Para avaliar a situação da qualidade dos recursos hídricos são utilizados, além dos parâmetros monitorados, os indicadores: IQA, CT e IET.

- IQA

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) foi criado em 1970, nos Estados Unidos, pela *National Sanitation Foundation (NSF)*, e a partir de 1975 começou a ser utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Nas décadas seguintes, outros Estados brasileiros adotaram o IQA, que hoje é o principal índice de qualidade da água utilizado no país.

O IQA é calculado para avaliar a variabilidade espacial e temporal, bem como identificar a classificação da qualidade da água do rio. O índice tem sido popularmente aplicado no monitoramento da qualidade da água doce nos últimos anos. Além disso, o IQA pode facilitar comparações entre diferentes locais de amostragem e identificar novas tendências da qualidade da água (AKKOYUNLU; AKINER, 2012).

O IQA é determinado pelo produtório ponderado das qualidades estabelecidas para cada parâmetro, conforme a Equação (2.1), e é composto por nove parâmetros com seus respectivos pesos (w),: Oxigênio dissolvido (w=0,17), coliformes termotolerantes (w=0,15), pH (w=0,12), DBO (w=0,10), temperatura (w=0,10), nitrogênio total (w=0,10), fósforo total (w=0,10), turbidez (w=0,08), resíduo total (w=0,08), que foram fixados em função da sua importância para a conformação global da qualidade da água.

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (2.1)$$

Nas quais: IQA é o Índice de Qualidade das Águas. Um número entre 0 e 100; q_i é a qualidade do i-ésimo parâmetro. Um número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida (resultado da análise); w_i é o peso correspondente ao i-ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1; i é o número de parâmetros, variando de 1 a 9 ($n=9$, ou seja, o número de parâmetros que compõe o IQA é 9)

Apesar de útil e amplamente utilizado no Brasil, a avaliação da qualidade da água obtida pelo IQA apresenta limitações, já que este índice não analisa vários parâmetros importantes para o abastecimento público, tais como substâncias tóxicas (ex: metais pesados, pesticidas, compostos orgânicos), protozoários patogênicos, medidos indiretamente, e substâncias que interferem nas propriedades organolépticas da água. Baseado nesta afirmação, outros índices foram propostos, conforme descrito a sequência deste subitem.

- Índice de toxicidade

O IQA não considera a presença de substâncias tóxicas. Um índice frequentemente utilizado para representar o potencial de toxicidade de uma água é o Índice de Toxicidade (IT) ou Contaminação por Tóxicos (CT). Este índice assume o valor de 0 ou 1, indicando a ocorrência de concentrações fora do limite para 0 e dentro do limite para 1. O índice valia a presença de 13 substâncias tóxicas nos corpos de água, quais sejam: arsênio total, bário total, cádmio total, chumbo total, cianeto livre, cobre dissolvido, cromo total, fenóis totais, mercúrio total, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal total e zinco total. Os resultados das análises laboratoriais são comparados com os limites definidos nas classes de enquadramento dos corpos de água pelo Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM e Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais - CERHMG, na Deliberação Normativa Conjunta nº 01/08 e pelo CONAMA 357/05 (VON SPERLING, 2014)

Em função das concentrações observadas, a contaminação é caracterizada como: baixa, média ou alta (ANA, 2012). Contaminação baixa refere-se à ocorrência de substâncias tóxicas em concentrações que excedem em até 20% o limite de classe de enquadramento do trecho do corpo de água onde se localiza a estação de amostragem. Contaminação média refere-se à faixa de concentração que ultrapasse os limites mencionados no intervalo de 20% a 100%. Já a contaminação alta refere-se às concentrações que excedem em mais de 100% os limites.

- Índice do estado trófico

A CETESB (2006) utiliza, entre outros índices, o Índice de Estado Trófico (IET) tem por finalidade classificar corpos de água em diferentes graus de trofia, ou seja, avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao

crescimento excessivo do fitoplâncton. A eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento de suas produtividades. Como decorrência deste processo, o ecossistema aquático passa da condição de oligotrófico e mesotrófico para eutrófico ou mesmo hipereutrófico.

Os resultados correspondentes ao fósforo, IET(P), devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. A parte correspondente à clorofila-a, IET (CL), por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento do fitoplâncton devido ao enriquecimento de nutrientes.

Consideram-se diferentes equações para se avaliar os resultados do fósforo total e da clorofila-a nos ambientes lênticos e lóticos. O crescente aumento dos níveis de clorofila-a e nutrientes, especialmente de fósforo total, nos corpos de água monitorados no Estado tem alertado para o desenvolvimento de estudos que contribuam para um melhor entendimento da relação causa-efeito entre os processos produtivos e seu impacto ambiental em ecossistemas aquáticos.

Segundo índice de Carlson modificado por CETESB (2006) o estado trófico pode ser classificado em: ultraoligotrófico com $IET \leq 47$, $P \leq 13$ ($\mu\text{g/L}$) e $Cl-a \leq 0,74$ ($\mu\text{g/L}$); oligotrófico com $47 < IET \leq 52$, $13 < P \leq 35$ ($\mu\text{g/L}$) e $0,74 < Cl-a \leq 1,31$ ($\mu\text{g/L}$); mesotrófico com $52 < IET \leq 59$, $35 < P \leq 137$ ($\mu\text{g/L}$) e $1,31 < Cl-a \leq 2,96$ ($\mu\text{g/L}$); eutrófico com $59 < IET \leq 63$, $137 < P \leq 296$ ($\mu\text{g/L}$) e $2,96 < Cl-a \leq 4,70$ ($\mu\text{g/L}$); supereutrófico com $63 < IET \leq 67$, $296 < P \leq 640$ ($\mu\text{g/L}$) e $4,70 < Cl-a \leq 7,46$ ($\mu\text{g/L}$); e, hipereutrófico com $IET > 67$, $640 < P$ ($\mu\text{g/L}$) e $7,46 < Cl-a$ ($\mu\text{g/L}$).

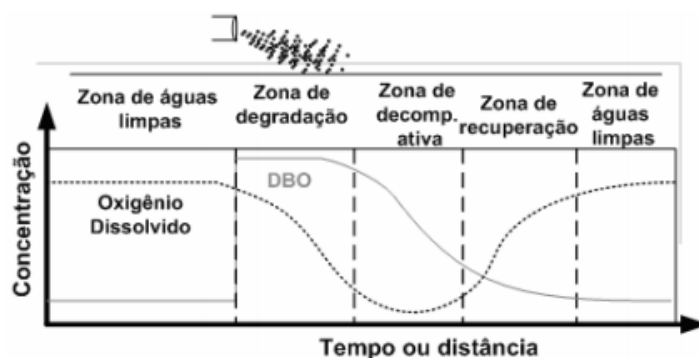
2.3 AUTODEPURAÇÃO

A autodepuração trata da capacidade de um ambiente aquático de se autodepurar, ou seja, restaurar suas características ambientais naturalmente após a decomposição dos poluentes. Deste modo, após o lançamento de um poluente, é possível observar que as características do meio voltam a ser iguais ou próximas aos originais. Para que este processo ocorra, alguns microrganismos aquáticos, como bactérias, bentos e algas, reagem para degradar a matéria

orgânica e introduzir novamente oxigênio ao ambiente aquático. Durante a autodepuração, o rio passa por diferentes estágios de sucessão ecológica, ou zonas de autodepuração, que foram descritos por Braga et al. (2002).

Na Figura 1 observam-se cinco zonas distintas, sendo: de águas limpas, de degradação, de decomposição, de recuperação e novamente de águas limpas, tal como em um ciclo.

Figura 1 - Principais zonas de autodepuração



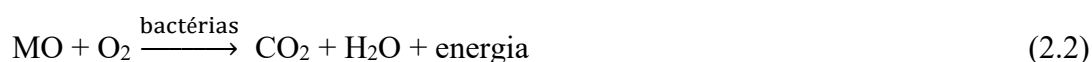
Fonte: Braga *et al.* (2002)

Andrade (2010) traz uma descrição sucinta para cada uma dessas zona ou regiões.

- Zona de águas limpas: localizada em região à montante do lançamento do efluente e também, após a zona de recuperação. Esta região é caracterizada pela elevada concentração de OD e vida aquática superior;
- Zona de degradação: localizada à jusante do ponto de lançamento, sendo caracterizada por uma diminuição inicial na concentração de oxigênio dissolvido e presença de organismos mais resistentes;
- Zona de decomposição ativa: região onde a concentração de oxigênio dissolvido pode atingir o valor mínimo e a vida aquática é predominada por bactérias e fungos (anaeróbios);
- Zona de recuperação: região onde se inicia a etapa de restabelecimento do equilíbrio anterior à poluição, com presença de vida aquática superior.

No processo de autodepuração há um balanço entre as fontes de consumo e de produção de oxigênio. Os principais fenômenos interagentes no consumo de oxigênio são: oxidação da matéria orgânica, nitrificação e demanda bentônica. Já na produção de oxigênio são consideradas a reaeração atmosférica e a fotossíntese (VON SPERLING, 2007).

A oxidação é o processo nos quais elétrons são removidos de uma substância, aumentando o seu estado de oxidação. Ou seja, a oxidação é uma forma de transformar poluentes em compostos, geralmente menos indesejáveis ao meio ambiente. A oxidação total da matéria orgânica, também conhecida como mineralização, gera produtos finais simples e estáveis, como: CO₂, H₂O e NO₃. Os organismos decompositores, principalmente as bactérias heterotróficas aeróbias, são capazes de oxidar a matéria orgânica (MO), como representado na Equação (2.2):



A nitrificação é o processo pelo qual bactérias autotróficas utilizam o oxigênio dissolvido para transformar formas nitrogenadas de matéria orgânica em nitritos (NO₂⁻) e nitratos (NO₃⁻).

A matéria orgânica decantada também pode consumir oxigênio dissolvido, e neste caso, esta demanda é denominada demanda bentônica ou demanda de oxigênio pelo sedimento. Grande parte da conversão dessa matéria orgânica se dá em condições anaeróbias, em virtude da dificuldade de penetração do oxigênio na camada de lodo (ECKENFELDER, 1980).

Com relação à produção de oxigênio, a reaeração atmosférica pode ser considerada como o principal processo responsável pela introdução de oxigênio no corpo hídrico. Este processo se dá por meio da transferência de gases, que é um fenômeno físico no qual as moléculas de gases são trocadas entre o meio líquido e gasoso pela sua interface. Esta transferência do meio gasoso para o meio líquido se dá basicamente por meio de dois mecanismos: a difusão molecular e a difusão turbulenta (VON SPERLING, 1996).

A fotossíntese é o principal processo utilizado pelos seres autotróficos para a síntese da matéria orgânica, conforme a Equação 2.3, sendo característica dos organismos clorofilados, particularmente as algas. De acordo com Von Sperling (1996), os seres autotróficos realizam muito mais síntese do que oxidação, gerando sempre um superávit de oxigênio. O processo de fotossíntese pode representar a maior fonte de OD em lagos e rios de movimento lento.



2.4 MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DA ÁGUA

Ao longo dos anos, vários modelos de qualidade da água foram desenvolvidos para vários tipos de massas de água, como rios, lagos, reservatórios, estuários, dentre outros. Alguns destes modelos têm índices básicos de qualidade da água, como OD e DBO (FAN; KO; WANG, 2009).

Dentre os modelos matemáticos desenvolvidos para avaliar a qualidade de água sob interferências físicas, químicas e biológicas no perfil de OD, destacam-se a família QUAL, certamente os mais utilizados no mundo, com destaque para os modelos QUAL2E, QUAL2K, QUAL-UFMG e QUALI-TOOL, descritos nos próximos itens e o AQUATOOL, ferramenta escolhida para desenvolvimento deste trabalho. Estes modelos foram aprimorados a partir de Streeter e Phelps (1925).

2.4.1 Modelo Streeter e Phelps

Uma das primeiras formulações matemáticas utilizadas para o cálculo do perfil de oxigênio dissolvido, após o lançamento de matéria orgânica no corpo hídrico, foi proposta por Streeter e Phelps (1925). Tal formulação passou a ser conhecida como o Modelo de Streeter-Phelps. A hipótese básica do modelo Streeter-Phelps é que a taxa de decomposição da matéria orgânica no meio aquático (ou taxa de desoxigenação dL/dt) é proporcional à concentração da matéria orgânica presente em um dado instante de tempo, que é dada pela Equação 2.4:

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 \cdot L \quad (2.4)$$

Nas quais:

L é a DBO remanescente ao fim do tempo t em mg/l;

K_1 é o coeficiente de decaimento, ou constante de desoxigenação, dada por dia^{-1} ;

t é o tempo, em dias.

Na literatura, o coeficiente de desoxigenação (K_1) é também denominado coeficiente de decomposição (K_d). Integrando a Equação 2.4, entre L_0 e L , tem-se:

$$L = L_0 \cdot e^{-k_1 \cdot t} \quad (2.5)$$

Nas quais:

L_0 é a DBO inicial de mistura (efluente + corpo receptor), no ponto de lançamento, em mg/l.

Em termos de consumo de oxigênio, é importante a quantificação da DBO exercida, que pode ser obtida pela Equação (2.6):

$$y = L_0(1 - e^{-k_1 \cdot t}) \quad (2.6)$$

Nas quais:

y é a DBO exercida em um tempo t (mg/l)

O consumo de OD no meio líquido ocorre simultaneamente à reação de reoxigenação desse meio, na qual, por meio de reações exógenas, o oxigênio passa da atmosfera para a água. Esse processo é modelado pela Equação (2.7):

$$\frac{dL}{dt} = -k_2 \cdot D \quad (2.7)$$

Dessa forma, como o déficit de saturação de oxigênio dissolvido corresponde a resultante da soma dos efeitos de desoxigenação e reaeração, obtém-se a seguinte Equação diferencial:

$$\frac{dD}{dt} = k_1 \cdot L - k_2 \cdot D \quad (2.8)$$

Nas quais:

D é o déficit de oxigênio, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação do oxigênio no meio líquido e a concentração de oxigênio dissolvido na água em um dado instante, e K_2 é a constante de reoxigenação do corpo d'água. A taxa de reação para a oxidação da matéria orgânica é diretamente proporcional à concentração restante da substância no líquido, que caracteriza uma reação de primeira ordem. Esta proporção é definida como o coeficiente de biodegradação da matéria orgânica, denominado como K_d (dia^{-1}), que é influenciado pela temperatura da água, vazão do rio e carga poluidora lançada.

Da mesma forma, a taxa de reaeração natural segue uma reação de primeira ordem, na qual o coeficiente de reaeração K_2 (dia^{-1}) depende das características geométricas e hidráulicas do curso de água (VON SPERLING, 1996) e também da temperatura.

Com a integração da Equação 2.8, tem-se:

$$D_t = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} \cdot (e^{-K_1 \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (2.9)$$

Nas quais:

D_t é o déficit de saturação de oxigênio no tempo t , em mg/l ;

D_0 é o déficit inicial de oxigênio dissolvido no curso de água, em mg/l ;

L_0 é a DBO no ponto de lançamento.

A concentração de oxigênio no tempo $C(t)$ é dada pela diferença entre a concentração de saturação nas condições do experimento (C_s) e o déficit de oxigênio dissolvido num tempo $D(t)$.

$$C(t) = C_s - D(t) \quad (2.10)$$

$$C_t = C_s - \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} \cdot (e^{-K_1 \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + (C_s - C_0) \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (2.11)$$

Ressalta-se que as equações descritas são válidas apenas em condições aeróbias, ou seja, enquanto a disponibilidade de oxigênio igualar ou exceder ou seu consumo (VON SPERLING, 2007).

De acordo com Andrade (2010): "A maioria dos modelos de qualidade de água existentes, tais como QUAL2E, QUAL2K, QUAL-UFMG, HEC-RAS, WASP e AQUATOOL, simula uma maior quantidade de processos e parâmetros, mas, tem como princípio básico o modelo clássico de Streeter- Phelps."

2.4.2 Modelo Qual2E

A *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) desenvolveu o modelo QUAL2E em 1985, uma das ferramentas estudadas para avaliar a qualidade de água de uma

bacia hidrográfica (PALMIERI; CARVALHO, 2006). O QUAL2E apresenta ser adequado para rios unidimensionais com fluxo constante de águas correntes bem misturadas, além de possuir a vantagem de ser de uso livre. Este é viável para correntes bem misturadas, sendo que considera os mecanismos de transporte, dispersão e advecção, significativos apenas ao longo da direção principal do fluxo, ou seja, na direção longitudinal. Este modelo permite que o usuário insira múltiplas descargas de cargas poluidoras, tributários, vazões incrementais e retiradas de água, melhorando deficiências do Streeter e Phelps (1925).

Este modelo exige que o rio seja dividido em regiões com características hidráulicas semelhantes, para estudo e cálculos, das quais forma-se um banco de dados georreferenciados, com os seguintes dados: as taxas de fluxo, profundidades, temperaturas, cargas, localização de fontes poluidoras, concentrações de oxigênio dissolvido (OD) e demandas bioquímica de oxigênio (DBO). O QUAL2E pode ser utilizado quando há múltiplas descargas poluidoras, pontos de retirada e afluentes que fluem para o fluxo em estudo. Em se tratando de estado estacionário, a ferramenta pode ser usada para avaliar o impacto das cargas poluentes (grandeza, qualidade e localização) no corpo de recepção. Já no estado dinâmico, o modelo permite investigar tanto os efeitos de variações diurnas dos dados meteorológicos na qualidade da água, quanto as alterações em oxigênio dissolvido causada pelo crescimento de algas e respiração.

Sobre o modelo computacional QUAL2E, Palmieri e Carvalho (2006) complementam que ele possibilita a averiguação de até 15 parâmetros, permitindo simulações sobre a qualidade da água. De acordo com Abrishamchi, Tajrishy e Shafieian (2005), este modelo foi o mais utilizado justamente por modelar 15 parâmetros.

2.4.3 Modelo Qual2K

Desenvolvido por Park e Lee (2002) a partir do modelo QUAL2E, alterando algumas configurações do mesmo, o modelo QUAL2K é semelhante ao QUAL2E nos seguintes aspectos: é unidimensional e tem ramificação, estado hidráulico estacionário, balanço de calor diurno, qualidade cinética da água e entradas de calor e de massa. (CHO; HA, 2010). Além disso, a desnitrificação é modelada como uma reação de primeira ordem que se torna pronunciada em baixas concentrações de oxigênio. O oxigênio (OD) e os nutrientes de fluxos

são simuladas em função de *solver*, considerando a matéria orgânica particulada, as reações de dentro dos sedimentos e as concentrações de formas solúveis em sobrejacente. O modelo simula, explicitamente, as ligações das algas inferiores.

O programa Excel é usado como a interface gráfica do usuário com o quadro do QUAL2K. Todas operações de interface são programadas na macro Microsoft Office linguagem, Visual Basic for Applications (VBA). O tamanho do elemento de QUAL2K pode variar de acordo com o alcance, além disso, múltiplas cargas retiradas podem ser introduzidas a qualquer elemento. Na ferramenta QUAL2K um algoritmo genérico é incluído para determinar os valores ótimos para os parâmetros cinéticos, que maximizam a qualidade do ajuste do modelo de comparação com os dados medidos. O usuário pode selecionar qualquer combinação de parâmetros cinéticas para incluir na otimização, bem como especificar seus valores mínimos e máximos (CHO; HA, 2010).

Cho e Ha (2010) apresentam 21 parâmetros no modelo de qualidade da água que foram estimadas pelas ferramentas POMIG e QUAL2Kw. A ferramenta QUAL2Kw pode ser aplicada nas áreas de qualidade da água e nas características hidráulicas. Utiliza-se a Equação de Manning, a profundidade de descarga e as curvas de velocidade de descarga, derivadas da geometria do rio e pesquisas sobre o mesmo. As características hidráulicas do modelo foram calculadas pelas curvas de profundidade de descarga e velocidade de descarga. As concentrações de OD no rio foram calculados a partir da Equação O'Connor-Dobbins.

2.4.4 Modelo Qual-UFMG

A ferramenta Qual-UFMG, criada por Von Sperling (2007), é uma alternativa para modelagem de rios, que utiliza recursos computacionais menos dispendiosos e com uma interface mais simples. Tal ferramenta baseia-se no Qual2E, e utiliza uma planilha de Excel, na qual são alimentados os dados de entrada para analisar os seguintes parâmetros de qualidade de água: DBO, OD, nitrogênio total, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrogênio nítrico, nitrogênio nitrato, fósforo total, fósforo orgânico e inorgânico, além de coliformes (LOUZADA, REIS, MENDONÇA, 2013; SALLA, PEREIRA, FILHO, PAULA, PINHEIRO, 2013; VON SPERLING, 2007).

As entradas do modelo de simulação da qualidade da água incluem: dados do rio a montante do ponto inicial, dados físicos do rio, coeficientes de decaimento e aumento da concentração de compostos, dados pontuais e distribuídos para os afluentes e esgotos e padrão de qualidade da água especificados pela Resolução do Ministério do Meio Ambiente CONAMA 357/2005.

Porém, esta ferramenta possui alguns pontos que precisam ser melhorados, como a consideração do escoamento em regime permanente sem dispersão longitudinal, e também a ausência da possibilidade de se modelar o efeito das algas, sendo que estas são importantes não apenas em ambientes lênticos (SALLA et al. 2013). Apesar destes pontos, o modelo QUAL-UFMG aumenta sua popularidade a medida que possibilita que se realizem simulações mais rápidas, além de incorporar os fenômenos, mecanismos e processos interagentes no balanço do oxigênio dissolvido, modelando-os em condições de anaerobiose, considerando a sedimentação da matéria orgânica, o consumo de OD pela nitrificação (oxidação da amônia a nitrito e, deste, a nitrato) e as cargas difusas internas sem vazão (demanda do sedimento, fotossíntese e respiração) e externas.

2.4.5 Modelo 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.

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.

2.4.6 Modelo HEC-RAS

O Sistema de Análise de Rio do Centro de Engenharia Hidráulica do Exército dos EUA (HEC-RAS) é um modelo usado para calcular características hidráulicas de um rio, sendo este de fluxo constante e instável bidimensional, modelagem de leito móvel de transporte de sedimentos e análise de qualidade de água (DRAKE; BRADFORD; JOY, 2010; FAN; KO; WANG, 2009; LEON; GOODELL, 2016).

Segundo Leon e Goodell (2016) o HEC-RAS tem quatro módulos principais: cálculo dos perfis da superfície de fluxo de água para um escoamento progressivo e gradual; simulação de fluxo instável, que pode simular fluxo bidimensional unidimensional, bidimensional e combinado, através de uma rede cheia de canais abertos, várzeas e aluviões; cálculos de transporte de sedimentos, que se destina à simulação de cálculos de transporte unidimensional de sedimentos, limites móveis resultantes de escoamento e deposição moderada em períodos ao longo do tempo; e, análise da qualidade da água; que permite ao usuário realizar análises de qualidade da água.

2.4.7 Modelo AQUATOOL

O modelo AQUATOOL é um *Decision Support Systems* (DSS), desenvolvido na Universidade Politécnica de Valencia (UPV), Valência, Espanha. O modelo foi concebido para as fases de gestão operacional e de planeamento de tomada de decisão em bacias hidrográficas complexas que compreendem múltiplos reservatórios, aquíferos e centros de demanda (PEDRO-MONZONÍS et al., 2016).

Esse sistema é capaz de simular a qualidade da água vinculada à quantidade da mesma, através dos módulos GESCAL e SIMGES, respectivamente. O AQUATOOL possui uma interface para edição, simulação, revisão e análise do modelo de simulação de gestão de bacias hidrográficas, além de incluir o módulo de simulação de qualidade da água, tanto para ambientes lânticos como para lóticos. Isto é feito pela estrutura do AQUATOOL, na qual separa claramente os componentes e suas funções, apresentando flexibilidade elevada no projeto, na execução e na operação do sistema. Atualmente, o DSS consiste de três unidades de controle de primeiro nível, um módulo de simulação, um módulo de otimização da gestão de bacias hidrográficas, um módulo de modelagem de fluxos, dois módulos de avaliação de risco, seis módulos análise e relatório de resultados e um módulo geral de utilidades. Cada uma das três unidades de controle inclui capacidades de concepção gráfica e de gestão, além de instalações para controlar a execução dos modelos de acesso aos módulos de análise e comunicação de resultados (ANDREU; CAPILLA; SANCHIS, 1995).

O AQUATOOL apresenta as seguintes vantagens: utiliza um arquivo com formato de base de dados no armazenamento do conteúdo da simulação; para uma quantidade n de cenários a serem simulados não necessita possuir n arquivos de dados, onde a base de dados diferencia os dados de cada elemento por um código de elemento único e um código de cenário; interfaces de edições de dados para SIMGES e GESCAL totalmente diferenciados; possui uma ferramenta que gera as relações entre elementos do *Geographic Information System* (GIS) de uma bacia hidrográfica e elementos do modelo de simulação.

Salla et al. (2014), por meio dos módulos SIMGES e GESCAL vinculados ao AQUATOOL, analisaram os conflitos nos usos múltiplos da água na bacia do rio Araguari, buscando uma gestão integrada da quantidade e qualidade da água. O balanço hídrico proporcionou uma boa representação da realidade desta bacia, proporcionando um ajuste satisfatório entre os dados de qualidade da água medidos e simulados. Já Salla et al. (2014) utilizaram o AQUATOOL na bacia do rio Uberabinha, localizada no município de Uberlândia-MG, visando melhorias nos aspectos quantitativos e qualitativos da água. As simulações indicaram possíveis mudanças no planejamento e gestão da referida bacia visando atender as demandas para abastecimento público e também para manter os padrões de qualidade da água requeridos por lei.

O módulo SIMGES é um modelo de gerenciamento ou gestão de bacia hidrográfica que contém elementos superficiais e subterrâneos para gerir os usos múltiplos, cujas definições dos elementos a considerar são tarefas do usuário, no qual o modelo pode ser adaptado a qualquer tipo de esquema. Os elementos superficiais e subterrâneos considerados são: reservatórios superficiais; canais e trechos de rio; entradas intermediárias em trecho de rio; captações, tais como irrigação, demanda urbana e industrial; recargas ou retornos: refere-se ao retorno ao curso de água de uma previa captação; demandas sem consumo: consideram-se as usinas hidrelétricas; recarga artificial: refere-se a recarga de aquíferos em período chuvoso, definida por suas características físicas; extrações extras: coleta água de um aquífero por bombeamento para uma demanda qualquer; aquíferos: definidos pelos parâmetros físicos e operacionais (ANDREU; SOLERA; CAPILLA; FERRER; 1992).

De uma forma geral, o módulo SIMGES pode ser utilizado para: simular quantitativamente qualquer bacia hidrográfica para infraestruturas hipotéticas, demandas solicitadas e regras de gestão definidas por Comitê de Bacia Hidrográfica local; definir as regras de gestão de bacia hidrográfica mais adequadas para garantir a vazão ecológica mínima, a qualidade de água mínima em respeito a classificação do curso de água (Resolução CONAMA 357:2005); definir as vantagens e desvantagens das variações da vazão frente a um ou mais usos prioritários; simular a capacidade de bombeamento para dada demanda frente aos requisitos mínimos de reservação.

As principais características do módulo para as estimativas de variações de vazão em uma região qualquer são: as vazões superficiais de entrada (tributários, lançamentos pontuais de efluente etc) e saída (consumo humano, dessedentação de animais, irrigação, etc) são calculadas simplesmente pelo balanço de massa; com relação aos aquíferos, a vazão pode ser simulada por modelos simples ou multicelulares e também por modelos lineares distribuídos; o módulo considera também as perdas por evaporação e infiltração em reservatórios de acumulação e leitos de rio, além das interações existentes entre águas superficiais e subterrâneas; a gestão da bacia hidrográfica com relação aos usos múltiplos é realizada objetivando manter níveis líquidos fixos nos reservatórios, definidos pelo usuário, a fim de garantir uma demanda solicitada; o módulo também permite que o usuário defina as vazões ecológicas mínimas e usos prioritários; as simulações são executadas através de um algoritmo de otimização de rede de fluxo, que controla a vazão superficial dentro da

bacia hidrográfica objetivando ao mesmo tempo minimizar os déficits e maximizar os níveis líquidos nos reservatórios para demandas como irrigação, consumo humano, produção hidrelétrica etc.

Com o propósito de simular a qualidade da água vinculada ao gerenciamento quantitativo em cursos de água lênticos e lóticos, Paredes et al. (2007) desenvolveram o modelo de qualidade da água GESCAL, que permite simular a qualidade da água em todos os corpos de água dentro de uma bacia hidrográfica em diferentes condições quantitativas.

Os módulos SIMGES e GESCAL são interligados, compartilhando em interface gráfica os dados de qualidade e quantidade georreferenciados (PAREDES et al., 2010). Com isso, considerando hipoteticamente uma bacia hidrográfica com usos múltiplos e de forma transiente, a qualidade de água pode ser simulada para qualquer cenário de descarga, recarga e vazão ecológica simulada.

Salla et al. (2014) utilizou a ferramenta AQUATOOL na bacia hidrográfica do rio Uberabinha. O módulo SIMGES desenvolveu a modelagem quantitativa, e a partir desta, realizou-se a modelagem quantitativa no módulo GESCAL. Os parâmetros estudados foram oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e fósforo total. Os cenários de intervenções evidenciam a necessidade de escolha de novos locais, fora da bacia hidrográfica do Rio Uberabinha, para captações de água utilizadas no abastecimento público na cidade de Uberlândia. A qualidade da água estimada para os córregos menores não ocasionou alterações significantes na qualidade da água no rio Uberabinha, principalmente no baixo curso deste rio, como foi constatado através da análise de sensibilidade realizada. A calibração dos coeficientes de reações bioquímicas e das velocidades de sedimentação alcançou satisfatório ajuste entre dados observados e simulados para os parâmetros OD, DBO5, amônia, nitrato e fósforo total, com valores dentro de limites definidos na literatura.

O principal fornecedor de água de uma região altamente povoada, e também recebe águas residuais da mesma área, o rio Manzanares, localizado em Madri (Espanha), foi estudado por Paredes, Andreu e Solera (2010). Os efluentes de oito estações de tratamento de águas residuais a jusante do rio, que representam 90% do fluxo nas partes média e baixa do rio,

são as principais fontes de poluição da água. A modelagem de qualidade da água é tipicamente usada para avaliar o efeito de melhorias de tratamento em corpos d'água. Neste trabalho, o módulo GESCAL foi usado para simular a qualidade da água no Rio Manzanares. O GESCAL se mostrou apropriado para modelar de forma integrada a qualidade da água para sistemas de recursos hídricos, incluindo reservatórios e rios. Um modelo foi construído que simula a condutividade, fósforo, matéria orgânica carbonácea, oxigênio dissolvido, nitrogênio orgânico, amônia e nitratos. Além disso, um modelo diário foi utilizado para analisar a robustez do GESCAL modelo. Uma vez validado o modelo GESCAL, diferentes cenários foram considerados e simulados. Primeiro, diferentes combinações de eliminação de nutrientes entre as diferentes ETAs foram simuladas, levando conclusão de que os investimentos devem centrar-se em três das ETA propostas. Além disso, esses tratamentos não é suficiente para manter as condições do habitat dos peixes em todos os momentos.

Salla et al. (2014) aplicou o AQUATOOL na bacia do rio Araguari que tem um enorme potencial de recursos hídricos. A população e crescimento industrial geraram inúmeros conflitos privados e coletivos de interesse nos múltiplos usos de água, resultando na necessidade de gestão integrada da quantidade e qualidade da água na escala da bacia. O balanço hídrico realizado pelo módulo SIMGES forneceu uma boa representação da realidade desta bacia. No módulo GESCAL os parâmetros estudados foram oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e fósforo total. Os coeficientes de reações bioquímicas, taxas de sedimentação e liberação de oxigênio dissolvido foram calibrados e validados. Uma análise de sensibilidade indicou que os coeficientes de decomposição da matéria carbonosa, nitrificação, temperatura da água e demanda de oxigênio por sedimento interferiram mais significativamente nas variáveis. A ferramenta se mostrou eficaz para modelagens quantitativas ou qualitativas de água.

CAPÍTULO 3

MATERIAIS E MÉTODOS

Para o desenvolvimento deste estudo foi necessário conhecer as características da bacia hidrográfica, conforme item 3.1 – Área de estudo. O levantamento dos dados de entrada para as simulações de quantidade e qualidade de água, tais como dados fluviométricos, dados de qualidade da água e climatológicos, demandas consuntivas e não consuntivas, dados batimétricos e hidráulicos no rio foram inseridos no item 3.2 – Dados de entrada. A sequência traz a metodologia utilizada para regionalização de vazão – item 3.3, seguido pela descrição detalhada da ferramenta Aquatool – item 3.4. As metodologias para calibração e análise de sensibilidade foram inseridas no item 3.5, enquanto que a descrição dos cenários analisados foi inserida no item 3.6.

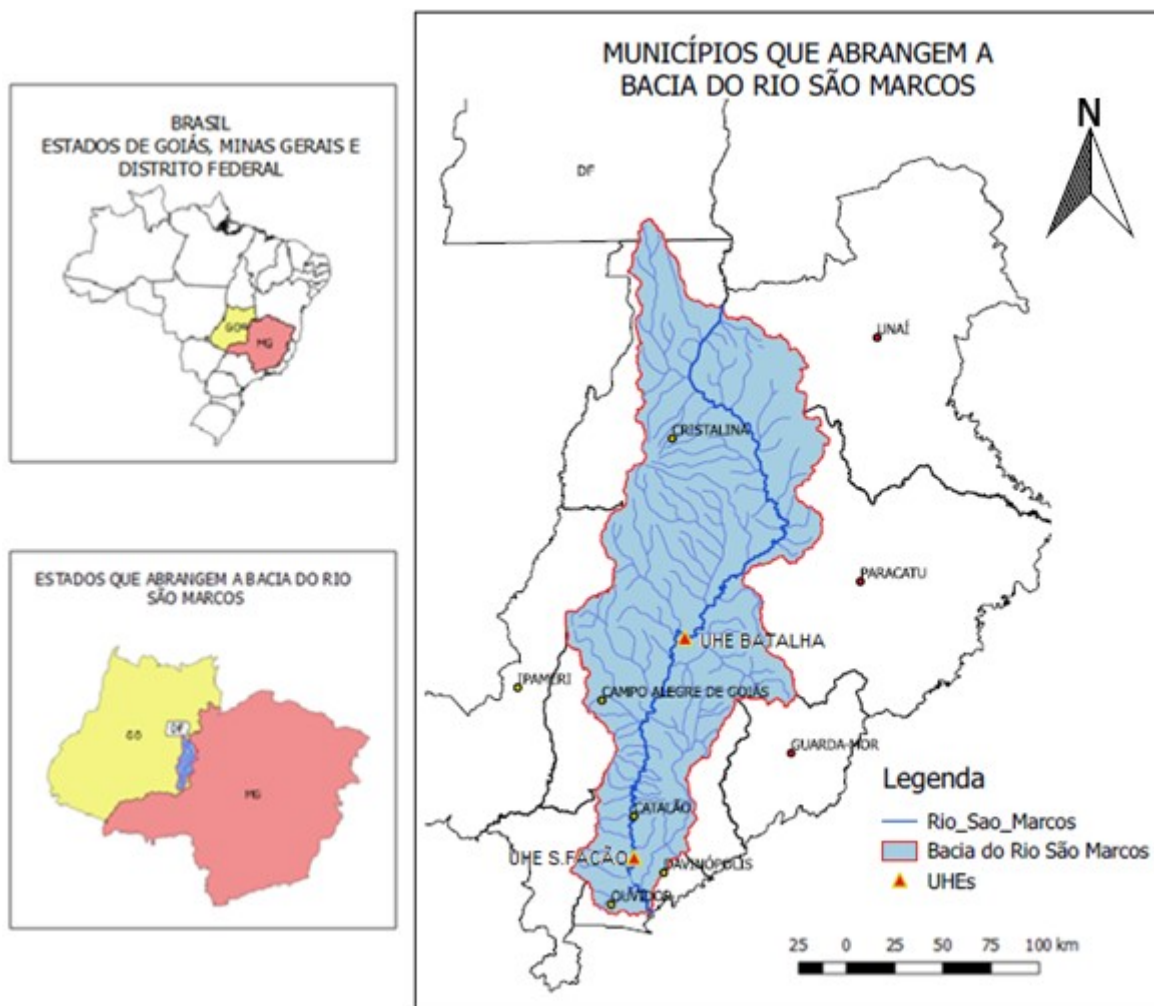
3.1 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Rio São Marcos localiza-se na região central do Brasil, abrangendo parcelas dos Estados de Goiás e Minas Gerais, além do Distrito Federal. O rio São Marcos divide os estados de Minas Gerais e Goiás no limite entre os municípios de Paracatu e Cristalina, respectivamente, e este rio também é um dos principais afluentes da margem direita do Rio Paranaíba (formador do Rio Paraná – Rio da Prata). A área de estudo localiza-se entre as coordenadas UTM (Zona 23 Sul) 191905 - 286161 mE e 8089111 – 8121130 mN, abrangendo terras do sul e sudeste goiano e uma pequena faixa alongada no oeste mineiro (ver Figura 2).

