



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"
Programa Interunidades

unesp 

Mestrado

Engenharia Civil e Ambiental

CAROLINA HARUE NAKAMURA

**CALIBRAÇÃO DE UM MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA EM
TRECHO CRÍTICO QUALITATIVO DO RIO LAMBARI, POÇOS DE
CALDAS/MG**

Bauru
2017

CAROLINA HARUE NAKAMURA

**CALIBRAÇÃO DE UM MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA EM
TRECHO CRÍTICO QUALITATIVO DO RIO LAMBARI, POÇOS DE
CALDAS/MG**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Área de Concentração Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Henrique Ribeiro da Silva

Coorientador: Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla

Bauru
2017



Nakamura, Carolina Harue.

Calibração de um modelo de qualidade da água em trecho crítico qualitativo do Rio Lambari, Poços de Caldas, MG / Carolina Harue Nakamura, 2017
128 f.

Orientador: Gustavo Henrique Ribeiro da Silva

Dissertação (Mestrado)-Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia, Bauru, 2017

1. Calibração. 2. Bacias críticas. 3. Modelo matemático de qualidade da água. 4. Qualidade da água. 5. Rio Lambari. I. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia. II. Título.

PROPOSTA DE ALTERAÇÃO DO TÍTULO

A BANCA EXAMINADORA PROPÕE A ALTERAÇÃO DO TÍTULO DO TRABALHO DA ALUNA:
CAROLINA HARUE NAKAMURA

DE: "CALIBRAÇÃO DE UM MODELO MATEMÁTICO DE QUALIDADE DA ÁGUA APLICADA NO RIO LAMBARI, SITUADO EM UMA BACIA CONSIDERADA CRÍTICA QUALITATIVAMENTE, NO MUNICÍPIO DE POÇOS DE CALDAS/MG"

PARA:

calibração de um modelo de qualidade da água em tre-
cho crítico qualitativo do rio lambari, Poços de caldas/MG

Bauru, 04 de agosto de 2017.


Prof. Dr. Gustavo Henrique Ribeiro da Silva
Orientador

Aos meus pais, irmãos, cunhadas e sobrinha por
serem meus grandes incentivadores nesta
caminhada.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelas bênçãos concedidas.

À minha família, pelo amor incondicional, apoio e incentivo para construção sólida de minha trajetória pessoal e profissional.

Ao meu orientador, Gustavo Henrique Ribeiro da Silva, pela orientação, apoio e confiança ao longo desta jornada.

Ao meu coorientador, Marcio Ricardo Salla, pela orientação, apoio e sugestões no decorrer do trabalho.

Aos professores Marcos von Sperling e Rodrigo Braga Moruzzi pela participação nas bancas de exame de qualificação e de defesa, e pela valiosa contribuição para o amadurecimento deste trabalho.

À UNESP, aos professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, pela oportunidade, ensinamentos e simpatia.

À COBRAPE, por ter proporcionado e apoiado o desenvolvimento do presente trabalho.

Ao José Antônio Oliveira de Jesus (Tônico), por ter me apresentado o mundo da modelagem matemática, pela parceria, conhecimentos transmitidos e incentivo ao longo da minha jornada profissional e acadêmica.

À ANA, em especial à Marcela Ayub Brasil e ao Sérgio Ayrimoraes, pelo apoio e pela cessão de dados que possibilitaram a elaboração deste trabalho.

Ao LabSid, em especial ao Cristiano de Pádua Milagres Oliveira, pela parceria, auxílio e desenvolvimento do modelo matemático.

Ao Fabiano Melo Garcia pelas observações no resumo elaborado em língua estrangeira.

Aos amigos e colegas da COBRAPE e da UNESP, pelas conversas e ideias trocadas e que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste estudo.

*“A lei da mente é implacável.
O que você pensa, você cria;
O que você sente, você atrai;
O que você acredita,
torna-se realidade”*

Buda

RESUMO

O emprego de um modelo matemático de qualidade da água em escala de bacia hidrográfica auxilia no melhor conhecimento da situação atual de seus corpos d'água e na simulação de cenários futuros da qualidade da água para o subsídio de decisões relativas ao seu aproveitamento e preservação. De forma auxiliar na gestão dos recursos hídricos, o presente trabalho teve como intuito calibrar um modelo matemático de qualidade da água em um ambiente lótico, empregando como ferramenta de apoio o aplicativo Análise de Bacias Críticas Ottocodificadas (ABaCO). A calibração foi realizada em um trecho de 14 km do Rio Lambari, situado no município mineiro de Poços de Caldas, pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, e considerado crítico qualitativamente pela Agência Nacional de Águas (ANA), através da Nota Técnica Conjunta nº 002/2012/SPR/SER-ANA, e ratificado pela Portaria ANA nº 62/2013. Os resultados da calibração, que foram obtidos automaticamente pela ferramenta *Solver* do Microsoft Excel® e manualmente para os parâmetros que necessitavam ser ajustados após a calibração automática, apresentaram bons ajustes entre as concentrações simuladas e observadas em campo para os parâmetros nitrogênio total, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e fósforo total, quando considerada a análise de comportamento dos parâmetros. Os demais parâmetros calibrados (DBO, OD, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e nitrato) tiveram ajustes satisfatórios. Quando verificados os resultados por um método estatístico (coeficiente de determinação), observou-se que seis parâmetros (nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e fósforo total) obtiveram valores negativos em todas as campanhas de campo, em decorrência da pouca variabilidade das concentrações entre uma campanha e outra. Uma primeira visão da situação qualitativa do corpo hídrico pode ser obtida através da incorporação dos valores dos coeficientes calibrados dos parâmetros ao modelo, que pode fornecer subsídios ao planejamento, ao controle e à proteção dos recursos hídricos para a tomada de decisões e favorecendo a realização de análises de intervenção de medidas de controle ambiental.

Palavras-chave: calibração, bacias críticas, modelo matemático de qualidade da água, qualidade da água, Rio Lambari

ABSTRACT

The use of a water quality mathematical model at a hydrographic basin scale helps to understand better the current situation of water bodies and to simulate future scenarios of water quality to aid in decisions related to its use and preservation. In order to assist the management of water resources, the present study aimed to calibrate a water quality model, in a lotic environment, applying Ottocoded Critical Basins Analysis (ABaCO) as a support tool. The calibration was performed in a 14-kilometer section of the River Lambari, which is located in the city of Poços de Caldas, state of Minas Gerais. It belongs to the Pardo River Basin, and is considered qualitatively critical by the National Water Agency (ANA), through the Joint Technical Note number 002/2012/SPR/SRE-ANA and ratified by the ANA Ordinance number 62/2013. The calibration results, obtained automatically by the *Solver* Microsoft Excel[®] tool and manually for parameters that needed to be adjusted after automatic calibration, presented good adjustments between simulated and observed concentrations for the parameters total nitrogen, organic phosphorus, inorganic phosphorus and total phosphorus, considering the behavior analysis of the parameters. The other calibrated parameters (BOD, DO, organic nitrogen, ammoniacal nitrogen and nitrate) obtained satisfactory adjustments. When evaluating the results by a statistical method (coefficient of determination), it was observed that six parameters (organic nitrogen, ammoniacal nitrogen, total nitrogen, organic phosphorus, inorganic phosphorus and total phosphorus) presented negative values for all campaigns, caused by the low variability of concentrations between one campaign and another, making it difficult to obtain high values of the coefficient. A first view of the river's qualitative situation can be obtained by the incorporation of calibrated values of the parameters into the model, that it can assist in the planning, control and water resources protection to decision making and to favor performance of intervention analyses of environmental control measures.

Keywords: *calibration, critical basins, water quality mathematical model, water quality, River Lambari*

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Regiões hidrográficas brasileira	5
Figura 2 – Análise da criticidade em trechos de rios	6
Figura 3 – Bacias hidrográficas com trechos críticos de rios federais	7
Figura 4 – Regiões hidrográficas com criticidade quali-quantitativa	8
Figura 5 – Relação de gerenciamento ambiental com o uso do modelo matemático nos anos 70	10
Figura 6 – Relação de gerenciamento ambiental com o uso do modelo a partir de 1980	10
Figura 7 – Resultado da aplicação do modelo MQUAL na Bacia do Guarapiranga	15
Figura 8 – Resultado da aplicação do modelo SSD-PCJq nas Bacias PCJ	16
Figura 9 – Resultado da aplicação do modelo QUAL2K no Rio São Bartolomeu/DF	17
Figura 10 – Resultados da simulação de DBO na Bacia do Rio dos Sinos (modelo HEC-RAS)	18
Figura 11 – Proposta de enquadramento de cursos d’água da Bacia do Rio dos Sinos (modelo QUAL2K)	19
Figura 12 – Resultado da aplicação do modelo Mike 11 no Rio Stour, Inglaterra	20
Figura 13 – Segmentação da bacia do Rio Illinois para aplicação do modelo IRW	21
Figura 14 – Etapas de desenvolvimento de um modelo matemático de qualidade da água ..	23
Figura 15 – Calibração em um dos rios da Bacia do Rio Júcar	26
Figura 16 – Calibração da série de nitrogênio em um corpo d’água da Nova Zelândia	27
Figura 17 – Calibração do parâmetro DBO no Rio Taquarizinho	28
Figura 18 – Calibração dos parâmetros OD e DBO no Rio Uberabinha	29
Figura 19 – Interações entre os parâmetros do modelo de qualidade da água	39
Figura 20 – Bacia Hidrográfica do Rio Pardo	46
Figura 21 – Sub-bacia do Rio Lambari no município de Poços de Caldas, MG	47
Figura 22 – Carga potencial estimada de DBO nos esgotos domésticos	48
Figura 23 – Diagrama unifilar do Rio Lambari	49
Figura 24 – Diagrama unifilar do trecho simulado do Rio Lambari	54
Figura 25 – Pontos de amostragem no Rio Lambari	56
Figura 26 – Coleta, armazenamento e acondicionamento das amostras de água coletadas ...	58
Figura 27 – Seção transversal com a indicação das verticais para a medição da velocidade.	60
Figura 28 – Método da meia seção	61

Figura 29 – Equipamentos utilizados para a medição da descarga líquida.....	64
Figura 30 – Tela dos parâmetros de simulação do modelo ABaCO	68
Figura 31 – Informações constantes na aba Calibração	83
Figura 32 – Exemplo de gráfico <i>boxplot</i>	84
Figura 33 – Perfil de concentração de DBO – balanços hídricos original e ajustado	85
Figura 34 – Perfil da vazão.....	95
Figura 35 – Perfis de concentração de DBO, OD e nitrogênio orgânico.....	97
Figura 36 – Perfis de concentração de nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrogênio total	98
Figura 37 – Perfis de concentração de fósforo orgânico, fósforo inorgânico e fósforo total .	99

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Faixa de valores típicos dos coeficientes de reação para diferentes parâmetros de qualidade	41
Tabela 2 – Faixa de valores usuais dos coeficientes.....	42
Tabela 3 – Principais equações utilizadas para a obtenção dos coeficientes de reaeração	42
Tabela 4 – Métodos analíticos considerados nas análises de qualidade da água.....	57
Tabela 5 – Informações sobre as coletas de amostras de água nos pontos de amostragem ...	59
Tabela 6 – Informações sobre a medição de descarga líquida nos pontos de amostragem....	63
Tabela 7 – Condições e padrões de qualidade da água segundo Resolução CONAMA 357/2005.....	65
Tabela 8 – Concentrações naturais adotadas na Bacia do Rio Pardo.....	67
Tabela 9 – Carga <i>per capita</i> (g/hab.dia).....	70
Tabela 10 – Abatimento sobre esgoto com solução individual (%).....	71
Tabela 11– Concentração de DBO dos efluentes industriais	71
Tabela 12 – Coeficientes adotados inicialmente no modelo (base a 20°C)	74
Tabela 13 – Características físicas constantes na aba Trechos	81
Tabela 14 – Informações constantes na aba Afluentes.....	81
Tabela 15 – Informações constantes na aba Captação	82
Tabela 16 – Informações constantes na aba Lançamentos.....	82
Tabela 17 – Descargas líquidas observadas em campo.....	88
Tabela 18 – TDH e as variáveis intermediárias para o seu cálculo.....	88
Tabela 19 – Concentrações dos parâmetros de qualidade da água observadas em campo	89
Tabela 20 – Características do trecho crítico do Rio Lambari – parâmetros selecionados para a calibração	92
Tabela 21 – Características dos afluentes do trecho crítico do Rio Lambari – parâmetros selecionados para a calibração	92
Tabela 22 – Características das captações existentes no trecho crítico do Rio Lambari.....	93
Tabela 23 – Características dos lançamentos existentes no trecho crítico do Rio Lambari – parâmetros selecionados para calibração	93
Tabela 24 – Parâmetros de qualidade da água calibrados	94
Tabela 25 – Coeficiente de determinação obtido.....	100

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1 – Classes de criticidade dos trechos de rios considerados críticos	6
Quadro 2 – Períodos de desenvolvimento da modelagem matemática de qualidade da água	13
Quadro 3 – Classificação dos modelos matemáticos de qualidade da água	22
Quadro 4 – Categorias de IQA	50
Quadro 5 – Categorias de IQA	50
Quadro 6 – Evolução do IQA e IET no período de 2013 a 2015	51
Quadro 7 – Pontos de monitoramento na Bacia do Rio Pardo	55

SIGLAS E ABREVIACÕES

ABaCO	Análise de Bacias Críticas Ottocodificadas
ANA	Agência Nacional de Águas
CBH-Grande	Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Grande
CBH-Mogi/Pardo	Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rios Mogi Guaçu e Pardo
CBH-Pardo	Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Pardo
CD	Coefficiente de determinação
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CNARH	Cadastro Nacional dos Usuários de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CWR	<i>Centre of Water Research</i>
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ELCOM-CAEDYM	<i>Estuary, Lake and Coastal Ocean Model-Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model</i>
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FEMA	Fundação Estadual do Meio Ambiente
GESCAL	<i>Water Quality Modeling Module</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
IQA	Índice de Qualidade das Águas
IET	Índice de Estado Trófico
k_a	Coefficiente de reaeração
k_c	Coefficiente de decaimento de coliformes totais
$k_{DBO,d}$	Coefficiente de desoxigenação devido a DBO carbonácea
$k_{DBO,f}$	Coefficiente de redução da DBO carbonácea devido à sedimentação
$k_{N,oa}$	Coefficiente de hidrólise de nitrogênio orgânico para amônia
$k_{N,ai}$	Coefficiente de oxidação biológica de amônia para nitrito
$k_{N,in}$	Coefficiente de oxidação biológica de nitrito para nitrato
$k_{N,f}$	Coefficiente de sedimentação de nitrogênio orgânico
$k_{N,s}$	Coefficiente de aporte de amônia por organismos bentônicos

$k_{P,oi}$	Coefficiente de decaimento de fósforo orgânico para inorgânico
$k_{P,f}$	Coefficiente de sedimentação de fósforo orgânico
$k_{P,s}$	Coefficiente de aporte de fósforo inorgânico por organismos bentônicos
k_T	Coefficiente de transferência térmica
LabSid	Laboratório de Sistemas de Suporte a Decisões em Engenharia Ambiental e de Recursos Hídricos
MPB	Modelo de Pequenas Bacias
MQUAL	Modelo Correlação Uso do Solo / Qualidade da Água
N_o	Nitrogênio orgânico
N_a	Nitrogênio amoniacal
N_n	Nitrato
N_i	Nitrito
NKT	Nitrogênio Kjeldahl Total
N	Nitrogênio total
OD	Oxigênio Dissolvido
ONS	Operador Nacional do Sistema Elétrico
pH	Potencial hidrogeniônico
P_o	Fósforo orgânico
P_i	Fósforo inorgânico
PO_4	Ortofosfato
P	Fósforo total
QUASAR	<i>Quality Simulation Along River System</i>
SES	Sistema de Esgotamento Sanitário
SIMOX	<i>Dissolved Oxygen Simulations Model</i>
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SSD PCJq	Sistema de Suporte a Decisão para a Análise Quantitativa e Qualitativa de Corpos d'Água das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UHE	Usina Hidrelétrica
UPGRH	Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos

SUMÁRIO

RESUMO.....	IX
ABSTRACT	X
ÍNDICE DE FIGURAS.....	XI
ÍNDICE DE TABELAS.....	XIII
ÍNDICE DE QUADROS.....	XIV
SIGLAS E ABREVIACÕES.....	XV
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 OBJETIVOS GERAIS.....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 CONTEXTO GERAL.....	4
3.2 MODELO MATEMÁTICO DE QUALIDADE DA ÁGUA	9
3.2.1 <i>Evolução dos modelos matemáticos de qualidade da água ao longo dos tempos ..</i>	<i>12</i>
3.2.2 <i>Classificação dos modelos de qualidade da água.....</i>	<i>21</i>
3.2.3 <i>Etapas da aplicação do modelo matemático.....</i>	<i>23</i>
3.2.4 <i>Calibração dos parâmetros de qualidade da água</i>	<i>25</i>
3.2.5 <i>Modelo ABaCO.....</i>	<i>29</i>
3.2.6 <i>Parâmetros calibráveis.....</i>	<i>38</i>
4 MATERIAIS E MÉTODOS	43
4.1 MATERIAIS EMPREGADOS	43
4.1.1 <i>Caracterização da Área</i>	<i>44</i>
4.1.2 <i>Modelo ABaCO.....</i>	<i>52</i>
4.2 MÉTODO DE PESQUISA	53
4.2.1 <i>Trecho crítico de qualidade da água</i>	<i>53</i>
4.2.2 <i>Campanhas de campo.....</i>	<i>54</i>
4.2.3 <i>Balanço hídrico quali-quantitativo.....</i>	<i>66</i>
4.2.4 <i>Calibração</i>	<i>74</i>
4.2.5 <i>Avaliação do ajuste do modelo</i>	<i>85</i>

5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	87
5.1	CAMPANHAS DE CAMPO.....	87
5.2	BALANÇO HÍDRICO QUALI-QUANTITATIVO	92
5.3	CALIBRAÇÃO	93
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	101
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	103

1 INTRODUÇÃO

O Brasil concentra uma das maiores reservas de água doce do mundo, com uma produção hídrica de 251 mil m³/s, equivalente a 53% da produção de água do continente sul-americano e 12% do total mundial, que, aliada à sua biodiversidade e à beleza dos seus rios e lagos, representa um importante patrimônio natural do país. (PORTO, 2003; REBOUÇAS, 2006).

Apesar desta abundância, a região Nordeste, por exemplo, vive uma situação crônica de escassez hídrica (inclusive para o abastecimento humano), e regiões com maior dinamismo econômico e produtivo, como no caso das regiões metropolitanas, enfrentam conflitos pelo uso da água, de ordem tanto quantitativa como qualitativa.

No que se refere à ordem qualitativa, os diversos usos da água, como abastecimento público, geração de energia, controle de cheias, lazer, entre outros, possuem requisitos de qualidade que, quando não atendidos representam um fator limitante para o seu aproveitamento. Desta maneira, faz-se necessário o gerenciamento dos recursos hídricos como controle ambiental de forma a impedir problemas provenientes da poluição da água, que possam comprometer o seu aproveitamento múltiplo e integrado.

A Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei Federal nº 9.433/97, é um dos instrumentos públicos que visa assegurar a atual e as futuras gerações a disponibilidade da água em padrões de qualidade aos respectivos usos, e vem intensificar a criação e atuação dos Comitês de Bacia Hidrográfica no país (ANA, 2012b; BRAGA *et al*, 2006; JESUS, 2006).

O emprego de ferramentas que auxiliem na gestão, controle e proteção dos recursos hídricos e que possibilite a análise e o prognóstico dos corpos d'água é considerado essencial. Os modelos matemáticos de qualidade da água são utilizados para estes fins, permitindo a simulação dos processos de autodepuração do rio e, conseqüentemente, obter um melhor entendimento da bacia hidrográfica em estudo através da somatória de impactos de fontes de um determinado parâmetro de qualidade da água, com a identificação das fontes poluentes de

maior impacto. Os resultados obtidos através dos modelos matemáticos permitem também subsidiar a tomada de decisões com o melhor conhecimento possível das consequências de cada alternativa sobre o sistema hídrico (OPPA, 2007; JESUS, 2006; NAKAMURA *et al*, 2012).

De forma auxiliar na gestão dos recursos hídricos, o presente trabalho teve como intuito calibrar um modelo matemático de qualidade da água em um ambiente lótico, utilizando como ferramenta de apoio o aplicativo Análise de Bacias Críticas Ottocodificadas (ABaCO), desenvolvido no âmbito do estudo “Modelagem quantitativa e qualitativa de trechos de rios em bacias hidrográficas consideradas críticas”, pelo Laboratório de Suporte a Decisões em Engenharia Ambiental e de Recursos Hídricos (LabSid), em parceria com o Consórcio COBRAPE/CH2MHill.

O ABaCO tem como escopo realizar análises qualitativa e quantitativa de cursos d’água superficiais em bacias hidrográficas consideradas críticas pela Agência Nacional de Águas (ANA), em todo território nacional, e emprega como base de cálculo o modelo AcquaNet, desenvolvido pelo LabSid, que teve seu algoritmo alterado para que fosse possível atender às complexidades das bacias estudadas.

No que tange à finalidade deste trabalho, o processo de calibração foi realizado no Rio Lambari, em um trecho considerado crítico qualitativamente pela Nota Técnica Conjunta nº 002/2012/SPR/SRE-ANA e ratificado pela Portaria ANA nº 62/2013, localizado no município de Poços de Caldas, em Minas Gerais, e está inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Pardo. Com os parâmetros devidamente calibrados, os mesmos podem ser empregados no ABaCO, e são capazes de traduzir de maneira satisfatória o processo de autodepuração do corpo d’água em estudo.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivos Gerais

O objetivo deste trabalho consistiu em calibrar o modelo matemático Análise de Bacias Críticas Ottocodificadas (ABaCO), no módulo de qualidade da água, no Rio Lambari, localizado no estado de Minas Gerais, na Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, de forma a subsidiar o planejamento e a gestão dos recursos hídricos, permitindo a avaliação das cargas poluentes lançadas no Rio Lambari.

2.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos deste trabalho foram:

- Avaliar os dados de qualidade da água obtidos nas campanhas de campo do Rio Lambari e seus formadores;
- Calibrar o modelo ABaCO, para nove parâmetros de qualidade da água, em uma planilha gerada pelo módulo de qualidade da água, utilizando a ferramenta *Solver* do Microsoft Excel[®];
- Avaliar os ajustes entre os dados estimados e dados observados, através da análise de comportamento dos parâmetros calibrados e da determinação do coeficiente de determinação.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Contexto Geral

O Brasil possui uma das maiores reservas de água doce do mundo, apresentando uma produção hídrica em torno de 251 mil m³/s, o que corresponde a 53% da água do continente sul-americano e 12% do total mundial, que, aliada à sua biodiversidade e à beleza dos seus rios e lagos, representa um importante patrimônio natural do país. (PORTO, 2003; REBOUÇAS, 2006).

Rebouças (2006) constata que apesar da abundância de água doce presente no país, 80% da produção hídrica está concentrada em apenas três das 12 regiões hidrográficas brasileiras - Amazonas, Paraná e São Francisco -, que cobrem 72% do território nacional, como é possível observar na Figura 1.

Nestas regiões hidrográficas, sobretudo na do Paraná, o acentuado crescimento econômico e populacional fez com que a demanda por água tornasse cada vez maior e, seguindo a tendência das últimas décadas, é de excepcional incremento. Com isso, a exaustão das reservas de água de boa qualidade pode ocorrer, inviabilizando-a para usos nobres, como o abastecimento de água para consumo humano, principalmente em áreas urbanas, que sofre com ocupações irregulares e, conseqüente, escassez de infraestrutura de saneamento básico (REBOUÇAS, 2006; FIGUEROA, 2007).

Desta maneira, Rebouças (2006) e Mota (2008) frisam que o gerenciamento dos recursos hídricos é imprescindível à medida que a demanda por água evolui, devendo integrar ações de gestão ambiental, ou seja, com a aplicação de medidas estruturais e não estruturais para controle dos recursos naturais e socioeconômicos em uma determinada unidade territorial de planejamento e de gestão de água, conhecido como bacia hidrográfica, objetivando o desenvolvimento sustentável.

Figura 1 – Regiões hidrográficas brasileira



Fonte: ANA, 2016a

Desta maneira, visando a gestão dos recursos hídricos em âmbito federal, a Agência Nacional de Águas (ANA), no ano de 2012, desenvolveu um estudo para identificar corpos d'água que se encontram em situação crítica, tanto no aspecto quantitativo como no aspecto qualitativo, em todo o território nacional, por região hidrográfica.

A determinação da criticidade quali-quantitativa dos trechos de rios foi realizada a partir de uma análise integrada entre indicadores de comprometimento quantitativo e qualitativo. O indicador de comprometimento quantitativo considerou a relação entre a vazão média anual de consumo e a disponibilidade hídrica superficial, tendo como vazão de referência a $Q_{95\%}$, enquanto que o indicador de comprometimento da qualidade da água considerou a capacidade de assimilação dos rios, obtida através da razão entre as cargas de esgoto doméstico lançado e as cargas assimiláveis calculadas para a vazão disponível. Os trechos críticos qualitativos foram definidos pelo parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), considerando concentrações igual ou superior a 5,0 mg/L, limite este estabelecido para a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005 (ANA, 2012a).