O rio São Marcos é um rio da União e percorre cerca de 480 km, da sua nascente em Brasília, no córrego Samambaia a uma altitude de aproximadamente 1000 m, até o encontro com o Rio Paranaíba, e abrange uma área de drenagem de 11.950 km², sendo 0,6% pertencente ao Distrito Federal, 71,9% ao estado de Goiás (71,9%) e 27,5% ao estado de Minas Gerais (ANA, 2017).

De acordo com a Figura 2, os municípios pertencentes a essa bacia hidrográfica são Catalão, Cristalina, Ouvidor, Campo Alegre de Goiás, Ipameri e Davinópolis no estado de Goiás, além de Paracatu, Unaí e Guarda-Mor no estado de Minas Gerais.

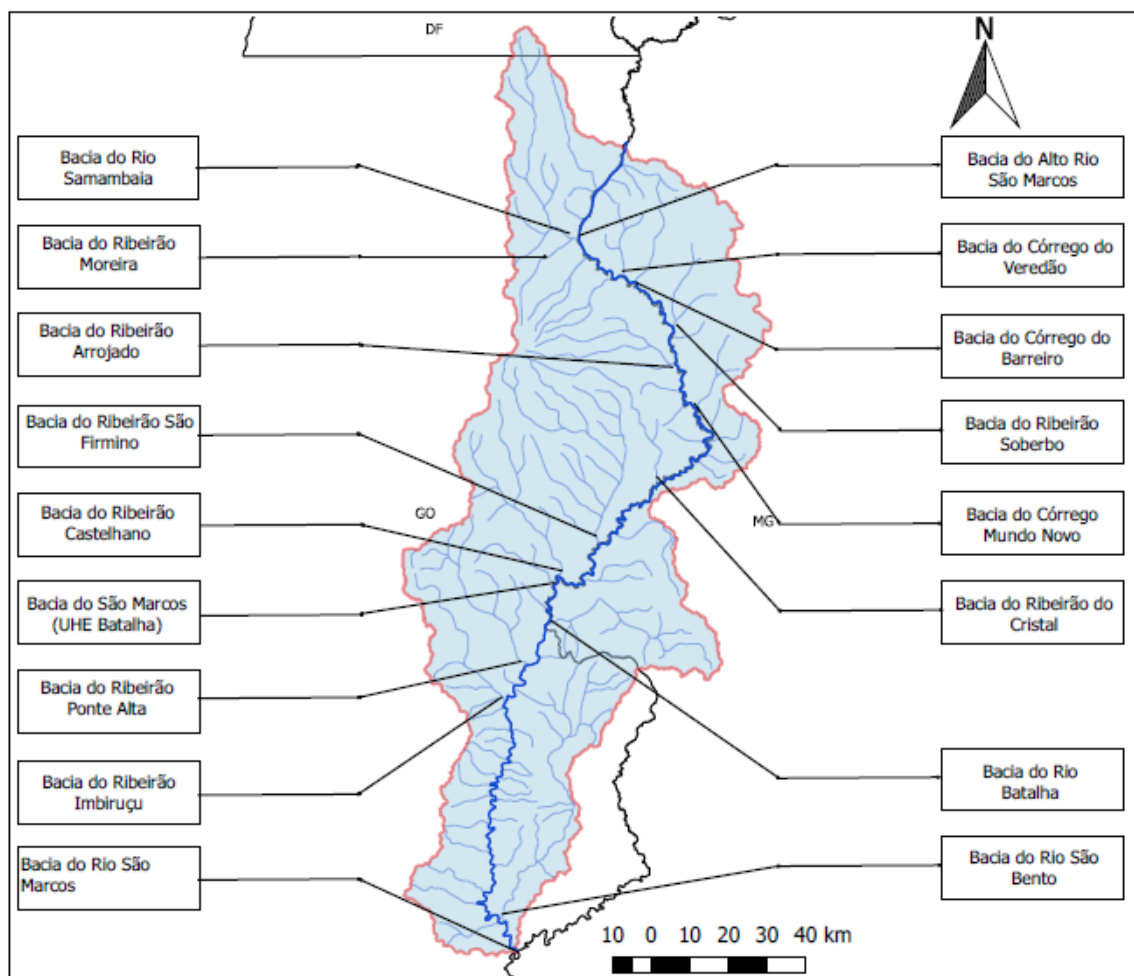
Figura 2 - Localização da bacia hidrográfica do Rio São Marcos



Fonte: Autor (2019)

O rio São Marcos faz confluência, em sua margem esquerda, com os ribeirões Soberbo, Mundo Novo e da Batalha e o rio São Bento, e pela margem direita, o rio Samambaia e os ribeirões Arrojado, São Firmino, Castelhana e Imburu (ver Figura 3).

Figura 3 - Principais afluentes do Rio São Marcos



Fonte: Autor (2019)

De acordo com EMBRAPA (2001), o solo na bacia hidrográfica do rio São Marcos é classificado em Cambissolo Háplico, Latossolo Vermelho, Latossolo Vermelho-amarelo, Neossolo Litólico e Plintossolo Pétrico.

Na região em que se encontra a bacia hidrográfica predomina o clima tropical úmido, portanto, a localidade possui dois períodos diferentes bem definidos: o seco e o úmido. Normalmente os verões são chuvosos e os invernos secos, sendo que o primeiro ocorre nos meses entre novembro e janeiro, já o segundo varia de 4 a 6 meses, principalmente nos meses entre junho e setembro. De acordo com o INMET (2017), a precipitação anual da bacia São Marcos varia entre 1330 e 1550 mm, sendo a média de aproximadamente 1426 mm. Já a evapotranspiração média anual é de cerca de 900 mm. As temperaturas médias anuais

predominantes ficam entre 18 e 22° C, com máxima de 37°C entre janeiro e março e mínima de 0° C entre maio e julho.

O relevo a montante da central hidrelétrica de Batalha é formado por chapadões e vales abertos em suas porções mais altas, ideais para a agricultura tecnificada (pivôs centrais). Já a geomorfologia da calha principal do rio São Marcos é formada por vales encaixados em suas porções média e baixa, com acentuada declividade, propícios para a geração de energia hidrelétrica (ANA, 2014)

Nos últimos anos, a agricultura irrigada na cultura de grãos, como milho, soja e feijão vem crescendo na bacia hidrográfica. Esta região é considerada propícia para a produção de sementes, grãos e hortícolas de alto valor agregado devido às excepcionais características de clima, relevo e solos. A irrigação enquadra-se como uma das principais formas de utilização da água deste rio, sendo, portanto, passíveis de autorização para seu funcionamento (ANA, 2017).

Além do uso para irrigação, as características geomorfológicas de seu vale favoreceram para a construção de duas Usinas Hidrelétricas (UHE) em cascata. A UHE de Batalha está localizada entre os municípios de Cristalina (GO) e Paracatu (MG) e possui capacidade de gerar 52,5 MW - energia suficiente para abastecer uma cidade de 130 mil habitantes, com outorga não consuntiva de uso da água fornecida à Furnas Usinas Elétricas por meio da Resolução ANA nº489/08 (BRASIL, 2011). Já a UHE Serra do Falcão localiza-se no estado de Goiás, entre os municípios de Catalão e Davinópolis, cujo reservatório abrange terras de cinco municípios goianos: Ipameri, Campo Alegre de Goiás, Catalão, Davinópolis e Ouvidor, além de um mineiro: Guarda-Mor. Esta usina apresenta capacidade de 210 MW, suficiente para atender a uma cidade com 1,2 milhão de habitantes, sendo um dos maiores empreendimentos de seu Estado. A Figura 2 traz a localização das duas UHEs.

Os múltiplos usos desta bacia hidrográfica, incluindo a irrigação e a geração de energia, potencializam os problemas existentes na região, uma vez que geram conflitos em sua utilização. A alta demanda de água para irrigação agrícola, o abastecimento urbano, a geração de energia pelas represas de Serra do Facão e a usina de Batalha levaram a Agência Nacional de Águas (ANA) a estabelecer, por meio da Resolução ANA nº562/2010, o Marco

Regulatório do Uso da Água na Bacia do Rio São Marcos. O documento estabelece, em conjunto com a Resolução ANA nº 564/2010, a alteração da outorga da UHE de Batalha, deste modo, o Marco Regulatório se transforma num instrumento de regulação, permitindo a emissão de outorga para vários usuários irrigantes.

O Marco Regulatório é um conjunto de regras pactuado entre órgãos gestores de recursos hídricos e usuários de água, com o objetivo de evitar a ocorrência de conflitos pelo uso da água. No caso da bacia hidrográfica do São Marcos, o Marco Regulatório estabelece limites e responsabilidades para a ANA, SEMARH/GO e IGAM (ABES, 2017).

3.1.1 Delimitação da bacia hidrográfica

Para o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos é necessário conhecer a bacia hidrográfica a ser estudada. A complexidade das bacias hidrográficas advém do tipo de solo e sua ocupação, do substrato geológico, da forma e tamanho das bacias de drenagem e das condições climáticas locais. Para diagnóstico e avaliação da degradação ambiental gerada, tem-se utilizado a bacia hidrográfica como uma unidade de planejamento, para o uso e exploração dos recursos naturais (PISSARRA, 1998).

A adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento é de aceitação internacional, não apenas porque representa uma unidade física bem caracterizada, tanto do ponto de vista de integração quanto da funcionalidade de seus elementos, mas também porque toda área de terra, por menor que seja, integra-se a uma bacia hidrográfica (DONADIO; GALBIATTI; PAULA; 2005). Logo, assume fundamental importância no que tange a gestão dos recursos hídricos.

Para delimitar a bacia hidrográfica do rio São Marcos foi utilizado o software QGis. Para isso, foi necessário possuir previamente o Modelo Digital de Elevação (MDE) ou Modelo Digital do Terreno (MDT) da região, a fim de extrair dados como hidrografia, mapa de altitudes e declividades da bacia hidrográfica. O Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) disponibiliza dados geomorfométricos do Brasil, estes estão todos estruturados em quadrículas compatíveis com a articulação 1:250.000, portanto, em folhas de 1º de latitude por 1,5 ° de longitude. Apesar de existir resolução de 30 x 30, foram usadas folhas do

topodata 90 x 90 disponibilizadas pelo INPE (2017). O primeiro passo foi identificar as folhas com os topodatas que incluem a região da bacia do rio São Marcos, conforme a Figura 4.

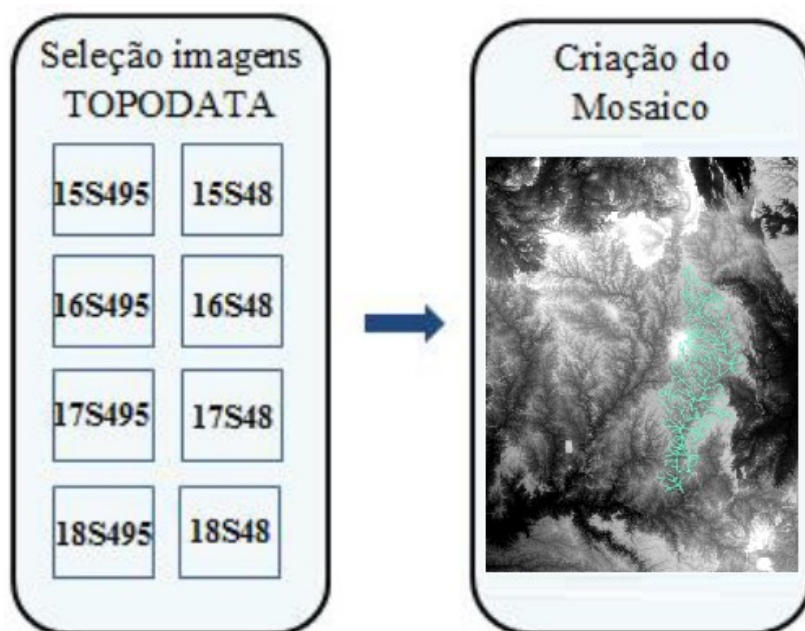
Figura 4 - Folhas com TOPODATA que incluem a região bacia hidrográfica São Marcos



Fonte: Inpe (2017)

Foram utilizadas as folhas 15S48_ZN, 15S495ZN, 16S48_ZN, 16S495ZN, 17S48_ZN, 17S495ZN, 18S48_ZN e 18S495ZN para a construção do mosaico das cartas topográficas dos topodatas. O mosaico encontra-se na opção de miscelânea dentro de *raster*, fazendo então, a união de todas as camadas em uma só com a mesma referência, conforme observado na Figura 5 (já com destaque para as principais hidrografias da bacia).

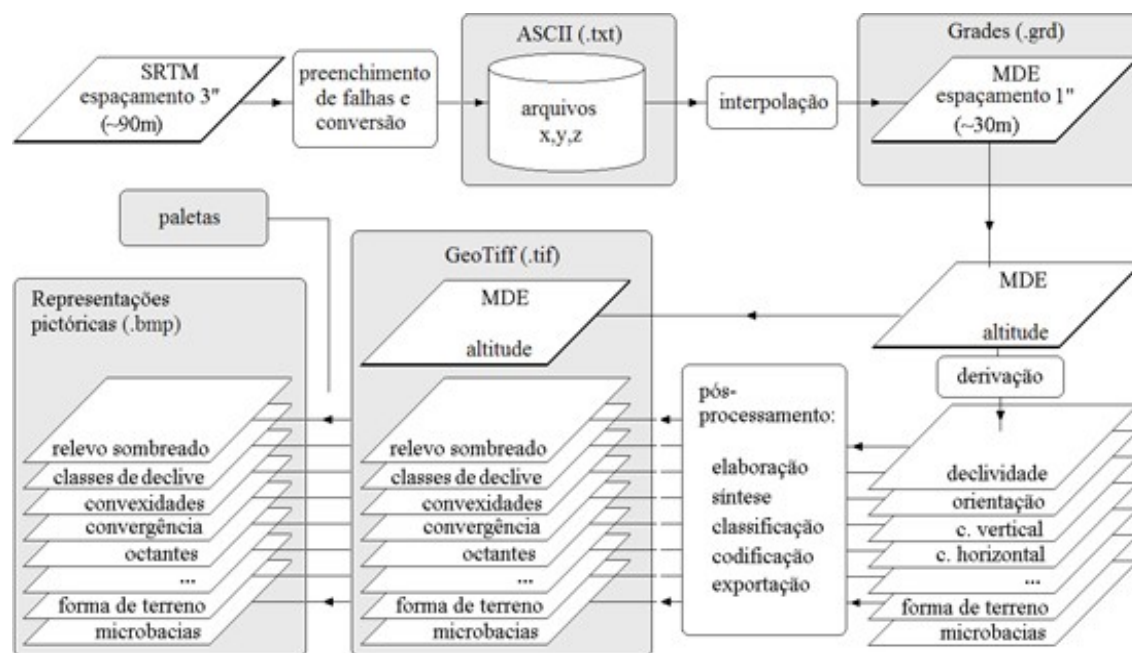
Figura 5 - Mosaico do MDE da região Bacia hidrográfica São Marcos



Fonte: Autor (2019)

A partir do mosaico formado, foi realizada a correção dos pixels, ou seja, o preenchimento de falhas, visto que o *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) possui falhas. O SRTM é a missão espacial para obter um modelo digital do terreno da zona da Terra entre 56 °S e 60 °N, de modo a gerar uma base completa de cartas topográficas digitais terrestres de alta resolução. A opção de preenchimento é uma ferramenta pertencente ao SAGA no QGis, chamada *Filled* e a mesma reduz os erros de sombreamento das imagens. Por meio do *Chamrl network and drainage basins*, gerou-se a direção do fluxo, conectividade de fluxo, *strahler order* e a drenagem da bacia, como pode ser visto na Figura 5, a qual representa a bacia hidrográfica estudada. Os dados foram disponibilizados em formatos correspondentes às etapas de processamento dos dados SRTM: preenchimento de falhas, refinamento, derivação e pós-processamento, de acordo com o fluxograma da Figura 6.

Figura 6 - Fluxograma dos arquivos TOPODATA produzidos ao longo do processamento dos dados SRTM



Fonte: INPE (2017)

A partir das ferramentas de processamento do QGis, utiliza-se o algoritmo *r.watershed* (programa de criação de bacias hidrográficas). Este algoritmo precisa de dados de elevação, que são requeridos por meio do SRTM utilizado. A parte principal dessa etapa é definir o tamanho mínimo da bacia hidrográfica, para ter detalhamento da direção da drenagem e a drenagem da bacia. Forma-se então a drenagem que será usada, conforme destaque da Figura 5.

Para indicar o tamanho mínimo para cada sub-bacia hidrográfica criada, é realizado um cálculo da quantidade de pixels que possui o MDT. Para isso, na Tabela de Conteúdos (ToC), escolhe-se a opção propriedades, na qual é possível observar que o MDT possui 8252 colunas por 3059 linhas, o que dá um total de 25.248.986 pixels. Estima-se então o valor de 1%, ou seja, 252.489,86 por cada sub-bacia hidrográfica. Assim, adotou-se o tamanho de 250.000 pixels.

Na camada *half-basins* formada do QGis, é possível ver várias micro-bacias da área selecionada. Com esta camada selecionada, por meio da ferramenta do Grass *r.to.vect*, faz-se a conversão de *raster* para camada vetorial, sendo a entrada a própria camada. O tipo de

polígono é área, com a seleção da opção *smooth corners of area features* para que a área seja detalhada. É importante conhecer a direção da drenagem na camada *Drainage Direction*.

Outra ferramenta é utilizada nesse procedimento para definir o ponto exultório da bacia hidrográfica, neste caso o algoritmo é *r.water.outlet*. Esta é aplicada a partir da direção da drenagem já gerada pelo *r.watershed*, a coordenada do ponto de saída é obtida pela ferramenta captura de coordenadas, tendo as coordenadas geográficas do ponto exultório da bacia hidrográfica. Com isto, obteve-se as bacia hidrográfica com as drenagens, gravando a bacia do rio escolhida em *raster*, e o mesmo será convertido para vetor pela função *r.to.vect*. Forma-se então a bacia do rio São Marcos como vetor, que será utilizado para camada de recorte dos dados obtidos e trabalhados, utilizada em todos os mapas deste trabalho.

3.2 DADOS DE ENTRADA

Este item traz na sequência a metodologia utilizada para obtenção dos seguintes dados de entrada: dados fluviométricos, dados de qualidade da água e climatológicos, demandas consuntivas e não consuntivas outorgadas e, para finalizar, dados hidráulicos para o ambiente lótico e batimétricos para os reservatórios.

3.2.1 Dados fluviométricos

As séries históricas de vazão afluente, vertente e turbinada nas barragens dos reservatórios de Batalha e Serra do Facão, para o período de outubro de 2014 a setembro de 2017, foram utilizadas neste estudo para estimar, a partir do método de descarga específica, as séries sintéticas de vazão para as contribuições difusas e para as sub-bacias afluentes ao rio São Marcos. As séries históricas foram fornecidas pelo Sistema de Acompanhamento de Reservatórios (SAR, 2018).

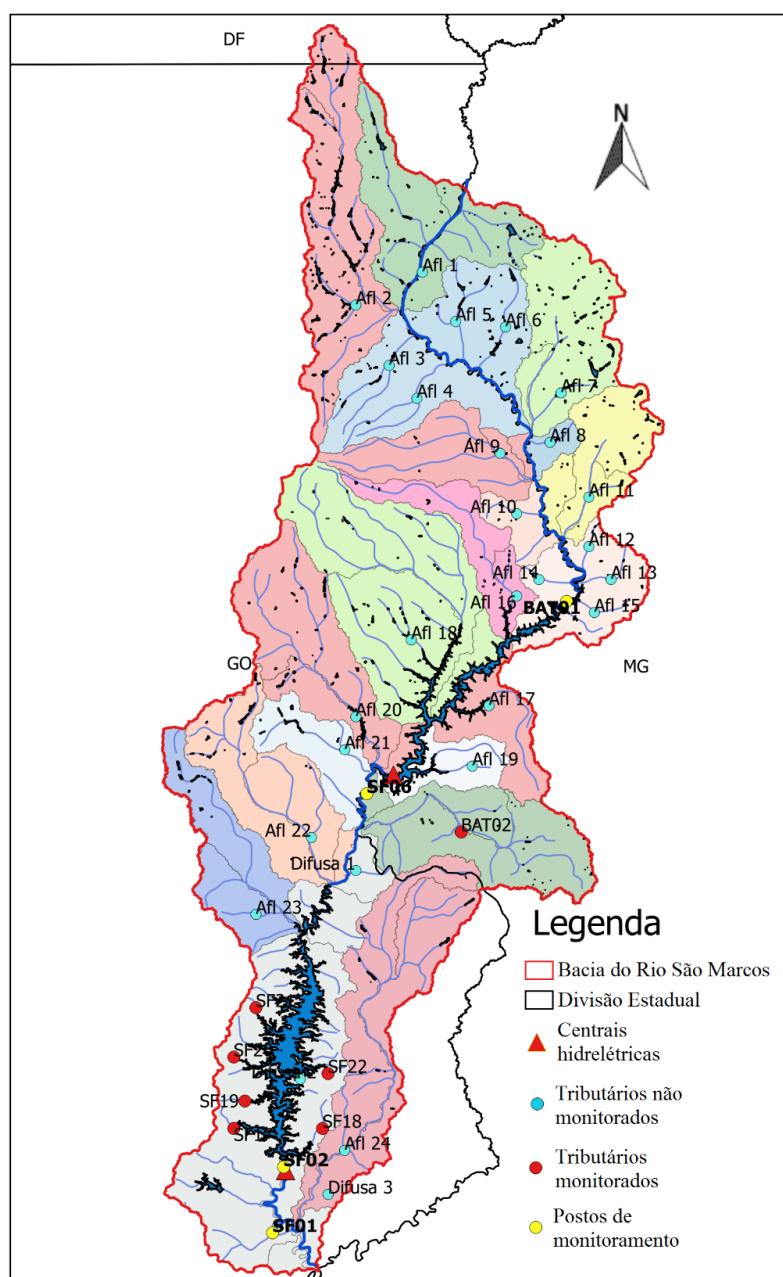
3.2.2 Dados de qualidade da água e climatológicos

Os dados de qualidade da água foram obtidos por meio da consulta a documentos técnicos e cadastros eletrônicos disponibilizados pelas autarquias municipais e água e esgoto, a Superintendência Regional de Meio Ambiente Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba

(SUPRAM), IGAM, SEMARH-GO e as empresas ambientais contratadas por Eletrobrás Furnas.

Os parâmetros de qualidade da água utilizados neste estudo de mestrado incluem a temperatura da água, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e nitrato, obtidos junto ao Sefac (2018) e IGAM (2017). A Figura 7 traz os postos de monitoramento inseridos no estudo.

Figura 7 - Localização dos postos de monitoramento de qualidade da água



Fonte: Autor (2019)

Os postos de monitoramento de qualidade da água identificados na Figura 7 como BAT01 (a montante da área represada da UHE Batalha), SF06 (UHE Batalha), SF02 (UHE Serra do Facão) e SF01 (no final no trecho do rio São Marcos, próximo à confluência com o rio Paranaíba), todos inseridos ao longo do rio São Marcos, foram utilizados no processo de calibração dos coeficientes de reações bioquímicas e das constantes de sedimentação inseridos no módulo GESCAL. Já os postos identificados como BAT02, SF17, SF18, SF19, SF20, SF21 e SF22 foram utilizados como dados de entrada de qualidade da água para os respectivos tributários no módulo GESCAL.

No processo de calibração do modelo, a qualidade da água para os outros afluentes, cujos dados não são monitorados pelos órgãos ambientais (identificados na Figura 7 pelos postos Afl 1, Afl 2, Afl 3, Afl 4, Afl 5, Afl 6, Afl 7, Afl 8, Afl 9, Afl 10, Afl 11, Afl 12, Afl 13, Afl 14, Afl 15, Afl 16, Afl 17, Afl 18, Afl 19, Afl 20, Afl 21, Afl 22, Afl 23, Afl 24, Difusa 1, Difusa 2 e Difusa 3), foram assumidos dentro do padrão de qualidade do rio classe 2, de acordo com o CONAMA 375/2005, além de seguir as recomendações de Von Sperling (2014).

Os dados climatológicos utilizados neste estudo de mestrado foram a evaporação nos reservatórios e a temperatura da água nos quatro postos de monitoramento ao longo do rio São Marcos (BAT01, SF06, SF02 e SF01 – ver Figura 7), obtidos junto ao INMET e Furnas. A Tabela 13 traz as coordenadas geográficas das estações de qualidade da água e climatológica utilizadas.

Tabela 1 – Coordenadas geográficas das estações de qualidade da água e climatológica utilizadas

Estação de amostragem	Descrição da estação de amostragem	Latitude Decimal	Longitude Decimal
SF01	Rio São Marcos, cerca de 10 km a jusante da barragem de Serra do Facão (Trecho lótico)	-18.10	-47.69
SF02	Rio São Marcos, cerca de 3 km a jusante da barragem de Serra do Facão (Trecho lótico)	-18.06	-47.67
SF06	Rio São Marcos, logo a jusante da barragem de Batalha (Trecho lótico)	-17.38	-47.52
SF17	Ribeirão Pires (Trecho lótico)	-17.99	-47.76
SF18	Ribeirão São João da Cruz (Trecho lótico)	-17.99	-47.60
SF19	Ribeirão Buracão (Trecho lótico)	-17.94	-47.74

SF20	Ribeirão Segredo (Trecho lótico)	-17.86	-47.76
SF21	Ribeirão Pirapetinga (Trecho lótico)	-17.77	-47.72
SF22	Córrego Anta-Gorda (Trecho lótico)	-17.89	-47.59
BAT01	Rio São Marcos - entre Córrego dos Crioulos e Córrego dos cachorros	-17.03	-47.16
BAT02	Rio Batalha	-17.45	-47.35

Fonte: Autor (2019)

Com relação à temperatura, em cada posto de monitoramento foi gerada uma curva mensal de temperatura. Para as conduções ou trechos de rio localizados a montante da estação BAT01, foi adotada a curva da estação BAT01. Para os trechos entre as estações BAT01 e SF06 foi adotada a curva da estação SF06. Para os trechos entre as estações SF06 e SF02 foi adotada a curva da estação SF02 e, por fim, para os trechos entre as estações SF02 e SF01 foi adotada a curva da estação SF01. A jusante de SF01 foi adotada a curva da estação SF01.

3.2.3 Demandas consuntivas e não consuntivas outorgadas

Os dados georreferenciados foram fornecidos pela Agência Nacional de Águas, pela SUPRAM/IGAM e SEMARH-GO, com abrangência das demandas consuntivas para abastecimento público, irrigação, mineração e não consuntivas superficiais outorgadas do setor hidrelétrico. Na avaliação das vazões outorgadas foram consideradas apenas as outorgas em vigência no período de realização da modelagem de qualidade da água (outubro de 2014 até setembro de 2017).

3.2.4 Dados hidráulicos e batimétricos

Alguns dados hidráulicos em ambiente lótico e batimetria dos reservatórios são requeridos pela ferramenta GESCAL nas simulações quantitativa e de qualidade da água.

Com relação aos dados hidráulicos em ambiente lótico, a partir da escolha na ferramenta pela equação de Manning, os dados requeridos são: largura da superfície do canal, declividade de fundo do canal, declividade de talude lateral e coeficiente de rugosidade de Manning. A sequência traz o procedimento utilizado para a obtenção dos dados e distribuições espaciais ao longo do rio São Marcos.

Inicialmente, as coordenadas geográficas de cada nó (obtidas no QGIS) foram lançadas no software Google Earth. A Figura 8 traz os nós lançados no Google Earth. A partir daí foi possível levantar a largura do canal principal do rio São Marcos em cada nó, a altitude em cada nó (mesmo que esta ferramenta forneça apenas um valor aproximado) e o comprimento longitudinal entre os nós.

A largura em cada trecho de rio (formado entre dois nós) foi assumida como a média entre as larguras nos nós de montante e jusante. A declividade longitudinal em cada trecho foi obtida a partir da razão entre a diferença de altitudes entre os nós pelo comprimento do trecho. A declividade lateral do talude (nas margens direita e esquerda) foi considerada fixa e igual a 45° em todo o trecho do rio São Marcos estudado.

Quanto ao coeficiente de rugosidade de Manning, dentre a diversidade de metodologias para estimar este coeficiente, optou-se por utilizar o método Cowan (CHOW, 1959). Este método permite uma análise conjunta dos diversos fatores que influenciam na resistência ao escoamento.

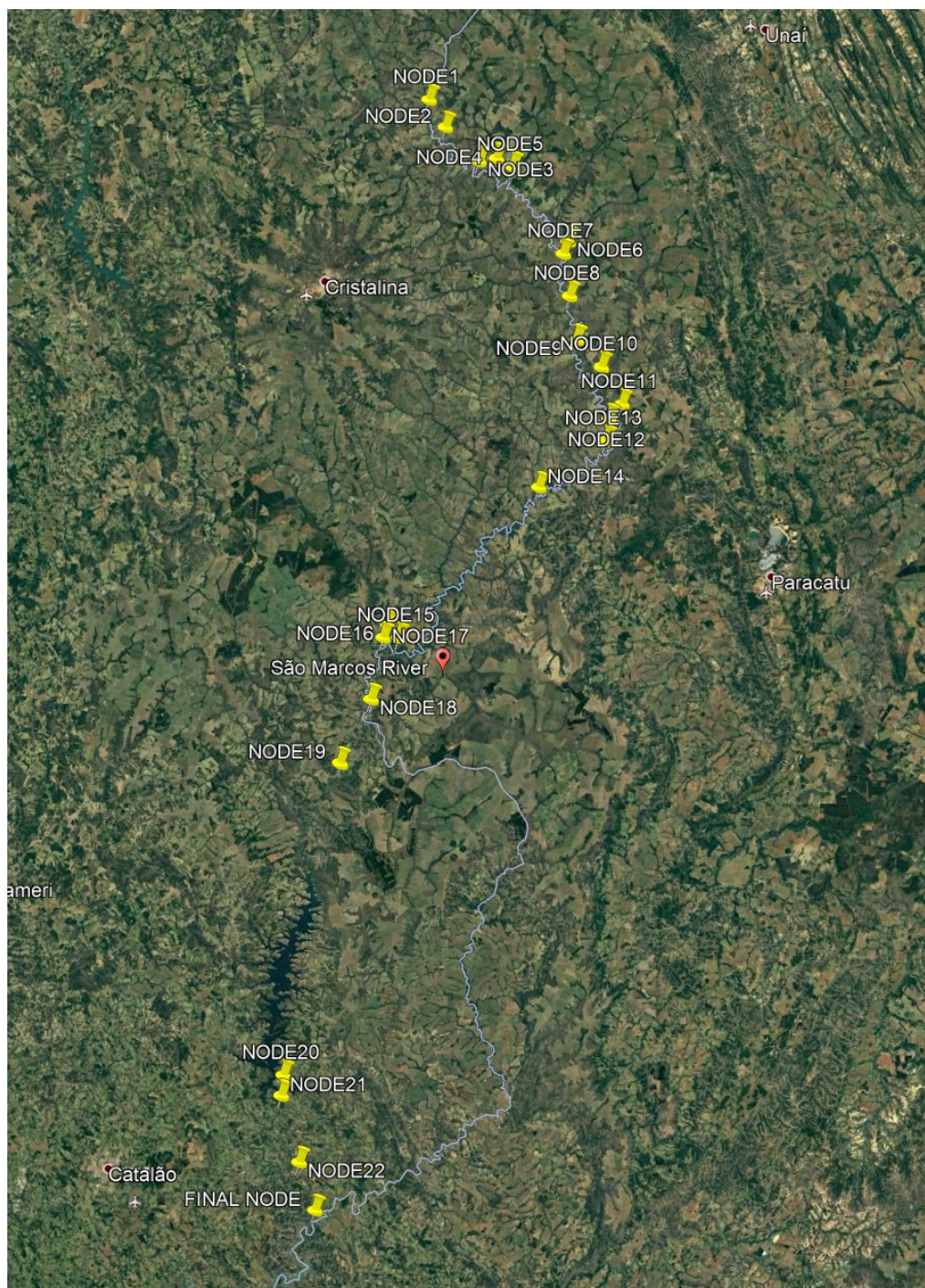
De acordo com o método de Cowan (CHOW, 1959), o coeficiente de rugosidade é calculado pela Equação 3.1.

$$\eta = (\eta_0 + \eta_1 + \eta_2 + \eta_3 + \eta_4).m \quad (3.1)$$

Nas quais: η_0 é o valor básico do coeficiente de rugosidade para um canal retilíneo, uniforme e com superfícies planas, de acordo com o material associado a superfície de contato; η_1 é o valor adicional correspondente as irregularidades presentes no curso de água, tais como erosões, assoreamentos, saliências e depressões na superfície; η_2 é o valor correspondente à frequência de ocorrência de variações de forma no curso de água, analisada segundo as possibilidades de causar perturbações no fluxo; η_3 é o valor baseado nas presenças de obstruções presentes no curso de água, tais como deposições de matacões, raízes, troncos, entre outros, avaliados segundo sua extensão no sentido da redução da seção e sua possibilidade de causar turbulência no escoamento; η_4 é o valor baseado na influência da vegetação no escoamento, devendo ser avaliado segundo o tipo, densidade e altura da vegetação nas margens, bem como a obstrução acarretada na seção de vazão; m representa

o grau de meandrização do curso de água, avaliado pela razão entre o comprimento efetivo do trecho e a distância retilínea percorrida.

Figura 8 - Nós lançados no Google Earth



Fonte: Autor (2019)

Os valores dos parâmetros inseridos na Equação 3.1 foram obtidos a partir da Tabela 2.

Tabela 2 – Valores dos termos que estabelecem o coeficiente de rugosidade de Manning

Condição do canal		Valores de η
η_0 Material envolvido	Solo	0.020
	Rocha	0.025
	Pedregulho fino	0.024
	Pedregulho graúdo	0.028
η_1 Grau de irregularidade	Liso	0.000
	Pequeno	0.005
	Moderado	0.010
	Severo	0.020
η_2 Variações da seção transversal	Gradual	0.000
	Alternâncias ocasionais	0.005
	Alternâncias frequentes	0.010-0.015
η_3 Efeitos de obstruções	Desprezível	0.000
	Pequeno	0.010-0.015
	Apreciável	0.020-0.030
	Severo	0.040-0.060
η_4 Vegetação	Baixa	0.005-0.010
	Média	0.010-0.025
	Alta	0.025-0.050
	Muito Alta	0.050-0.100
m Grau de meandrização	Pequeno	1.000
	Apreciável	1.150
	Severo	1.300

Fonte: Chow (1959)

Os dados batimétricos dos reservatórios de Batalha e Serra do Facão foram fornecidos por FURNAS (2018). Os dados incluem informações completas, desde a cota mínima (relativo ao volume morto) até a cota máxima vertente. Dentro da ferramenta AQUATOOL são inseridas apenas dez séries dos valores de cota líquida, área de inundação e volume inundado. Com isso, foram escolhidas séries aleatórias para alimentar a ferramenta.

3.3 REGIONALIZAÇÃO DE VAZÃO

A reduzida quantidade de postos fluviométricos existentes no Brasil, associada a uma distribuição espacial não uniforme, fazem com que os profissionais da área de recursos hídricos utilizem mecanismos para estimar as séries sintéticas de vazão em regiões com ausência destes dados. Dentre os mecanismos mais utilizados, destaca-se o conceito de descarga específica, que representa a vazão por unidade de área da bacia hidrográfica.

As vazões difusas e pontuais dos afluentes em todo o trecho do rio São Marcos foram estimadas pelo conceito de descarga específica, utilizando as vazões turbinada, vertida e afluente nas duas usinas hidrelétricas como dados de entrada. As duas usinas hidrelétricas em cascata, localizadas ao longo dos cursos médio e baixo do rio São Marcos mantêm o registro diário das vazões vertida, turbinada e afluente, cujos dados foram obtidos pelo Sistema de Acompanhamento de Reservatórios (SAR) - ANA.