Na Figura 2 está ilustrada a matriz utilizada pela ANA para enquadrar os trechos de rios nas condições qualitativa e quantitativa.

Figura 2 – Análise da criticidade em trechos de rios



Fonte: ANA, 2013b

Com os trechos críticos dos corpos d'água definidos, os mesmos foram classificados a partir dos fatores de criticidade presentes em cada trecho, sendo enquadrados em seis classes de criticidade, apresentadas no Quadro 1.

Quadro 1 – Classes de criticidade dos trechos de rios considerados críticos

Classes de Criticidade	Descrição	Fatores de criticidade identificados
1	Balanço quali ou quali-quantitativo crítico	Balanço quali ou quali-quantitativo crítico + alta demanda para irrigação
2	Balanço quali ou quali-quantitativo crítico	Balanço quali ou quali-quantitativo crítico
3	Balanço quantitativo crítico	Balanço quantitativo crítico + alta demanda para irrigação
4	Balanço quantitativo crítico	Balanço quantitativo crítico
5	Conflito potencial	Conflito potencial: alta demanda para irrigação conjugada com outros fatores (cabeceira e/ou presença de UHEs e/ou captações vulneráveis para abastecimento)
6	Conflito potencial	Conflito potencial: cabeceira e/ou presença de UHEs e/ou captações vulneráveis para abastecimento

Fonte: ANA, 2012a

ANA (2015a) apontou que 16% de trechos de rios federais foram considerados críticos, sobretudo nas Regiões Hidrográficas do Atlântico Nordeste Oriental, onde se encontra a Região Nordeste, e do Atlântico Sul, onde se encontra a Região Sul, que

apresentaram 90% dos seus corpos hídricos com criticidade quali-quantitativa. Na Região Hidrográfica do Paraná, onde está localizada a área de abrangência do presente projeto, 35% dos trechos de rios estão críticos, ou seja, em 3.540 km de um total de 10.234 km (ANA, 2013b).

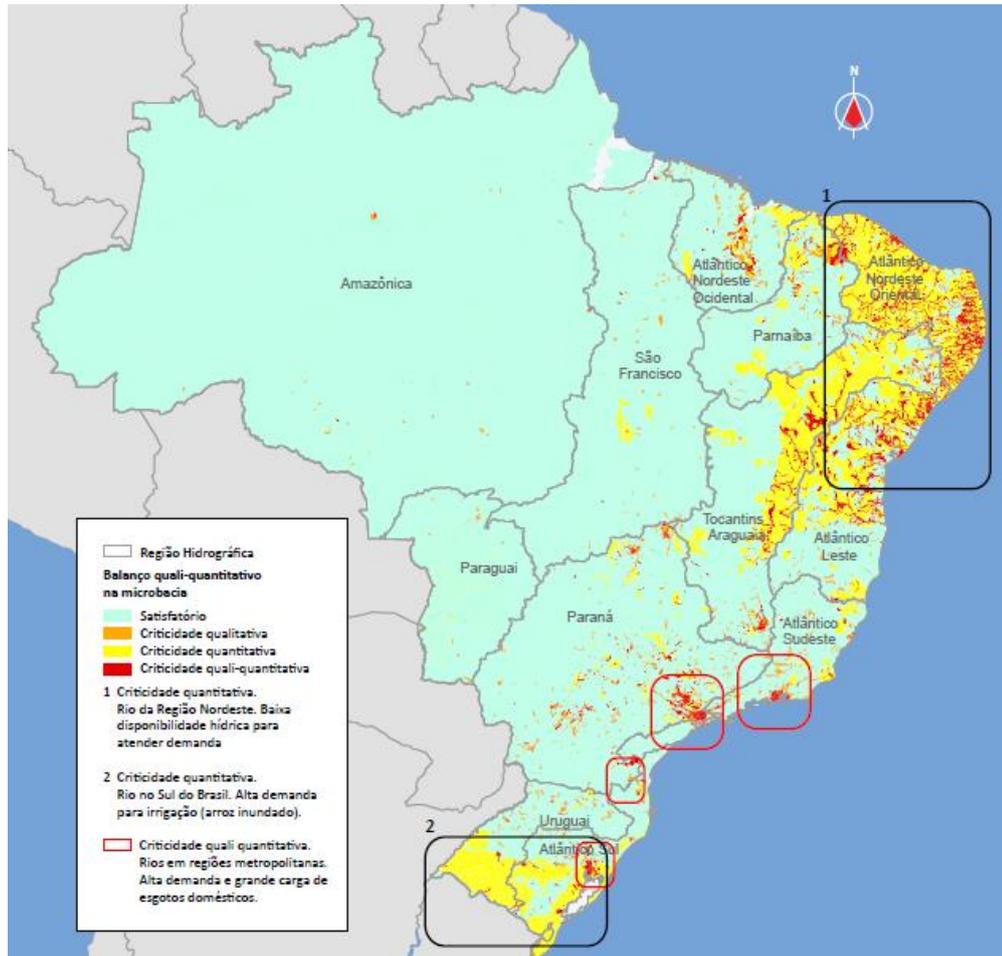
Os resultados do estudo da ANA foram divulgados na Portaria ANA nº 62/2013, relacionando 34 bacias hidrográficas que possuem trechos de rios federais considerados críticos e de especial interesse para a gestão dos recursos hídricos. Na Figura 3 estão apresentadas as bacias hidrográficas com trechos de rios considerados críticos pelo estudo em todo o território nacional, enquanto que na Figura 4 está apresentada a criticidade por região hidrográfica, com destaque em retângulo preto das regiões com maior comprometimento hídrico.

Figura 3 – Bacias hidrográficas com trechos críticos de rios federais



Fonte: ANA, 2015a

Figura 4 – Regiões hidrográficas com criticidade quali-quantitativa



Fonte: ANA, 2015a

Pela Figura 4, observa-se que a criticidade quali-quantitativa é maior onde a densidade populacional é alta, localizado principalmente nas Regiões Metropolitanas do Brasil, como na Região Metropolitana de São Paulo, na Bacia do Alto Tietê; na Região Metropolitana do Rio de Janeiro, na Bacia do Rio Guandu e nas bacias contribuintes à Baía de Guanabara; e Região Metropolitana de Recife, nas bacias dos rios Sirinhaém, Capibaribe e Ipojuca. Nestas regiões, há alta demanda da água para usos urbanos e industriais, além de elevado aporte de carga de esgoto doméstico (ANA, 2013b).

3.2 Modelo Matemático de Qualidade da Água

Os modelos de qualidade da água aplicados em rios e reservatórios se apresentam como poderosas ferramentas de apoio à gestão dos recursos hídricos e ao planejamento de ações destinadas a mitigar os impactos de lançamentos de cargas poluidoras nos corpos hídricos. A utilização destas ferramentas viabiliza a tomada de decisões e permite obter uma melhor compreensão do meio ambiente através de uma visualização integrada, com a associação das informações físicas, químicas e biológicas de uma bacia (CHAPRA, 2008).

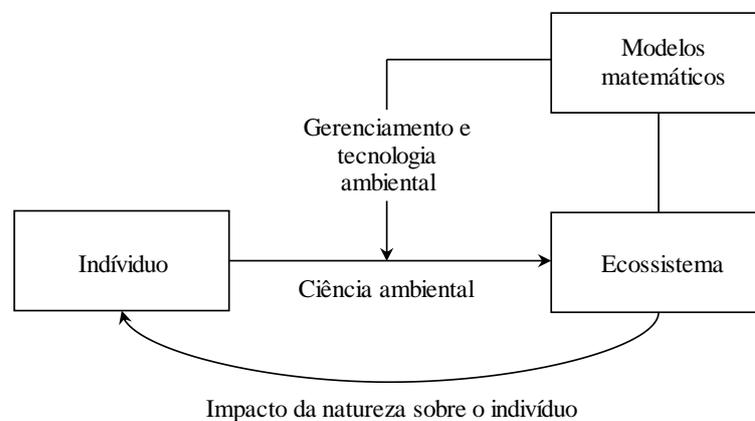
Os modelos, quando corretamente operados e formulados, seja matemático ou físico, são capazes de reproduzir, de forma simplificada, o comportamento real de um sistema, possibilitando descrever os processos naturais e antrópicos através de formulações matemáticas bem definidas sob adoção de hipóteses, com a representação de resultados quantitativos e qualitativos consistentes e que se aproximam da realidade. Um modelo contém um nível de abstração em relação ao sistema, sendo que o nível de aproximação pode variar do modelo mais simples até o mais complexo.

Com os problemas ambientais tornando-se uma preocupação mundial a partir de 1980, os modelos matemáticos voltados para o gerenciamento começaram a considerar fenômenos, como o efeito estufa e a depleção da camada de ozônio, anteriormente desprezados, em seus equacionamentos, tornando a relação entre ciência ambiental, ecossistema, modelos matemáticos e gerenciamento e tecnologia ambiental mais complexa. Nos dias atuais, além destas relações explicitadas, são consideradas também a seleção de uma tecnologia limpa, como alternativa às tecnologias atuais existentes, e de tecnologias em engenharia ambiental ou ecotecnologia, levando-se em conta a legislação ambiental pertinente ao sistema estudado (JØRGENSEN & BENDORICCHIO, 2001).

Na Figura 5 é representado o fluxograma empregado no gerenciamento ambiental nos anos 70, em que a urbanização, o desenvolvimento tecnológico, as cargas de poluentes pontuais e a energia impactavam negativamente sobre o ecossistema e, por ser um sistema muito complexo, era difícil prever a atuação dos poluentes em seu meio. A partir deste momento, a utilização de um modelo matemático passou a ser importante, sendo possível realizar a extração das características do ecossistema envolvidas no problema ambiental e simular cenários que prediziam a sua redução e/ou eliminação. Os resultados obtidos nos cenários auxiliavam na escolha da melhor tecnologia ambiental existente para solucionar este problema ambiental (JØRGENSEN & VOLLENWEIDER, 1989).

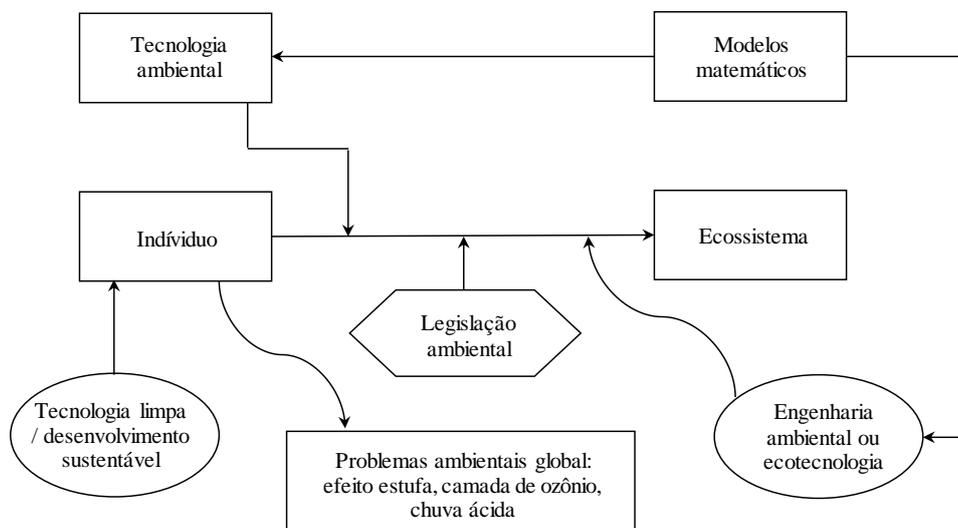
Já na Figura 6 é representado o fluxograma do gerenciamento praticado atualmente, em que o princípio é similar ao apresentado na Figura 5, com a aplicação do modelo matemático para a simulação de cenários prognósticos, considerando, entretanto, outros problemas ambientais, como a poluição difusa, sendo necessário aplicar tecnologias modernas, como a tecnologia mais limpa, sempre observando as determinações das legislações pertinentes ao assunto e os problemas ambientais globais que influenciam na resposta do sistema, como o efeito estufa.

Figura 5 – Relação de gerenciamento ambiental com o uso do modelo matemático nos anos 70



Fonte: JØRGENSEN & VOLLENWEIDER, 1989

Figura 6 – Relação de gerenciamento ambiental com o uso do modelo a partir de 1980



Fonte: JØRGENSEN & BENDORICCHIO, 2001

A utilização do modelo matemático requer particularidades de cada componente, representadas através da estimativa de parâmetros ou indicadores de qualidade. Dentre os parâmetros tradicionalmente considerados na avaliação da qualidade da água encontram-se (ANA, 2010; BENIDINI & TSAKIRIS, 2013):

- Alcalinidade total;
- Condutividade elétrica;
- Coliformes termotolerantes;
- DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio);
- DQO (Demanda Química de Oxigênio);
- OD (Oxigênio Dissolvido);
- Fósforo solúvel reativo ou ortofosfato;
- Fósforo total;
- Nitrato;
- Nitrogênio amoniacal;
- Nitrogênio total;
- pH
- Salinidade;
- Sólido em suspensão;
- Temperatura da água;
- Turbidez.

Uma vez estimados os indicadores de qualidade da água, o modelo requer que estes dados sejam calibrados, ou seja, consiste no ajuste dos coeficientes das equações matemáticas que representam os processos físicos, químicos e biológicos no curso d'água natural, focando-se no melhor ajuste entre os perfis simulados e os dados de qualidade medidos em campo. Desta maneira, a qualidade dos resultados decorrentes da aplicação de um modelo matemático depende não somente da conceituação, mas também da qualidade dos dados empregados.

3.2.1 *Evolução dos modelos matemáticos de qualidade da água ao longo dos tempos*

O primeiro modelo relacionado a qualidade da água foi desenvolvido em 1925 por Streeter e Phelps, para o Rio Ohio, nos Estados Unidos. Esse modelo estima a concentração dos parâmetros OD e DBO em função dos coeficientes de reaeração e desoxigenação, considerando um escoamento permanente e uniforme.

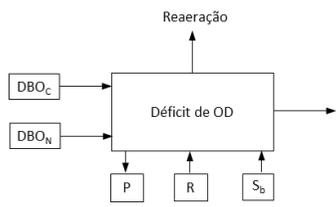
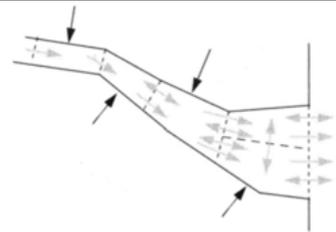
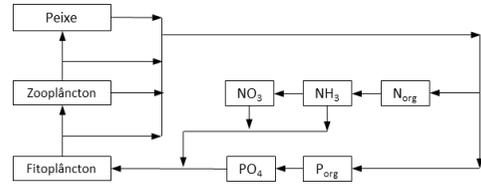
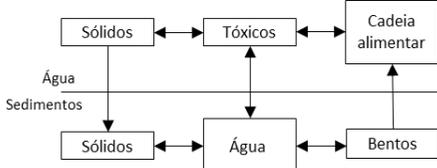
Até meados de 1950, as soluções dos modelos eram consideradas simples, ou seja, as aplicações dos modelos consideravam somente cinéticas lineares, geometrias simplificadas e resultados em estado estacionário. A partir de 1960, com a acessibilidade e disponibilidade aos computadores, além do aumento dos problemas ambientais nos sistemas aquáticos, os modelos matemáticos começaram a apresentar evoluções significativas. Um exemplo foi o modelo desenvolvido por Thomann, em 1963, que considerou a aplicação de métodos numéricos para soluções analíticas em sistemas mais complexos, permitindo realizar simulações em sistemas bidimensionais em estuários e baías, com foco ainda nas variáveis de estado OD e DBO (SILVA, 2003 *apud* OPPA, 2007; CHAPRA, 2008).

Em 1970, com a ampliação da conscientização ambiental por parte da sociedade, os estudos relacionados à qualidade da água passaram a avaliar não somente problemas locais, mas também a bacia de drenagem como um todo. Os mecanismos de representação dos processos biológicos passaram a ser implementados nos modelos matemáticos, tendo como foco o processo de eutrofização, principal problema de qualidade da água observado neste período (SILVA, 2003 *apud* OPPA, 2007; CHAPRA, 2008).

No decorrer dos últimos anos, a evolução computacional permitiu que os modelos matemáticos apresentassem melhorias em sua eficiência e exatidão, tornando-os mais complexos e próximos à realidade do meio. Assim, nesta fase mais recente da modelagem de qualidade da água são abordados assuntos relacionados à contaminação por substâncias tóxicas, com enfoque no transporte e na ressuspensão das partículas e chuva ácida, dando início aos estudos sobre o acúmulo dessas substâncias e sua atuação na cadeia alimentar (CHAPRA, 2008).

No Quadro 2 estão apresentadas as fases de desenvolvimento da modelagem matemática de qualidade da água, segundo Chapra (2008).

Quadro 2 – Períodos de desenvolvimento da modelagem matemática de qualidade da água

Período	Problema	Parâmetros	Sistema	Cinética	Solução	
1925 – 1960 (Streeter-Phelps)	Efluente sem tratamento e efluente primário	OD e DBO	Rios e estuários (unidimensional)	Linear	Análítica	
1960 – 1970 (Computadores)	Efluente sem tratamento e efluente primário	OD e DBO	Estuários e rios (unidimensional / bidimensional)	Linear	Análítica e Numérica	
1970 – 1977 (Biologia)	Eutrofização	Nutrientes	Lagos, estuários e rios (unidimensional / bidimensional / tridimensional)	Não linear	Numérica	
1977 – até os dias atuais (Tóxicos)	Tóxicos	Orgânicos e metais	Interações água-sedimento e interações entre cadeias alimentares (lagos, estuários e rios)	Linear e equilíbrio	Numérica e Analítica	

Legenda: DBO_C = demanda bioquímica de oxigênio carbonácea; DBO_N = demanda bioquímica de oxigênio nitrogenada; P = fósforo total; R = ressuspensão; S_b = demanda de oxigênio sedimentado; NO_3 = nitrato; NH_3 = amônia; N_{org} = nitrogênio orgânico; PO_4 = ortofosfato; P_{org} = fósforo orgânico.

Fonte: CHAPRA, 2008

No Brasil, diversos modelos matemáticos foram aplicados ao longo dos últimos anos por diferentes instituições e com diversos propósitos.

Em 1960, o conceito de modelagem matemática começou a ser aplicado na Bacia do Alto Tietê, localizada no estado de São Paulo, sendo proposta a aplicação da aeração superficial sob as águas dos rios Tietê e Pinheiros, para a recuperação de ambos os corpos d'água (PERA, 1965 *apud* JESUS, 2006).

Especificamente no ano de 1973, propôs-se um modelo de balanço de cargas para o Reservatório Guarapiranga e, em 1976 foi introduzido o conceito do coeficiente Φ para correlacionar a área superficial aeróbia com a anaeróbia no Reservatório Billings (OCCHIPINTI, 1973 e EMPLASA, 1976 *apud* JESUS, 2006). Este coeficiente era considerado na determinação da regra de operação do Sistema Alto Tietê (energética, saneamento ou balanceada), ou seja, ao início de cada mês era estabelecido um valor de Φ máximo, que era incorporado em um modelo de qualidade da água para a obtenção do balanço de massa das águas do Sistema Alto Tietê. A partir deste balanço de massa, curvas dos volumes do reservatório eram criadas e permitiam determinar a regra operacional de modo a garantir um volume final para a produção de energia, assim como para os outros usos do reservatório (ARAUJO *et al*, 1985). Na Operação Energética, o aumento do coeficiente Φ era provocado pela ampliação da mancha anaeróbia no reservatório, devido à reversão das águas do Rio Tietê para o Reservatório Billings. Na Operação Saneamento, em que as águas do Rio Tietê correm em seu sentido original, ocorria a formação de espumas a jusante da Barragem de Pirapora. E, na Operação Balanceada, parte da vazão do Rio Tietê é desviada para a Billings e parte segue o fluxo normal (JESUS, 2006).

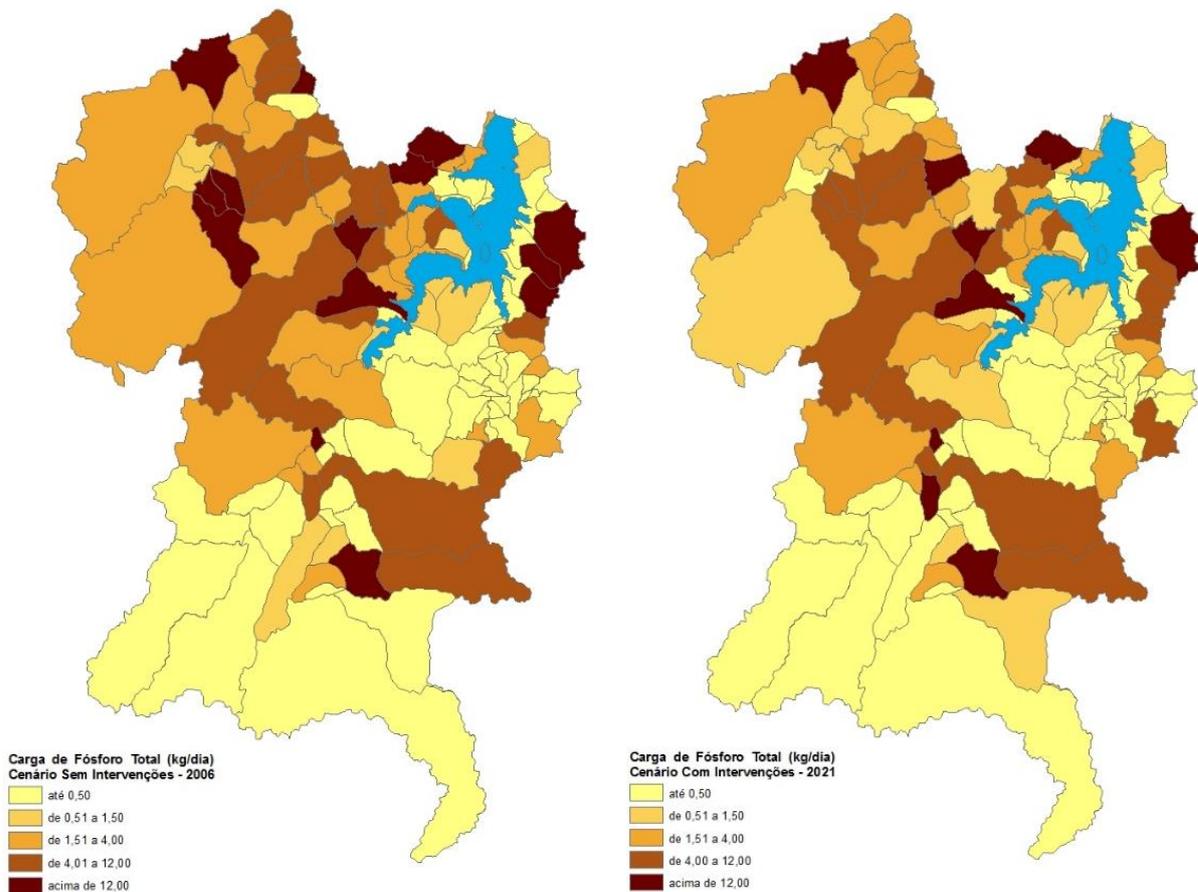
Em 1980, a CETESB implantou o *Dissolved Oxygen Simulations Model* (SIMOX) nas bacias do Alto e Médio Tietê, visando estabelecer prognósticos de qualidade da água em função da regra de operação do Alto Tietê (CETESB, 1983 *apud* JESUS, 2006).

Recentemente, outros modelos foram aplicados para auxiliar na gestão das bacias hidrográficas brasileiras, como na Bacia do Reservatório Guarapiranga, localizada no estado de São Paulo; nas Bacias dos Rios Piracicaba, Jundiá e Capivari (PCJ), que abrange parte do estado de São Paulo e uma pequena parcela de Minas Gerais; no sistema fluvial do Distrito Federal, abrangendo as Bacias dos Rios São Bartolomeu, Descoberto e Alagado; na Bacia do Rio dos Sinos, localizada no estado do Rio Grande do Sul; entre outras bacias nacionais.

Na Bacia do Reservatório Guarapiranga, o Modelo de Correlação Qualidade da Água / Correlação do Solo (MQUAL) foi empregado na Lei Específica do Guarapiranga (SÃO

PAULO, 2006), com o intuito de estabelecer as cargas metas referenciais em um horizonte de planejamento para o ano de 2015, para a melhoria da qualidade da água na bacia (SÃO PAULO, 2007), e também na quantificação dos impactos proporcionados por um conjunto de intervenções proposto pelo Programa Mananciais com foco na melhoria das condições da qualidade da água no reservatório (NAKAMURA *et al*, 2012). Na Figura 7 são ilustrados os resultados obtidos por Nakamura *et al* (2012), onde é possível notar que no cenário sem intervenção, em que foi considerada a ausência de melhoria e implantação da infraestrutura sanitária, as cargas geradas de fósforo total foram mais concentradas, ilustradas pela maior quantidade de manchas escuras na bacia; ao passo que no cenário com intervenções, em que foram consideradas a urbanização de assentamentos irregulares e de baixo padrão e a implantação dos sistemas de coleta, exportação e tratamento de esgoto, as manchas apresentaram-se mais claras, indicando que houve a redução das cargas efetivas de fósforo total geradas na Bacia do Guarapiranga.