As equações 3.2 e 3.3 representam o cálculo das vazões pontuais (das sub-bacias) e difusas no trecho a montante da UHE de Batalha, enquanto as equações 3.4 e 3.5 representam o cálculo das vazões pontuais (das sub-bacias) e difusas no trecho entre as UHEs de Batalha e Facão. Foram utilizados os dados de outubro de 2014 até setembro de 2017, que corresponde ao período em que as duas usinas hidrelétricas estão em operação, visto que a UHE Serra do Facão começou a operar em 2010 e a UHE Batalha em 2014.

$$Q_{\text{sub-bacia}1i} = (Q_{\text{Aflu-Batalha}}/A_{\text{total}1}) \cdot A_{\text{sub-bacia}1i} \quad (3.2)$$

$$Q_{\text{difusa}1i} = [(Q_{\text{Aflu-Batalha}}/A_{\text{total}1}) \cdot A_{\text{sub-bacia}1i}] / L_{\text{trecho}1i} \quad (3.3)$$

$$Q_{\text{sub-bacia}2i} = ((Q_{\text{Aflu-Facão}} - Q_{\text{Deflu-Batalha}}) / A_{\text{total}2}) \cdot A_{\text{sub-bacia}2i} \quad (3.4)$$

$$Q_{\text{difusa}1i} = [(Q_{\text{Aflu-Facão}} - Q_{\text{Deflu-Batalha}}) / A_{\text{total}2}) \cdot A_{\text{sub-bacia}1i}] / L_{\text{trecho}1i} \quad (3.5)$$

Nas quais: i corresponde a uma determinada sub-bacia; n corresponde ao número de sub-bacias; $Q_{\text{Aflu-Batalha}}$ é a vazão afluente na UHE Batalha ($\text{hm}^3/\text{mês}$); $Q_{\text{Aflu-Facão}}$ é a vazão afluente na UHE Serra do Facão ($\text{hm}^3/\text{mês}$); 1 é a área de contribuição ou o trecho do rio São Marcos a montante da UHE Batalha (km^2); 2 é a área de contribuição ou o trecho do rio São Marcos entre as UHEs de Facão e Batalha (km^2); $Q_{\text{sub-bacia}}$ é a vazão em cada sub-bacia ($\text{hm}^3/\text{mês}$); A_{total} é a área total de contribuição (km^2); $A_{\text{sub-bacia}}$ é a área total de contribuição de cada sub-bacia (km^2); Q_{difusa} é a vazão em cada sub-bacia difusa (km^2).

3.4 FERRAMENTA AQUATOOL

Existem poucas ferramentas ou modelos computacionais que simulam a qualidade de água vinculada à quantidade de água em escala da bacia hidrográfica. O *Instituto de Ingenieria del Agua y Medio Ambiente de La Universidad Politécnica de Valencia* - IIAMA/UPV - desenvolveu um Sistema de Suporte à Decisão denominado AQUATOOL. Dentre diversos

módulos para planejamento e gestão de recursos hídricos, os utilizados neste estudo de mestrado foram: o módulo SIMGES, que é utilizado na modelagem da quantidade da água (Andreu et al., 2007); e o módulo GESCAL, que modela a qualidade de água em córregos, rios e reservatórios de acumulação (Paredes et al., 2007).

O AQUATOOL é uma interface para a edição, simulação, revisão e análise de modelo de simulação de gestão de bacias hidrográficas, incluindo o módulo de simulação da qualidade da água em ambientes lênticos e lóticos (AQUATOOL, 2015).

De acordo com Salla et al. (2014), a ferramenta computacional AQUATOOL tem grande utilidade como um sistema de suporte à decisão no planejamento e gerenciamento de bacias hidrográficas complexas.

Assim, o funcionamento do AQUATOOL busca, em escala mensal, atender os objetivos pré-estabelecidos. Estes objetivos resultam de restrições quantitativas, como valores mínimos de escoamento em cursos de água ou canais artificiais, de demandas de água a satisfazer e volumes a serem armazenados a níveis máximos e mínimos em reservatórios e aquíferos, e qualitativos, como parâmetros de qualidade da água a serem atendidos.

Os módulos SIMGES e GESCAL são interligados, compartilhando em interface gráfica os dados de qualidade e quantidade georreferenciados (PAREDES et al., 2010). Esses módulos são descritos nos itens 3.4.2 e 3.4.3.

3.4.1 Criação da topologia

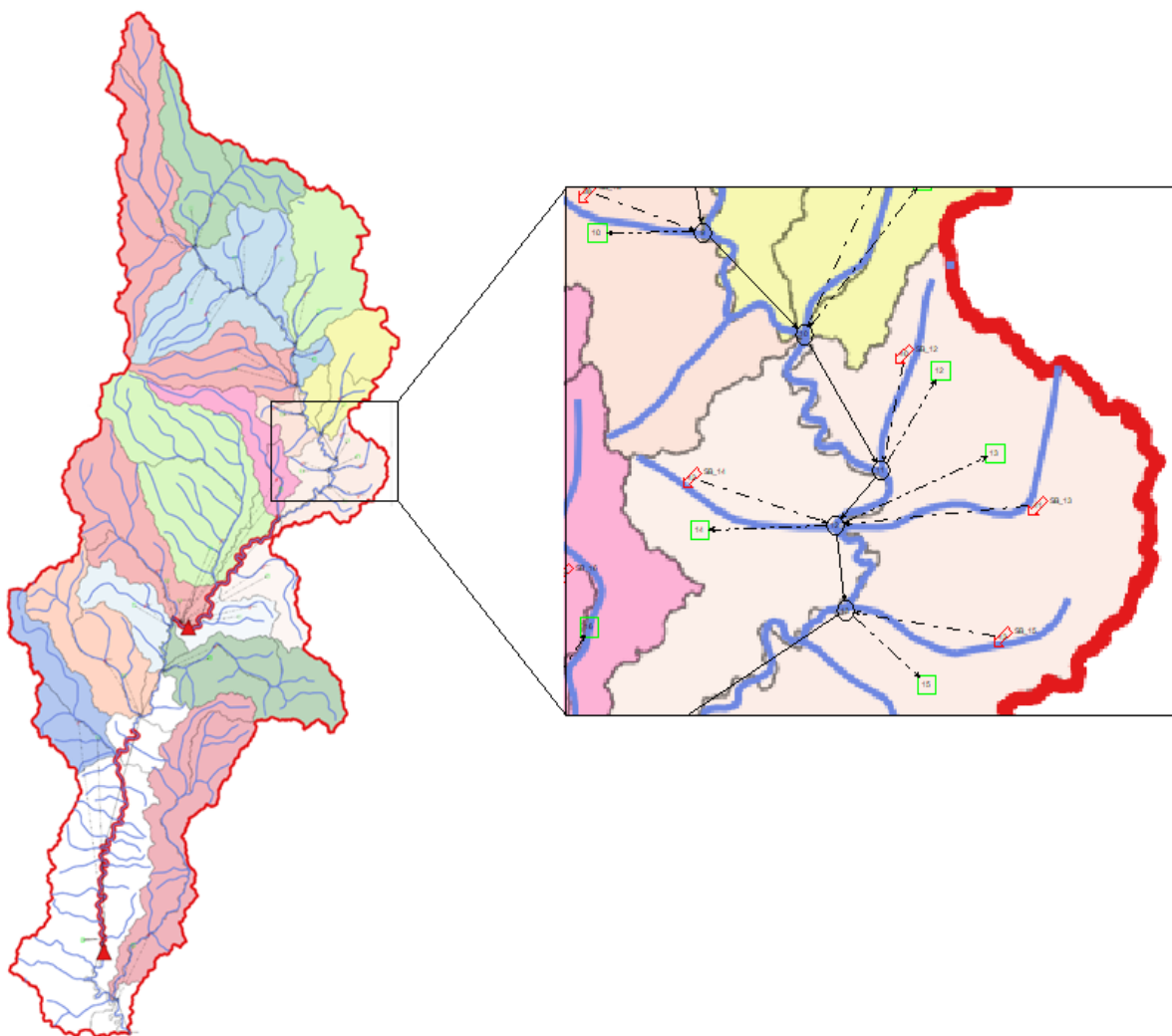
A topologia de um sistema hídrico trata-se basicamente de um esquema situacional da bacia hidrográfica em estudo elaborado diretamente na ferramenta computacional AQUATOOL, na qual todos os elementos do modelo são organizado a critério do usuário e sem a necessidade de manutenção de uma escala.

O fator facilitador desta ferramenta computacional é que não existe a necessidade de seguir uma ordem na introdução dos elementos do modelo. A única premissa que existe é que na criação dos elementos de conexão, sejam as tomas (ligação entre um nó e uma demanda) e

as conduções, os elementos inicial e final devem ser previamente introduzidos no esquema. A Figura 9 traz a topologia do sistema hídrico da bacia do rio São Marcos na ferramenta computacional AQUATOOL.

Na criação de sistemas hídricos complexos, é muito útil empregar uma imagem da bacia hidrográfica estudada para ajudar a localizar os elementos em uma posição relativa consistente com a localização geográfica que este representa. Quanto a isto, o AQUATOOL permite o uso de uma imagem subposta para a inclusão dos elementos do sistema hídrico.

Figura 9 - Topologia da bacia hidrográfica do rio São Marcos na ferramenta AQUATOOL



Fonte: Autor (2019)

De acordo com Andreu et al. (2007), os elementos superficiais e subterrâneos do modelo são representados por diversos símbolos. A definição de alguns tipos de elementos, que são

combinados pelo usuário a partir de diferentes formas, permite a adaptação do modelo a qualquer esquema. Os elementos considerados pela ferramenta são:

- Reservatórios: são definidos por seus parâmetros físicos e seus parâmetros de gerenciamento (volumes máximos, volumes objetivos e prioridade de armazenamento em relação a outros reservatórios);
- Contribuições intermediárias: são considerados como entradas de água para o sistema;
- Condução: contempla as seções de rio, canais e qualquer outra conexão que deve ser estabelecida. Permanecem definidos por seus parâmetros físicos (incluindo capacidades máximas) e por seus possíveis fluxos mínimos (geralmente ecológicos). Distingue-se em um grupo de conduções cinco tipos:
 - Tipo 1: basicamente respondem à definição do parágrafo anterior.
 - Tipo 2: contemplam perdas por filtração no canal.
 - Tipo 3: contemplam uma conexão hidráulica entre o rio e um aquífero subjacente, e, portanto, a vazão do aquífero para o rio e vice-versa, dependendo do estado do aquífero.
 - Tipo 4: responde à definição do tipo 1 com fluxo máximo função instantânea da diferença de altura entre a entrada e a saída da condução. Se um reservatório está localizado na fonte ou no final, é considerado a variação de altura, a fim de determinar o máximo que pode circular ao longo do mês.
 - Tipo 5: são conexões hidráulicas entre nós e/ou reservatórios, para o qual o fluxo circulante é uma função da diferença de altura entre seus fins. A circulação de água pode ocorrer em ambos os sentidos e a variação na elevação que pode ser tomada nos reservatórios para ao longo do mês;
- Demandas consuntivas: são aqueles elementos que usam a água e a consomem e, portanto, a parcela de água que é perdida para o sistema. Permanece incluso neste tipo tanto as áreas irrigáveis quanto as demandas urbano e industrial. Elas são definidas por sua curva de demanda, seus parâmetros de consumo, suas ingestões e sua conexão com algum elemento de retorno. Admite o fornecimento para a mesma demanda de diferentes fontes;
- Elementos de retorno: são simplesmente definições de pontos de retorno de água para o sistema de demandas de consumo;
- Demandas não-consuntivas (usinas hidrelétricas): são aqueles elementos que usam a água sem consumi-la. Eles são definidos por seus dados físico e dados de produção e para a vazão meta mensal a ser usada;

- Recarga artificial: são elementos cuja vazão irá recarregar aquíferos, sendo os excedentes utilizados para este fim. Eles são definidos por suas características físicas;
- Bombeamento adicional: são elementos para coletar água de aquíferos incorporados ao sistema de superfície para uso no local diferente da área onde ocorre o bombeamento;
- Aquíferos: são definidos por seus parâmetros físicos e por alguns parâmetros operacionais, que uma vez ultrapassados, cancelam extrações.

3.4.2 Módulo SIMGES

O módulo SIMGES realiza o balanço hídrico, em escala local ou de bacia hidrográfica, a partir da definição espacial e quantitativa das descargas e recargas, sendo as retiradas pontuais para irrigação, indústria, mineradora, consumo humano, entre outros, e os afluentes pontuais e difusos superficiais e subterrâneos e dos requisitos ambientais definidos pelos órgãos ambientais. Este módulo permite simular quantitativamente qualquer bacia hidrográfica que possua regra de gestão definida pelo Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH). Neste módulo é possível definir as prioridades de demanda para garantir a vazão ecológica mínima e a qualidade de água mínima em respeito à classificação do curso de água (Resolução CONAMA 357:2005), bem como, definir as vantagens e desvantagens das variações da vazão frente a um ou mais usos prioritários. Além disso, simula a capacidade de bombeamento para dada demanda frente aos requisitos mínimos de acumulação (AQUATOOL, 2015)

A simulação é realizada mensalmente e reproduz a escala de detalhe espacial do fluxo de água por meio do sistema, conforme a escolha do usuário. Para subsistemas, a vazão é calculada simplesmente por continuidade ou balanço, enquanto que para subsistemas de subsuperfície ou aquíferos, o fluxo é simulado por modelos de células, uni ou pluricelulares, conforme apropriado, ou mesmo por modelos de fluxo linear distribuído. As perdas por evaporação e filtração em reservatórios e canais também são consideradas na simulação, bem como as relações entre as águas superficiais e subterrâneas.

De acordo com Aquatool (2015) a simulação e o gerenciamento do sistema de superfície são realizados ao mesmo tempo por meio do uso de um algoritmo de otimização de rede de fluxo conservativo. O referido algoritmo é responsável por determinar a vazão no sistema tentando

satisfazer ao máximo múltiplos objetivos para minimizar déficits e a máxima adaptação às curvas de volumes alvo de reservatórios e metas de produção hidrelétrica.

3.4.2.1 Balanço hídrico

Para o adequado planejamento e gestão de recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica é preciso conhecer as potencialidades do curso de água com relação as variações espaciais e temporais de vazão (GAMIZ-FORTIS et al., 2011). O balanço hídrico na bacia hidrográfica do rio São Marcos, para uma série histórica e sintética de dados fluviométricos associada as demandas consuntivas e não-consuntivas outorgadas, foi obtido com o auxílio do módulo SIMGES, vinculado a ferramenta computacional AQUATOOL, que funciona como suporte de decisão em recursos hídricos na escala de bacia hidrográfica.

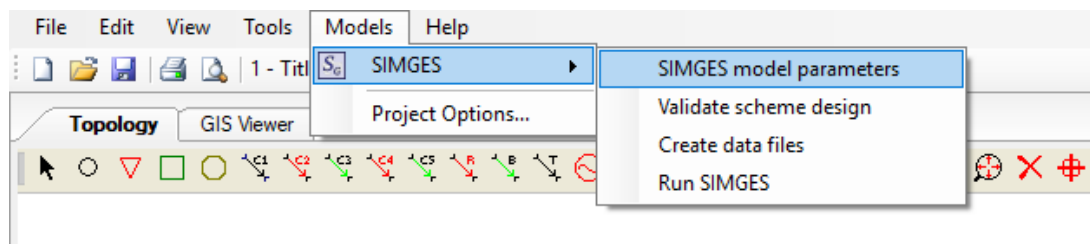
Sabe-se que o balanço é feito entre as entradas e saídas, deste modo, para a simulação, são necessários os dados de demanda outorgada, válidas no período da simulação, além dos dados fluviométricos e batimétricos dos reservatórios. Estes dados são incluídos na topologia, através dos elementos do AQUATOOL, preenchidos mensalmente com os valores de vazão, os dados batimétricos dos reservatórios, bem como as outorgas.

A primeira etapa para realizar o balanço hídrico consistiu na divisão da bacia hidrográfica do rio São Marcos em várias sub-bacias. Em cada uma das sub-bacias, calcula-se a área, a demanda e estima-se a série sintética de vazão pelo método de descarga específica. Tem-se valores diários de vazão e dados batimétricos do reservatório, e a partir deles, estabelece a média representativa para o mês. São inseridos elementos do tipo nó, para preenchimento da topologia. Dos nós saem as demandas. Já as vazões e as cargas difusas divididas em seu comprimento, ambas são alocadas como aportações, além da cota, da área alagada e do volume útil, que caracterizam o reservatório.

Uma vez preenchida a topologia, inicia-se as simulações com o modelo de cálculo SIMGES. Dentro do AQUATOOL, há o menu Modelos, onde se opta pela ferramenta SIMGES, e posteriormente se seleciona o ícone de execução, conforme Figura 10. Então, uma nova janela é aberta, para se definir os títulos apropriados para a descrição do projeto, o cenário

da simulação, bem como o período de dados de contribuição para a simulação, conforme Figura 11.

Figura 10 - Opções de gerenciamento para o modelo SIMGES



Fonte: AQUATOOL (2015)

Figura 11 - Dados gerais para simulação com SIMGES

 A screenshot of the 'Model parameters' dialog box. It contains the following fields and controls:

- Model name:** Text box with 'São_Marcos'.
- Name of the scenario:** Text box with 'Scenario'.
- Scenario subfolder:** Text box with 'escenario001'.
- Year:** Text box with '2014'.
- Number of years:** Text box with '3'.
- Hydrological inflows file:** Text box with 'simges.apo'.
- SIMGES Version:** A dropdown menu showing '3.05'.
- Buttons:** 'Accept' and 'Cancel' buttons at the bottom right.

Fonte: Autor (2019)

Uma vez que esta janela é aceita, o programa fará uma verificação da integridade geral dos dados. Estando correto, este fará a chamada para o modelo de simulação SIMGES, então abre-se uma tela de controle, durante a simulação que pode durar de alguns segundos a vários minutos, dependendo do número de anos e tamanho do esquema. A partir da primeira simulação com o modelo, é possível analisar os resultados para: primeiro calibrar o modelo de simulação e, em seguida, fazer análise comparativa de alternativas de desenvolvimento

adicionando ao modelo os trabalhos ou regras operacionais esperadas que serão adicionadas no futuro à bacia hidrográfica.

Para observar se a simulação de quantidade de água está condizente com a quantidade real observada, utiliza-se alguns coeficientes que correlacionam seus valores, validando o modelo. Este trabalho conta com três tipos de avaliação, por regressão (R^2), coeficientes adimensionais (NSE) e índices de erro (RSR). Os coeficientes analisados foram: coeficiente de determinação (R^2) que descreve a correlação dos dados simulados e os dados mensurados; o índice de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), que mensura a magnitude da variância residual (ruído), comparando os resultados simulados com os seus correspondentes observados, indicando o quão a relação dados observados versus dados simulados se aproxima de 1; e, a razão da raiz do erro médio quadrático pelo desvio padrão (RSR). Cada índice é apresentado, respectivamente, pelas Equações 3.6, 3.7 e 3.8.

$$R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{medio}) \cdot (Y_i^{sim} - Y_{medio}^{sim})]^2}{[\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{medio})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (Y_i^{sim} - Y_{medio}^{sim})^2]} \quad (3.6)$$

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{medio})^2} \quad (3.7)$$

$$RSR = \left[\frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}} \right] \quad (3.8)$$

Nas quais: Y_i^{obs} são os eventos observados; Y_i^{sim} são os eventos simulados; Y_i^{medio} é a média dos eventos observados; Y_{medio}^{sim} é a média dos eventos simulados; n é o número de eventos.

Para cada coeficiente calculado, tem-se os valores limites que avaliam a performance em muito bom, bom, satisfatório ou insatisfatório. A Tabela 3 apresenta os valores limítrofes para NSE e RSR. O R^2 varia entre 0 e 1, sendo acima de 0.5 aceitáveis, indicando, em percentagem, o quanto o modelo consegue explicar os valores observados, quanto maior o R^2 , mais explicativo é o modelo, ou seja, melhor ele se ajusta à amostra.

Tabela 3 – Valores limítrofes a serem utilizados na avaliação da performance da modelagem

Performance	NSE	RSR
Muito bom	$0.75 \leq \text{NSE} \leq 1$	$0 \leq \text{RSR} \leq 0.50$
Bom	$0.65 \leq \text{NSE} \leq 0.75$	$0.50 \leq \text{RSR} \leq 0.60$
Satisfatório	$0.50 \leq \text{NSE} \leq 0.65$	$0.60 \leq \text{RSR} \leq 0.70$
Insatisfatório	$\text{NSE} \leq 0.5$	$\text{RSR} \geq 0.70$

Fonte: Moriasi (2007)

3.4.3 Módulo GESCAL

Para simular a qualidade da água necessita-se da parte quantitativa do ambiente em que será estudado, definida no módulo SIMGES. No módulo GESCAL vincula-se a qualidade ao gerenciamento quantitativo em ambientes lênticos e lótico, permitindo simular a qualidade da água em diferentes condições quantitativas. A característica fundamental desta ferramenta é a possibilidade de modelar tanto reservatórios quanto seções fluviais na mesma aplicação e de forma integrada com os elementos restantes do sistema. Desta forma, a qualidade da água em um trecho de rio ou em um reservatório não depende apenas dos processos que são produzidos, mas também do sistema e da qualidade dos diferentes parâmetros que estão relacionados com o elemento em questão.

Os parâmetros de qualidade que o módulo permite simular incluem temperatura, sólidos suspensos, oxigênio dissolvido, matéria orgânica carbonácea, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, fósforo total e fitoplâncton — clorofila *a*. A vantagem desta ferramenta é que permite simular a qualidade da água em rios e reservatórios ao longo do tempo e espaço frente às diferentes alternativas de gestão, depuração, contaminação e usos múltiplos da água dentro da bacia hidrográfica.

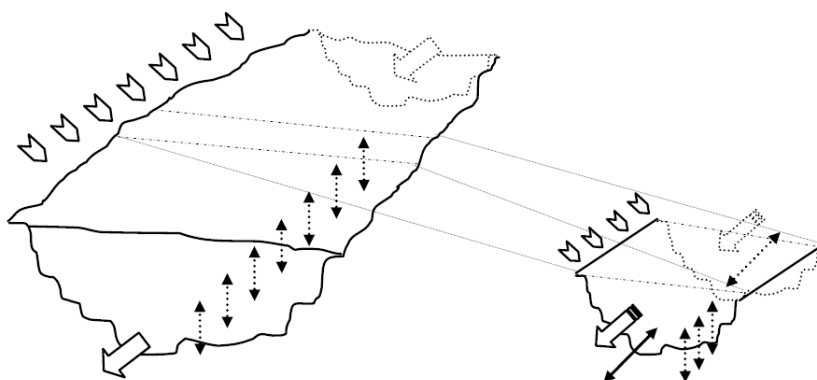
As principais características admitidas pelo módulo GESCAL são:

- É considerado unidimensional com homogeneidade de concentrações tanto no eixo vertical quanto no transversal;
- Estado estacionário: a qualidade da água se mantém constante dentro de cada mês;
- Processos de advecção e dispersão são considerados;
- Interface rio-aquífero;
- Permite a introdução de elementos de poluição difusa;

- O sistema hidráulico pode ser modelado tanto por relacionamentos potenciais quanto Equação de Manning;
- As descargas pontuais são consideradas nos nós.

A Figura 12 ilustra o esquema da modelagem em trecho de rio (PAREDES *et al.*, 2009). Nota-se que a concentração do parâmetro de qualidade da água é considerada uniformemente distribuída ao longo da profundidade e da largura de cada subtrecho. Para cada um desses subtrechos é realizado um balanço de massa, levando em consideração as entradas e saídas longitudinais e aportes laterais.

Figura 12 - Esquema da modelagem em trecho de rio



Fonte: Paredes *et al.* (2009)

3.4.3.1 Formulação geral para condução

De um modo geral, independente do parâmetro estudado, por meio do balanço de massa dentro de um trecho de rio, chega-se na Equação 3.9, que representa a equação de advecção-difusão considerada pelo módulo GESCAL.

$$0 = \frac{d}{dx} \left(E \cdot \frac{dC}{dx} \right) - \frac{d(u \cdot C)}{dx} + \frac{(S_d + C_e \cdot q_e - C_s \cdot q_s + V \sum w_i)}{V} \quad (3.9)$$

Nas quais: E é o coeficiente de dispersão longitudinal (m²/dia); C é a concentração de um parâmetro qualquer (mg/L); C_e é a concentração deste parâmetro no aquífero ao qual o rio está inserido (mg/L); x é a distância ao longo do trecho de rio (m); u é a velocidade média da água (m/dia); V é o volume da massa de água do trecho estudado (m³); q_e é a vazão de entrada do aquífero (m³/dia); q_s é a vazão filtrada para o aquífero (m³/dia); S_d é a carga de entrada de um parâmetro de qualidade qualquer de forma difusa no trecho de rio estudado

(mg/dia); ΣW_i representa o conjunto de processos que aumentam ou diminuem a carga de um determinado parâmetro na massa líquida. Este termo depende do constituinte que está sendo modelado, ou seja, depende da degradação, da sedimentação, reaeração, nitrificação, crescimento e respiração de fitoplâncton e adsorção.

3.4.3.2 Hidráulica dos rios

Sob a hipótese de unidimensionalidade em rios é necessário estabelecer um modelo hidráulico que relaciona as vazões com a velocidade, profundidade e largura do rio. Dois métodos estão disponíveis para estabelecer esse relacionamento. O primeiro, desenvolvido por Leopold e Maddock (1953), estabelece relações potenciais entre as diferentes variáveis hidráulicas e o fluxo, ou seja, associados uma vazão escoada Q (m³/s) com a velocidade média u (m/s), a profundidade média h (m) e a largura da seção transversal b (m) (ver equações 3.10, 3.11 e 3.12).

$$u = \alpha_1 \cdot Q^{\beta_1} \quad (3.10)$$

$$h = \alpha_2 \cdot Q^{\beta_2} \quad (3.11)$$

$$b = \alpha_3 \cdot Q^{\beta_3} \quad (3.12)$$

Nas quais os coeficientes $\beta_1, \beta_2, \beta_3, \alpha_1, \alpha_2$ e α_3 são parâmetros que podem ser estabelecidos de forma empírica ajustados por meio da otimização do coeficiente de forma empírica. Para haver continuidade deve cumprir as relações informadas nas equações (3.13) e (3.14).

$$\beta_1 + \beta_2 + \beta_3 = 1 \quad (3.13)$$

$$\alpha_1 \cdot \alpha_2 \cdot \alpha_3 = 1 \quad (3.14)$$

Outro modo para encontrar os coeficientes é pela ferramenta *Solver* presente no Excel, cujo critério é otimizar o melhor ajuste, maximizando a função objetivo, definida pelo coeficiente Nash-Sutcliffe, sendo este coeficiente de determinação r^2 ou CD próximo ao valor 1. A Tabela 4 a mostra os valores típicos de coeficientes hidráulicos da literatura.

Tabela 4 - Valores típicos para os coeficientes hidráulicos

Expoente	Valor Típico	Intervalo
β_1	0.43	0.4 - 0.6
β_2	0.45	0.3 - 0.5

Fonte: ARQUÍOLA; SOLERA; ÁLVAREZ (2013)

O segundo método implementado no programa é o cálculo hidráulico pela equação de Manning (ver equação 3.15).

$$u = \frac{R_h^{2/3} I^{1/2}}{n} \quad (3.15)$$

Em que: R_h é o raio hidráulico obtido como o quociente entre a área molhada e o perímetro molhado (m); I é a inclinação do canal (m/m); n é o número de Manning ou rugosidade; u é a velocidade média do escoamento (m/s)

Assumindo uma seção trapezoidal para a calha principal do curso de água, a equação 3.15 é ajustada para a equação 3.16.

$$u = \frac{\left(\frac{b_0 y + s y^2}{b_0 + 2 y \sqrt{s^2 + 1}} \right)^{2/3} I^{1/2}}{n} \quad (3.16)$$

Nas quais: b_0 é a largura do leito do rio (m); s é a inclinação lateral (m/m); y é a profundidade (m)

As relações hidráulicas são resolvidas para cada um dos segmentos ou diferenciais nas quais a seção é dividida para o cálculo. Por outro lado, deve-se notar que a escolha de um método ou outro não é global para todas as seções do rio, permitindo que diferentes métodos sejam aplicados em uma base discricionária nas seções.

Os valores de dispersão longitudinal para cada seção do rio podem ser introduzidos diretamente pelo usuário ou calculado por meio da equação 3.17. (FISCHER et al., 1979)

$$E = 0.001 \frac{u^2 b^2}{h \sqrt{ghs}} \quad (3.17)$$

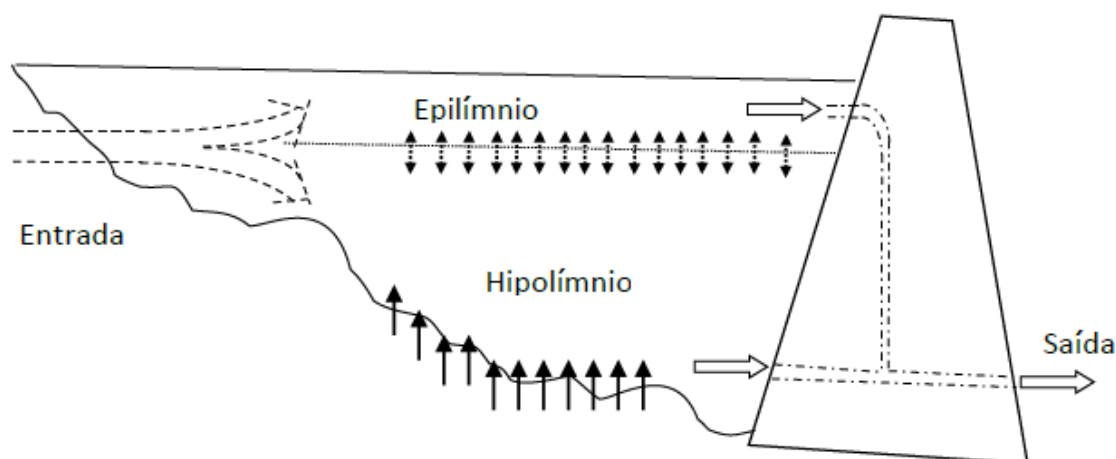
Nas quais: u é a velocidade média do escoamento (m/s); b é a largura do canal (m); g é a aceleração gravitacional ($m.s^{-2}$); h é a profundidade do escoamento (m); s é a declividade longitudinal do canal (m/m).

3.4.3.3 Formulação geral em reservatório

O programa GESCAL permite modelar a qualidade da água em reservatórios a partir das seguintes considerações:

- Possibilita a modelagem em duas camadas (epilímnio e hipolímnio) ou como um único elemento de mistura completa, conforme esquematizado na Figura 13. Essa consideração pode ser variável de acordo com o mês da simulação;
- Em reservatórios se estabelece, variando mensalmente, o nível da termolinha (linha imaginária que separa duas massas de água de temperatura diferentes) e a distribuição de entradas e saídas entre as duas camadas;
- Ao modelar de maneira estratificada, a difusão é considerada entre duas camadas;
- Devido à variabilidade de volume dos reservatórios ao longo do tempo, a estimativa de qualidade é feita de forma dinâmica;
- Para todos os poluentes existe a possibilidade de introduzir fluxos de constituintes do sedimento. Isso permite modelar demandas de oxigênio dissolvido do sedimento, entrada de nutrientes, etc.

Figura 13 - Esboço da modelagem da qualidade em reservatórios



Fonte: Paredes *et al.* (2009)

A estimativa das concentrações de cada constituinte passa pela resolução de um sistema de equações diferenciais, comum a todos os parâmetros de qualidade da água, conforme as equações 3.18 e 3.19.

$$V_1 \frac{dC_1}{dt} + C_1 \frac{dV_1}{dt} + C_{1/2} \frac{dV}{dt} = Q_{1e}C_e - Q_{1s}C_1 + E'_{12}(C_2 - C_1) + V_1 \sum W_i \quad (3.18)$$

$$V_2 \frac{dC_2}{dt} + C_2 \frac{dV_2}{dt} - C_{1/2} \frac{dV}{dt} = Q_{2e}C_e - Q_{2s}C_2 + E'_{12}(C_1 - C_2) + Sed + V_2 \sum W_{i2} \quad (3.19)$$

Nas quais: o subscrito 1 representa o epilímnio ou camada superior; o subscrito 2 hipolímnio ou camada inferior; V_1 e V_2 são os volumes das camadas; V é o ganho ou perda (se negativo) do volume epilímnio no hipolímnio devido ao aquecimento ou resfriamento ao longo do mês; C_1 e C_2 são as concentrações de cada camada; $C_{1/2}$ é a concentração de hipolímnio se o aumento de volume é negativo e epilímnio é positivo; C é o concentração de entrada de água; t é a variável de tempo; Q_{1e} e Q_{2e} são as entradas de fluxo no intervalo de tempo; Q_{1s} e Q_{2s} são as saídas no intervalo de tempo; Sed é o fluxo constituinte do sedimento; W_{i1} e W_{i2} : são o conjunto de processos de degradação ou contribuição do constituinte no corpo da água; E'_{12} : é o coeficiente de dispersão entre as duas camadas.

O coeficiente de dispersão entre as duas camadas E'_{12} é estimado a partir da Equação 3.20.

$$E'_{12} = \frac{E_{12}A_{12}}{Z_{12}} \quad (3.20)$$

Nas quais: E_{12} é difusão vertical (m^2/s); A_{12} é a área entre as duas camadas (m^2); Z_{12} é a elevação da termolinha (m).

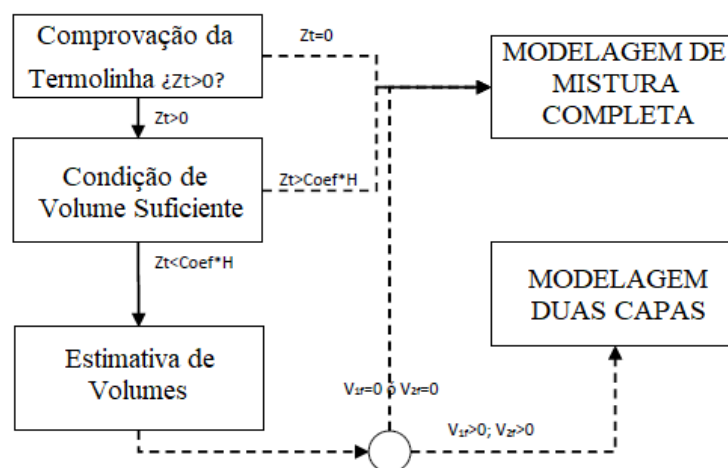
A equação 3.21 representa a modelagem para uma única célula de mistura completa, onde as camadas de epilímnio e hipolímnio são desconsideradas.

$$V_1 \frac{dC_1}{dt} + C_1 \frac{dV_1}{dt} = Q_{1e}C_e - Q_{1s}C_1 + V_1 \sum W_i \quad (3.21)$$

O processo hidráulico nos reservatórios consiste em uma série de verificações que definem se a modelagem é feita como uma célula completamente misturada ou em duas camadas. O processo parte dos seguintes pressupostos:

- Para cada mês, se os dados da elevação da termoclina forem zero, o reservatório será modelado como um elemento único, completamente misturado;
- Se, por outro lado, a dimensão for maior que zero, a próxima tarefa é verificar se há volume de água suficiente para que essa estratificação ocorra. Quando os volumes do reservatório são muito baixos, a estratificação quebra devido às turbulências induzidas pelo vento, às contribuições e ao esvaziamento. Considerando este efeito no arquivo de constantes, se inclui um parâmetro chamado “coeficiente termoclina”. Esse coeficiente introduzido pelo usuário, é multiplicado pela altura do reservatório. Se a elevação da termoclina é menor do que esse valor, então considera-se que não há volume suficiente para que a estratificação ocorra, assim naquele mês será modelado como uma mistura completa. Se, pelo contrário, houver volume suficiente para que a estratificação térmica ocorra, o próximo passo é a estimativa dos volumes inicial e final das camadas do reservatório. Para isso, os dados inseridos no modelo de simulação são: volume do reservatório, altura da termoclina e volumes da epilímnia e hipolímnia, tanto no início como no final do mês.
- Finalmente, é verificado se nenhum dos volumes finais é nulo. Se este caso ocorrer, será modelado como uma mistura completa. O diagrama do processo é represento pela Figura 14.

Figura 14 - Estrutura do cálculo hidráulico nos reservatórios considerados no GESCAL.



Fonte: Paredes *et al.* (2009)

Nas quais: Z_t é a altura da termolinha; Coef é o coeficiente definido como mínimo para ocorrer a estratificação; H é a profundidade do reservatório; V_{10} é o volume inicial do epilímnia; V_{20} é o volume hipolímnia inicial; V_{1f} é o volume final do epilímnia; V_{2f} é o volume final do hipolímnia.

O valor da dispersão entre as duas camadas pode ser estimado por meio da Equação 3.22, proposta por Snodgrass (1974). Os coeficientes estabelecidos por Snodgrass (1974) podem ser modificados no arquivo de constantes.

$$E_{12} = 7.07 \cdot 10^{-4} H^{1.1505} \quad (3.22)$$

Nas quais: H: é a altura da termolinha (m).

A modelagem da qualidade da água dos reservatórios é realizada de forma dinâmica, enquanto nos trechos do rio são consideradas as condições estacionárias. Apesar do potencial da ferramenta de adotar uma termoclina, neste trabalho foi considerado como mistura completa, ou seja, não foi inserido valor da altura termoclina. Deste modo, as simulações foram realizadas considerando uma única camada, assumindo apenas a região de epilímnio.

3.4.3.4 Outras considerações

Para o restante dos elementos, considera-se que:

- Assume-se a equação de mistura instantânea nos nós, conforme a equação 3.23.

$$C_s = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad (3.23)$$

Nas quais: C_s é a concentração após a mistura; Q_i é a vazão de entrada de cada elemento "i" que atinge o nó; C_i é a concentração do constituinte de entrada de cada elemento "i" que atinge o nó; n é o número de elementos que têm esse nó como o destino final.

- A qualidade da água que atinge cada demanda é assumida igual à qualidade simulada pela ferramenta no ponto de toma da água que supre esta demanda;
- A qualidade da água de retorno pode ser estimada pelo balanço de massa entre as diferentes tomas que retornam a esse elemento ou uma concentração definida que representa algum processo de variação de qualidade no retorno;
- Supõe-se que a central hidrelétrica não altera a qualidade da água.

A Tabela 5 resume os processos que são considerados na ferramenta computacional AQUATOOL em função dos diferentes elementos.

Tabela 5 - Processos considerados nos diferentes elementos

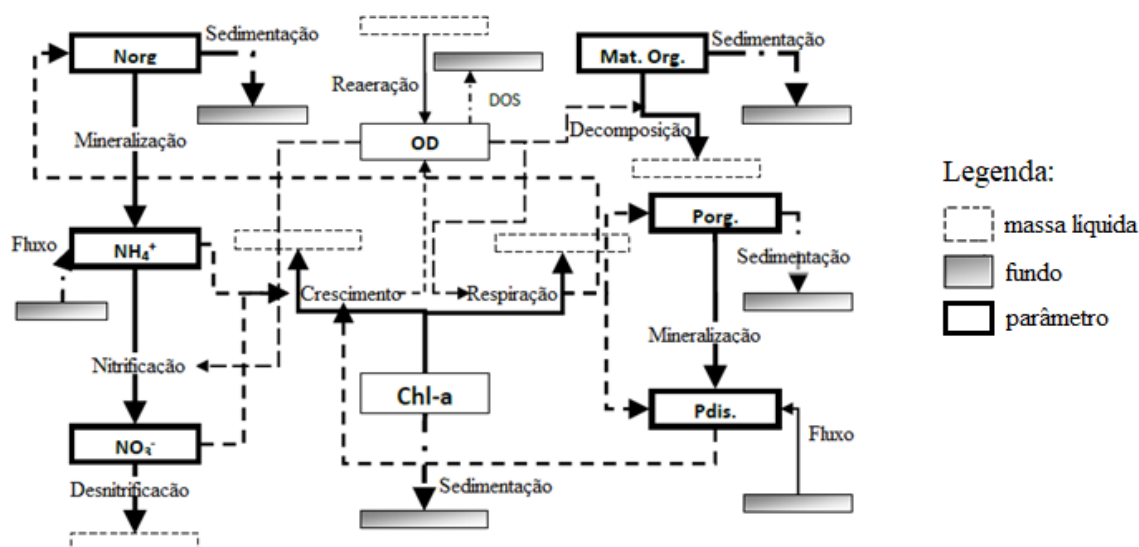
Elemento	Processo
Trechos do rio	Físicos: advecção e dispersão longitudinal Químico e biológico: depende do constituinte modelado
Reservatórios	Físicos: mistura completa ou estratificação em duas camadas Químico e biológico: depende do constituinte modelado
Condução	É introduzido como dados da série temporal de concentração de entrada de cada um dos constituintes que são modelados
Nós	Uma mistura completa é assumida no nó. Estima-se a concentração de saída de nó por um balanço de massas
Demandas	Supõe-se que a qualidade da água que atinge uma demanda é produto da mistura de qualidade da água de cada um de suas tomas
Tomas	As concentrações de saída de uma toma são iguais àquelas do nó de origem da toma ou introduzidos como dados
Retorno	As concentrações de saída de um retorno são obtidas pelo balanço entre as diferentes tomas relacionadas com o que retornam ou são inseridos como dados
Usinas hidrelétricas	As concentrações de saída são iguais às do ponto de entrada
Aquífero	Concentrações constantes proporcionadas como dado de entrada
Bombeamento adicional	As concentrações de saída são iguais às do aquífero do qual é bombeado

Fonte: Paredes et al. (2013)

3.4.3.5 Processos físicos e bioquímicos

O módulo GESCAL possibilita a simulação de três configurações distintas entre os parâmetros de qualidade da água, sendo: interação entre oxigênio dissolvido e matéria orgânica carbonácea; interação entre oxigênio dissolvido, matéria orgânica carbonácea e ciclo do nitrogênio; interação entre oxigênio dissolvido, matéria orgânica carbonácea, ciclo do nitrogênio, fitoplâncton, fósforo total (reativo orgânico e solúvel). Neste estudo foi utilizada a última interação, mais completa, lembrando que os parâmetros analisados foram OD, DBO, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e fósforo total. A Figura 15 traz o fluxograma dos processos considerados, excluindo o parâmetro clorofila.

Figura 15 – Fluxograma dos processos considerados neste estudo de mestrado



Fonte: Paredes et al. (2013)

Desta forma, para cada parâmetro ilustrado na Figura 15, existe um equacionamento que representa os processos físicos e bioquímicos envolvidos, cujos parâmetros são representados pelo termo ΣWi da Equação de advecção-difusão (equação 3.9). A modelagem matemática envolvendo a DBO é realizada por meio da equação (3.24), que considera os processos de degradação por microrganismos aeróbios heterótrofos e a sedimentação de porção particulada.

$$\Sigma W_{DBO} = K_d \theta_d^{T-20} \frac{O}{O+K_{d1/2}} L - \frac{VS_L}{h} L \quad (3.24)$$

Nas quais: L é a concentração de matéria orgânica no rio (mg/m^3); K_d é a constante de desoxigenação a 20°C (dia^{-1}); θ_d é a constante de correção da temperatura da constante K_d ; VS_L é a velocidade de sedimentação ($\text{m}.\text{dia}^{-1}$); h é o nível líquido (m); T é a temperatura da massa de água ($^\circ\text{C}$); $K_{d1/2}$ é a constante de semi-desoxigenação a 20°C (dia^{-1}).

Em relação ao processo de amonificação e nitrificação, observam-se as Equações (3.25), (3.26) e (3.27), que correspondem, respectivamente, às conversões do nitrogênio orgânico, amônia e nitrato.

$$\Sigma W_{NO} = -K_{Noa} \theta_{Noa}^{T-20} N_o - \frac{VS_{NO}}{h} N_o + r_{na} K_{resp} \theta_{resp}^{T-20} A \quad (3.25)$$

$$\Sigma W_{\text{amônia}} = K_{\text{Noa}} \theta_{\text{Noa}}^{T-20} N_o - \left(K_{\text{Nai}} \theta_{\text{nai}}^{T-20} \frac{O}{O+K_{\text{Nai}}^{1/2}} \right) N_a - r_{\text{na}} F_n K'_g A \quad (3.26)$$

$$\Sigma W_{\text{nitrato}} = \left(K_{\text{Nai}} \theta_{\text{nai}}^{T-20} \frac{O}{O+K_{\text{Nai}}^{1/2}} \right) N_a - \left(K_{\text{no3}} \theta_{\text{no3}}^{T-20} \frac{K_{\text{no3}}^{31/2}}{O+K_{\text{no3}}^{31/2}} \right) N_{o3} - r_{\text{na}} (1 - F_n) K'_g A \quad (3.27)$$

Nas quais: K_{Noa} é a constante de amonificação (dia^{-1}); θ_{Noa} é o coeficiente de correção da constante anterior para a temperatura a 20°C ; N_o é a concentração do nitrogênio orgânico no rio (mg/L); VS_{NO} é a velocidade de sedimentação do nitrogênio orgânico (m/dia); r_{na} é a concentração de nitrogênio presente nas algas (mgN/mgA); K_{resp} é a constante de respiração para o fitoplâncton (T^{-1}); θ_{res} é o coeficiente de correção da constante de velocidade para a temperatura; A é a concentração do fitoplâncton no rio (mg/L); N_a é a concentração de amônia, NH_4^+ , no rio (mg/L); K_{Nai} é a constante de nitrificação de amônia para nitritos (dia^{-1}); θ_{nai} é o coeficiente de correção de temperatura da constante de nitrificação; $K_{\text{n1/2}}$ é a constante de semi-saturação do nitrogênio (mg/L); O é a concentração de oxigênio dissolvido (mg/L); F_n representa o fator de preferência por amônia em relação aos nitratos; r_{na} é o coeficiente estequiométrico (mgN/mgA); K'_g é a constante de crescimento de fitoplâncton, considerando o fator de correção de temperatura, limitação de nutrientes e atenuação da luz (dia^{-1}); N_{o3} é a concentração de nitrato (mg/L); K_{no3} representa a constante de desnitrificação (dia^{-1}); θ_{no3} é o fator de correção de temperatura para a constante de desnitrificação; $K_{\text{no31/2}}$ é a constante de semi-saturação considerando que a desnitrificação só ocorre em condições anóxicas (mg/L).

A nitrificação foi considerada na sua totalidade, incluindo a passagem de amônia a nitritos e destes a nitratos. Esta opção se deve ao fato de que, em condições anóxicas, o efeito da redução provocada pela nitrificação pode ser corrigido por um fator dependente da concentração de oxigênio dissolvido e uma constante de semi-saturação.

Para a modelação do fósforo orgânico, a ferramenta considera o efeito da respiração do fitoplâncton, a mineralização do mesmo para a forma inorgânica e a sedimentação. É importante ressaltar que o parâmetro fósforo é um dos elementos essenciais para o crescimento dos seres aquáticos, uma vez que este é utilizado como fonte de energia por meio da molécula de ATP. Adenosina trifosfato (ATP), é um nucleotídeo responsável pelo armazenamento de energia em suas ligações químicas, a energia é armazenada na ligação entre os fosfatos. A partir dessas considerações, a Equação 3.28 representa este parâmetro.

$$\Sigma W_{\text{fósforo}} = -K_{\text{mp}} \theta_{\text{mp}}^{T-20} P_{\text{or}} + f_p r_{\text{pa}} k_{\text{resp}} \theta_{\text{resp}}^{T-20} A - \frac{V_{\text{Sor}}}{h} P_{\text{or}} \quad (3.28)$$

Nas quais: P_{or} é a concentração de fósforo orgânico (mg/L); K_{mp} é a constante de mineralização do fósforo orgânico (dia^{-1}); θ_{mp} é o coeficiente de correção da temperatura da constante de mineralização; r_{pa} é o coeficiente estequiométrico (mgP/mgA); V_{Sor} é a velocidade de sedimentação do fósforo orgânico (m/dia); f_p é a fração do fósforo orgânico que é gerada na respiração do fitoplâncton;

Em relação ao fosfato, são considerados os efeitos da mineralização da forma orgânica e o crescimento do fitoplâncton, conforme Equação 3.29.

$$\Sigma W_i = K_{\text{mp}} \theta_{\text{mp}}^{T-20} P_{\text{or}} - r_{\text{pa}} K'_g A + (1 - f_p) r_{\text{pa}} K_{\text{resp}} \theta_{\text{resp}}^{T-20} A \quad (3.29)$$

Em que: P é a concentração de fósforo inorgânico (mg/L)

Para a modelação do oxigênio dissolvido são considerados os seguintes processos: consumo de oxigênio dissolvido no processo de degradação da matéria orgânica carbonácea; consumo de oxigênio dissolvido pelo processo de nitrificação; consumo de oxigênio na respiração do fitoplâncton; produção de oxigênio pelo processo de crescimento mediante a fotossíntese; produção devido à reaeração. A equação 3.30 representa os processos considerados para o OD.

$$\begin{aligned} \Sigma W_{\text{OD}} = & K_a \theta_{\text{Ka}}^{T-20} (O_{\text{sat}} - O) - K_d \theta_d^{T-20} L - \\ & - r_a \left(K_{\text{Nai}} \theta_{\text{nai}}^{T-20} \frac{O}{O + K_{\text{n}1/2}} \right) N_a + \\ & + r_{\text{ocrec}} \cdot \left[K_g \max \theta_g^{T-20} F_l \text{Min} \left(\frac{N_{\text{aio3}}}{N_{\text{aio3}} + K_{\text{NF}1/2}}; \frac{P}{P + K_{\text{P}1/2}} \right) \right] A - r_{\text{oresp}} K_{\text{resp}} \theta_{\text{resp}}^{T-20} A \quad (3.30) \end{aligned}$$

Nas quais: O é a concentração de oxigênio dissolvido no rio (mg/L); O_{sat} é a concentração de saturação do oxigênio dissolvido (mg/L); K_a é a constante de reaeração (dia^{-1}); θ_a é o fator de correção da temperatura; r_a representa o consumo do oxigênio por oxidação da amônia

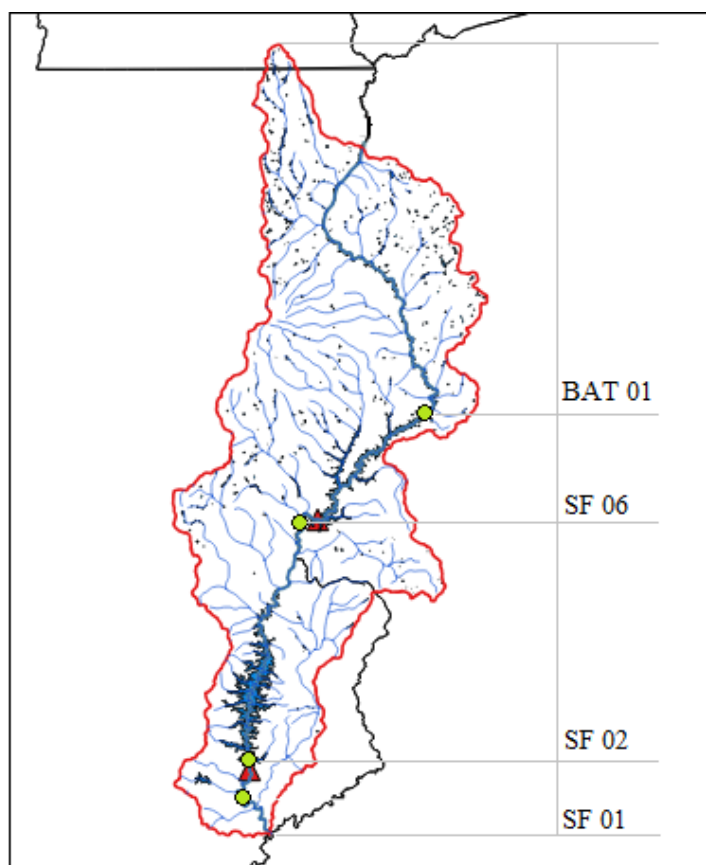
(mgO/mgN); r_{orec} representa o oxigênio produzido e consumido pelo crescimento das algas; r_{oresp} representa o oxigênio consumido pela respiração das algas.

3.5 CALIBRAÇÃO DOS COEFICIENTES E ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

- Calibração dos coeficientes

A calibração dos principais coeficientes de reações bioquímica e de sedimentação foi realizada pelo método de tentativa e erro, já os valores da literatura foram assumidos para os coeficientes menos sensíveis. No processo de calibração, os resultados dos diversos parâmetros de qualidade simulados pelo módulo GESCAL são ajustados aos dados de qualidade medidos em quatro pontos de monitoramento no rio São Marcos. Os pontos de monitoramento assumidos (BAT01, SF06, SF02 e SF01) foram os mesmos assumidos para o traçado das curvas de temperatura (ver Figura 16).

Figura 16 – Pontos de monitoramento assumidos para calibração e para o traçado das curvas de temperatura do rio São Marcos



Fonte: Autor (2019)

A Tabela 6 apresenta os valores limítrofes encontrados na literatura para os coeficientes.

Tabela 6 - Valores típicos dos parâmetros utilizados no AQUATOOL

Parâmetro	Unidade	Intervalo	Coef. de Correção Temperatura	Parâmetro
K_a	1/d	0-100	1.024	Reaeração
K_d	1/d	0.02-3.4	1.047	decomposição da matéria orgânica carbonácea
V_{SL}	m/d	0.01-0.36	1.024	velocidade de sedimentação da matéria orgânica carbonácea
K_{Noa}	1/d	0.02-0.4	1.047	hidrólise do nitrogênio orgânico
V_{SNo}	m/d	0.001-0.1	1.024	velocidade de sedimentação do nitrogênio orgânico
K_{Nai}	1/d	0.01-1	1.083	nitrificação da amônia
K_{NO3}	1/d	0.001-0.1	1.045	Desnitrificação
K_g	1/d	01/mar	1.047	crescimento do fitoplâncton
K_{resp}	1/d	0.05-0.5	1.047	morte e respiração do fitoplâncton
V_{SA}	m/d	0.15-1.83	1.024	velocidade de sedimentação do fitoplâncton
K_{mp}	1/d	0.01-0.7	1.047	decaimento do fósforo orgânico
V_{sor}	m/d	0.001-0.1	1.024	velocidade de sedimentação do fósforo orgânico

Fonte: Paredes et al. (2013)

O período utilizado no processo de calibração foi de outubro de 2014 até setembro de 2017, em função da disponibilidade dos dados de qualidade da água sem falhas, lembrando que a UHE Serra do Facão entrou em funcionamento em 2010 e UHE Batalha em 2014.

- Análise de sensibilidade

Diante dos inúmeros métodos existentes e com diferentes complexidades, este estudo utilizou dois métodos de análise de sensibilidade. Foi utilizado o método fatorial para a variação dos coeficientes do modelo e, para a variação dos parâmetros de qualidade estimados nos tributários intermediários foi utilizado o método relativo ou sensibilidade relativa.

A análise de sensibilidade dos coeficientes de reações bioquímicas foi realizada a fim de definir os principais coeficientes que interferem no comportamento dos parâmetros analisados. Estas análises são realizadas em trechos do rio com maior vulnerabilidade à capacidade de autodepuração. Na análise de sensibilidade varia-se cada um dos coeficientes individualmente em -10% e +10%, e observa-se quais os parâmetros sofrem alteração, aqueles que mostram alguma mudança são os mais sensíveis a este coeficiente que foi alterado.

Existem inúmeros métodos com diferentes complexidades, sendo que neste trabalho utilizou-se o método fatorial. Este método permite avaliar as mudanças das concentrações dos parâmetros de qualidade a partir de variação simultânea dos coeficientes de reações bioquímicas. O objetivo é realizar a análise fatorial entre o valor calibrado e um valor acima (ou um valor abaixo) para este coeficiente, chamado de análise de dois níveis. De acordo com Loucks et al. (2005), na análise de dois níveis são realizadas 2^n simulações diferentes, no qual n é o número de coeficientes estudados.

A partir dos valores calibrados dos coeficientes nos trechos mais vulneráveis à capacidade de autodepuração, foram realizadas análises de sensibilidade fatorial para +10%, e -10% dos valores nominais. Portanto, foram realizadas $1 \times 2 \times 2^n$ simulações em cada trecho de rio vulnerável à capacidade de autodepuração. Nos cálculos realizados para alcançar o total de simulações, o número 1 corresponde à quantidade de pares mais e menos (+ e -), o primeiro 2 corresponde às duas simulações + e -, e 2^n corresponde a 2 níveis para os n coeficientes.

Além do efeito da variação dos coeficientes, este estudo incluiu a análise de sensibilidade individual dos parâmetros. Para isto, cada parâmetro estimado nos tributários pontuais e difusos foi variado em $\pm 100\%$ de seu valor inicial estimado no processo de calibração, com exceção de OD, em que a variação foi de -80%. Com isso, foram realizadas 12 análises, variando $\pm 100\%$ os parâmetros DBO, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e fósforo total e, -80% e +100% de OD. Como exemplo, em cada análise, oscilava-se +10% ou -10% o valor de um parâmetro específico para todos os tributários sem monitoramento. Os perfis temporais destas 12 simulações foram comparados com o perfil da simulação calibrada obtendo-se, assim, as porcentagens de variação dos parâmetros ao longo do rio São Marcos.

3.6 CENÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO SUPERFICIAL

O desenvolvimento sustentável e o uso racional da água requerem que haja a devida relação entre a quantidade e qualidade da água. Neste item foi realizada a comparação entre a situação calibrada inicialmente com o primeiro cenário analisado. O primeiro cenário é considerado como cenário crítico, em que a situação dos afluentes ao rio São Marcos apresenta concentração limite para amônia (3,7 mg/L em ambientes lântico e lótico), nitrato (10 mg/L em ambientes lântico e lótico) e fósforo total (0,030 mg/L em ambiente lântico, 0,050 mg/L em ambiente intermediário e tributário e 0,1 mg/L em ambiente lótico), de acordo com a resolução CONAMA 357:2005 - classe 2. Analisa-se a qualidade de água do rio São Marcos considerando o lançamento máximo desses parâmetros nos afluentes do rio e seu enquadramento ou não em classe 2, boa qualidade.

No segundo cenário, analisa-se a qualidade da água mínima para todas as entradas intermediárias a fim de atender aos requisitos mínimos da resolução CONAMA 357/2005 para a Classe 2 de um rio. Foram realizadas simulações de qualidade de água ao longo do rio São Marcos diante da chegada de afluentes no mesmo. Nestas simulações levam em consideração os lançamentos pontuais no rio de modo que a qualidade do rio São Marcos não ultrapasse os limites mínimos e máximos dos parâmetros de qualidade, definidos por tal resolução.

Através do módulo GESCAL, vinculado a ferramenta computacional AQUATOOL, realiza-se as simulações de qualidade da água, meditando os níveis de amônia, nitrato e fósforo que podem chegar em cada rio afluente ao rio São Marcos. Os parâmetros são estimados pelo método tentativa e erro de trecho a trecho do rio, a partir da divisão de sub-bacias e dos nós inseridos na ferramenta. Para isso, desde a cabeceira até as proximidades do exutório, foram estimadas as cargas máximas de amônia, nitrato e fósforo total por sub-bacia afluente ao rio São Marcos (em ton/km².mês).

É importante salientar que nos cenários não foi considerada a capacidade de autodepuração dos tributários ao rio São Marcos, o que traz maior segurança aos resultados alcançados, garantindo que valores abaixo da quantidade estimada neste trabalho, possam ser lançados ao rio sem infringir sua qualidade.

CAPÍTULO 4

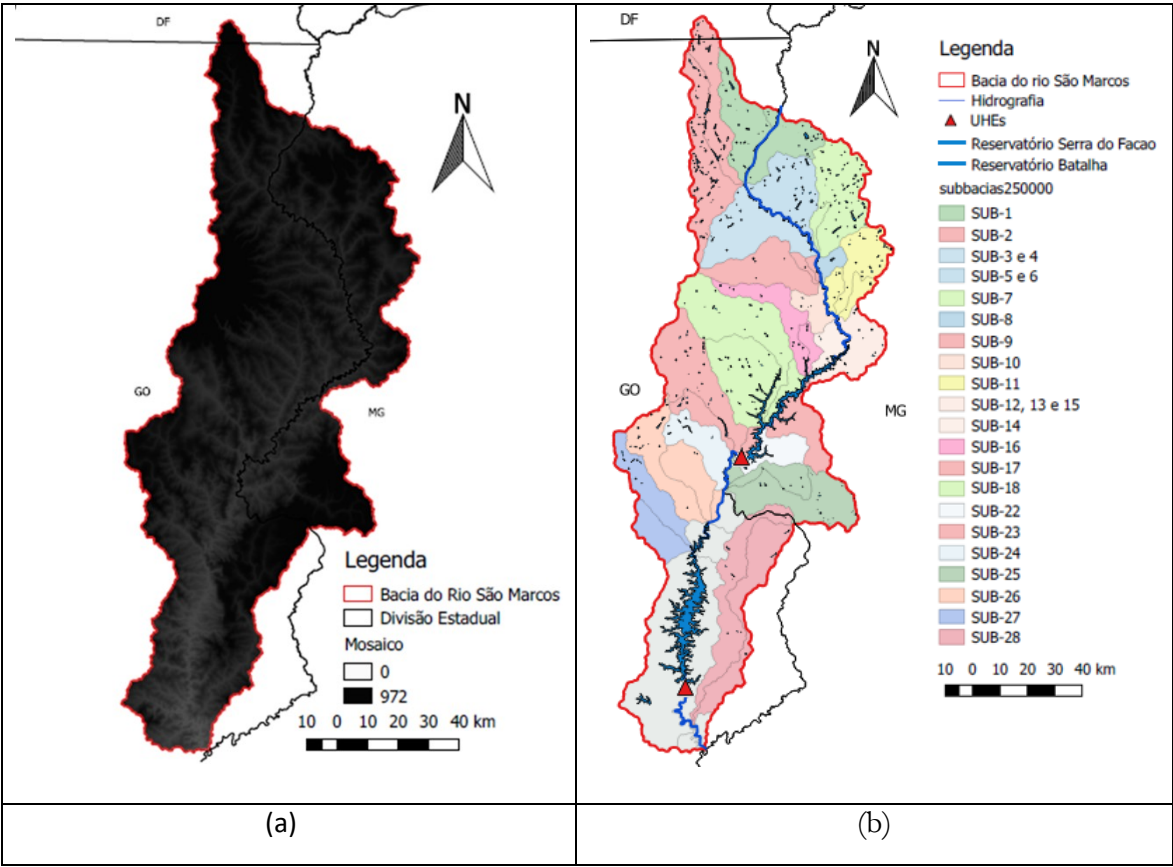
RESULTADOS

Este capítulo traz no item 4.1 a caracterização da bacia hidrográfica, incluindo mapa de MDE, delimitação da bacia e as sub-bacias, altitude, declividade, tipos de solo e uso e ocupação do solo. No item 4.2 são informados os dados de entrada utilizados, na sequência os dados fluviométricos, os dados de qualidade da água e climatológicos, as demandas consuntivas e não consuntivas outorgadas, além dos dados hidráulicos e batimétricos. O item 4.3 traz a topologia do sistema hídricos adotada, além do diagrama unifilar. No item 4.4 são apresentados os resultados do balanço hídrico, seguido pela calibração do modelo de qualidade da água no item 4.5. Já o item 4.6 traz a análise de sensibilidade dos coeficientes de reação bioquímica e sedimentação e dos parâmetros estimados para alguns tributários do rio São Marcos, enquanto o item 4.7 apresenta os resultados dos cenários de contaminação superficial.

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A partir do MDE (Figura 17a) foi possível, na ferramenta QGIS, delimitar a área da bacia do Rio São Marcos juntamente com as sub-bacias assumidas neste estudo (Figura 17b).

Figura 17 - Na bacia hidrográfica do rio São Marcos: (a) MDE; (b) delimitação da bacia e divisão das sub-bacias



Fonte: Autor (2019)

A Tabela 7 apresenta as áreas (em km²) de cada sub-bacia informada na Figura 22b.

Tabela 7 - Áreas das sub-bacias do rio São Marcos

Sub-bacia	Nome da Sub-bacia	Área (km ²)
SUB-1	Alto Rio São Marcos	684,53
SUB-2	Rio Samambaia	870,24
	Ribeirão Moreira	
SUB-3	Ribeirão Lajinha	257,93
SUB-4	Ribeirão São Pedro	257,93
SUB-5	Córrego do Veredão	214,68
SUB-6	Córrego do Barreiro	214,68
SUB-7	Ribeirão Soberbo	576,98
SUB-8	Córrego Guaribinha	69,855
SUB-9	Ribeirão Arrojado	439,63
SUB-10	Ribeirão Piscamba	128,853
SUB-11	Córrego Mundo Novo	427,47
SUB-12	Córrego Rodrigues	103,08

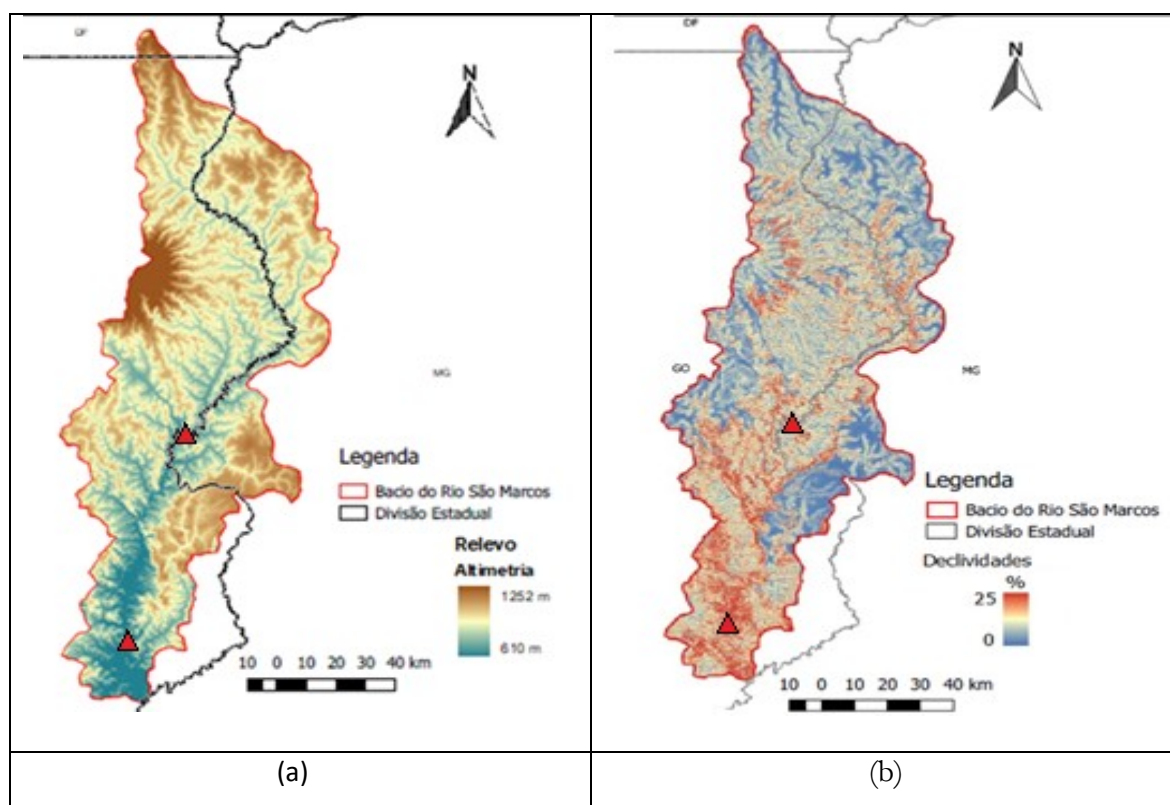
SUB-13	Córrego do Cachorro	103,08
SUB-14	Córrego Bonsucesso	76,08
SUB-15	Córrego das Crioulas	103,08
SUB-16	Ribeirão do Cristal	332,31
SUB-17	Ribeirão dos Teixeira	290,81
SUB-18	Ribeirão São Firmino	1257,6
SUB-22	São Marcos (UHE Batalha)	204,502
SUB-23	Ribeirão Castelhana	747,77
SUB-24	Ribeirão das Éguas	281,65
SUB-25	Rio Batalha	697,61
SUB-26	Ribeirão Ponte Alta	641,37
SUB-27	Ribeirão Imbiruçu	466,86
SUB-28	Rio São Bento	948,61
Difusas	-	1735,77

Fonte: Autor (2019)

Alguns mapas podem ser aferidos a partir do MDE. A Figura 23 traz o mapa de altitude e de declividade da bacia hidrográfica do rio São Marcos, confirmando a formação de chapadões e vales abertos em suas porções mais altas, ideais para a agricultura tecnificada, ou seja, agricultura moderna que utiliza alto nível de tecnologia; além de ter terrenos montanhosos e vales encaixados em suas porções média e baixa, com acentuada declividade, propícios para a geração de energia hidrelétrica.

Conforme a Figura 18a, as altitudes na bacia hidrográfica variam de pouco mais de 600 m, na foz do rio São Marcos, a mais de 1200 m, no Domo de Cristalina, localizado no município de Cristalina-GO, seu ponto mais alto coincide com o divisor de águas entre as bacias do rio São Marcos e do São Bartolomeu. O domo de Cristalina possui um diâmetro de 30 a 40 km, tendo sido originado a partir do arqueamento de corrente tectônica que ocasionou dobramentos em toda área circunvizinha (BRASIL, 2003).

Figura 18 – Na bacia hidrográfica do rio São Marcos: (a) mapa de altitude; (b) mapa de declividade



Fonte: Autor (2019)

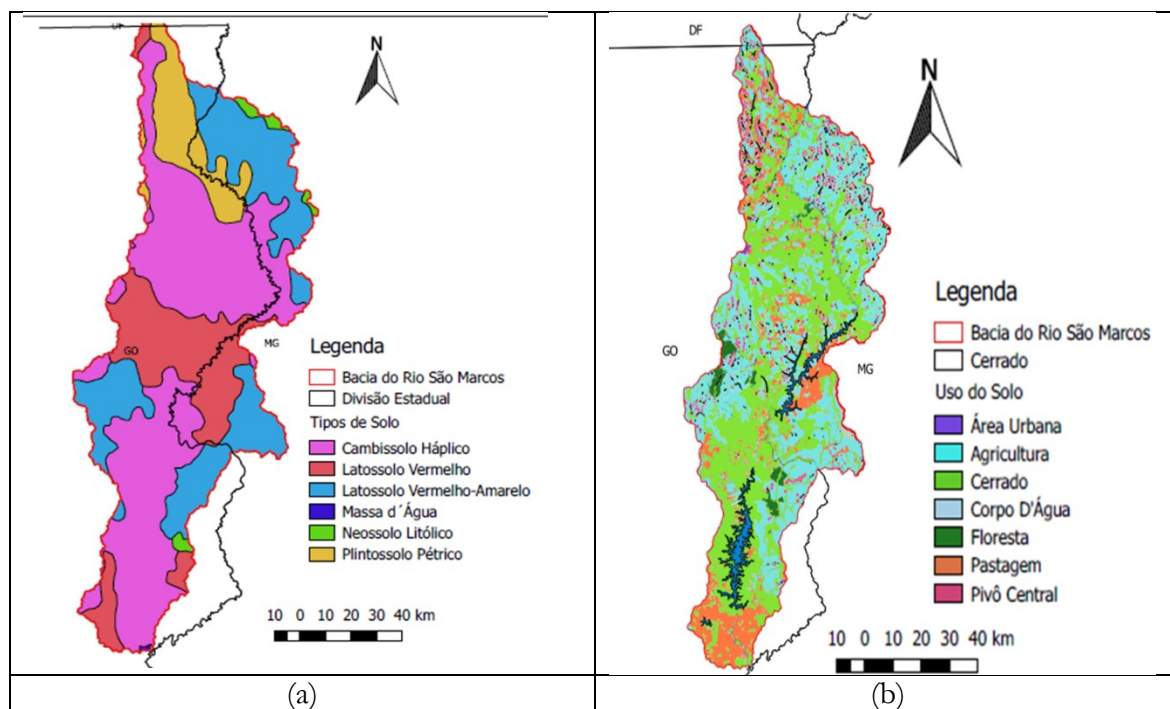
Já na Figura 18b é possível notar quão heterogêneo é o terreno, desde as nascentes do ribeirão Samambaia até a foz do Rio São Marcos. Nos trechos superiores o relevo é plano a ondulado, já na parte do inferior, o relevo é caracterizado pelo relevo acidentado e montanhoso. As regiões mais planas são importantes economicamente, pois são regiões propícias à agricultura. Na bacia hidrográfica em questão, as áreas planas se encontram nas partes mais altas, onde ocorre a formação de chapadões e vales abertos e suaves, local onde se desenvolve boa parte da agricultura irrigada na bacia hidrográfica.