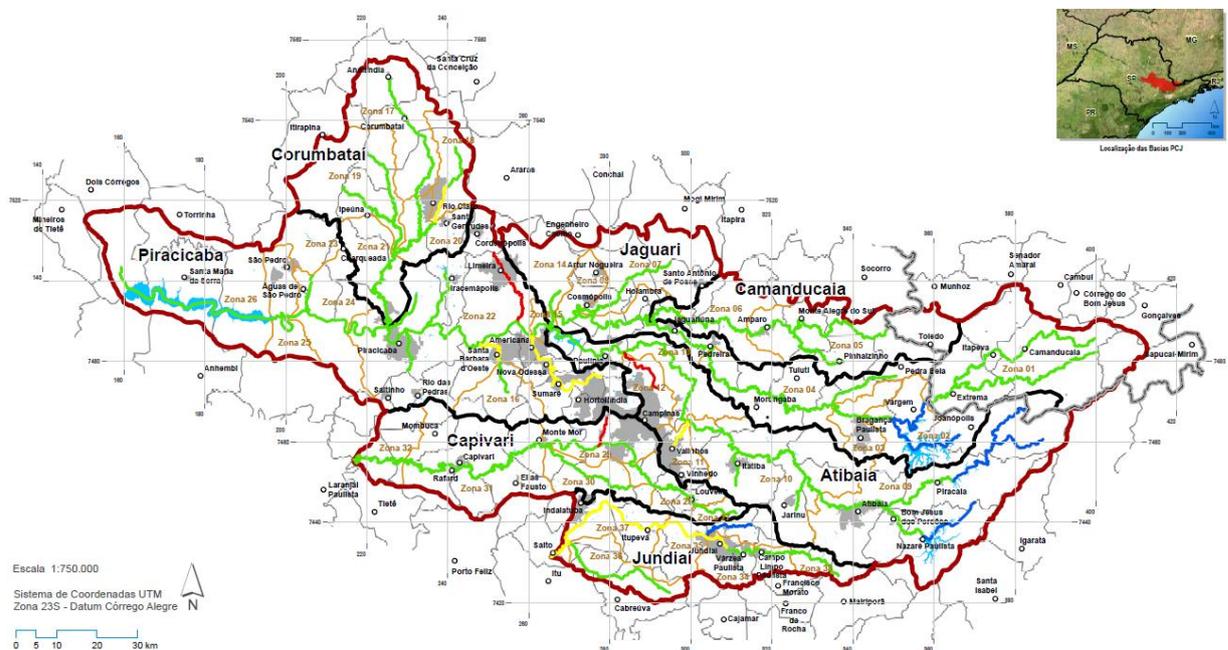
Figura 7 – Resultado da aplicação do modelo MQUAL na Bacia do Guarapiranga



Fonte: NAKAMURA *et al*, 2012

Nas Bacias PCJ foi utilizado o modelo Sistema de Suporte a Decisões para a Análise Quantitativa e Qualitativa de Corpos d'Águas das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (SSD PCJq), baseado no modelo AcquaNet, desenvolvido pelo LabSid da Universidade de São Paulo, que subsidiou a proposta de atualização do enquadramento dos corpos hídricos das três bacias em questão (AGÊNCIA PCJ, 2010). Na Figura 8 está apresentado o enquadramento proposto, em que nas Bacias dos rios Piracicaba (vertentes paulista e mineira) e Capivari foram mantidas a sua classe de enquadramento (classe 2), enquanto que na Bacia do Rio Jundiá foi proposta a alteração do enquadramento de classe 4 para a classe 3 (AGÊNCIA PCJ, 2010).

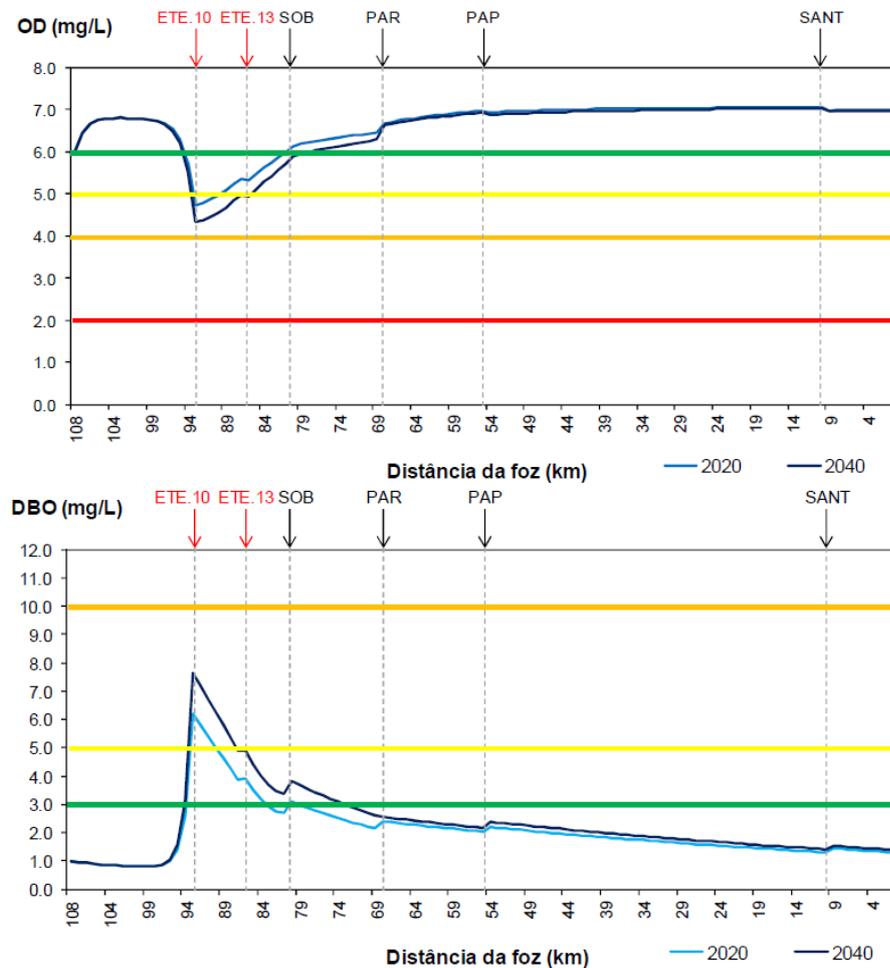
Figura 8 – Resultado da aplicação do modelo SSD-PCJq nas Bacias PCJ



Fonte: AGÊNCIA PCJ, 2010

No sistema fluvial do Distrito Federal foi empregado o modelo QUAL2K, desenvolvido na *Tufts University* pela equipe do professor Steve Chapra, que teve como objetivos avaliar a situação atual dos sistemas fluviais estudados, bem como fornecer subsídios para a proposta de enquadramento efetiva dos corpos hídricos do Distrito Federal, através de cenários prognósticos (ADASA, 2012). Como resultado de um dos cenários prognósticos simulados, considerando como horizontes de planejamento os anos de 2020 e 2040, é observado na Figura 9 o perfil de qualidade do Rio São Bartolomeu, em que as concentrações dos parâmetros DBO e OD estiveram equivalentes às classes 2 e 3 da Resolução CONAMA 357/2005 (ADASA, 2012).

Figura 9 – Resultado da aplicação do modelo QUAL2K no Rio São Bartolomeu/DF

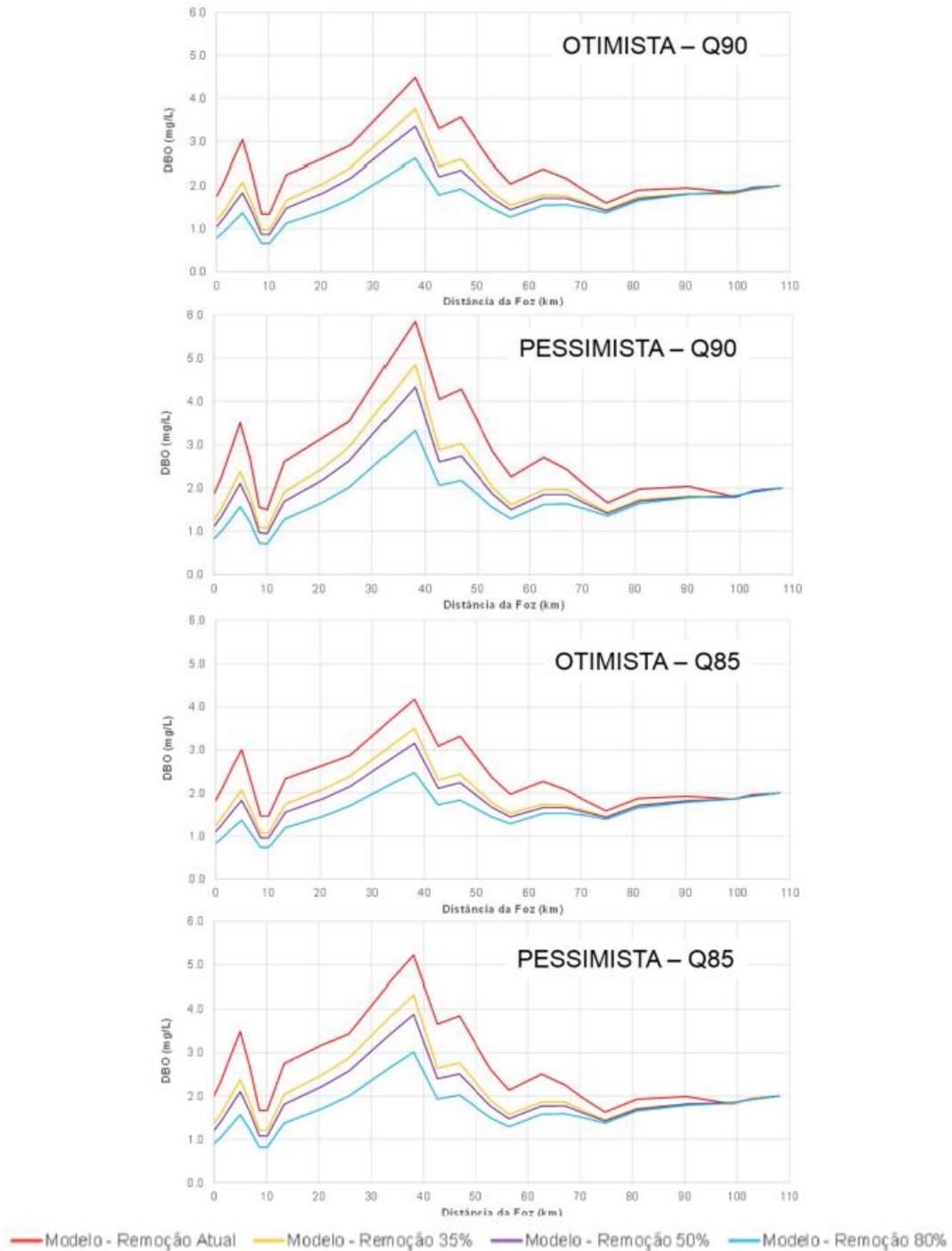


Fonte: ADASA, 2012

Na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, no Rio Grande do Sul, foram empregados dois modelos: (i) modelo hidrodinâmico HEC-RAS, desenvolvido pelo *U.S. Army Corps of Engineers*, para caracterizar o escoamento da água ao longo do Rio dos Sinos, e o comportamento da qualidade da água dos principais corpos d'água da bacia; e (ii) modelo QUAL2K, para auxiliar na tomada de decisões para o enquadramento de seis corpos hídricos da bacia, além de verificar a qualidade da água nos corpos d'água já enquadrados. Na Figura 10 está ilustrado o resultado obtido pelo HEC-RAS no módulo de qualidade da água para cenários que consideraram a remoção de carga doméstica, sendo divididos em outros dois cenários: o cenário otimista apresenta como condicionantes cota jusante média e transposição das águas do Rio Caí; e o cenário pessimista apresenta como condicionantes cota jusante baixa e retirada de água para irrigação de arroz. Em ambos os cenários, observa-se uma relação direta com a remoção da carga e a qualidade da água, porém não houve relação

proporcional entre o percentual de remoção devido à eficiência adotada para o Sistema de Esgotamento Sanitário (SES) e o percentual de melhoria de qualidade da água (DRH/SEMA, 2014).