Inserida no bioma cerrado, a bacia hidrográfica apresenta vegetação variando de campos limpos até cerradões, relativamente mais densos. Cabe destacar que o elevado índice de cobertura vegetal na UGH São Marcos deve-se especialmente à presença de amplos terrenos com maior declividade, estando também mais suscetíveis a processos de erosão e assoreamento (ANA, 2014).

Os solos que predominam na região são de baixa fertilidade natural, sendo então necessários a aplicação de fertilizantes e corretivos de solo. Outra importante característica da bacia

hidrográfica é a presença de solos profundos e bem drenados, principalmente nos chapadões. Estes solos possuem alta capacidade de infiltração e de armazenamento de água, favorecendo a alimentação dos córregos, rios e ribeirões durante longos períodos de estiagem. A Figura 19a traz a classificação dos tipos do solo na bacia do rio São Marcos.

Figura 19 - Na bacia hidrográfica do rio São Marcos – (a) Tipos de Solo; (b) Uso e ocupação do solo



Fonte: Autor

O mapeamento do atual uso e ocupação do solo na bacia do rio Paranaíba demonstra a predominância das atividades agropecuárias em cerca de 70% da área total da bacia. A pecuária é predominante no setor oeste, enquanto a agricultura domina a porção centro-sudeste e diversas áreas de cabeceira de drenagem da bacia, inclusive com concentração de pivôs centrais de irrigação em alguns trechos, como nas bacias do alto rio São Marcos. A UGH São Marcos, juntamente com o rio Araguari e Afluentes Mineiros do Alto Paranaíba, apresentam os maiores percentuais de área com pivô central de irrigação. A Figura 19b traz os diversos usos e ocupação do solo na bacia. A área urbana corresponde a 12,50 km² (0,1% da área total), a agricultura corresponde a 4026,19 km² (33,6% da área total), o cerrado corresponde a 5330,95 km² (44,4% da área total), a área florestal corresponde a 208,86 km² (1,7% da área total), a pastagem corresponde a 1675,19 km² (14,0% da área total), irrigação

por pivô central corresponde a 708,57 km² (5,9% da área total), enquanto a área inundada dos ambientes lântico e lótico corresponde a 33,79 km² (0,3% da área total).

4.2 DADOS DE ENTRADA

4.2.1 Dados fluviométricos

Conforme já mencionado anteriormente, as vazões difusas e pontuais dos afluentes em todo o trecho do rio São Marcos foram estimadas pelo conceito de descarga específica, utilizando as vazões turbinada, vertida e afluente nas duas centrais hidrelétricas como dados de entrada. As séries históricas de vazão de referência nas usinas hidrelétricas Batalha e Serra do Facão, para o período de outubro de 2014 a setembro de 2017, estão ilustradas nos Anexos A e B, respectivamente.

As séries sintéticas de vazão para as sub-bacias pontuais e difusas localizadas a montante do reservatório de Batalha foram estimadas a partir das equações 3.2 e 3.3, respectivamente. De acordo com a Figura 17b, as sub-bacias 1 até 15, 16 até 18 e 22 estão nesta região. Da mesma forma, as séries sintéticas de vazão para as sub-bacias pontuais e difusas localizadas entre os reservatórios de Batalha e Serra do Facão foram estimadas a partir das equações 3.4 e 3.5, respectivamente. De acordo com a Figura 17b, esta região é formada pelas sub-bacias 23 até 28. A Tabela 8 mostra as séries sintéticas obtidas para as sub-bacias pontuais e difusas.

Tabela 8 - Séries sintéticas de vazão (em hm³/mês) estimadas para as sub-bacias pontuais e difusas

	Sub 1	Sub 2	Sub 3	Sub 4	Sub 5	Sub 6	Sub 7	Sub 8	Sub 9	Sub 10	Sub 11	Sub 12	Sub 13
out/14	2,83	7,94	0,53	0,53	1,16	1,16	23,81	0,56	5,24	0,69	5,00	1,05	1,05
nov/14	6,52	12,63	1,92	1,92	1,34	1,34	24,31	0,62	5,62	0,81	5,37	1,14	1,14
dez/14	7,11	13,38	2,14	2,14	2,75	2,75	28,08	1,08	8,50	1,65	8,17	1,81	1,81
jan/15	11,59	19,08	3,83	3,83	4,15	4,15	31,86	1,53	11,38	2,49	10,97	2,49	2,49
fev/15	16,07	24,78	5,52	5,52	6,26	6,26	37,53	2,22	15,69	3,76	15,17	3,50	3,50
mar/15	22,80	33,32	8,05	8,05	14,55	14,55	59,81	4,92	32,68	8,74	31,68	7,48	7,48
abr/15	49,24	66,94	18,02	18,02	14,20	14,20	58,87	4,80	31,95	8,52	30,98	7,31	7,31
mai/15	48,12	65,51	17,59	17,59	8,75	8,75	44,21	3,03	20,79	5,25	20,12	4,69	4,69
jun/15	30,73	43,41	11,04	11,04	4,65	4,65	33,19	1,69	12,39	2,79	11,96	2,73	2,73
jul/15	17,66	26,79	6,12	6,12	3,25	3,25	29,44	1,24	9,53	1,95	9,18	2,06	2,06
ago/15	13,20	21,13	4,44	4,44	2,21	2,21	26,65	0,90	7,41	1,33	7,11	1,56	1,56
set/15	9,89	16,92	3,19	3,19	2,33	2,33	26,95	0,94	7,63	1,40	7,33	1,61	1,61
out/15	10,24	17,37	3,32	3,32	0,97	0,97	23,31	0,50	4,86	0,58	4,64	0,96	0,96
nov/15	5,93	11,88	1,70	1,70	2,13	2,13	26,42	0,87	7,23	1,28	6,94	1,52	1,52

dez/15	9,62	16,57	3,09	3,09	2,98	2,98	28,69	1,15	8,96	1,79	8,62	1,92	1,92
jan/16	12,32	20,00	4,10	4,10	11,10	11,10	50,53	3,79	25,60	6,66	24,81	5,82	5,82
fev/16	38,23	52,94	13,87	13,87	6,77	6,77	38,90	2,38	16,74	4,06	16,19	3,74	3,74
mar/16	24,42	35,39	8,67	8,67	7,53	7,53	40,94	2,63	18,29	4,52	17,70	4,11	4,11
abr/16	26,84	38,47	9,58	9,58	3,05	3,05	28,89	1,17	9,12	1,83	8,77	1,96	1,96
mai/16	12,55	20,30	4,19	4,19	1,80	1,80	25,54	0,77	6,56	1,08	6,29	1,36	1,36
jun/16	8,57	15,24	2,69	2,69	1,56	1,56	24,89	0,69	6,06	0,94	5,81	1,24	1,24
jul/16	7,80	14,26	2,40	2,40	1,04	1,04	23,49	0,52	5,00	0,62	4,77	0,99	0,99
ago/16	6,15	12,16	1,78	1,78	0,74	0,74	22,68	0,42	4,38	0,44	4,17	0,85	0,85
set/16	5,19	10,94	1,42	1,42	0,43	0,43	21,84	0,32	3,74	0,26	3,55	0,70	0,70
out/16	4,19	9,67	1,04	1,04	0,49	0,49	22,00	0,34	3,87	0,29	3,67	0,73	0,73
nov/16	4,38	9,91	1,11	1,11	2,84	2,84	28,32	1,10	8,68	1,70	8,35	1,85	1,85
dez/16	11,87	19,44	3,94	3,94	6,76	6,76	38,85	2,38	16,70	4,05	16,15	3,74	3,74
jan/17	24,37	35,33	8,65	8,65	4,58	4,58	33,00	1,67	12,24	2,75	11,81	2,69	2,69
fev/17	17,42	26,50	6,03	6,03	9,57	9,57	46,41	3,29	22,46	5,74	21,75	5,09	5,09
mar/17	33,33	46,72	12,02	12,02	6,71	6,71	38,73	2,36	16,61	4,03	16,06	3,71	3,71
abr/17	24,22	35,14	8,59	8,59	3,98	3,98	31,39	1,48	11,02	2,39	10,62	2,40	2,40
mai/17	15,52	24,07	5,31	5,31	2,76	2,76	28,11	1,08	8,52	1,66	8,19	1,82	1,82
jun/17	11,63	19,12	3,84	3,84	1,56	1,56	24,90	0,69	6,07	0,94	5,81	1,24	1,24
jul/17	7,81	14,28	2,41	2,41	0,90	0,90	23,11	0,47	4,71	0,54	4,49	0,92	0,92
ago/17	5,70	11,59	1,61	1,61	0,56	0,56	22,19	0,36	4,01	0,33	3,81	0,76	0,76
set/17	4,60	10,20	1,20	1,20	0,69	0,69	22,54	0,40	4,28	0,41	4,07	0,82	0,82

	Sub 14	Sub 15	Sub 16	Sub 17	Sub 18	Sub 22	Sub 23	Sub 24	Sub 25	Sub 26	Sub 27	Sub 28	Difusas
out/14	0,51	1,05	3,02	2,20	13,56	1,10	9,04	1,97	4,06	7,45	4,39	7,80	9,58
nov/14	0,57	1,14	3,31	2,45	14,65	1,28	15,16	4,27	9,77	12,69	8,21	15,56	23,77
dez/14	1,07	1,81	5,48	4,35	22,88	2,62	27,54	8,93	21,32	23,31	15,94	31,27	52,51
jan/15	1,57	2,49	7,66	6,26	31,11	3,96	20,14	6,15	14,42	16,97	11,32	21,88	35,34
fev/15	2,31	3,50	10,92	9,11	43,46	5,96	24,29	7,70	18,28	20,52	13,90	27,14	44,96
mar/15	5,25	7,48	23,76	20,35	92,04	13,86	40,27	13,72	33,20	34,23	23,88	47,42	82,07
abr/15	5,13	7,31	23,21	19,87	89,98	13,53	31,88	10,56	25,37	27,03	18,64	36,77	62,58
mai/15	3,20	4,69	14,77	12,48	58,03	8,33	24,20	7,67	18,20	20,45	13,85	27,03	44,76
jun/15	1,74	2,73	8,43	6,93	34,02	4,43	16,12	4,63	10,66	13,52	8,80	16,77	26,00
jul/15	1,25	2,06	6,27	5,04	25,84	3,10	12,36	3,22	7,16	10,29	6,46	12,01	17,28
ago/15	0,88	1,56	4,66	3,63	19,75	2,11	9,47	2,13	4,46	7,82	4,65	8,34	10,57
set/15	0,92	1,61	4,83	3,78	20,40	2,22	8,42	1,73	3,48	6,91	4,00	7,01	8,12
out/15	0,44	0,96	2,73	1,95	12,47	0,93	9,11	1,99	4,13	7,51	4,43	7,89	9,74
nov/15	0,85	1,52	4,53	3,52	19,26	2,03	14,14	3,89	8,82	11,82	7,57	14,27	21,41
dez/15	1,15	1,92	5,84	4,66	24,21	2,83	14,78	4,13	9,41	12,37	7,97	15,08	22,89
jan/16	4,03	5,82	18,41	15,67	71,81	10,58	34,72	11,63	28,02	29,47	20,42	40,37	69,18
fev/16	2,50	3,74	11,71	9,81	46,45	6,45	21,60	6,69	15,77	18,21	12,22	23,72	38,72
mar/16	2,76	4,11	12,89	10,83	50,90	7,17	26,58	8,57	20,43	22,49	15,34	30,05	50,29
abr/16	1,18	1,96	5,95	4,76	24,64	2,90	12,39	3,23	7,19	10,32	6,48	12,05	17,35
mai/16	0,73	1,36	4,02	3,07	17,33	1,72	10,28	2,44	5,22	8,51	5,16	9,37	12,46

jun/16	0,65	1,24	3,64	2,74	15,91	1,49	9,34	2,08	4,34	7,70	4,57	8,18	10,27
jul/16	0,46	0,99	2,84	2,04	12,88	0,99	8,00	1,57	3,09	6,55	3,73	6,47	7,15
ago/16	0,36	0,85	2,37	1,63	11,11	0,70	7,46	1,37	2,58	6,09	3,40	5,79	5,90
set/16	0,25	0,70	1,89	1,21	9,27	0,41	6,23	0,91	1,44	5,04	2,63	4,24	3,06
out/16	0,27	0,73	1,98	1,29	9,63	0,46	6,48	1,01	1,68	5,25	2,79	4,55	3,64
nov/16	1,10	1,85	5,62	4,47	23,39	2,70	16,08	4,61	10,62	13,48	8,78	16,72	25,90
dez/16	2,49	3,74	11,69	9,78	46,35	6,44	21,91	6,81	16,07	18,48	12,42	24,12	39,44
jan/17	1,72	2,69	8,32	6,83	33,59	4,36	8,28	1,68	3,36	6,80	3,91	6,84	7,82
fev/17	3,49	5,09	16,04	13,59	62,82	9,11	27,26	8,82	21,06	23,07	15,76	30,91	51,87
mar/17	2,47	3,71	11,61	9,72	46,08	6,39	18,50	5,53	12,89	15,56	10,29	19,80	31,53
abr/17	1,51	2,40	7,39	6,02	30,09	3,79	11,23	2,79	6,10	9,32	5,75	10,57	14,65
mai/17	1,07	1,82	5,50	4,37	22,94	2,63	12,85	3,40	7,62	10,71	6,77	12,63	18,42
jun/17	0,65	1,24	3,65	2,75	15,94	1,49	7,59	1,42	2,71	6,20	3,48	5,96	6,21
jul/17	0,41	0,92	2,62	1,85	12,05	0,86	6,52	1,02	1,71	5,28	2,81	4,60	3,72
ago/17	0,29	0,76	2,09	1,39	10,04	0,53	8,46	1,75	3,52	6,95	4,03	7,07	8,23
set/17	0,34	0,82	2,29	1,56	10,80	0,65	7,33	1,32	2,46	5,97	3,31	5,62	5,59

Fonte: Autor (2019)

4.2.2 Dados de qualidade da água e climatológicos

Os dados de qualidade da água monitorados nos afluentes e ao longo do rio são Marcos estão ilustrados na Tabela 9.

Tabela 9 - Dados de qualidade da água monitorados nos afluentes e ao longo do rio são Marcos

Posto	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	NO (mg/L)		Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo total (mg/L)
SF01	5,1 - 7,89	0,1 - 18,4	-	-	0,03 - 0,91	0,01 - 0,6	0,03 - 0,43
SF02	5,3 - 8,43	0,1 - 4,8	-	-	0,03 - 0,93	0,01 - 0,61	0,02 - 0,32
SF06	4,3 - 8,72	0,1 - 2,9	-	-	0,07 - 1,26	0,1 - 0,6	0,003 - 1,23
SF17	4,2 - 8,04	0,5 - 4	-	-	0,07 - 1,26	0,1 - 0,8	0,003 - 0,24
SF18	5 - 8,62	0,1 - 5,5	-	-	0,03 - 0,84	0,01 - 0,5	0,003 - 0,16
SF19	4,9 - 8,21	1 - 3,3	-	-	0,06 - 0,82	0,1 - 0,73	0,003 - 8,54
SF20	4,3 - 8,41	0,7 - 5,1	-	-	0,06 - 4,25	0,1 - 1,4	0,003 - 0,65
SF21	5,1 - 8,44	0,1 - 2,6	-	-	0,08 - 0,7	0,01 - 0,5	0,003 - 1,86
SF22	4,7 - 8,48	0,3 - 3,6	-	-	0,03 - 0,57	0,01 - 0,6	0,003 - 0,66
BAT01	5 - 7,6	2 - 2	0,1 - 0,55		0,1 - 0,24	0,1 - 0,29	0,02 - 0,11
BAT02	7,1 - 8,7	2 - 2	0,1 - 0,48		0,1 - 0,18	0,1 - 0,31	0,02 - 0,2

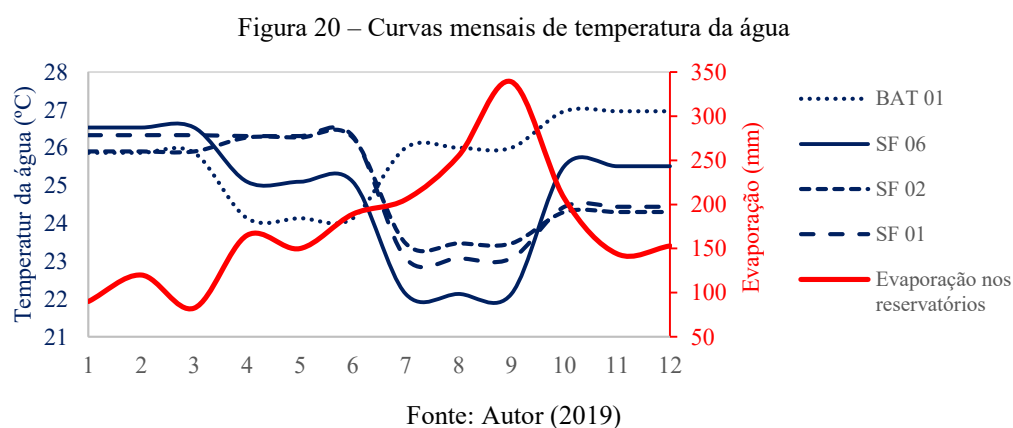
Mínimo - Máximo

Fonte: Autor (2019)

Como já descrito anteriormente, a qualidade da água para os tributários não monitorados foi assumida similar ao padrão de qualidade do rio classe 2, de acordo com o CONAMA

375/2005. Neste contexto, a DBO adotada foi de 2 mg/L (inferior ao limite de 5 mg/L), OD adotado foi de 5 mg/L (similar ao limite mínimo), nitrogênio orgânico foi de 0,1 mg/L (considerando o valor mais frequente observado nos postos de monitoramento BAT 01 e BAT 02) e ; amônia adotada foi de 0,1 mg/L (inferior da limite de 3,7 mg/L) e nitrato adotado foi de 0,2 mg/L (inferior ao limite de 10 mg/L).

A Figura 20 traz as curvas mensais de temperatura assumidas nos postos de monitoramento BAT01, SF01, SF02 e SF06, além das curvas de evaporação assumidas para os reservatórios de Batalha e Serra do Facão. Em função da ausência de dados de evaporação nos reservatórios, foi assumida a série temporal obtida por Curtarelli et al (2013) para o reservatório de Itumbiara/GO no rio Paranaíba, cujo barramento fica aproximadamente 152 km a jusante da confluência do rio São Marcos com o rio Paranaíba.



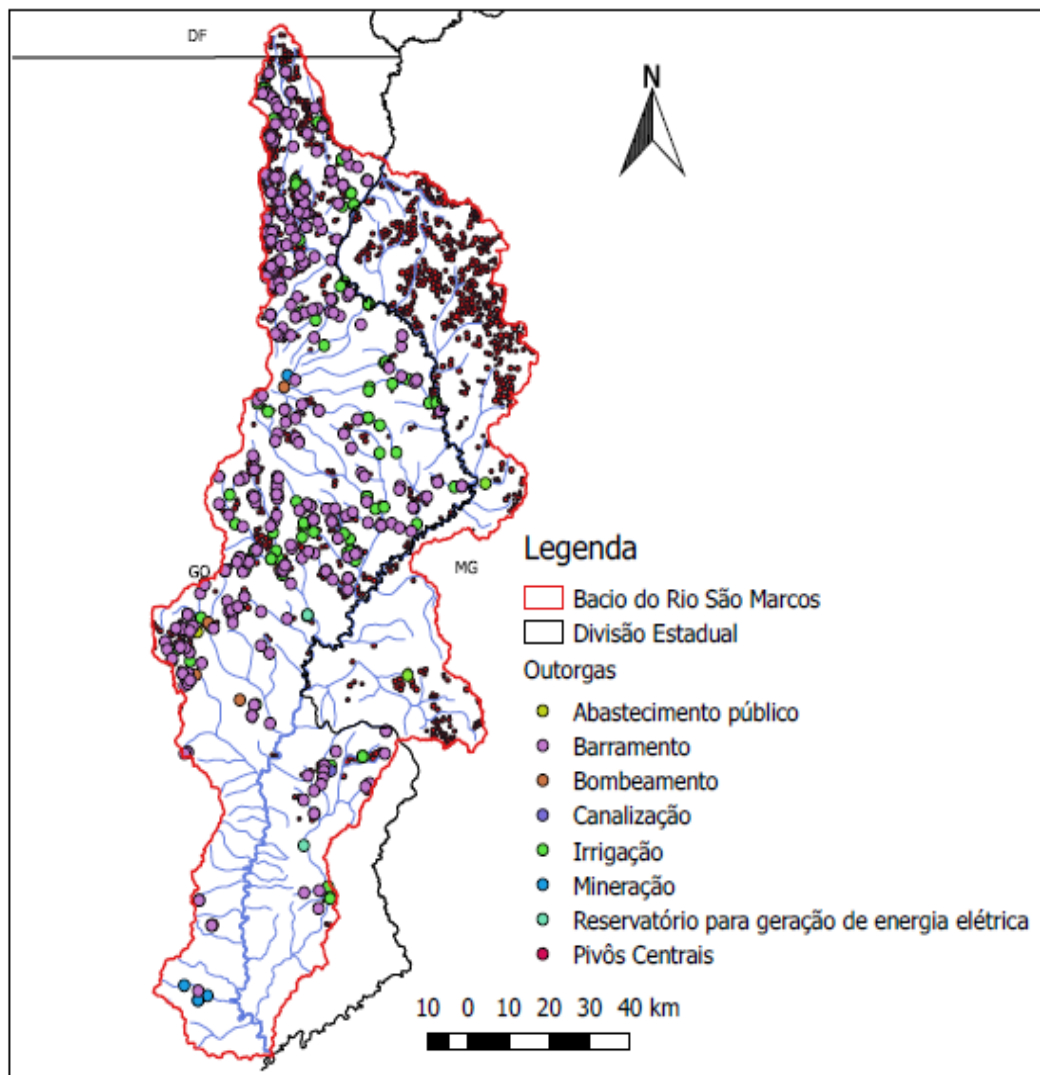
Com relação à temperatura, em cada posto de monitoramento foi gerada uma curva mensal de temperatura. Para as conduções ou trechos de rio localizados a montante da estação BAT01, foi adotada a curva da estação BAT01. Para os trechos entre as estações BAT01 e SF06 foi adotada a curva da estação SF06. Para os trechos entre as estações SF06 e SF02 foi adotada a curva da estação SF02 e, por fim, para os trechos entre as estações SF02 e SF01 foi adotada a curva da estação SF01. A jusante de SF01 foi adotada a curva da estação SF01.

4.2.3 Demandas consuntivas e não consuntivas outorgadas

Todas as informações obtidas junto aos órgãos ambientais estaduais foram lançadas em mapa a partir da ferramenta QGIS, conforme ilustra a Figura 21. Esta atividade foi

fundamental na quantificação precisa das vazões outorgadas em cada sub-bacia e ao longo do rio São Marcos.

Figura 21 – Localização das outorgas consuntivas e não consuntivas



A Tabela 10 apresenta as demandas totais outorgadas por sub-bacia.

Tabela 10 - Demandas outorgadas referentes à área de cada sub-bacia

Sub-bacia	Nome da Sub-bacia	Demanda (hm ³ /mês)	Demanda (m ³ /s)
SUB-1	Alto Rio São Marcos	2,83	1,09
SUB-2	Rio Samambaia	7,94	3,06
	Ribeirão Moreira		
SUB-3	Ribeirão Lajinha	0,53	0,20

SUB-4	Ribeirão São Pedro	0,53	0,20
SUB-5	Córrego do Veredão	0	0
SUB-6	Córrego do Barreiro	0	0
SUB-7	Ribeirão Soberbo	20,7	7,99
SUB-8	Córrego Guaribinha	0,18	0,07
SUB-9	Ribeirão Arrojado	2,87	1,11
SUB-10	Ribeirão Piscamba	0	0
SUB-11	Córrego Mundo Novo	2,7	1,04
SUB-12	Córrego Rodrigues	0,49	0,19
SUB-13	Córrego do Cachorro	0,49	0,19
SUB-14	Córrego Bonsucesso	0,1	0,04
SUB-15	Córrego das Crioulas	0,49	0,19
SUB-16	Ribeirão do Cristal	0,27	0,10
SUB-17	Ribeirão dos Teixeira	0,63	0,24
SUB-18	Ribeirão São Firmino	6,78	2,62
SUB-22	São Marcos (UHE Batalha)	0	0
SUB-23	Ribeirão Castelhana	5,38	2,08
SUB-24	Ribeirão das Éguas	0,59	0,23
SUB-25	Rio Batalha	0,65	0,25
SUB-26	Ribeirão Ponte Alta	4,31	1,66
SUB-27	Ribeirão Imbiruçu	2,1	0,81
SUB-28	Rio São Bento	3,16	1,22
Difusa	-	1,08	0,42

Fonte: Autor (2019)

As outorgas subterrâneas praticamente se equiparam às superficiais, tanto em volume quanto em quantidade. Apesar de sua importância, as outorgas subterrâneas foram desconsideradas visto que o foco de estudo foi o escoamento superficial.

4.2.4 Dados hidráulicos e batimétricos

O coeficiente de rugosidade de Manning foi estimado a partir do método de Cowan (CHOW, 1959), com as seguintes considerações para cada variável da equação:

- Para escolha de n_0 considerou-se o assoreamento, visto que a bacia hidrográfica do rio São Marcos apresenta baixa declividade, logo apresenta velocidade reduzida de escoamento, deste modo, pode existir um acúmulo de sedimentos com diâmetro reduzido, como areia e terra. Assim, o valor adotado para n_0 foi de 0,0;

- Já o valor de η_1 considera a ocorrência ou não de irregularidade ou erosão. Para definir tal valor, foram feitas análises nas imagens de satélites por meio da ferramenta Google Earth. Constatou-se que a turbulência era baixa, pois ao passar por barreiras como pedras no rio, a água não apresentava mudança de coloração (a aparência mais clara está associada à turbulência de superfície). Além deste motivo, sabe-se que a área da bacia hidrográfica tem grande uso para agricultura, e regiões com agriculturas e plantações evitam erosões, provando então, que não há erosões relevantes. Deste modo, o valor adotado para esta variável foi de 0,005, ou seja, pequeno grau de irregularidade;

- A incógnita que representa a variação da largura superficial do curso de água é a η_2 . Para isto, foi feito um levantamento da largura do rio no começo e no final de cada trecho medido, de acordo com os nós estabelecidos na ferramenta Aquatool. As medidas foram tomadas por meio das imagens do Google Earth. Verificou-se a variação da largura entre o valor mínimo de 21 m e o máximo de 1464 m, este no reservatório Serra do Facão. Constatou-se que 60,9% das medidas estão abaixo de 100 m de largura e 26,1% entre 100 e 200 mm. Concluiu-se que existe irregularidade nas seções transversais, variações ocasionais, adotando-se então o valor de 0.005 para η_2 . Outra justificativa para tal escolha são as variações observadas no início da área com remanso e a jusante de cada reservatório;

- O valor de η_3 ilustra se há ou não obstruções no curso de água. Neste rio existem duas represas que são consideradas obstruções, mas não foi observado, a partir das imagens, redução das seções, considerando-se desprezível tal relação, ou seja, nulo;

- O valor que mostra a influência da vegetação no escoamento é o η_4 . Para determiná-lo, observou-se as imagens para avaliar se era respeitada a largura lateral de APP, de acordo com a Lei nº 12.727/12, do Código Florestal Brasileiro, que estabelece faixas diferenciadas para os rios de acordo com a sua largura, iniciando com uma faixa mínima de 30 m em cada margem para rios com até 10 m de largura, ampliando essa faixa à medida que aumenta a largura do rio. Pela imagem não foi possível concluir tal avaliação, já que há vegetação margeando todo o rio, não sendo possível mensurar a distância. Apesar disso, a influência da mesma é baixa no escoamento do rio. Como a vegetação é cerrado, portanto baixa, justifica-se que ela não influencie consideravelmente o escoamento. Assim o efeito da vegetação foi considerado desprezível no escoamento do rio;

- O valor de meandrização do curso de água é avaliado como sendo a razão entre o comprimento efetivo do trecho e a distância retilínea percorrida. Tais medidas foram realizadas com o auxílio das ferramentas QGis e Google Earth. O comprimento efetivo do trecho é de cerca de 399 km desde o primeiro nó até o nó final, já a distância retilínea percorrida é de 241 km, assim a relação m entre eles é de 1,65, caracterizando um grau de meandrização severa de 1,30;

De acordo com o método de Cowan aplicado, o coeficiente de rugosidade resultou em 0,04875. Este valor está próximo da estimativa de cerrado igual a 0,05 feita por Lencastre e Chow (1959), além de estar no intervalo estabelecido para canais naturais de grande porte, em que o mínimo é 0,035 e o máximo é 0,100 (CHOW, 1959).

A Tabela 11 traz os valores levantados em cada nó pelo Google Earth. O item topologia do sistema hídrico auxilia na identificação de cada nó (Figura 22b – diagrama unifilar).

Tabela 11 – Características geométricas levantadas

Nó	Distância (m)	Cota (m)	B (m)	B _{médio} (m)
1	36210,24	840,64	23,67	22,45
2	45383,50	832,71	21,23	26,71
3	61959,74	834,24	32,19	38,27
4	63247,22	848,87	44,35	47,12
5	70006,46	839,72	49,88	95,32
6	97687,18	835,46	140,75	207,51
7	100423,07	852,83	274,27	181,45
8	111044,74	813,82	88,63	97,45
9	122953,88	819,00	106,27	103,23
10	134380,22	839,11	100,18	69,14
11	147094,04	818,39	38,10	52,78
12	151761,14	808,02	67,45	108,65
13	162543,74	798,27	149,84	506,59
14	188293,25	790,65	863,33	459,91
15	238182,91	791,57	56,49	53,98
16	239792,26	779,07	51,47	57,21
17	243010,94	774,19	62,95	70,38
18	262323,07	777,54	77,81	65,45
19	281635,20	773,28	53,08	1066,87
20	349227,65	704,09	2080,65	1097,94
21	354055,68	720,55	115,22	149,76

22	381414,53	667,51	184,30	125,12
Nó Final	399117,31	647,70	65,94	

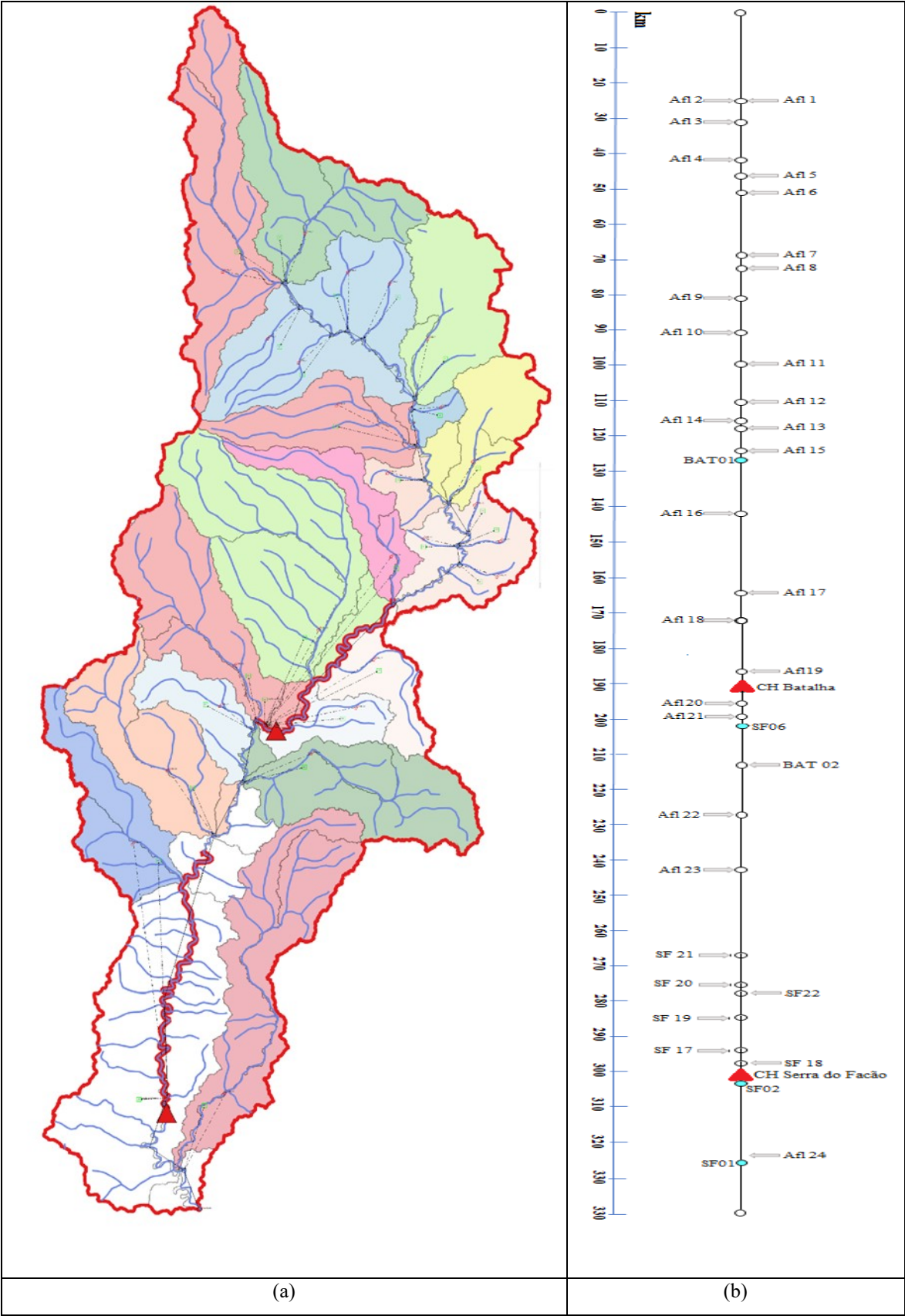
Fonte: Autor (2019)

4.3 TOPOLOGIA DO SISTEMA HÍDRICO

A topologia do sistema hídrico é traçada diretamente na interface da ferramenta computacional AQUATOOL. Os dados de entrada de vazão e qualidade da água para cada tributário pontual e difuso foram inseridos diretamente no elemento “aportação”. As demandas consuntivas foram inseridas diretamente no elemento “Demanda” associado ao elemento “toma”. Os trechos de rio foram representados pelo elemento “condução”, onde foram inseridos os dados gerais (coeficiente de difusão turbulento, distância do trecho e passo de discretização), os dados hidráulicos, as curvas de temperatura e os coeficientes de reação bioquímica e de sedimentação. Os reservatórios foram representados pelo elemento “embalse”, onde foram inseridos os dados hidráulicos/hidrológicos (volume inicial, vazão máxima de soltura, volumes máximo, mínimo e objetivo, dados batimétricos e evaporação), dados sobre a região de epilímnio (visto que foi assumido mistura completa), dados de temperatura e os coeficientes de reação bioquímica e de sedimentação. A Figura 22a traz a topologia do sistema hídrico traçada na ferramenta AQUATOOL. Para auxiliar no entendimento da topologia, foi estruturado um diagrama unifilar (ver Figura 22b).

Na criação da topologia foram consideradas que as demandas consuntivas não geraram retorno ao curso de água, enquanto que na demanda não consuntiva para fins hidrelétricos foi considerado o retorno de 100% da demanda retirada.

Figura 22 – (a) Topologia do sistema hídrico; (b) Diagrama unifilar

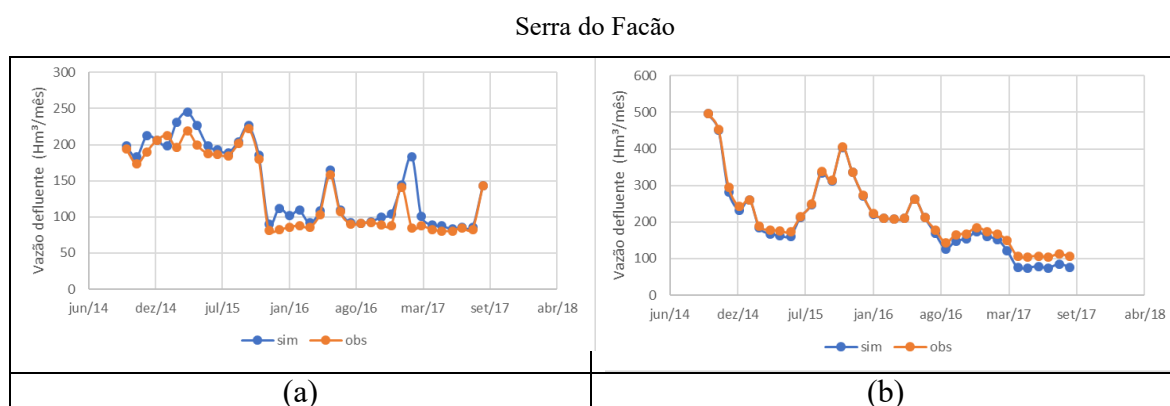


4.4 BALANÇO HÍDRICO

Na topologia do sistema hídrico, após inseridos todos os dados de entrada de vazão nos tributários pontuais e difusos, as demandas pontuais e difusas, os dados hidráulicos/hidrológicos e batimétricos dos reservatórios, o balanço hídrico foi simulado dentro do módulo SIMGES, para o período de outubro de 2014 até setembro de 2017.

A fim de avaliar os resultados do balanço hídrico, a Figura 23 faz uma comparação entre as vazões simuladas e monitoradas a jusante das barragens de Batalha e Serra do Facão (representada como vazão defluente na Figura 23). Como vazão monitorada a jusante de cada reservatório (vazão defluente), foi considerada a soma das vazões vertente e turbinada.

Figura 23 - Comparação entre as vazões simuladas e monitoradas a jusante das barragens de: (a) Batalha e (b)

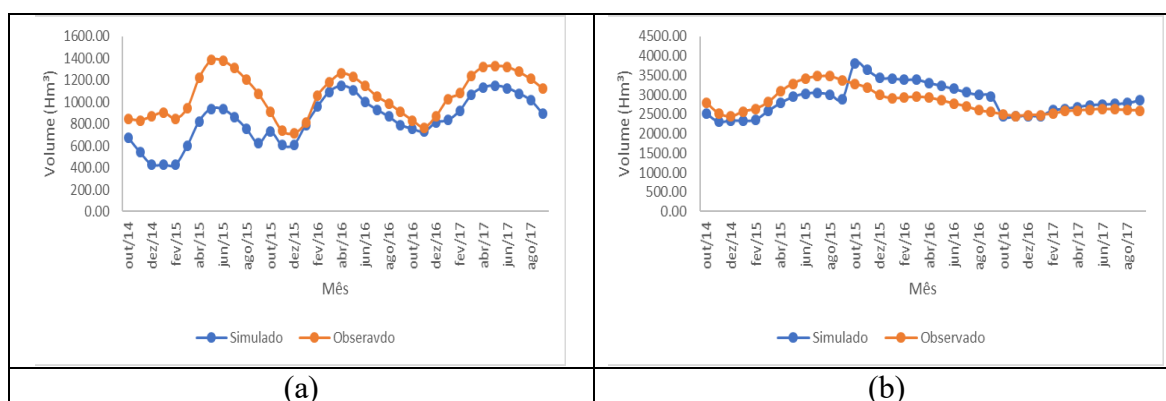


Fonte: Autor (2019)

Uma visão geral na Figura 23 mostra um bom ajuste entre o simulado e monitorado. O coeficiente NSE para Batalha foi de 0,84 e Serra do Facão 0,98, enquanto o coeficiente de determinação para Batalha foi de 0,89 e Serra do Facão 0,99, que corresponde a uma combinação muito boa entre as vazões simulada e monitorada. Outro coeficiente que confirma a eficácia deste balanço hídrico é o RSR, já que o valor para Batalha foi de 0,40 e para Serra do Facão 0,16, ambos dentro do intervalo definido como muito bom, sendo o ajuste de Serra do Facão mais satisfatório do que Batalha.

A avaliação do ajuste também foi feita a partir da variação temporal do volume armazenado nos reservatórios (ver Figura 24).

Figura 24 – Variação de volume do reservatório (a) de Batalha e (b) Serra do Facão



Fonte: Autor (2019)

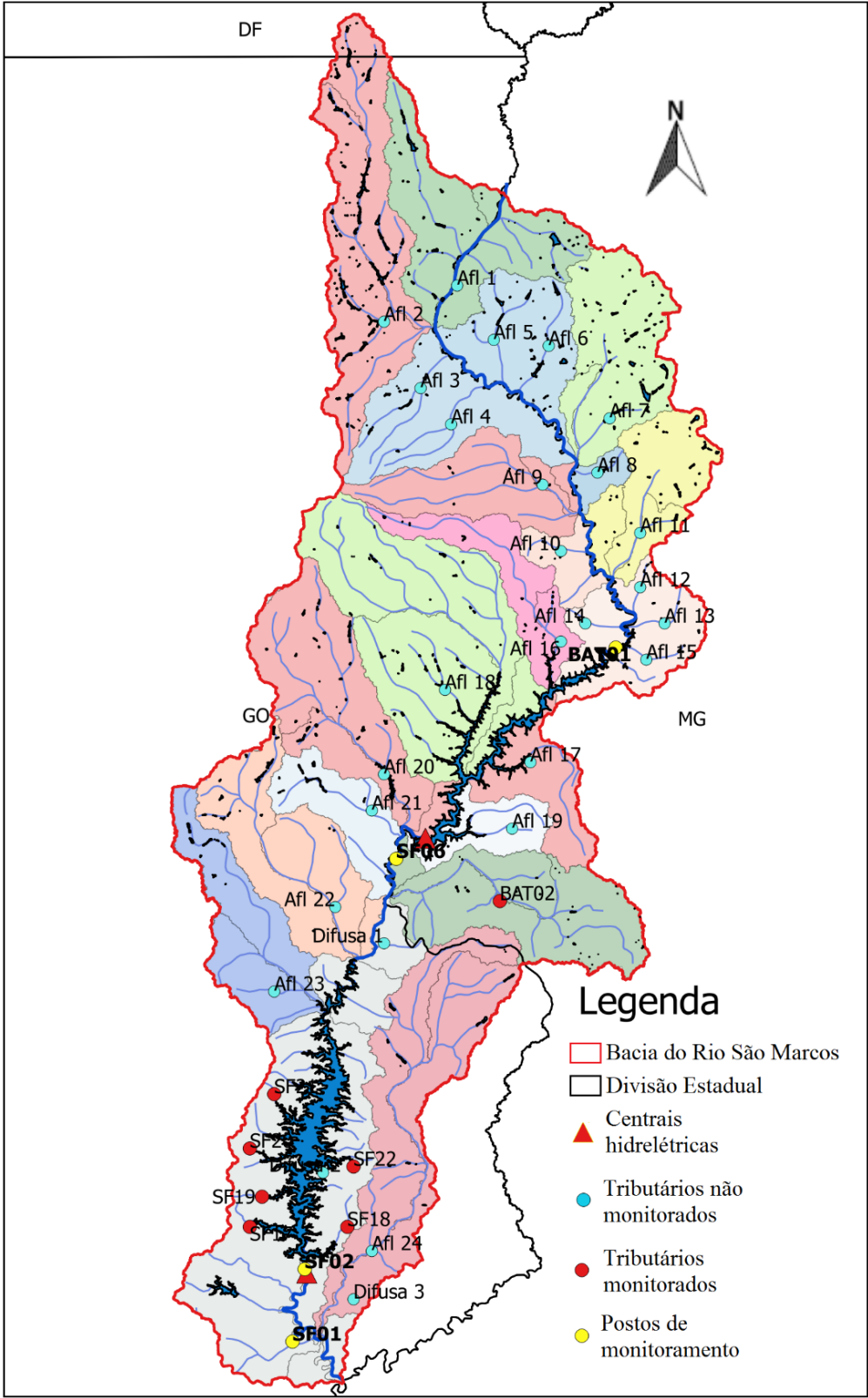
A visão geral na Figura 24 mostra que a variação de volume simulada segue a mesma tendência do volume observado nos dois reservatórios (coeficiente de determinação de Batalha igual a 0,61 e Serra do Facão igual a 0,81). A simulação da variação temporal de volume armazenado foi validada pelo índice NSE, igual a 0,65 e 0,81 para Batalha e Serra do Facão, respectivamente. O valor de RSR para Batalha e Serra do Facão de 0,16 e 0,10, respectivamente, classifica a simulação como muito boa.

Finalizado o balanço hídrico, o próximo passo foi a simulação de qualidade da água no módulo GESCAL.

4.5 CALIBRAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA

Os perfis temporais simulados dos parâmetros OD, DBO, NO, amônia, nitrato e fósforo total foram ajustados aos dados de qualidade monitorados nos pontos de monitoramento BAT01, SF0 SF02 e SF06, conforme ilustram as Figuras 26, 27, 28 e 29. Uma análise separada do processo de calibração, quanto à qualidade de água nos quatro postos de monitoramento, mostra que o rio São Marcos se enquadra na classe 2, visto que os dados monitorados respeitam os limites estabelecidos pela CONAMA 357/2005. Salvo exceções pontuais do parâmetro OD nos postos BAT01 (Figura 26) e SF06 (Figura 27), chegando ao mínimo de 4,6 (em novembro de 2015) e 4,3 mg/L (em novembro de 2016) nos postos BAT01 e SF06, respectivamente.

Figura 25 – Pontos de monitoramento de qualidade de água da bacia do rio São Marcos



Fonte: Autor (2019)

Figura 26 – Comparação entre perfis simulados e dados monitorados no posto de monitoramento BAT01

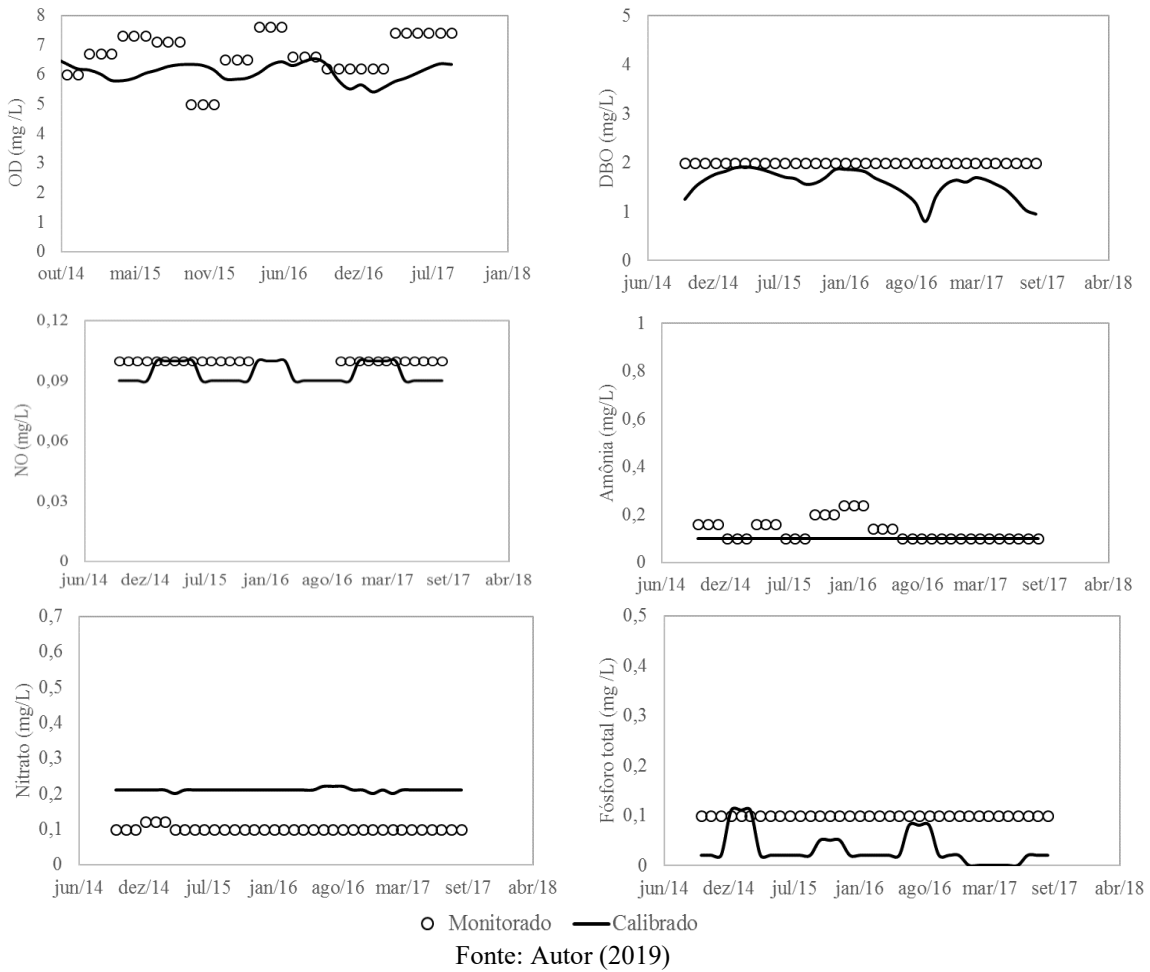
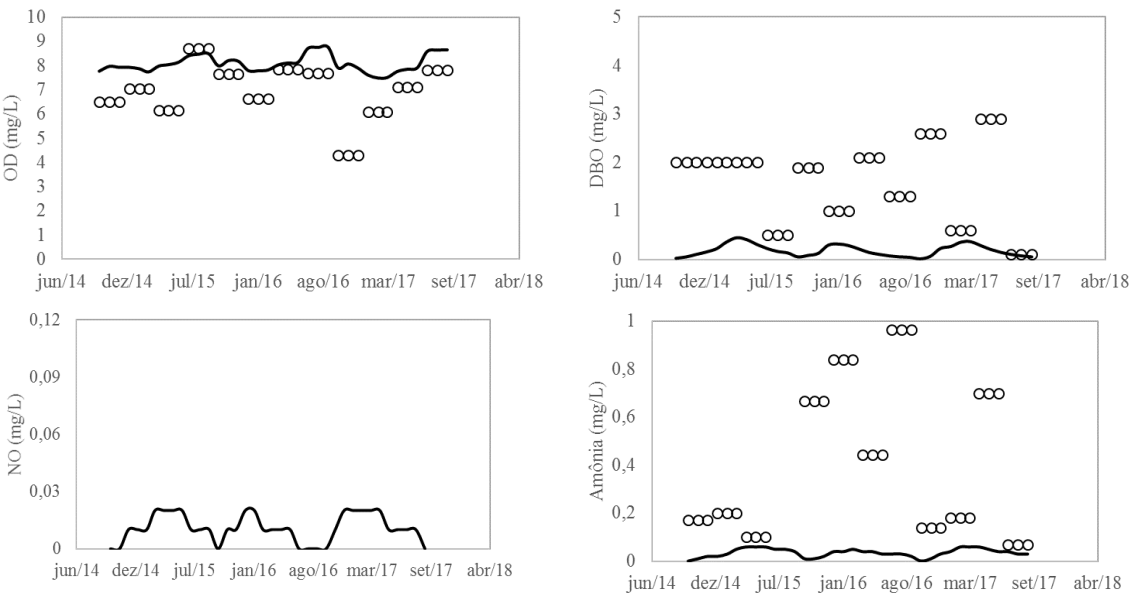


Figura 27 – Comparação entre perfis simulados e dados monitorados no posto de monitoramento SF06



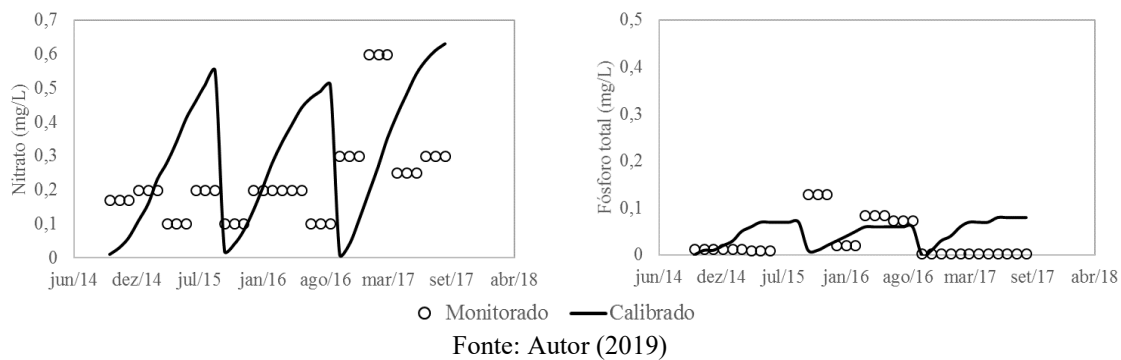


Figura 28 – Comparação entre perfis simulados e dados monitorados no posto de monitoramento SF02

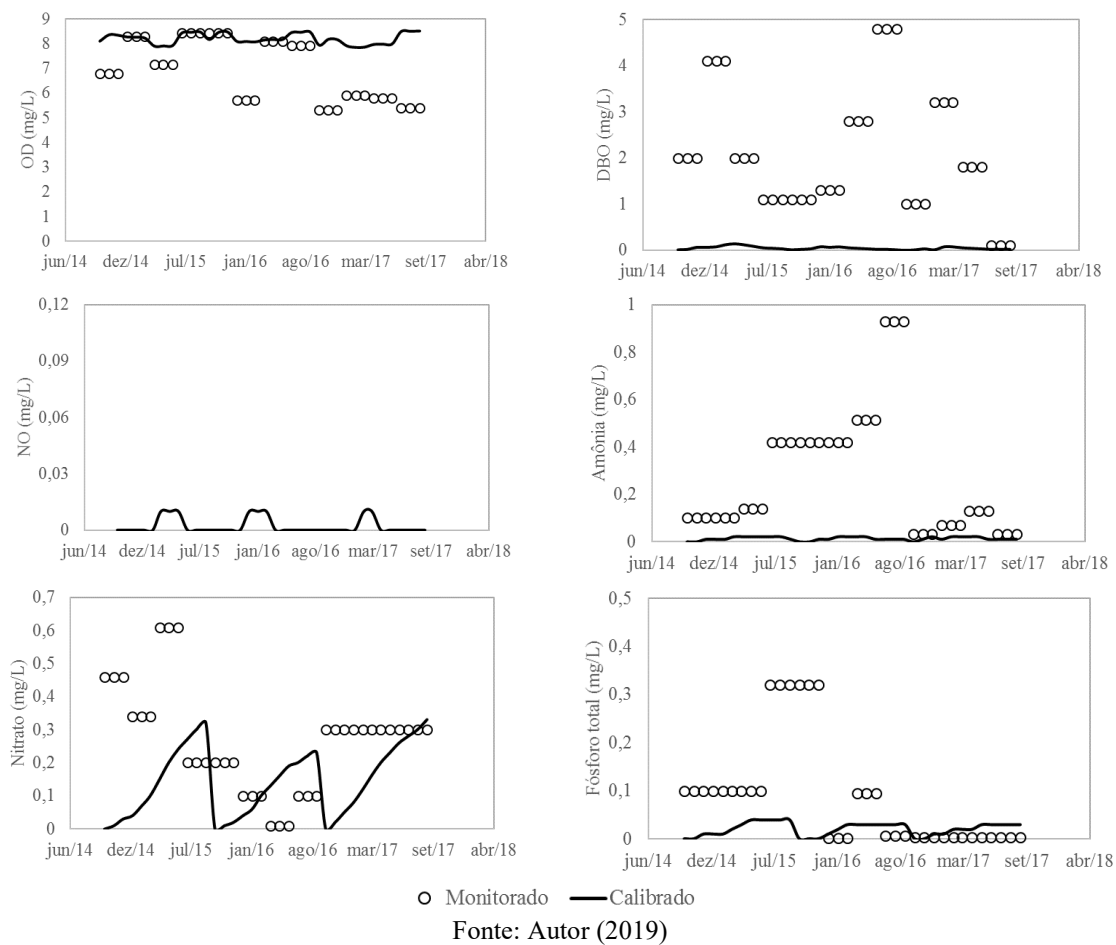
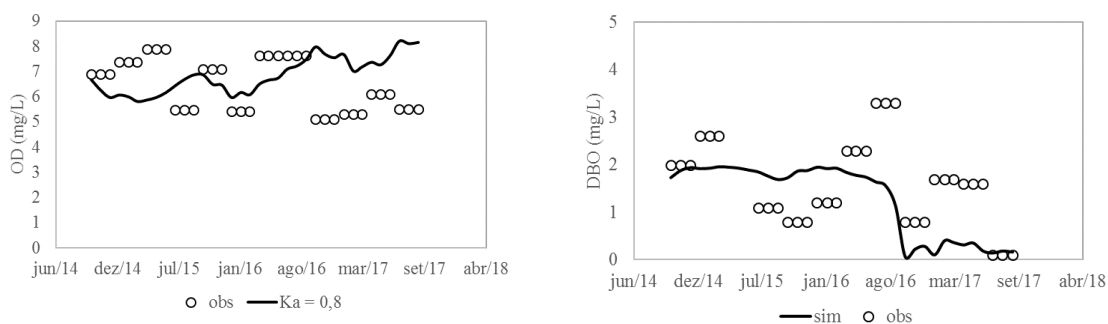
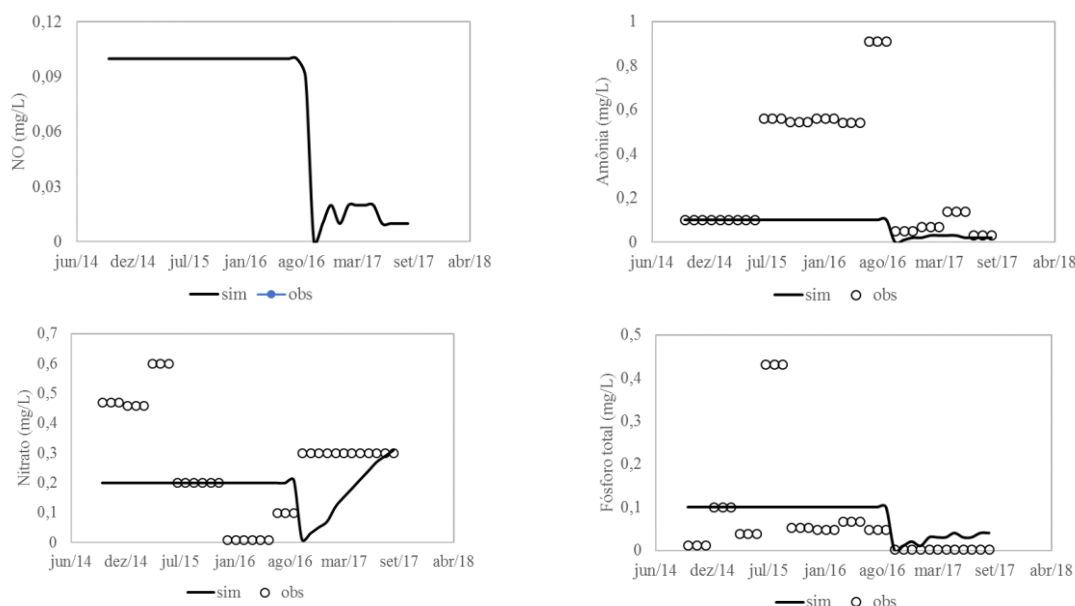


Figura 29 – Comparação entre perfis simulados e dados monitorados no posto de monitoramento 01





○ Monitorado — Calibrado

Fonte: Autor (2019)

Na análise do sucesso ou não do processo de calibração, obviamente deve verificar o ajuste entre o calibrado e o monitorado, mas também precisa se atentar à ordem de grandeza das concentrações dos parâmetros de qualidade da água. Uma análise geral das Figuras 26 a 29 mostra alguma discrepância entre os valores calibrados e monitorados. Todavia, a boa qualidade da água no rio São Marcos (concentrações reduzidas para DBO, NO, amônia, nitrato e fósforo total e elevada para OD) impossibilitou um melhor ajuste dos perfis. Vale lembrar que, no processo de calibração do modelo, foi assumida boa qualidade para a água em 100% dos tributários do rio São Marcos. A Tabela 12 traz os valores dos coeficientes de reações bioquímicas e de sedimentação calibrados.

Tabela 12 – Coeficientes de reações bioquímicas e de sedimentação calibrados

Trecho do rio	k_a (1/dia)	k_d (1/dia)	VS_L (1/dia)	Kn_{oa} (1/dia)	V_{sno} (m/d)	K_{no} (1/d)	K_{nai} (1/dia)	K_p (1/dia)	VS_p (m/dia)
Cabeceira-BAT01	0,4	0,02	0,01	0,02	0,001	0,001	0,01	0,01	0,001
BAT01-SF06	0,1	0,02	0,01	0,02	0,001	0,001	0,01	0,01	0,001
SF06-SF02	0,1	0,02	0,01	0,02	0,001	0,001	0,01	0,01	0,001
SF02-SF01	0,8	0,02	0,01	0,02	0,001	0,001	0,01	0,01	0,001

Fonte: Autor (2019)

Diversos estudos da literatura da área chegaram em coeficientes próximos para cursos de água similares quanto à disponibilidade hídrica e qualidade da água.

Paredes et al. (2010) e Salla et al. (2014) utilizaram coeficientes próximos aos calibrados neste estudo para cursos de água similares quanto à disponibilidade hídrica e qualidade da água. Todavia, quando existe lançamentos pontuais em ambiente lótico de cargas poluidoras de origem sanitário, os coeficientes bioquímicos se elevam. Como exemplo, Kannel et al. (2007), em uma modelagem de autodepuração no rio Bagmati (Nepal), alcançaram valores máximos de $4,2 \text{ dia}^{-1}$ para K_d , 10 dia^{-1} para K_{Nai} e $0,7 \text{ dia}^{-1}$ para K_p . Em dois estudos no Triângulo Mineiro, Salla et al. (2013) alcançaram valores máximos de $0,22 \text{ dia}^{-1}$ para K_d , $0,4 \text{ dia}^{-1}$ para K_{Noa} e $0,1 \text{ dia}^{-1}$ para K_{Nai} no rio Jordão, enquanto Salla et al. (2016) alcançaram valores máximos de $0,8 \text{ dia}^{-1}$ para K_d , $0,9 \text{ dia}^{-1}$ para K_{Nai} e $0,8 \text{ dia}^{-1}$ para K_p no rio Uberabinha.

O coeficiente de reaeração natural K_a tem relação direta com as características hidráulicas no ambiente hídrico. Em ambiente lótico, a influência da turbulência de superfície prevalece, influenciada pela vazão associada à declividade de fundo, seção transversal e rugosidade de fundo e paredes laterais. Já em ambiente lântico, em escala reduzida de reaeração em comparação ao ambiente lótico, a área superficial governa a transferência de massa global na interface ar/água. Neste contexto, Salla et al. (2014) alcançaram valores de K_a entre $0,1$ a $2,3 \text{ dia}^{-1}$ em uma bacia hidrográfica com quatro reservatórios de acumulação para fins hidrelétricos em cascata, valores estes próximos a $0,1$ a $0,8 \text{ dia}^{-1}$ obtidos neste estudo.

Todavia, outros trabalhos com características hidráulicas diferentes da bacia hidrográfica do rio São Marcos alcançaram valores de K_a maiores. Simulações da capacidade de autodepuração nos rios Uberaba (afluente do rio Grande em sua margem direita) e Jordão (afluente do rio Paranaíba em sua margem esquerda) chegaram a valores máximos de K_a iguais a $4,0 \text{ dia}^{-1}$ e $6,4 \text{ dia}^{-1}$, respectivamente (Salla et al., 2013 e 2014).

4.6 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

- *Coefficientes de reações bioquímicas*

A simulação prévia a partir da variação individualizada dos coeficientes calibrados mostrou que alguns coeficientes apresentaram maior influência nos perfis simulados dos parâmetros de qualidade, que foram: K_a (de reaeração), K_d (de decaimento da matéria orgânica carbonácea, VS_L (da velocidade de sedimentação da matéria orgânica carbonácea) e K_{Nai} (nitrificação da amônia). De acordo com o método fatorial, a análise de 2 níveis (+10% e -10%) para os quatro coeficientes sensíveis resultou em 32 simulações, conforme demonstra a Tabela 13.

Tabela 13 – Método fatorial para os coeficientes K_a , K_d , V_{SL} e K_{Nai}

Série	K_a	K_d	V_{SL}	K_{Nai}
1	1	1	1	1
2	0	1	1	1
3	1	0	1	1
4	0	0	1	1
5	1	1	0	1
6	0	1	0	1
7	1	0	0	1
8	0	0	0	1
9	1	1	1	0
10	0	1	1	0
11	1	0	1	0
12	0	0	1	0
13	1	1	0	0
14	0	1	0	0
15	1	0	0	0
16	0	0	0	0
17	-1	-1	-1	-1
18	0	-1	-1	-1
19	-1	0	-1	-1
20	0	0	-1	-1
21	-1	-1	0	-1
22	0	-1	0	-1
23	-1	0	0	-1
24	0	0	0	-1
25	-1	-1	-1	0
26	0	-1	-1	0
27	-1	0	-1	0
28	0	0	-1	0
29	-1	-1	0	0
30	0	-1	0	0

31	-1	0	0	0
32	0	0	0	0

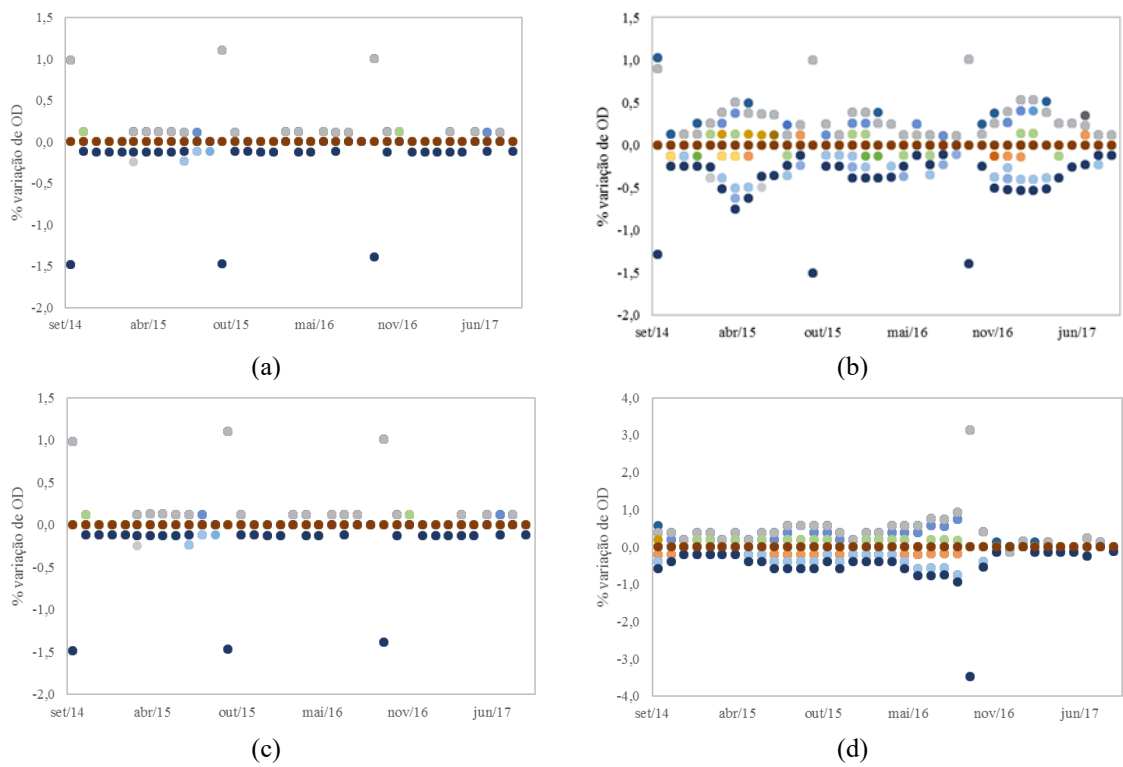
1 representa as variações de +10%

-1 representa as variações de -10%

Fonte: Autor (2019)

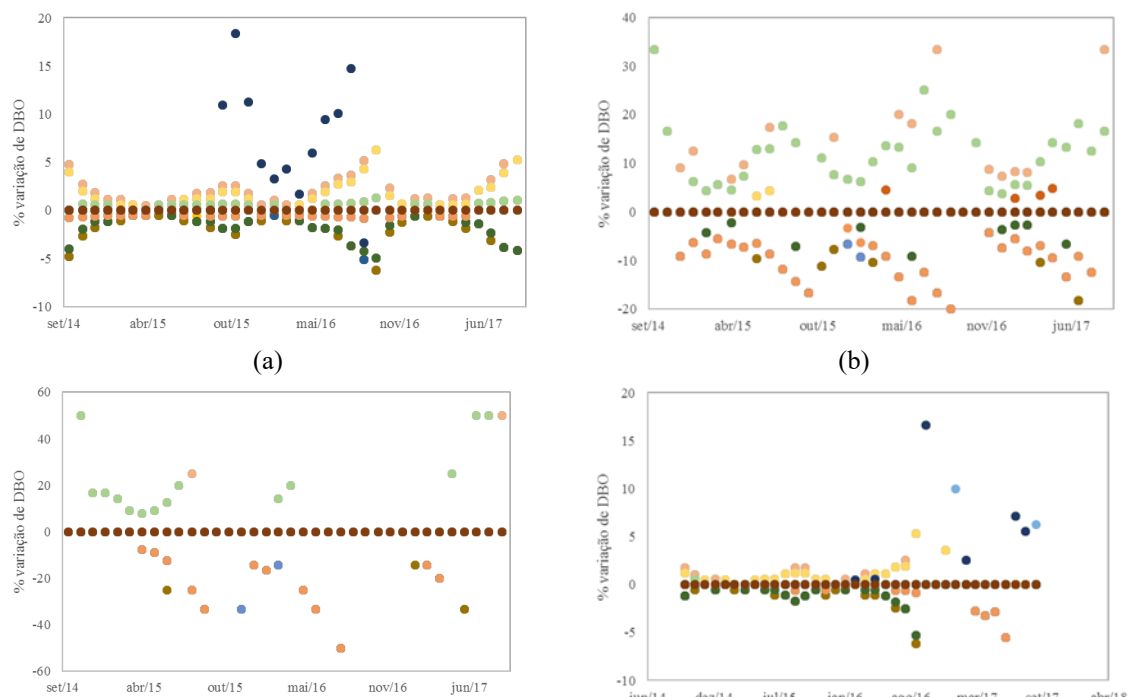
As Figuras 30 até 33 representam as porcentagens de variação temporal dos parâmetros OD, DBO, amônia e nitrato, respectivamente, após as análises de sensibilidade, pelo método fatorial, dos coeficientes K_a , K_d , V_{SL} e K_{Nai} junto aos postos de monitoramento BAT, SF06, SF02 e SF01. Para a determinação da porcentagem de variação temporal dos parâmetros comparou-se o perfil simulado calibrado com o perfil simulado por cada série do método fatorial apresentada na Tabela 13. Os parâmetros nitrogênio orgânico e fósforo total não foram analisados pois, de acordo com os equacionamentos no item 3.4.3.5, a variação dos coeficientes K_a , K_d , V_{SL} e K_{Nai} alteram apenas os parâmetros OD, DBO, amônia e nitrato.