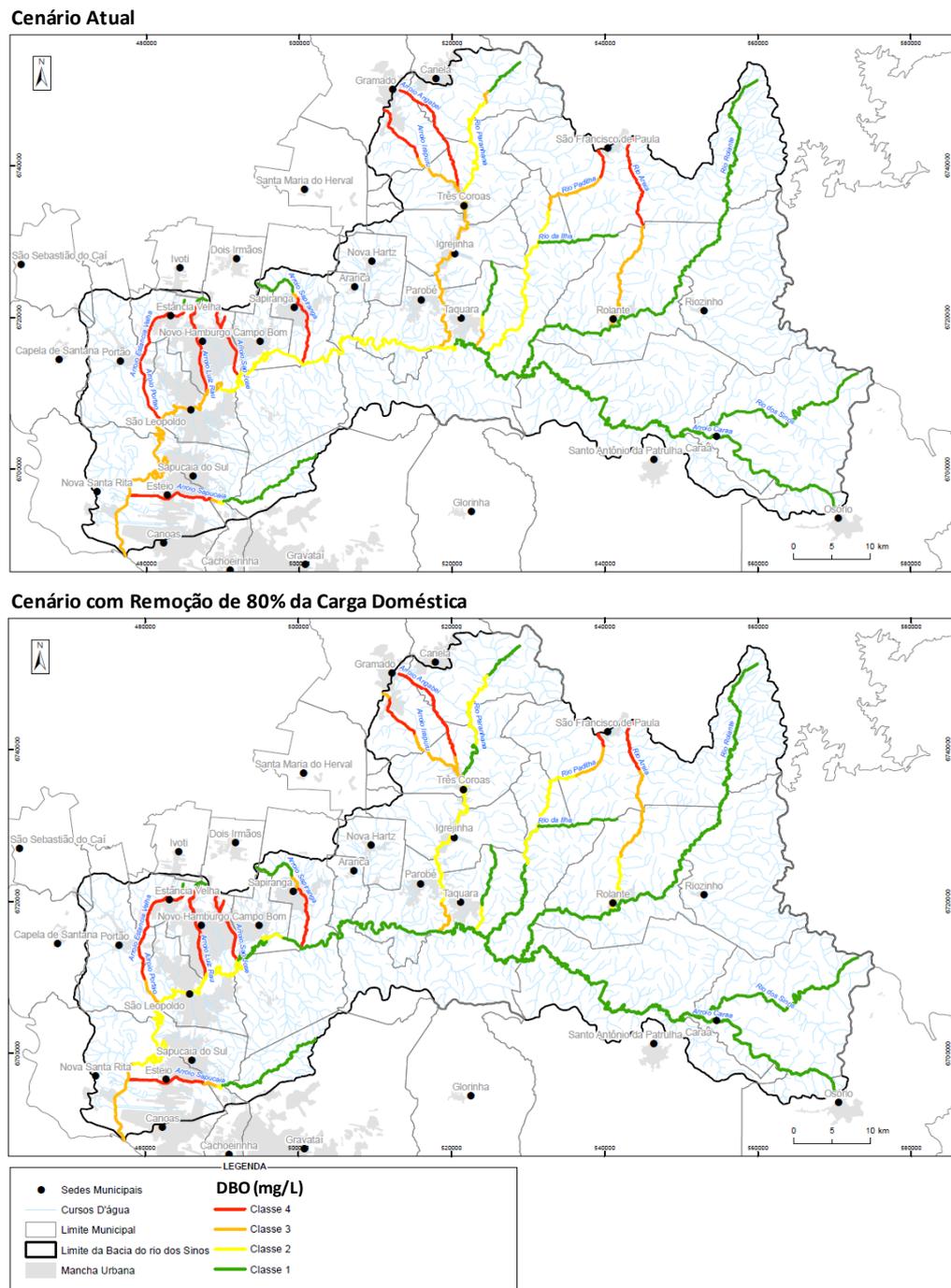
Figura 10 – Resultados da simulação de DBO na Bacia do Rio dos Sinos (modelo HEC-RAS)



Fonte: DRH/SEMA, 2014

Já na Figura 11 são apresentados os resultados obtidos de DBO com o modelo QUAL2K para o cenário atual e para o cenário com remoção de 80% da carga doméstica, sendo possível observar que houve melhora da qualidade da água em diversos corpos hídricos da Bacia, incluindo o Rio dos Sinos, em que o trecho intermediário passou de classe 2, no cenário atual, para classe 1, no cenário com remoção.

Figura 11 – Proposta de enquadramento de cursos d’água da Bacia do Rio dos Sinos (modelo QUAL2K)

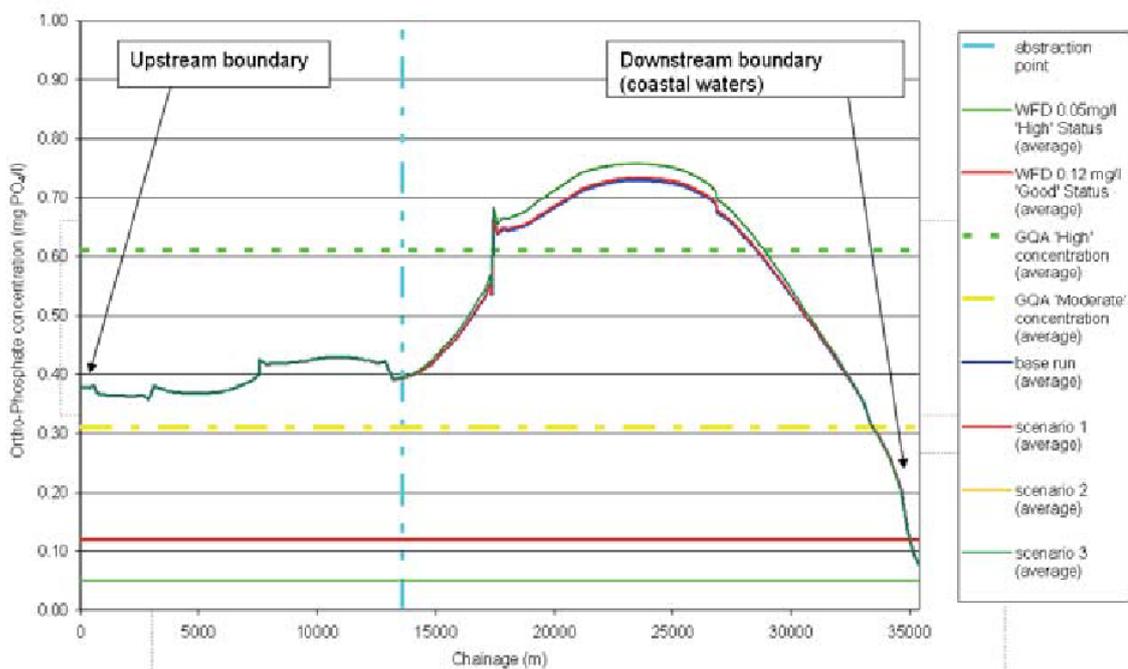


Fonte: DRH/SEMA, 2014

No contexto internacional, os modelos de qualidade da água também foram aplicados para auxiliar na gestão dos recursos hídricos, como no Rio Stour, localizado no distrito de Kent, na Inglaterra; na Bacia do Rio Illinois, localizada no estado de Illinois, nos Estados Unidos; entre outros.

No estudo desenvolvido por Jones *et al* (s.d.) no Rio Stour foi aplicado o modelo Mike 11, desenvolvido pelo *Danish Hydraulic Institute* (DHI), cujo objetivo era avaliar as condições de qualidade da água do Rio Stour, através de diversos cenários para implementação de novos esquemas que permitissem o aumento da capacidade hídrica para abastecimento público. Como resultado, ilustrado na Figura 11, verificou-se que somente o parâmetro ortofosfato apresentou variações que pudessem causar algum impacto negativo nas águas do Rio Stour, porém os padrões de qualidade da legislação local não seriam afetados.

Figura 12 – Resultado da aplicação do modelo Mike 11 no Rio Stour, Inglaterra

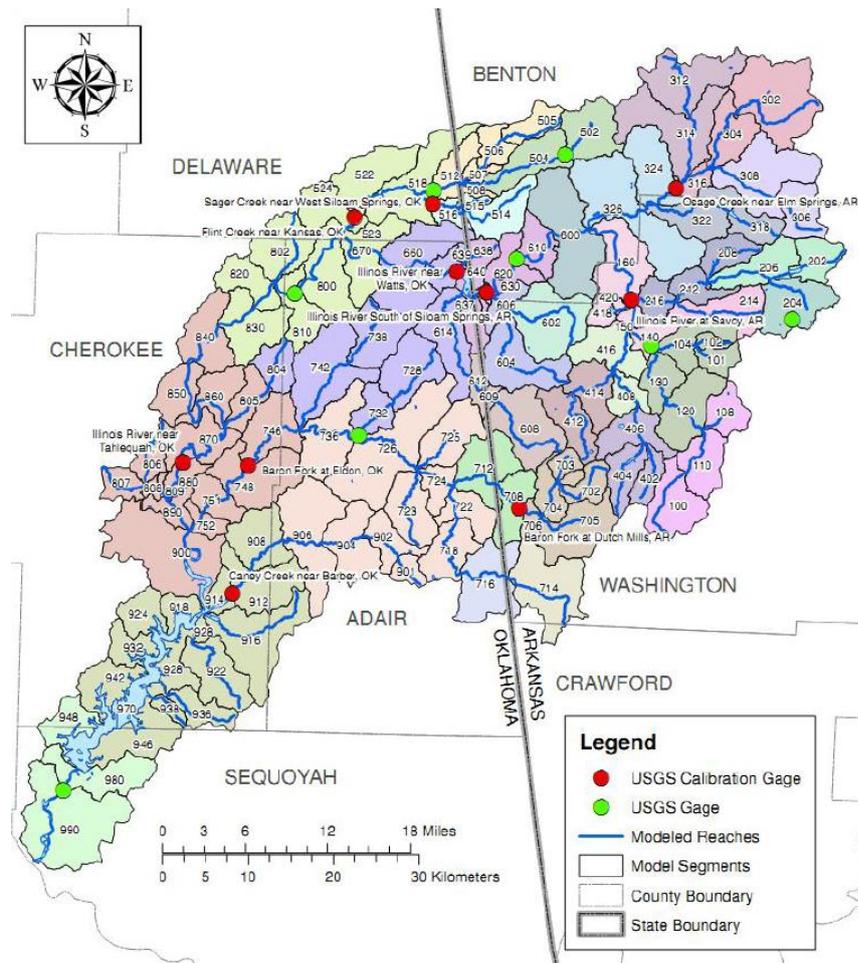


Fonte: JONES *et al*, s.d.

Na Bacia do Rio Illinois foi desenvolvido um modelo de qualidade da água para determinar a redução de cargas de nutrientes, principalmente fósforo total, necessária para atender o padrão de qualidade das águas da Bacia do Rio Illinois, incluindo o Lago Tenkiller, beneficiando os estados de Arkansas e Oklahoma. O modelo foi desenvolvido para *United States Environmental Protection Agency* – USEPA (2013) por Mike Baker, Aqua Terra e

Dynamic Solution, e recebeu o nome de Modelo IRW. Após a concepção final do modelo, foram realizadas a calibração, validação, análise de sensibilidade e análise de incerteza, tanto no aspecto hidrológico como no aspecto qualitativo. Na Figura 13 está ilustrada a segmentação dos corpos d'água da bacia do Rio Illinois considerada no IRW, que totalizou 136 sub-bacias.

Figura 13 – Segmentação da bacia do Rio Illinois para aplicação do modelo IRW



Fonte: USEPA, 2013

3.2.2 Classificação dos modelos de qualidade da água

De acordo com Tucci (2005), a escolha de um modelo matemático depende das características do sistema a ser estudado, dos objetivos que o estudo almeja, dos dados disponíveis sobre o sistema e do nível de precisão desejados.

Os modelos matemáticos de qualidade da água podem ser descritos por diferentes critérios e são classificados de acordo com o comportamento do sistema a ser estudado, como as condições de escoamento, transporte de massa e características das variáveis de estado de qualidade da água. A diferença reside no fato de que um sistema nem sempre é representado pelo modelo de mesmas características (TUCCI, 2005). Desta maneira, é necessário distinguir os tipos de modelos existentes e discutir a seleção de modelo ideal para determinado sistema.

No Quadro 3 são apresentadas algumas classificações existentes e suas características.

Quadro 3 – Classificação dos modelos matemáticos de qualidade da água

Tipos de modelo	Características
Empírico	Baseados na análise de dados experimentais
Mecanístico	Baseados na compreensão do comportamento dos componentes do sistema, através do emprego de descrições matemáticas com a aplicação de princípios teóricos
Simulação	São designados para descrever o funcionamento de um sistema
Otimização	São usados para encontrar a melhor solução (máximo ou mínimo) que tenha algum sentido.
Estacionário	As variáveis definidas no sistema não dependem do tempo
Dinâmico	As variáveis definidas no sistema dependem do tempo e, possivelmente, do espaço
Determinístico	Os valores previstos são computados com exatidão
Estocástico	Os valores previstos dependem de uma distribuição de probabilidades
Distribuído	Os parâmetros variam em função do tempo e do espaço
Concentrado	Os parâmetros variam somente em função do tempo
Linear	Equações de primeiro grau são usadas consecutivamente
Não-linear	Uma ou mais equações não são de primeiro grau
Conceitual	As funções utilizadas na sua elaboração levam em consideração os processos físicos
Caixa preta	Ajusta valores calculados aos dados observados através de funções empíricas, que não estão relacionadas com fenômenos físicos

Fonte: JØRGENSEN, 1986; BARTH, 1987; RIECKEN, 1995.