Figura 30 – % de variação temporal de OD após as análises de sensibilidade junto aos postos de monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01



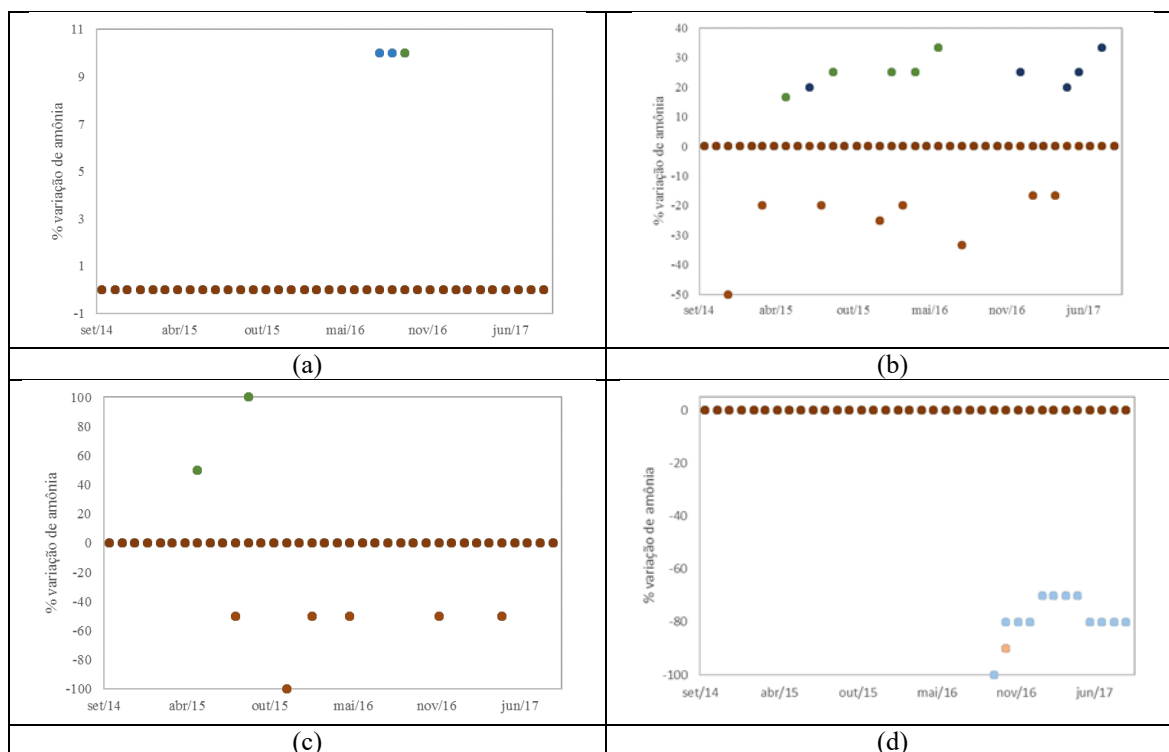
Fonte: Autor (2019)

Figura 31 – % de variação temporal de DBO após as análises de sensibilidade junto aos postos de monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01



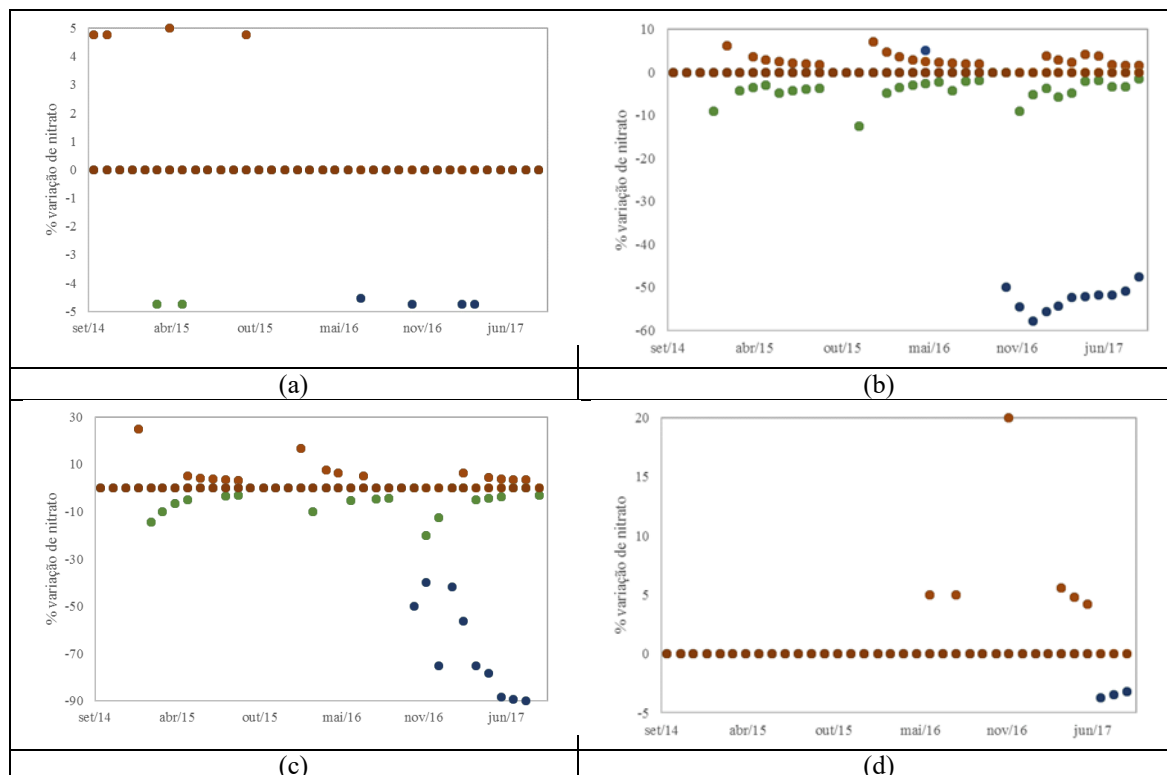
Fonte: Autor (2019)

Figura 32 – % de variação temporal de amônia após as análises de sensibilidade junto aos postos de monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01



Fonte: Autor (2019)

Figura 33 – % de variação temporal de nitrato após as análises de sensibilidade junto aos postos de monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01



Fonte: Autor (2019)

A análise geral das Figuras 49 a 52 mostrou que as variações de +10% e -10% dos coeficientes K_a , K_d , V_{SL} e K_{Nai} geraram:

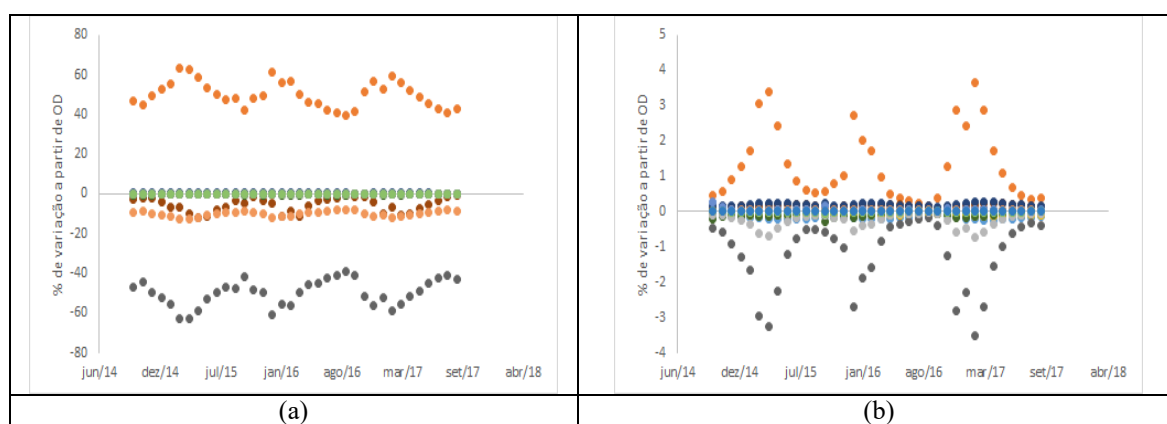
- Reduzida sensibilidade no perfil de OD calibrado de $\pm 1,5\%$ para a maioria das séries fatoriais em todos os pontos de monitoramento (ver Figura 30). Não ficou nítida a maior % de variação de OD em função da maior turbulência de superfície nos períodos chuvosos (entre outubro e março). Resultados similares foram obtidos por Salla et al. (2014);
- Elevada sensibilidade no perfil de DBO calibrado: máxima de 18,3% e mínima de -6,3% em BAT01; máxima de 33,0% e mínima de -20% em SF06; $\pm 50\%$ em SF02; máxima de 16,7% e mínima de -6,2% em SF01 (ver Figura 31). Foi constatada a influência do período seco (abril a setembro) na maior % de variação de DBO, em função do impacto que a sedimentação de particulado com matéria orgânica carbonácea adsorvida exerce sobre este período do ano. Este impacto é agravado pelo extenso alcance do remanso dos reservatórios sobre o rio São Marcos. Resultados similares foram obtidos por Salla et al. (2014);

- A variação $\pm 10\%$ de $K_{n_{ai}}$ impactou por mais meses no parâmetro nitrato do que amônia (ver as Figuras 51 e 52). Sensibilidade oscilatória e em poucas séries fatoriais para a amônia calibrada: máxima de 10% e mínima de 0% em BAT01; $\pm 33,0\%$ em SF06; $\pm 100\%$ em SF02; mínima de -100% e máxima de 0% em SF01 (ver Figura 32). Já o nitrato calibrado apresentou sensibilidade em maior número de séries fatoriais: máxima de 5,0% e mínima de -4,8% em BAT01; máxima de 7,1% e mínima de -58,0% em SF06; máxima de 25% e mínimo de -90% em SF02; máxima de 20,0% e mínima de -3,7% em SF01 (ver Figura 33). Não foi constatada a influência de período seco ou chuvoso na % de variação de amônia e nitrato.

- Parâmetros de qualidade dos tributários sem monitoramento

Os resultados das variações temporais dos parâmetros OD, DBO, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e fósforo total ao longo do rio São Marcos, especificamente nos postos de monitoramento BAT01, SF06, SF02 e SF01, após as análises de sensibilidade relativa com variação de $\pm 100\%$ dos parâmetros dos tributários sem monitoramento, além desta variação, o parâmetro OD também foi analisado perante a variação de 80%, conforme estão ilustrados nas Figuras 34 a 39.

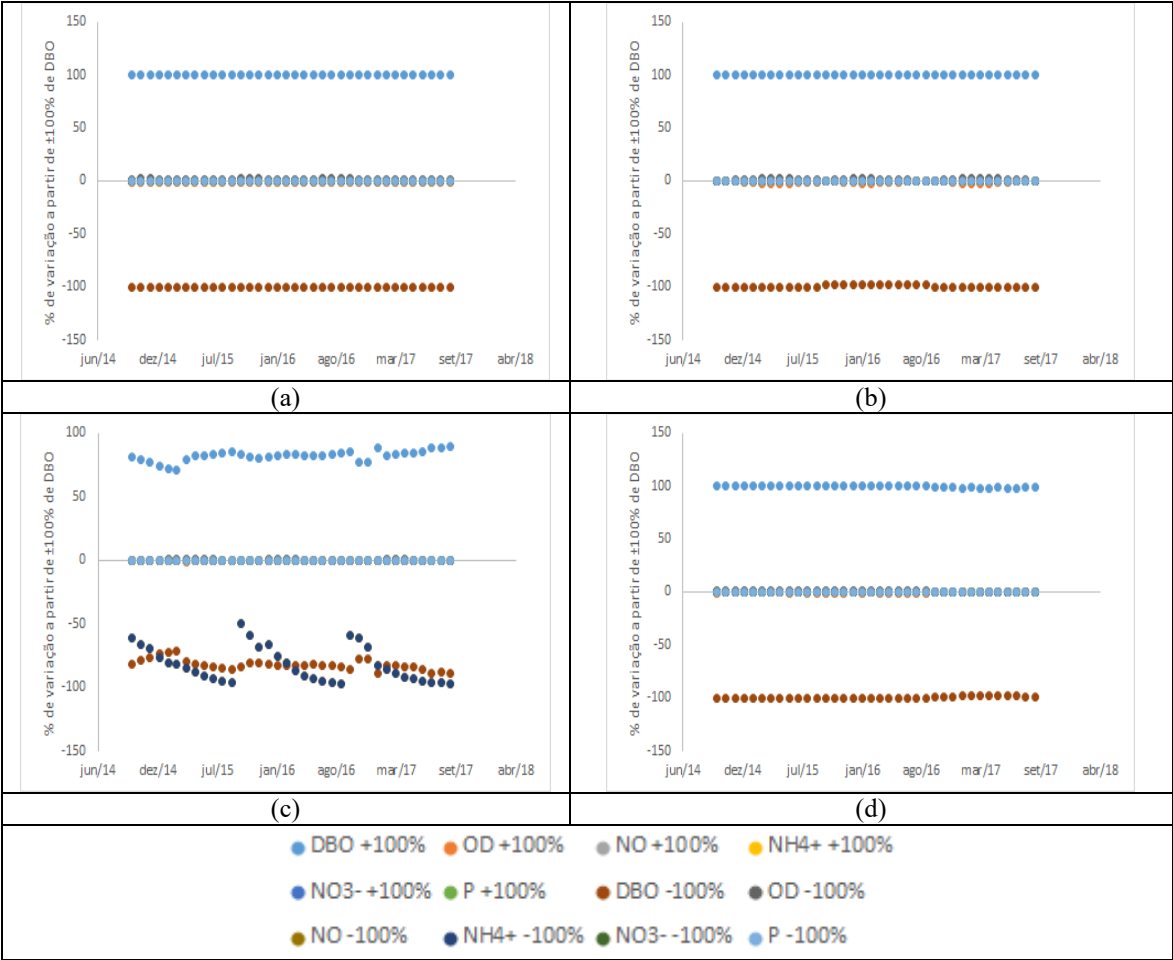
Figura 34 – % de variação temporal de OD após as análises de sensibilidade relativa dos parâmetros dos tributários sem monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01





Fonte: Autor (2019)

Figura 35 – % de variação temporal de DBO após as análises de sensibilidade relativa dos parâmetros dos tributários sem monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01



Fonte: Autor (2019)

Figura 36 – % de variação temporal de NO após as análises de sensibilidade relativa dos parâmetros dos tributários sem monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01

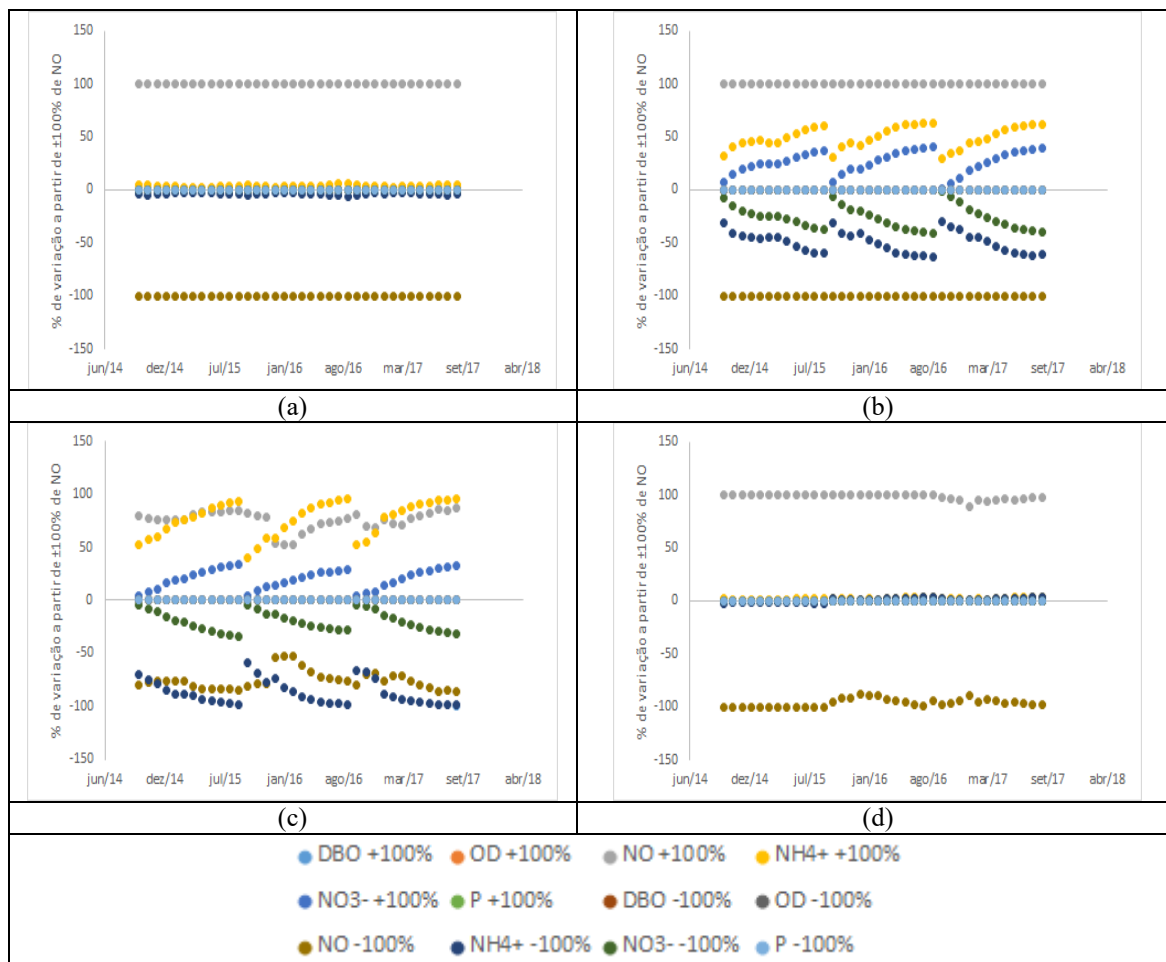
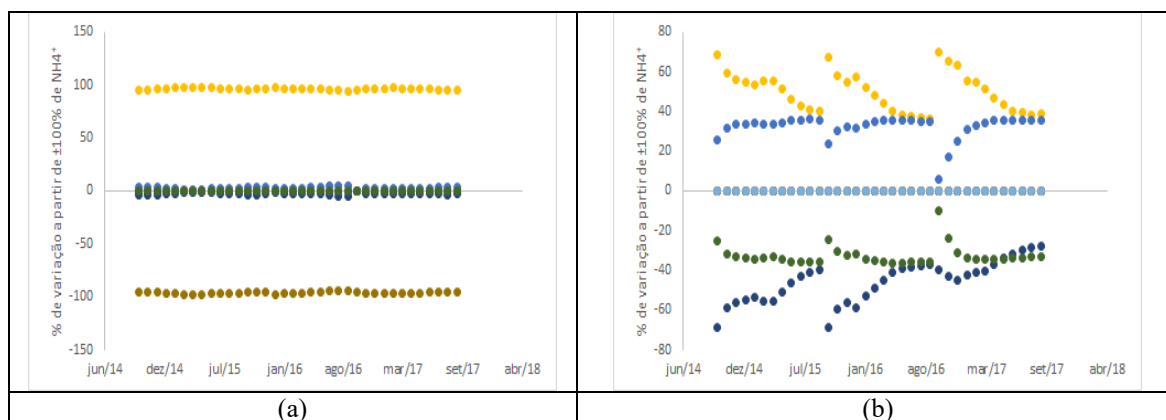
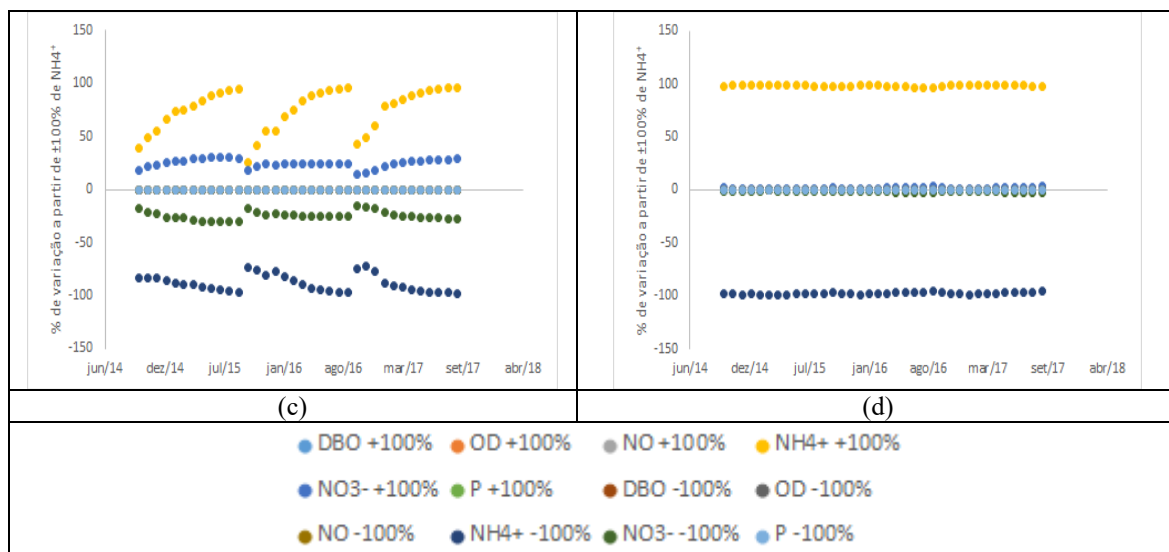


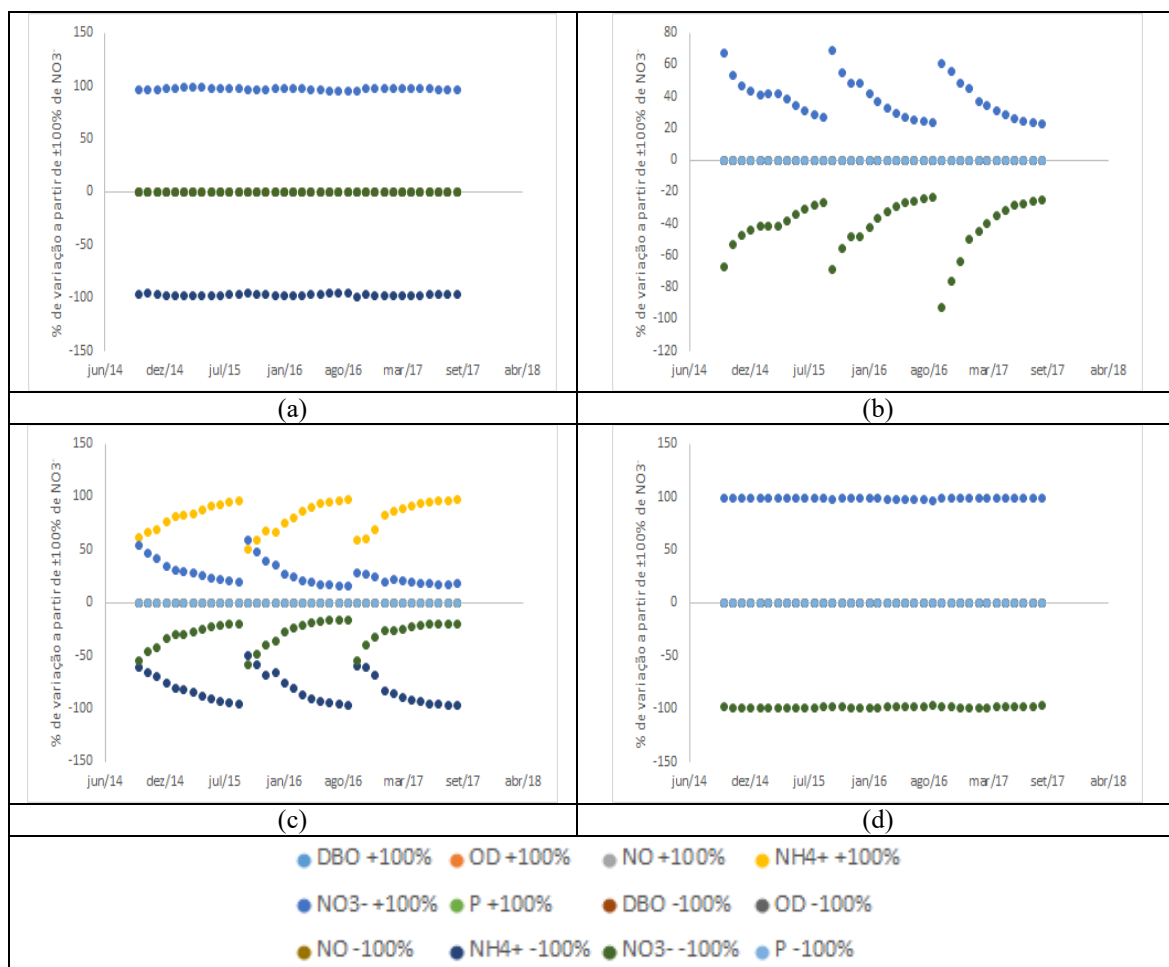
Figura 37 – % de variação temporal de amônia após as análises de sensibilidade relativa dos parâmetros dos tributários sem monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01





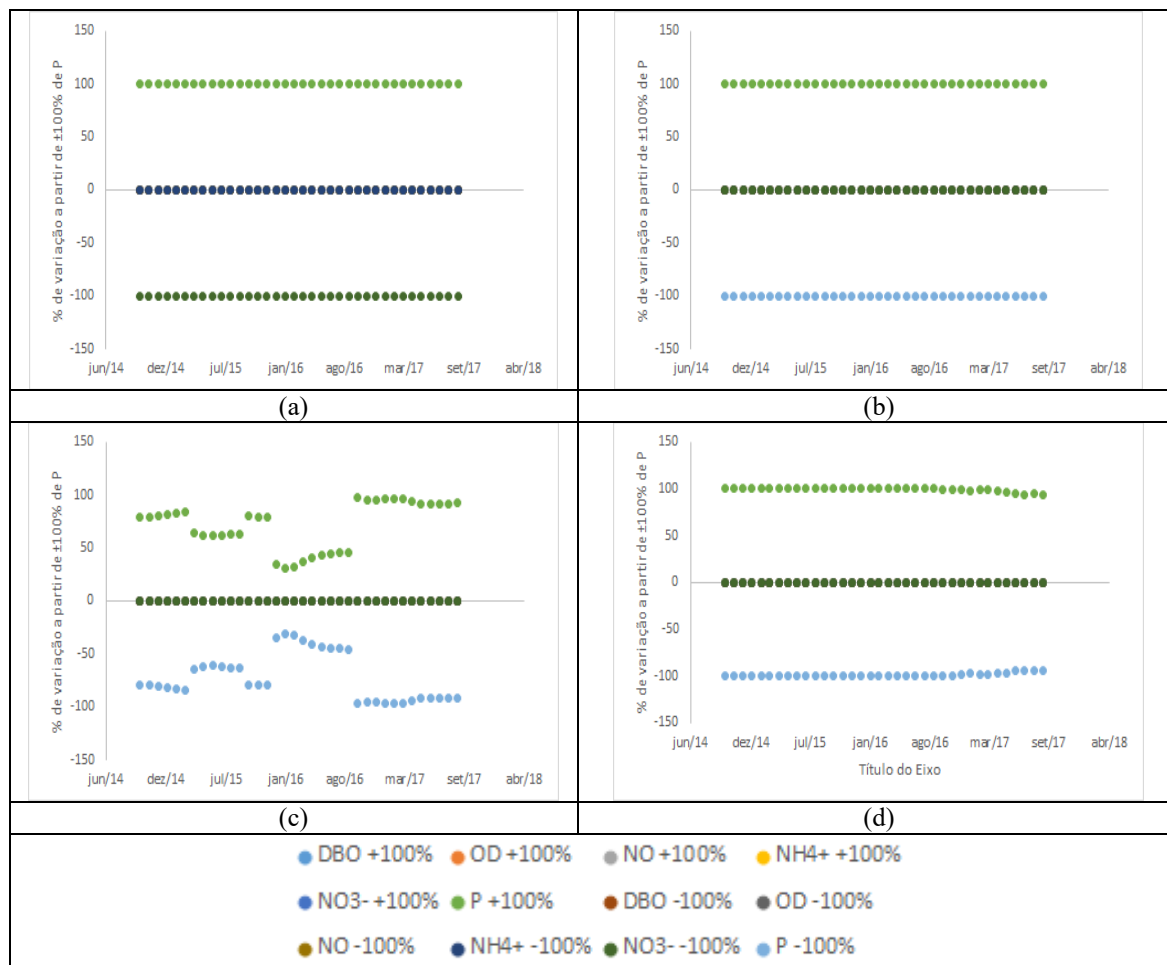
Fonte: Autor (2019)

Figura 38 – % de variação temporal de nitrato após as análises de sensibilidade relativa dos parâmetros dos tributários sem monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01



Fonte: Autor (2019)

Figura 39 – % de variação temporal de fósforo total após as análises de sensibilidade relativa dos parâmetros dos tributários sem monitoramento: (a) BAT01; (b) SF06; (c) SF02; (d) SF01



Fonte: Autor (2019)

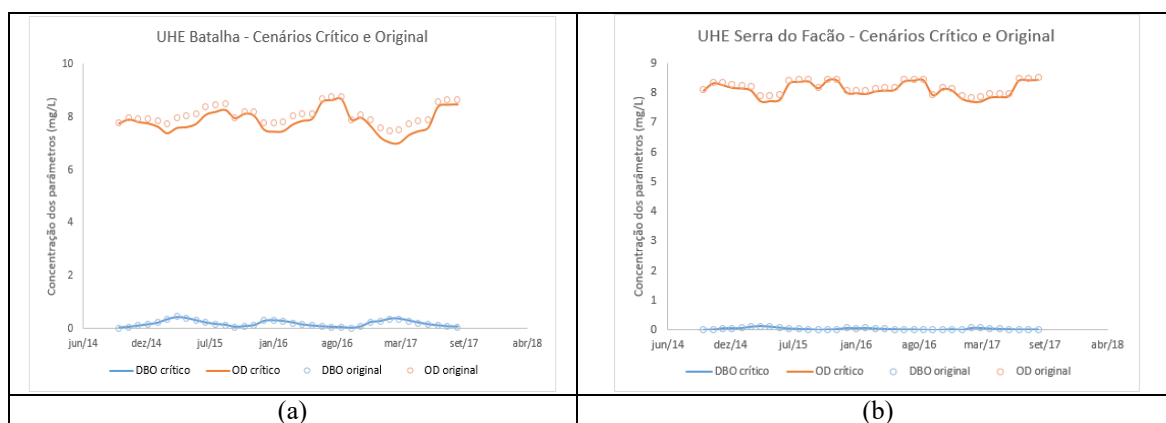
Focando-se do posto de monitoramento SF-01, entre outubro de 2014 e setembro de 2017, a variação dos parâmetros, de forma simultânea, em todos os tributários não monitorados mostrou que: +100% no valor do parâmetro DBO ocasionou o aumento de até 97,3% para DBO e diminuição de apenas 1% de OD, sem interferências significativas na série de nitrogênio; +100% no valor do parâmetro nitrogênio orgânico ocasionou o aumento de até 98,2% para nitrogênio orgânico, até 33,8% para amônia e 30,2% para nitrato, sem interferência significativa em OD; +100% no valor do parâmetro amônia ocasionou o aumento de até 98,9% para amônia e até 27,6% para nitrato, sem interferência significativa em OD; +100% no valor do parâmetro nitrato ocasionou o aumento de até 99,2% para amônia, sem interferência significativa em OD; +100% no valor do parâmetro fósforo total ocasionou o aumento de até 93,9% para o fósforo total; -80% no valor do parâmetro OD ocasionou uma redução de até 20,9% para OD e aumento de até 63,8% para DBO, sem

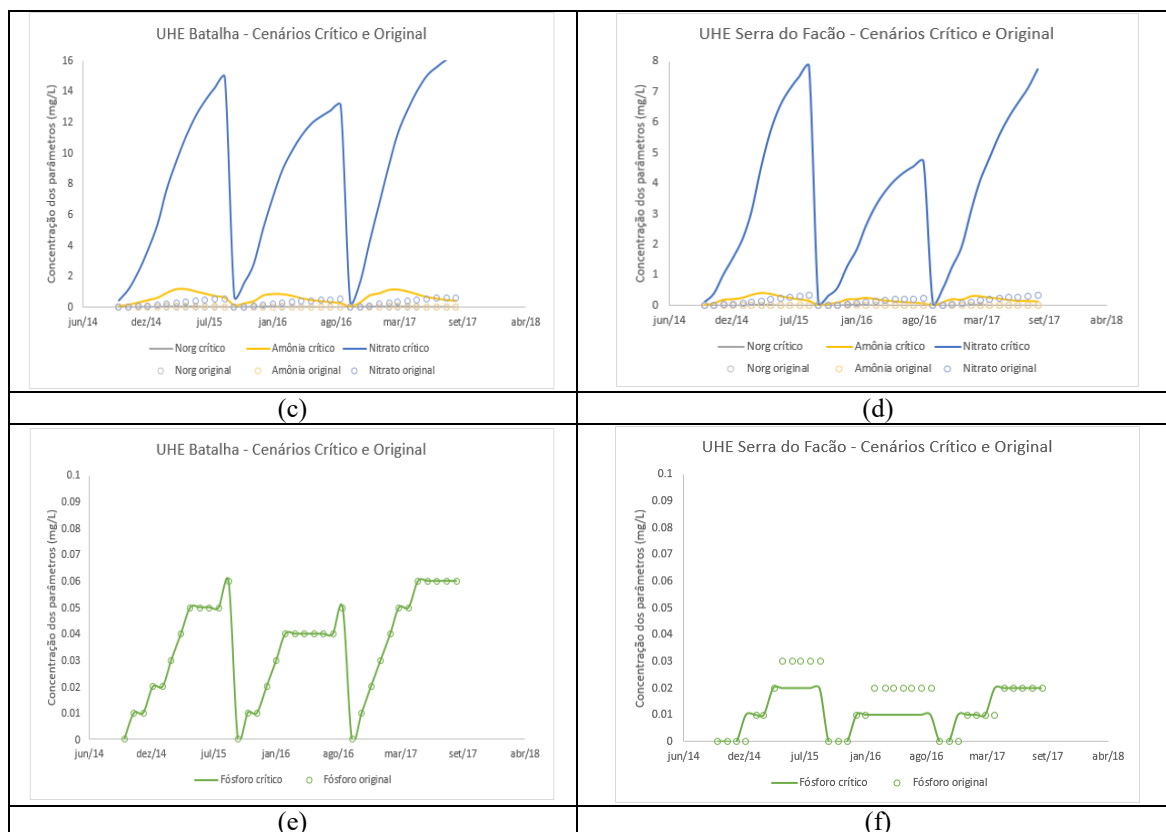
interferências significativas na série de nitrogênio. Esta análise de sensibilidade demonstra a importância do frequente monitoramento de qualidade da água em cursos de água, como subsídio para adequada calibração de modelo.

4.7 CENÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO SUPERFICIAL

O desenvolvimento sustentável e o uso racional da água requerem que haja a devida relação entre a quantidade e qualidade da água. Neste item foi realizada a comparação entre a situação calibrada inicialmente com o primeiro cenário analisado. O primeiro cenário é considerado como cenário crítico, em que a situação dos afluentes ao rio São Marcos apresenta concentração limite para amônia (3,7 mg/L em ambientes lântico e lótico), nitrato (10 mg/L em ambientes lântico e lótico) e fósforo total (0,030 mg/L em ambiente lântico, 0,050 mg/L em ambiente intermediário e tributário e 0,1 mg/L em ambiente lótico), de acordo com a resolução CONAMA 357:2005 - classe 2. Analisa-se a qualidade de água do rio São Marcos considerando o lançamento máximo desses parâmetros nos afluentes do rio e seu enquadramento ou não em classe 2, boa qualidade.

Figura 40 – Valores resultantes do lançamentos máximos de amônia, nitrato e fósforo em UHE Batalha e UHE Serra do Facão: (a) OD e DBO em UHE Batalha; (b) OD e DBO em UHE Serra do Facão; (c) Norg, NH_4^+ e NO_3^- em UHE Batalha; (d) Norg, NH_4^+ e NO_3^- em UHE Serra do Facão; (e) P em UHE Batalha; (f) P em UHE Serra do Facão





Fonte: Autor (2019)

Na Figura 40: (a) e (b) observa-se que o valor de OD reduziu como esperado para consumir o acréscimo de amônia e nitrato lançados. No cenário original os valores de amônia eram $0,1 \text{ mg NH}_4^+$, já no cenário crítico foi de $3,7 \text{ mg NH}_4^+$, enquanto que os valores de NO_3^- aumentaram de 0,2 para 10, estes aumentos podem ser visualizados na Figura 40: (c) e (d). Já para o parâmetro fósforo não houveram alterações significativas visto que no cenário original calibrado, os valores inseridos nos afluentes foram os máximos, ou seja, os mesmos considerados no cenário crítico.

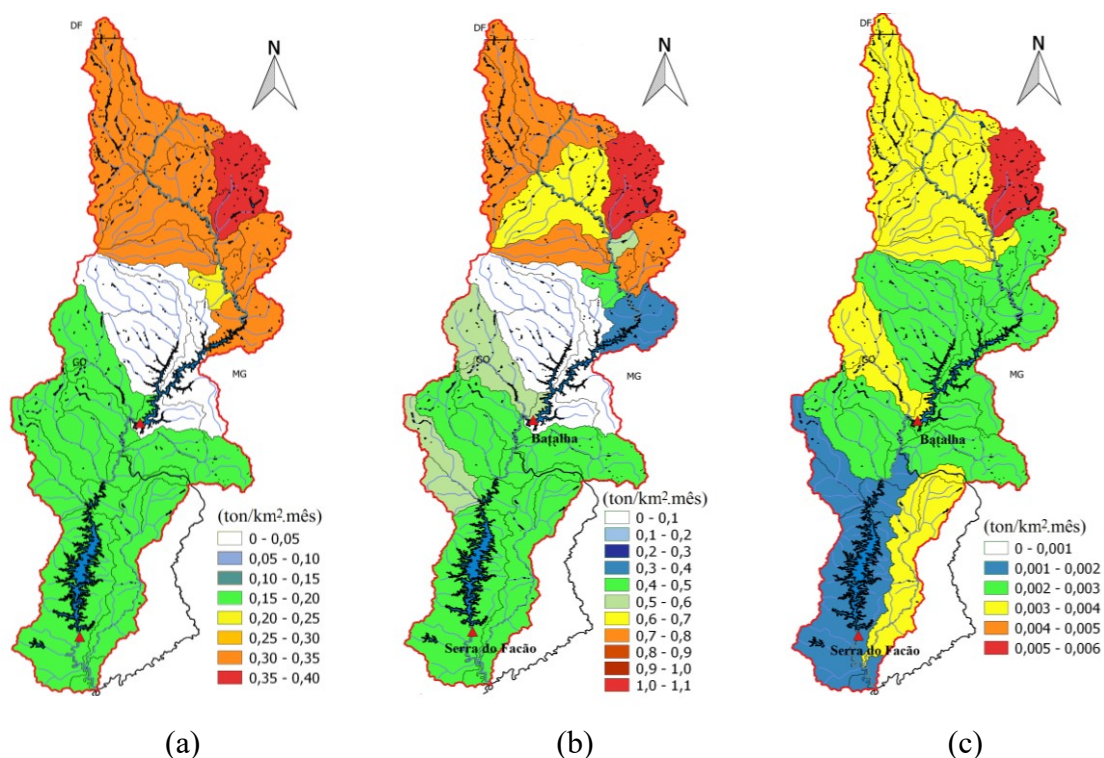
É possível inferir que apesar de ter lançado a carga máxima de amônia, nitrato e fósforo, apenas o parâmetro nitrato excede o permitido pelo CONAMA 357/2005. Apesar deste efeito observado nos reservatórios, no rio São Marcos houveram valores que infringiram os definidos pela resolução, para isso foi realizado um estudo apresentado no Cenário 2, em que são inseridos os valores máximos em cada afluente de modo que o rio principal ainda se enquadre em classe 2. A Tabela 14 apresenta os valores máximos das entradas intermediárias simuladas no Cenário 2.

Tabela 14 – Resultados das entradas intermediárias dos parâmetros de qualidade para respeitar a qualidade de água do Rio São Marcos

Sub-bacia	Nome da Sub-bacia	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P _t	Amônia (ton/mês.km ²)	Nitrato (ton/mês.km ²)	P _t
SUB-1	Alto Rio São Marcos	3.7	9.95	0.05	0.26594	0.71515	0.00359
SUB-2	Rio Samambaia Ribeirão Moreira	3.7	9.95	0.05	0.28444	0.76491	0.00384
SUB-3	Ribeirão Lajinha	3.7	9.6	0.05	0.2582	0.66994	0.00349
SUB-4	Ribeirão São Pedro	3.7	9.92	0.05	0.2582	0.69227	0.00349
SUB-5	Córrego do Veredão	3.7	9.5	0.05	0.25163	0.64607	0.0034
SUB-6	Córrego do Barreiro	3.7	6	0.05	0.25335	0.41084	0.00342
SUB-7	Ribeirão Soberbo	3.7	9.95	0.05	0.38348	1.03125	0.00518
SUB-8	Córrego Guaribinha	3.7	8	0.05	0.25954	0.56116	0.00351
SUB-9	Ribeirão Arrojado	3.7	9.7	0.05	0.27521	0.7215	0.00372
SUB-10	Ribeirão Piscamba	3.7	6.8	0.03	0.24982	0.45913	0.00203
SUB-11	Córrego Mundo Novo	3.7	9.7	0.03	0.27438	0.71932	0.00222
SUB-12	Córrego Rodrigues	3.7	9.5	0.03	0.26921	0.6912	0.00218
SUB-13	Córrego do Cachorro	3.7	5	0.03	0.26921	0.36379	0.00218
SUB-14	Córrego Bonsucesso	3.7	5	0.03	0.25775	0.34832	0.00209
SUB-15	Córrego das Crioulas	3.7	0.2	0.03	0.26921	0.01455	0.00218
SUB-16	Ribeirão do Cristal	0.4	1.3	0.03	0.02865	0.09311	0.00215
SUB-17	Ribeirão dos Teixeira	0.4	1.3	0.03	0.02806	0.09119	0.0021
SUB-18	Ribeirão São Firmino	0.4	1.3	0.03	0.02926	0.0951	0.00219
SUB-22	São Marcos (UHE Batalha)	0.4	1.3	0.03	0.02719	0.08836	0.00204
SUB-23	Ribeirão Castelhana	3.7	9.98	0.06	0.19941	0.53786	0.00323
SUB-24	Ribeirão das Éguas	3.7	9.6	0.05	0.17997	0.46696	0.00243
SUB-25	Rio Batalha	3.7	9.7	0.05	0.17609	0.46163	0.00238
SUB-26	Ribeirão Ponte Alta	3.7	7.75	0.05	0.19729	0.41325	0.00267
SUB-27	Ribeirão Imbiruçu	3.7	10	0.03	0.18942	0.51193	0.00154
SUB-28	Rio São Bento	3.7	9.78	0.1	0.18488	0.48868	0.005
Difusa	-	3.7	9.78	0.03	0.17501	0.46258	0.00142

Fonte: Autor (2019)

A Figura 41 traz a carga máxima no mês mais crítico em cada sub-bacia (em ton/km².mês) para os parâmetros amônia, nitrato e fósforo total. Neste contexto, manteve-se, ao longo de todo o rio São Marcos, a concentração limite para os parâmetros de acordo com a resolução CONAMA 357:2005 - classe 2.

Figura 41 – Carga máxima em cada sub-bacia (em $\text{ton}/\text{km}^2.\text{mês}$): (a) amônia; (b) nitrato; (c) fósforo total

Fonte: Autor (2019)

Uma visão geral da Figura 41 mostra a nítida influência do volume de reservação na definição das cargas máximas de amônia, nitrato e fósforo total afluentes ao rio São Marcos. No reservatório de Batalha, em função do menor volume em comparação à Serra do Facão, observou-se as reduzidas cargas máximas afluentes para as sub-bacias que confluem diretamente com a área represada (0,027 a 0,029 $\text{ton}/\text{km}^2.\text{mês}$ para amônia, 0,088 a 0,095 $\text{ton}/\text{km}^2.\text{mês}$ para nitrato e 2,04 a 2,09 $\text{kg}/\text{km}^2.\text{mês}$ para fósforo total nas sub-bacias 16, 17, 18 e 22 – ver a localização das sub-bacias na Figura 2), enquanto que nas sub-bacias confluentes ao reservatório de Serra do Facão a carga máxima foi maior (0,175 a 0,199 $\text{ton}/\text{km}^2.\text{mês}$ para amônia, 0,413 a 0,538 $\text{ton}/\text{km}^2.\text{mês}$ para nitrato e 2,38 a 3,23 $\text{kg}/\text{km}^2.\text{mês}$ para fósforo total). Em função do processo de autodepuração do rio São Marcos em seus trechos lóticos, foram alcançadas cargas máximas superiores para as sub-bacias nessas regiões (0,250 a 0,383 $\text{ton}/\text{km}^2.\text{mês}$ para amônia, 0,348 a 1,031 $\text{ton}/\text{km}^2.\text{mês}$ para nitrato e 2,03 a 5,18 $\text{kg}/\text{km}^2.\text{mês}$ para fósforo total).

A capacidade máxima de aporte ao reservatório de Batalha foi de 4,19, 9,18 e 0,055 $\text{ton}/\text{km}^2.\text{mês}$, respectivamente, para os parâmetros amônia, nitrato e fósforo total,

enquanto que no reservatório de Serra do Facão, na região entre os dois reservatórios, a capacidade máxima de aporte foi de 1,30, 3,34 e 0,019 ton/km².mês.

CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES

O objetivo deste trabalho foi o de calibrar o modelo de qualidade da água no rio São Marcos, por meio da ferramenta AQUATOOL. O período de modelagem foi de outubro de 2014 a setembro de 2017. Para isso, foi realizada a simulação quantitativa, através do módulo SIMGES, na qual obteve-se o balanço hídrico da bacia hidrográfica. A partir do balanço hídrico, realizou-se a simulação qualitativa no módulo GESCAL, calibrando os coeficientes dos parâmetros de qualidade de água, em seguida foi feita a análise de sensibilidade dos coeficientes pelo método fatorial e a análise de sensibilidade dos parâmetros pelo método relativo. Realizou-se a análise dos prognósticos para a concentração de amônia e nitrato nos lançamentos afluentes do rio, através da qual avaliou-se os valores máximo de entrada destes compostos em cada entrada intermediária, que garantissem os padrões de qualidade deliberados pela resolução CONAMA 357/2005, para a classe 2 do rio São Marcos.

A realização do balanço hídrico obteve índices de performances muito bons, validando-o, já que obteve-se os seguintes resultados: $R^2=0,89$, para vazão defluente da UHE Batalha e $R^2=0,99$, para a vazão defluente da UHE Serra do Facão; $NSE=0,84$ na UHE Batalha e $NSE=0,98$ na UHE Serra do Facão; $RSR=0,40$ na UHE Batalha e $RSR=0,16$ na UHE Serra do Facão.

Analisou-se os seguintes parâmetros de qualidade da água: OD, DBO, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e fósforo. Todos eles, após a calibração, respeitaram os limites estabelecidos para um rio de classe 2, de acordo com a CONAMA 357/2005. Os coeficientes que se mostraram mais sensíveis foram K_a , K_d , V_{SL} e K_{nai} . Destaca-se que foi necessário oscilar apenas o OD e DBO, porque para os outros parâmetros, o simulado ficou próximo ao observado, assumindo os coeficientes da literatura. A montante dos pontos de qualidade estudados apenas o coeficiente K_a sofreu variação, a montante de BAT 01 para $0,4 \text{ dia}^{-1}$ e a montante de SF 01 para $0,8 \text{ dia}^{-1}$. O K_d não foi alterado para não sair do limite estabelecido.

Portanto, a calibração dos coeficientes das reações bioquímicas apresentou ajustes satisfatórios entre os valores observados e simulados, para os parâmetros de qualidade.

A análise de sensibilidade dos coeficientes K_a , K_d , V_{SL} e K_{nai} , inicialmente calibrados, apresentou variações baixas, sendo estas mais significativas para DBO, OD e nitrato. Já na análise de sensibilidade dos parâmetros de qualidade das entradas intermediárias inicialmente estimados, obteve-se valores mais altos, o que enfatiza ainda mais a importância do frequente monitoramento da quantidade e qualidade da água, como subsídio para a adequada calibração do modelo. As análises de sensibilidade dos parâmetros de qualidade dos tributários sem monitorados mostraram considerável influência na qualidade de água no rio São Marcos, enfatizando a importância do frequente monitoramento por parte dos gestores da bacia.

No prognóstico de cenário estimou-se o lançamento máximo nos afluentes intermediários de amônia, nitrato e fósforo para se garantir a qualidade do rio, enquadrando-o na classe 2. Pode-se lançar o limite de amônia ($3,7 \text{ mg NH}_4^+$) em todos os afluentes, com exceção da UHE Batalha ($0,4 \text{ mg NH}_4^+$). Quanto ao nitrato, os valores de lançamento, sem alterar a classe do rio, variam de 0,2 a $9,98 \text{ mg de NO}_3^-$. Quanto ao fósforo, as sub-bacias de 1 à 9 podem ser lançadas metade do definido pela legislação ($0,05 \text{ mg P}$), já as sub-bacias 10, 11, 12, 13, 14 e 15 a montante de UHE Batalha que poderiam ter lançamentos de $0,05 \text{ mg P}$, só podem ter $0,03 \text{ mg P}$ pois afetam diretamente na qualidade da água do reservatório, o restante das sub-bacias tem os respectivos valores definidos pelo CONAMA 357/2005. Nota-se que as sub-bacias a jusante do reservatório de Batalha encontram-se em estado mais crítico, enquanto que a montante deste, podem ser lançados valores maiores sem alterar a qualidade do rio São Marcos. O estudo do cenário de carga máxima de amônia, nitrato e fósforo total mostrou a influência do volume de reservação na estimativa dessas cargas, principalmente nos tributários que afluem diretamente na área represada. Também, a capacidade de autodepuração do ambiente lótico permitiu maiores cargas nessas regiões.

Desta forma, conclui-se que a ferramenta AQUATOOL apresentou-se favorável para o gerenciamento da bacia hidrográfica, cuja a topologia do sistema hídrico já implementada e calibrada, bem como os resultados deste trabalho fornecem subsídios para trabalhos futuros.

Com estes dados é possível ampliar os conhecimentos para análise do uso e ocupação do solo, avaliação de cenários a partir de intervenções qualitativas e quantitativas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABES. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Uso da bacia do são marcos será regularizada**. Abes-MG - Assessoria de Comunicação, com ANA, 2017. <http://www.abes-mg.org.br/visualizacao-de-noticias/ler/395/uso-da-bacia-do-sao-marcos-sera-regularizada> (consultado em 2017)

ABRISHAMCHI, A.; TAJRISHY, M.; SHAFIEIAN, P. Uncertainty Analysis in QUAL2E Model of Zayandeh-Rood River. **Water Environment Research**, v.77, n. 3. may - jun., 2005. <https://doi.org/10.2175/106143005X41861>

ANA. Agência Nacional de Água. **As 12 regiões hidrográficas brasileiras - Paraná**. Brasília: ANA, 2018.

ANA. Agência Nacional de Água. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Regiões Hidrográficas Brasileiras**. Brasília: ANA, 2015. 163 p. Edição Especial.

ANA. Agência Nacional de Água. **Plano de recursos hídricos e do enquadramento dos corpos hídricos superficiais da bacia hidrográfica do rio Paranaíba**. Plano de ação de recursos hídricos da unidade de gestão hídrica São Marcos. Brasília: ANA, jun. 2013. 168p.

ANA. Agência Nacional de Água. **Plano de recursos hídricos e do enquadramento dos corpos hídricos superficiais da bacia hidrográfica do rio Paranaíba**. Brasília: ANA, 2013. 314p.

ANA. Agência Nacional de Água. Resolução nº 489/2008.

ANA. Agência Nacional de Água. Resolução nº 564/2010.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Subsídios para a discussão da compatibilização da geração de energia hidrelétrica com expansão da agricultura irrigada na bacia do rio São Marcos: Irrigação e geração de energia hidrelétrica na Bacia do Rio São Marcos**. Brasília, 68 p. jan. 2014.

ANA. Agência Nacional de Águas. **TDR para contratação de empresa para prestação de serviços técnicos de apoio à gestão de recursos hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio São Marcos a montante da UHE Batalha**. Brasília, 43 p. abr. 2017

ANA. Agência Nacional de Água. <http://www.hidroweb.ana.gov.br> (consultado em 2017 e 2018)

ANA. Agência Nacional de Água. <http://www.ana.gov.br/> (consultado em 2017 e 2018)

ANA. Agência Nacional de Água. <http://portalpnqa.ana.gov.br/Qualiagua.aspx> (consultado em 2017 e 2018)

ANEEL. Agência nacional de energia elétrica. Banco de Informações de Geração: BIG. 2016. Disponível em: www.aneel.gov.br. (consultado em outubro 2018)

AKKOYUNLU, A.; AKINER, M. E. Pollution evaluation in streams using water quality indices: a case study from Turkey's Sapanca Lake Basin. **Ecol. Indic.** 18,501–511. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.018>

ANDRADE, L. N. Autodepuração dos corpos de água. **Revista da Biologia.** v. , p. 16-19. dez. 2010. <https://doi.org/10.7594/revbio.05.04>

ANDREU, J.; CAPILLA, J.; SANCHIS, E. AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. **Journal Of Hydrology.** Valencia, p. 269-291. 29 set. 1995. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02963-X](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02963-X)

ANDREU, J.; CAPILLA, J.; FERRER, J. Modelo SIMGES de simulacion de la gestion de esquemas de recursos hidricos, incluyendo utilizacion conjunta. Serv. Publ. UPV, Valencia, 1992.

ANDREU, J.; SOLERA, A.; CAPILLA, J.; FERRER, J. Modelo SIMGES de Simulación de la Gestión de Recursos Hídricos, incluyendo Utilización Conjunta. Versión 3.00. **Manual del Usuario.** Ed. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, 2007.

AQUATOOL. **Manual de Usuario Versión 1.0.** 2015.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, L.J.G.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental.** São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRASIL. Controladoria Geral da União. **Relatório de Auditoria Especial nº 00190.001631/2011-17, em Furnas Centrais Elétricas S/A.** Brasília: CGU, p. 107, 2011.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional; Governo do Estado de Goiás – Secretaria do Planejamento e do Desenvolvimento; Prefeitura Municipal de Cristalina. **Plano Diretor do Município de Cristalina – GO:** Relatório Final Consolidado. Cristalina: CGA/Interplan, p.179, 2003.

CHEN, R. H.; LI, F. P.; ZHANG, H. P.; JIANG, Y.; MAO, L. C.; WU, L. L.; CHEN, L. Comparative analysis of water quality and toxicity assessment methods for urban highway runoff. **Science of the Total Environment,** Shanghai, v. 553, p. 519-523, ago. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.143>

CHAPMAN, D. V.; BRADLEY, C.; GETTEL, G. M.; HATVANI, I. G.; HEIN, T.; KOVÁCS, J.; LISKA, I.; OLIVER, D. M.; TANOS, P.; TRÁSY, B.; VÁRBÍRÓ, G. Developments in water quality monitoring and management in large river catchments using the Danube River as an example. **Environmental Science & Policy.** v. 64, p. 141-154. 13 jul. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.06.015>

CHAPRA, S. C. Engineering water quality models and TDMLs. **Journal Water Resource**

PI-ASCE, v. 129, n. 4, p. 247-256, 2003. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2003\)129:4\(247\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2003)129:4(247))

CHO, J. H.; HA, S. R. Parameter optimization of the QUAL2K model for a multiple-reach river using an influence coefficient algorithm. **Science Of The Total Environment**. v.408, p. 1985-1991. 16 fev. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.01.025>

CHOW, V. T. **Open-Channel Hydraulics**. McGraw-Hill International Book Company, 1959.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março 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. Acesso em: 26 out. 2017.

DONADIO, N.M.M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. Qualidade da água de nascente com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. *Engenharia Agrícola*. V.25, n.1, p. 115-125. 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162005000100013>

DRAKE, J.; BRADFORD, A.; JOY, D. Application of HEC-RAS 4.0 temperature model to estimate groundwater contributions to Swan Creek, Ontario, Canada. **Journal Of Hydrology**. Guelph, p. 390-398. 10 jun. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.06.022>

ECKENFELDER Jr., W.W. **Principles of water quality management**. Boston: CBI. 1980. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-7115-1>

ECOLABOR, Consórcio Prime –. Monitoramento da bacia do reservatório billings: monitoramento da qualidade das águas da área de proteção e recuperação dos mananciais das bacias hidrográficas dos reservatórios Billings (aprm-b) e Guarapiranga (aprm-g). São Paulo: Banco Internacional de Reconstrução e Desenvolvimento - Bird, 2015.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Rio de Janeiro, 1999. 412 pp. Publicado por IBGE. Mapa de Solos do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, 2001.

FAN, C.; KO, C. H.; WANG, W. S. An innovative modeling approach using Qual2K and HEC-RAS integration to assess the impact of tidal effect on River Water quality simulation. **Journal Of Environmental Management**. Taipei, p. 1824-1832. 01 jan. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.011>

FAN, F. M. **Simulação dos impactos de lançamentos de poluentes sobre a qualidade da água de bacias hidrográficas integradas com sistema de informação geográfica**, 2013, 241p. Dissertação (Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

FRANCESCHINI, S.; TSAI, C. W. Assessment of uncertainty sources in water quality modeling in the Niagara River. **Advances In Water Resources**. Padua, p. 493-503. 04 fev. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2010.02.001>

GIRARDI, R. V.; GOLDENFUM, J. A.; SILVEIRA, A. L. L.; DORNELLES, F. Proposta de um Método Alternativo para Determinação da Precipitação Média Sobre uma Área Utilizando Distâncias Invertidas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 1, p. 19-31, 2013. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v18n1.p19-31>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010: Primeiros Resultados** - 29/11/10. Disponível em: <http://www.censo2010.ibge.gov.br>. Acesso em: 15 fev. 2018.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2018 – Projeções e estimativas da população do Brasil e Unidades da Federação**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>. Acesso em: 15 fev. 2018.

IBGE. Instituto brasileiro de geografia e estatística. **Área Territorial Brasileira, 2017**. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/default_territ_area.shtm. Acesso em: 02 abr. 2018

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia 2017. **Precipitação total anual válida para 2017**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/page&page=desvioChuvaAnual>. Acesso em: 15 fev. 2018.

GAMIZ-FORTIS, S.R.; HIDALGO-MUNOZ, J.M.; ARGUESO, D.; ESTEBAN-PARRA, J.; CASTRODIEZ, Y. Spatio temporal variability in Ebro river basin (NE Spain): Global SST as potential source of predictability on decadal time scales. **Journal of Hydrology**, v. 409, p. 759-775, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.09.014>

LEOPLD, L.B.; MADDOCK, T.; The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications. **U.S. Geol. Surv. Prof. Paper** n. 252. 1953. <https://doi.org/10.3133/pp252>

LEON, A. S.; GOODELL, C. Controlling HEC-RAS using MATLAB. **Environmental Modelling & Software**. Houston, p. 339-348. 21 jul. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.06.026>

LOUCKS, D. P.; VAN BEEK, E.; STEDINGER, J. R.; DIJKMAN, J. P.M.; VILLARS, M. T. **Water Resources Systems Planning and Management: An Introduction to Methods, Models and Applications**. UNESCO, Paris, 2005.

LOUZADA, J. P., REIS, J. A. T. dos, MENDONÇA, A. S. F. Uso de Otimização e Modelagem de Qualidade de Água no Planejamento de Implantação de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários em Bacias Hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n.1, p. 277-286, 2013. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v18n1.p277-286>

MAGALHÃES, A. A. B. **Elaboração de uma ferramenta computacional de uso livre para simulação da qualidade de água em ambiente lótico - QUALI-TOOL**. 2017. 180 p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2017.

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**. Uberlândia: [s.n.], 2017.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Água (2017)**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/agua>. Acesso em: 26 de fevereiro de 2018.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Bacias hidrográficas (2017)**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/agua/bacias-hidrograficas>. Acesso em: 26 de fevereiro de 2018.

MMA. Ministério do Meio Ambiente **Plano Nacional dos Recursos Hídricos (2017)**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/agua/recursos-hidricos/plano-nacional-de-recursos-hidricos>. Acesso em: 26 de fevereiro de 2018.

MORIASI, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. 119 (2007). **Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations**. Trans. Asabe, 50(3), 885-900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>

NAKAMURA, M.S. **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). Dissertação de Mestrado. Ingeniería Hidráulica e Medio Ambiente. Universidad Politécnica de València (UPV), 2010.

PALMIERI, V.; CARVALHO, R. J. Qual2E model for the Corumbataí River. **Ecological Modelling**. Rio de Janeiro, p. 269-275. 10 jul. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.04.018>

PAREDES-ARQUIOLA, J.; ÁLVAREZ, J.A.; SOLERA, A. A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 12, p. 2576-2589, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.02.037>

_____. A. **Modelo GESCAL para la simulación de la calidad del agua en sistemas de recursos hídricos**. Manual de usuario. Versión 1.0. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, 2007.

PAREDES-ARQUIOLA, J.; A. SOLERA, J.A. ÁLVAREZ, N.L. ELVIRA. **Herramienta EvalHid para la evaluación de recursos hídricos**. Manual Técnico v 1.0. Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, 2014.

PAREDES-ARQUIOLA, J.; LUND J. Refill and drawdown rules for parallel reservoirs: quantity and quality. **Water Resources Management**, v. 20, p.359–376, 2006. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-0325-4>

PARK, S. S.; LEE, Y. S. A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea. **Ecological Modelling**, v. 152, n.1, p. 65–75, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00489-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00489-6)

PCE. Projetos e Consultorias de Engenharia Ltda.; SPEC Planejamento, Engenharia e Consultoria Ltda.; e Furnas Centrais Elétricas S/A. **Estudo de Impacto Ambiental – AHE Paulistas: rio São Marcos (GO/MG)**: Rio de Janeiro AGRAR/Biodinâmica, 2005. 501p.

PEREIRA, S. B. **Evaporação no lago de Sobradinho e disponibilidade hídrica no rio São Francisco**. 2004. 105 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

PISSARA, T. C. T. **Avaliação quantitativa das características geomorfológicas de microbacias hidrográficas 1º ordem de magnitude em quatro posições do sistema natural de drenagem**. 1998. 124f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1998.

REIS, J. S. A DE. **Modelagem matemática da qualidade de água para o Alto Rio das Velhas (MG)**. 182p. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Ouro Preto. Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental, 2009.

ROMEIRO, N. M. L. **Simulação numérica de modelos de qualidade de água usando o método de elementos finitos estabilizados**. 197p. Tese de Doutorado em Ciências em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003

SALLA, M. R.; ARQUIOLA, J. P.; SOLERA, A. Joaquin Andreu ÁLVAREZ, J. A.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; OLIVEIRA, A. L. Sistema de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Brasil, v. 19, n. 1, p.189-204, mar. 2014. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n1.p189-204>

SALLA, M. R.; PAREDES-ARQUIOLA J.; SOLERA, A.; ÁLVAREZ, J. A.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; OLIVEIRA, A. L. Integrated modeling of water quantity and quality in the Araguari River basin, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, Valparaíso, v. 42, n. 1, p. 224-244, 2014. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue1-fulltext-19>

SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; FILHO, J. E. A.; PAULA, L. M.; PINHEIRO, A. M. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 2, p. 105-114, abr./jun., 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000200002>

SAR. Sistema de Acompanhamento de Reservatórios. <http://sar.ana.gov.br/> (consultado em 2018)

SNODGRASS, W.J. 1974. **A predictive Phosphorous model for lakes: Development and testing**. Ph. D. Dissertation, University of North Carolina, Chapell Hill, NC

STREETER, H.W.; PHELPS E.B. (1925). A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River. *Public Health Bulletin*, 146. Washington D.C.: U.S. Public Health Service. Sieber, J., Swartz

SUBSÍDIOS para a discussão da compatibilização da geração de energia hidrelétrica com expansão da agricultura irrigada na bacia do rio São Marcos: Irrigação e geração de energia hidrelétrica na Bacia do Rio São Marcos. Brasília, jan. 2014. 68p.

SUN, W.; XIA, C.; XU, M.; GUO, J. SUN, G. Application of modified water quality indices as indicators to assess the spatial and temporal trends of water quality in the Dongjiang River. **Ecological Indicators**, Guangzhou, v. 66, p.306-312, 27 jan. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.054>

VIEIRA, A. S.; SANTOS, V. S.; CURI, W. F.; CURI, R. C. **Um Modelo de Otimização Multiobjetivo para Análise de Sistema de Recursos Hídricos I: Metodologia**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 16, n. 4, p. 49-60, 2011. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v16n4.p49-60>

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. DESA/UFMG. Belo Horizonte- MG. 2007.

_____. **Estudos e modelagem da qualidade da água em rios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: Ufm, 2014. 359 p.

_____. **Estudos e modelagem da qualidade da água em rios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: Ufm, 2014. 567-576 p.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 4 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 452 p.

VUKSANOVIC, V.; SMEDT, F. de; VAN, M. S. Transport of polychlorinated biphenyls (PCB) in the Scheldt Estuary simulated with the water quality model WASP. **Journal Of Hydrology**. Brussels, p. 1-18. 27 mar. 1995. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02759-9](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02759-9)

YU, S.; HE, L.; LU, H. An environmental fairness based optimisation model for the decision-support of joint control over the water quantity and quality of a river basin. **Journal Of Hydrology**. Beijing, v. 535, p. 366-376. 02 fev. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.051>

ANEXO A

Dados das médias de vazões mensais do reservatório de Batalha

19143 - UHE Batalha - médias mensais								
Data	Cota (m)	Afluência (m³/s)	Defluência (m³/s)	Vazão Vertida (m³/s)	Vazão Turbinada (m³/s)	Vazão Natural (m³/s)	Volume Útil (%)	Vazão Incremental (m³/s)
out/14	791.26	13.76	75.00	0.00	75.00	14.25	30.90	14.25
nov/14	791.10	15.97	67.00	0.00	67.00	17.00	29.83	17.00
jan/15	791.91	49.38	79.70	0.00	79.55	54.67	35.15	54.67
fev/15	791.27	74.46	82.11	0.00	82.11	80.03	30.95	80.03
mar/15	792.37	173.07	75.94	0.10	75.87	169.17	38.17	169.17
abr/15	795.34	168.88	84.33	0.00	84.33	153.70	58.60	153.70
mai/15	796.70	104.03	76.97	0.00	80.06	101.54	70.47	101.54
jun/15	796.69	55.29	72.53	0.00	72.53	58.60	70.40	58.60
jul/15	796.09	38.69	72.06	0.29	71.77	41.88	65.06	41.88
ago/15	795.22	26.33	71.32	0.00	71.32	29.72	57.38	29.72
set/15	793.87	27.65	77.67	0.00	77.67	27.68	47.93	27.68
out/15	791.98	11.56	85.97	0.00	85.84	15.30	35.58	15.30
nov/15	789.92	25.32	69.63	0.57	68.36	31.39	22.70	31.39
dez/15	789.60	35.38	31.26	0.00	31.30	39.54	20.89	39.54
jan/16	790.81	132.01	31.81	0.00	31.81	132.16	28.11	132.16
fev/16	793.65	80.53	33.00	0.03	32.97	79.21	46.48	79.21
mar/16	794.98	89.56	34.03	0.13	33.90	94.10	55.66	94.10
abr/16	795.72	36.26	33.00	0.23	32.80	38.43	61.71	38.43
mai/16	795.45	21.41	39.90	0.00	39.84	26.17	59.30	26.17
jun/16	794.68	18.54	61.07	0.00	61.90	24.83	53.31	24.83
jul/16	793.60	12.38	41.35	0.32	41.16	19.85	46.16	19.85
ago/16	792.85	8.79	34.81	0.19	34.65	17.41	41.30	17.41
set/16	791.98	5.06	35.00	0.00	35.00	11.71	35.57	11.71
out/16	791.10	5.78	35.74	0.03	35.71	8.19	29.85	8.19
nov/16	790.37	33.72	34.40	0.10	34.30	39.96	25.06	39.96
dez/16	791.51	80.33	33.90	0.00	33.90	79.30	32.51	79.30
jan/17	793.19	54.43	54.46	0.08	54.50	56.80	44.16	56.80
fev/17	793.90	113.76	32.46	0.00	32.46	109.39	48.15	109.39
mar/17	795.52	79.77	33.84	0.00	33.84	74.32	59.92	74.32
abr/17	796.21	47.31	31.93	0.00	31.93	43.86	66.12	43.86
mai/17	796.29	32.80	31.00	0.00	31.00	39.62	66.82	39.62
jun/17	796.21	18.58	31.17	0.00	31.17	22.47	66.14	22.47
jul/17	795.83	10.69	32.61	0.00	32.61	16.75	62.69	16.75
ago/17	795.29	6.62	31.97	0.00	31.97	12.94	57.91	12.94

set/17	794.41	8.17	55.10	0.60	54.50	11.44	51.48	11.44
out/17	792.65	5.59	67.03	0.00	67.03	8.73	39.95	8.73
nov/17	791.19	32.04	64.37	0.00	64.37	42.64	30.46	42.64
dez/17	792.35	153.10	60.65	0.00	60.65	140.04	38.00	140.04
jan/18	794.35	91.54	57.16	0.00	57.16	93.62	51.03	93.62
fev/18	795.43	132.70	50.89	0.00	50.89	133.17	59.28	133.17
mar/18	796.90	133.75	64.61	0.00	64.61	169.60	72.28	169.60

Fonte: Autor (2019)

ANEXO B

Dados das médias de vazões mensais do reservatório de Serra do Facão

19016 - UHE Serra do Facão - médias mensais								
Data	Cota (m)	Afluência (m³/s)	Defluência (m³/s)	Vazão Vertida (m³/s)	Vazão Turbinada (m³/s)	Vazão Natural (m³/s)	Volum e Útil (%)	Vazão Incremental (m³/s)
out/14	742.01	85.43	192.03	0.00	191.26	14.13	31.06	14.13
nov/14	739.87	94.85	175.10	0.00	174.37	70.94	23.07	70.94
dez/14	739.17	136.48	113.63	0.00	108.40	197.85	20.59	197.85
jan/15	740.24	121.75	93.56	0.00	89.87	93.49	24.39	93.49
fev/15	740.78	135.96	100.32	0.00	100.18	129.73	26.39	129.73
mar/15	742.03	175.34	72.71	0.00	71.26	273.94	31.14	273.94
abr/15	744.05	159.82	68.80	0.20	64.77	250.20	39.21	250.20
mai/15	745.44	130.58	68.00	0.16	62.81	166.07	45.04	166.07
jun/15	746.28	103.12	66.73	0.00	62.23	95.68	48.72	95.68
jul/15	746.65	91.95	82.58	0.00	82.23	68.27	50.37	68.27
ago/15	746.67	82.97	95.84	0.00	95.52	48.50	50.46	48.50
set/15	746.01	86.31	130.83	0.00	129.03	45.02	47.52	45.02
out/15	745.40	96.60	121.32	0.00	120.77	24.64	44.87	24.64
nov/15	744.74	94.59	156.17	0.00	156.07	50.96	42.06	50.96
dez/15	743.41	58.03	129.58	0.00	129.48	64.33	36.59	64.33
jan/16	742.80	115.39	105.06	0.00	104.87	213.03	34.12	213.03
fev/16	742.97	79.19	85.83	0.00	85.48	130.30	34.79	130.30
mar/16	743.07	94.44	81.48	0.00	81.29	152.61	35.18	152.61
abr/16	742.92	52.97	80.17	0.00	80.07	63.22	34.61	63.22
mai/16	742.41	53.87	81.26	0.00	80.97	42.72	32.60	42.72
jun/16	741.81	72.34	101.17	0.00	101.00	40.32	30.26	40.32
jul/16	741.27	48.80	81.97	0.00	81.94	32.45	28.20	32.45
ago/16	740.49	40.72	68.87	0.55	65.10	28.38	25.29	28.38
set/16	740.10	37.43	55.37	0.00	48.93	19.02	23.89	19.02
out/16	739.65	38.88	63.81	0.00	57.16	13.45	22.27	13.45
nov/16	739.30	64.87	64.87	0.00	59.20	63.45	21.03	63.45
dez/16	739.53	80.99	71.35	0.00	66.81	129.72	21.85	129.72
jan/17	739.52	62.73	67.32	0.03	61.81	85.41	21.82	85.41
fev/17	739.77	94.80	64.50	0.00	58.54	176.61	22.71	176.61
mar/17	740.30	71.21	57.55	0.00	47.10	121.44	24.60	121.44
abr/17	740.44	48.59	40.73	0.00	29.13	71.99	25.11	71.99
mai/17	740.63	52.28	40.32	0.00	28.81	64.68	25.80	64.68
jun/17	740.75	37.47	41.43	0.00	30.23	36.64	26.26	36.64
jul/17	740.66	35.85	40.06	0.00	28.48	27.32	25.93	27.32
ago/17	740.52	31.83	43.35	0.00	32.71	21.21	25.40	21.21

set/17	740.45	52.63	40.81	0.00	29.55	18.65	25.17	18.65
out/17	740.42	70.74	91.84	0.00	81.97	14.13	25.06	14.13
nov/17	740.49	99.82	75.53	0.00	65.40	68.47	25.32	68.47
dez/17	741.44	133.82	69.52	0.00	59.52	227.43	28.86	227.43
jan/18	742.75	116.98	64.94	0.00	54.68	152.35	33.91	152.35
fev/18	743.71	135.68	45.64	0.00	35.04	214.37	37.81	214.37
mar/18	745.17	190.85	75.06	0.00	66.22	277.78	43.90	277.78

Fonte: Autor (2019)