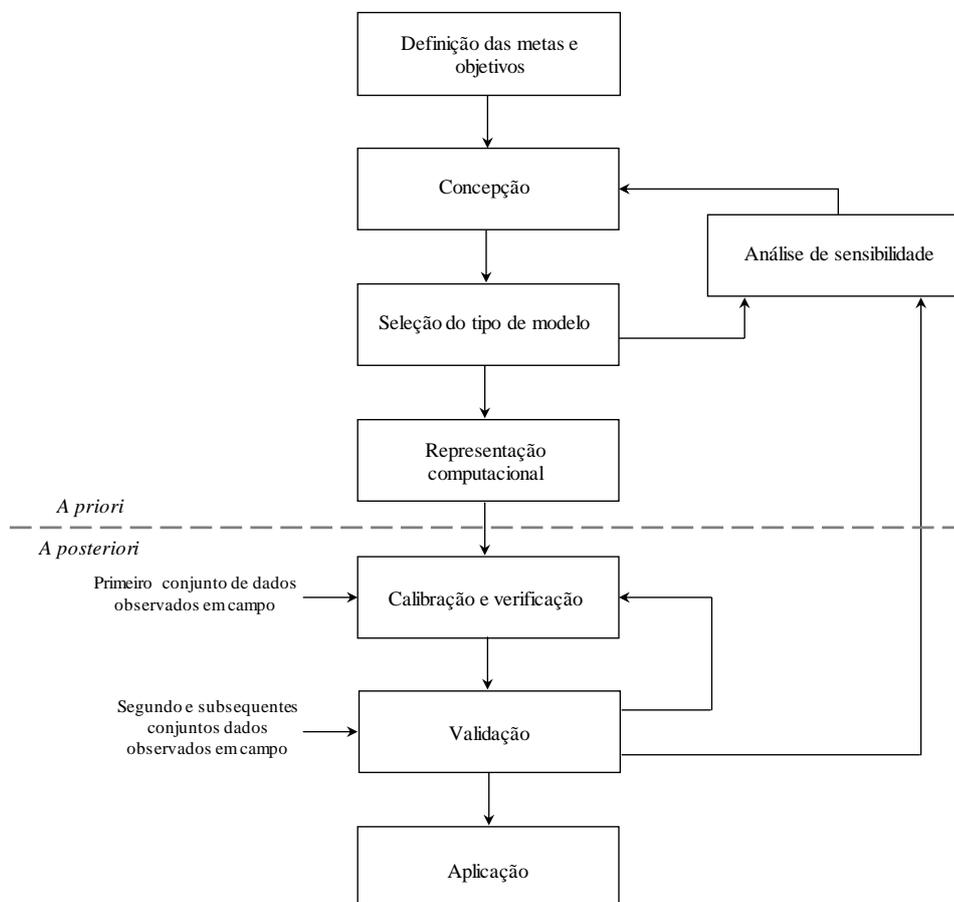
No que se refere ao espaço (número de dimensões de um modelo), a maioria dos modelos de qualidade da água considera o rio como um sistema unidimensional (1D), ou seja, está implícita na formulação do modelo a hipótese que qualquer descarga realizada no rio é instantaneamente misturada em toda a sua seção, considerando uma única direção do fluxo da água. Entretanto, existem modelos zero-dimensionais (0D), em que há representação de volumes e concentração, com mistura completa da massa de água; modelos bidimensionais

(2D), em que ocorre a simulação de fenômenos, desprezando uma das direções (largura ou profundidade); e modelos tridimensionais, em que são capturadas a variação horizontal e vertical da qualidade da água e dos processos hidrodinâmicos (FIEDLER, 2013; TERCINI, 2014).

3.2.3 Etapas da aplicação do modelo matemático

O emprego da modelagem matemática de qualidade da água é relativamente novo no contexto ecológico, existindo escassez de informações quanto aos procedimentos a serem adotados para a construção de modelos de gestão ecológica. Beck (1983) apresentou uma sequência de sete etapas, ilustradas na Figura 14, que auxiliam na solução da maioria dos problemas associados ao desenvolvimento de um modelo matemático.

Figura 14 – Etapas de desenvolvimento de um modelo matemático de qualidade da água



Fonte: BECK, 1983

A primeira etapa consiste na definição das metas e dos objetivos para a aplicação do modelo matemático, possibilitando determinar a natureza do modelo a ser utilizado. As metas e objetivos podem ser baseados em pesquisa, gerenciamento e planejamento a longo prazo, prognósticos, controle em tempo real, entre outros (BECK, 1983; VON SPERLING, 2007).

A segunda etapa se refere à concepção do modelo, ou seja, a definição da representação física do sistema, em uma a três dimensões, envolve a possibilidade de segregação do corpo d'água em segmentos discretos e camadas, necessária para a inclusão de grupos e diferenciação de espécies bióticas de acordo com a sua importância na cadeia do corpo d'água. Esta etapa envolve também a formulação dos parâmetros relevantes para a descrição almejada da qualidade da água e equações para a sua interação (BECK, 1983).

A terceira etapa consiste na seleção do tipo de modelo, que reflete na estrutura básica do modelo e os seus objetivos principais. Os tipos de modelo matemáticos existentes estão apresentados no item 3.2.2.

A quarta etapa é relativa a representação computacional, que consiste na estruturação das equações matemáticas do modelo matemático selecionado na etapa anterior. As equações podem ser diferenciais ou lineares, sendo que a mais empregada é a equação ordinária diferencial (KREYSZIG, 1972 *apud* BECK, 1983).

A quinta etapa se refere à calibração e a verificação do modelo. A calibração é considerada uma das etapas mais importantes do processo de modelagem e visa ajustar os parâmetros que representam os processos físicos, químicos e biológicos no curso d'água natural, focando-se no melhor ajuste entre os perfis simulados e os dados de qualidade medidos em campo. Recomenda-se a seleção de parâmetros mais sensíveis para a calibração, sendo aceitável ajustar entre quatro e oito parâmetros (JØRGENSEN & VOLLENWEIDER, 1989). Já a verificação do modelo tem como intuito verificar se a determinação do modelo correto foi obtida a partir de um único conjunto de dados experimentais (BECK, 1983). A verificação é realizada através da análise dos erros, ou seja, pela diferença entre o valor observado em campo e o valor estimado (VON SPERLING, 2007).

A sexta etapa é relativa a validação do modelo, que consiste na realização de testes objetivos para observar o comportamento do modelo em condições diferentes das utilizadas na calibração, como alterações climáticas. Obtendo-se bons resultados aos novos dados, o modelo pode ser validado, caso contrário, é necessário proceder com novas calibrações (JØRGENSEN & VOLLENWEIDER, 1989; VON SPERLING, 2007).

E, a sétima etapa, consiste na aplicação do modelo, ou seja, após a conclusão das etapas anteriores, o modelo passa a apresentar estrutura e valores dos coeficientes adequados e está apto a ser aplicado no sistema em estudo.

A análise de sensibilidade é realizada nas etapas *a priori* e *a posteriori* do modelo. A análise de sensibilidade *a priori* estabelece a comparação entre as magnitudes de mudanças nos resultados do modelo simulado e as mudanças nos valores dos parâmetros do modelo, enquanto que a análise de sensibilidade *a posteriori* examina a distribuição das respostas do modelo que são possíveis, dada a distribuição dos valores dos parâmetros estimados (BECK, 1983).

3.2.4 Calibração dos parâmetros de qualidade da água

A calibração dos parâmetros de qualidade da água, como mencionado anteriormente, é considerada uma das etapas mais importantes do processo de modelagem e consiste no ajuste do modelo matemático de qualidade da água ao sistema estudado. Segundo Bonganha *et al* (2007), os parâmetros e as condições de contorno são calibrados de maneira que as simulações de qualidade da água realizadas pelo modelo matemático sejam semelhantes aos dados observados no sistema real. O processo de calibração mais utilizado é o de “tentativa e erro”, onde os parâmetros são ajustados manualmente (ANDERSON & WOESSNER, 1992 *apud* BONGANHA *et al*, 2007) até se obter um valor aceitável entre os dados calculados e observados, considerando, assim, que o modelo está calibrado.

Outro processo empregado para a calibração é a automatização, realizada por um método de otimização, que, através de algoritmos, consiga convergir ao menor valor possível da soma dos quadrados dos erros (VON SPERLING, 2007).

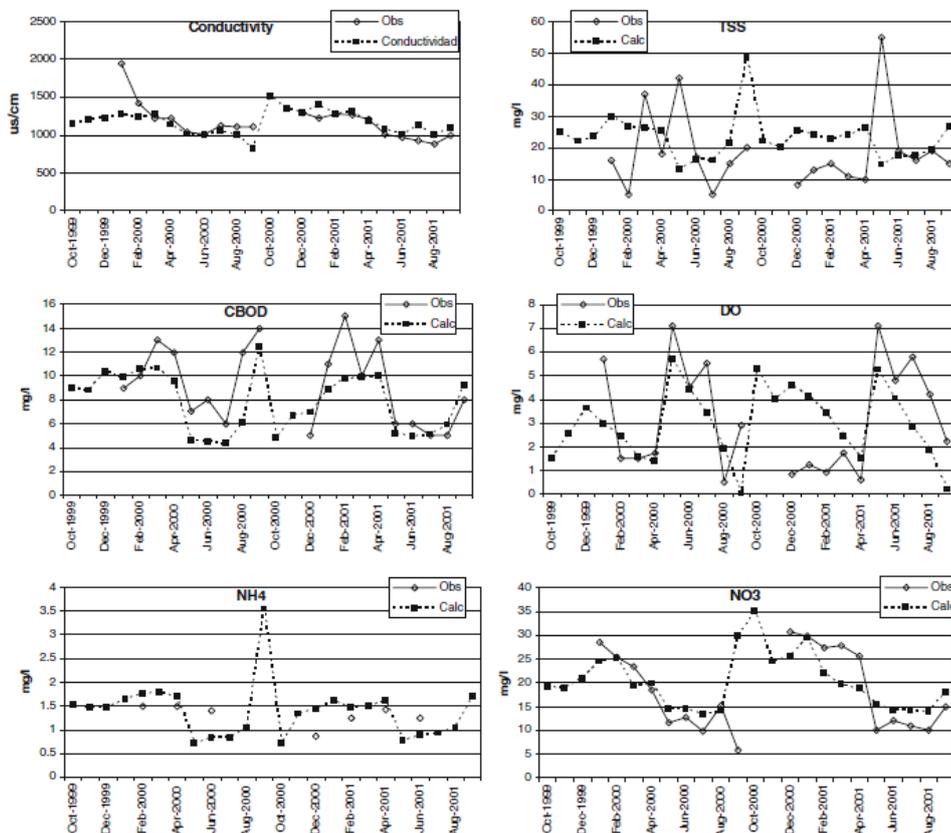
Devido à importância da calibração de um modelo matemático, diversos estudos abordaram o assunto tanto no âmbito nacional como no âmbito internacional, sendo apresentados, na sequência, alguns deles.

Sincock *et al* (2003) aplicaram a calibração do modelo *Quality Simulation Along River System* (QUASAR) no Rio Bedford Ouse, no Reino Unido. Os resultados obtidos foram coeficiente de oxidação biológica de nitrito para nitrato (k_{in}) com valor igual a zero, devido à baixa concentração de amônia no corpo hídrico, e apresentou um bom ajuste entre os dados estimados e observados, justificado pelo coeficiente de determinação igual a 0,914. Já o coeficiente de desoxigenação ($k_{DBO,d}$) e o coeficiente de sedimentação ($k_{DBO,f}$) foram

definidos por um método de otimização com valor próximo a zero e igual a zero, respectivamente, indicando que houve uma pequena perda de DBO pelo decaimento e nenhuma perda pela sedimentação. Entretanto, para o coeficiente de DBO com contribuição algal, não foi possível obter um valor mínimo, fazendo com que o coeficiente de determinação deste parâmetro fosse igual a 0,481, um valor aceitável. E, por fim, o parâmetro OD apresentou um bom ajuste entre os dados observados e estimados, obtendo um coeficiente de determinação igual a 0,946. Devido à obtenção de coeficientes iguais a zero ou próximos a zero e a incerteza do coeficiente de DBO com contribuição algal, os autores recomendaram exercícios para a calibração do modelo.

Paredes-Arquiola *et al* (2010) calibraram o modelo *Water Quality Modeling Module* (GESCAL) na Bacia Hidrográfica do Rio Júcar, localizada no leste da Espanha. A calibração envolveu 20 trechos de rios e cinco reservatórios para seis parâmetros de qualidade da água (DBO_{carbonácea}, OD, nitrogênio amoniacal, nitrato, sólidos dissolvidos total e condutividade), aplicando o processo de “tentativa e erro”. Como resultado, os parâmetros alcançaram valores máximos da faixa estipulada para cada parâmetro, principalmente no processo da nitrificação. Na Figura 15 está ilustrada a calibração de um dos corpos d’água da Bacia do Rio Júcar.

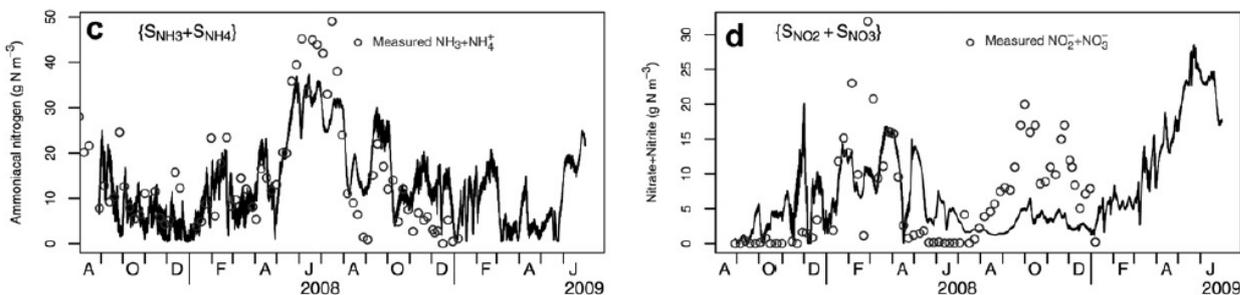
Figura 15 – Calibração em um dos rios da Bacia do Rio Júcar



Fonte: PAREDES-ARQUIOLA *et al*, 2010

Broekhuizen *et al* (2012) realizaram a calibração do modelo *IWA River Water Quality Model number 1* (RWQM1) para pH, OD, nutrientes e clorofila-a em duas plantas piloto de lagoas com alta taxa de algas, localizadas na Nova Zelândia, de modo a verificar a eficácia do modelo na reprodução de corpos d’água com altas taxas de algas. A calibração foi realizada através do processo de “tentativa e erro”, uma vez que os métodos de otimização não apresentaram boa convergência. Na Figura 16 é apresentado o resultado da calibração de dois parâmetros de qualidade da água. No primeiro gráfico, representado pelo nitrogênio amoniacal, os autores mencionaram que houve um bom ajuste entre os dados estimados e observados, porém, no segundo gráfico, o modelo falhou na reprodução da dinâmica do nitrato + nitrito. Como conclusão, Broekhuizen *et al* (2012) afirmaram que o RWQM1 não foi capaz de reproduzir diversas características dos dados monitorados, sendo que uma das sugestões mencionadas é determinar até que ponto a formulação de um modelo alternativo permite obter uma maior flexibilidade estequiométrica em compartimentos orgânicos que modificam o crescimento simulado das algas.

Figura 16 – Calibração da série de nitrogênio em um corpo d’água da Nova Zelândia

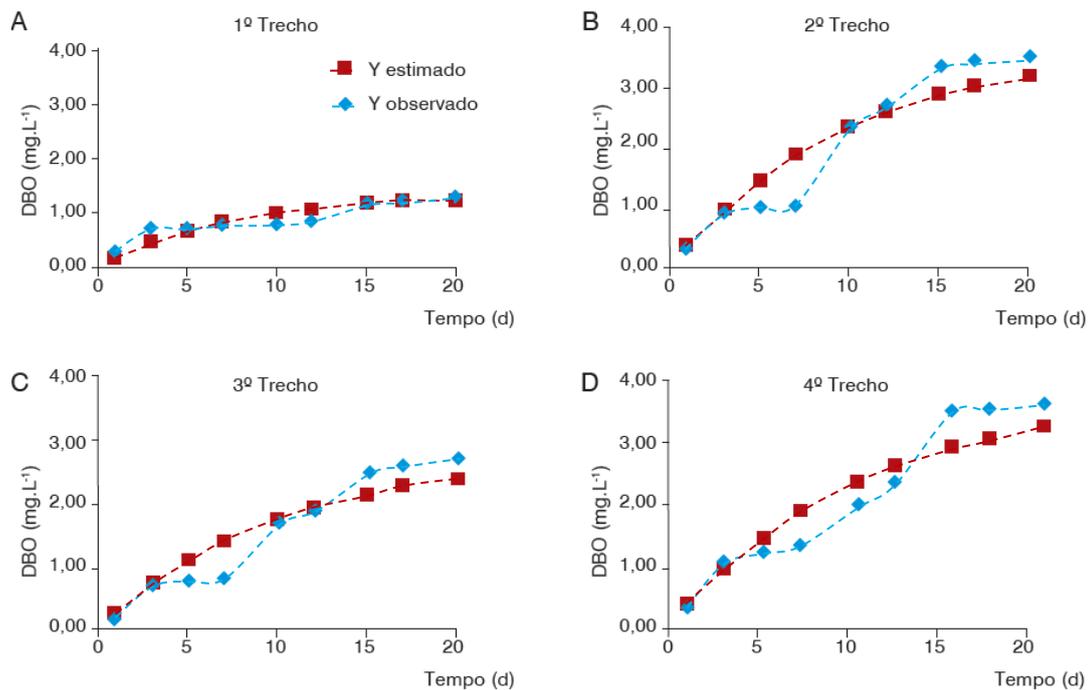


Fonte: BROEKHUIZEN *et al*, 2012

Teodoro *et al* (2013) realizaram a calibração do modelo QUAL-UFGM no Rio Taquarizinho, em Mato Grosso do Sul, na região do Pantanal, com o intuito de implementar o conceito da capacidade de diluição de efluentes no modelo de qualidade da água. O curso d’água foi dividido em quatro trechos e os parâmetros DBO e OD foram calibrados através do método da regressão não linear e do coeficiente de determinação, com o auxílio da ferramenta *Solver*, do Microsoft Excel®. Os resultados obtidos da aplicação do método da regressão não linear foram coeficiente de desoxigenação ($k_{DBO,d}$), com valores variando entre 0,10 a 0,14 dia^{-1} , e a demanda última de oxigênio (L_o), que variou entre 1,60 a 3,70 mg/L. Os baixos valores de L_o indicavam que o Rio Taquarizinho apresentava boa qualidade da água

em relação à quantidade de matéria orgânica presente. Já o coeficiente de decomposição (k_d) e o coeficiente de reaeração (k_a) foram obtidos pelo coeficiente de determinação, com o auxílio do *Solver*, onde o primeiro coeficiente apresentou valores próximos ao $k_{DBO,f}$, variando entre 0,12 a 0,16 dia^{-1} , e o segundo coeficiente variou entre 2,27 a 3,05 dia^{-1} , resultados característicos de rios com velocidade média/baixa. Na Figura 17 está ilustrada a calibração do parâmetro DBO obtido por Teodoro *et al* (2013).

Figura 17 – Calibração do parâmetro DBO no Rio Taquarizinho

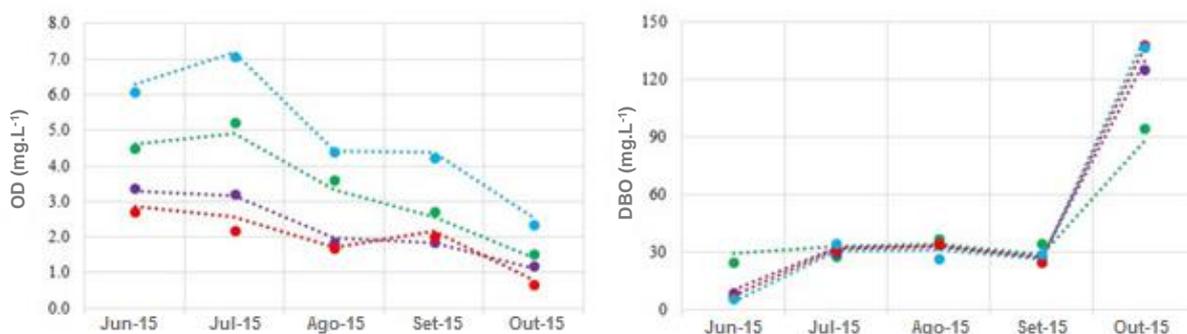


Fonte: TEODORO *et al*, 2013

Salla *et al* (2016) apresentaram a importância da calibração de um modelo de qualidade em ambiente lótico, simulando o comportamento de cinco parâmetros (DBO, OD, fósforo total, nitrogênio amoniacal e nitrato) com vazões médias anuais entre 4,0 e 32,0 m^3/s . A calibração foi realizada no Rio Uberabinha, localizado na região oeste do estado de Minas Gerais, através do processo de “tentativa e erro”, atribuindo, como ponto de partida, coeficientes dos parâmetros apresentados na literatura. Como resultado, foi apontado que o coeficiente de reaeração (k_a) apresentou valores calibrados quatro vezes menor que os valores estimados, proveniente da literatura. A mesma discrepância ocorreu para o $k_{DBO,f}$ e para o coeficiente de hidrólise de nitrogênio orgânico para amônia (k_{oa}), onde para $k_{DBO,f}$ observou-se uma diferença de 1,6 vezes menor entre valores estimados e calibrados, enquanto que para

k_{oa} , os valores estimados e calibrados foram de $0,20 \text{ dia}^{-1}$ e $0,001 \text{ dia}^{-1}$, respectivamente. Em contrapartida, o coeficiente de oxidação biológica de amônia para nitrito (k_{ai}) e o coeficiente de oxidação biológica de nitrito para nitrato (k_{in}) apresentaram valores calibrados iguais aos valores estimados ($0,20 \text{ dia}^{-1}$, para o k_{ai} ; e $0,75 \text{ dia}^{-1}$, para k_{in}). Para o parâmetro fósforo, o coeficiente de decaimento de fósforo orgânico para inorgânico ($k_{p,oi}$) calibrado foi inferior ao valor adotado da literatura ($0,13 \text{ dia}^{-1}$ e $0,29 \text{ dia}^{-1}$, respectivamente). Salla *et al* (2016) concluíram que apesar de observadas algumas discrepâncias, houve um bom ajuste entre os dados estimados e calibrados para todos os parâmetros considerados, como apresentado na Figura 18 para os parâmetros OD e DBO.

Figura 18 – Calibração dos parâmetros OD e DBO no Rio Uberabinha



Fonte: SALLA *et al*, 2016

3.2.5 Modelo ABaCO

A ferramenta computacional Análise de Bacias Críticas Ottocodificadas (ABaCO) é um modelo matemático desenvolvido no âmbito do estudo realizado para a ANA, denominado como “Modelagem quantitativa e qualitativa de trechos de rios em bacias hidrográficas consideradas críticas”, pelo LabSid, em parceria com o Consórcio Cobrape/CH2MHill, e tem como objetivo realizar a análise qualitativa e quantitativa de cursos d’água superficiais em bacias hidrográficas consideradas críticas em todo território nacional.

O ABaCO apresenta um algoritmo específico que possibilita a criação automática de rede de fluxo compatível com o aplicativo AcquaNet, a partir de uma base ottocodificada, que teve seu algoritmo alterado para que fosse possível atender às complexidades das bacias hidrográficas inseridas no ABaCO.

O algoritmo utilizado pelo AcquaNet é o *Out-of-Kilter*, programado na linguagem Fortran, para a criação manual de rede de fluxo com até 1.000 nós ou arcos, o que não atenderia bacias de grande porte encontradas no ABaCO, que apresentam áreas superiores a 50.000 km² e 200.000 ottobacias. Sendo assim, modificou-se o algoritmo para a linguagem C e combinou-o com outro algoritmo *Relax-IV*, que comparado com o *Out-of-Kilter* apresenta tempo de processamento menor por crescer linearmente e não exponencialmente, conforme aumenta o tamanho da rede de fluxo. A combinação dos algoritmos e a mudança de linguagem de programação permitiram a criação automática de infinitos nós ou arcos, fazendo com que o *Relax-IV* realize o processamento computacional primeiro e, quando este não consegue convergir uma rede de fluxo, o *Out-of-Kilter* passa a atuar para a convergência final (LABSID & COBRAPE/CH2MHILL, 2015).

3.2.5.1 Equacionamento do modelo

De acordo com Labsid & Cobrape/CH2MHill (2015), as equações desenvolvidas para a avaliação numérica das equações diferenciais consideram os efeitos de dispersão (advecção e difusão) e decaimento da concentração dos parâmetros ao longo do tempo. A formulação básica que rege a variação da concentração em função do tempo é dada pela equação (1).

$$\underbrace{\frac{\partial C}{\partial t}}_{\text{Acúmulo}} = \underbrace{-U \cdot \frac{\partial C}{\partial x}}_{\text{Advecção}} + \underbrace{D \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}}_{\text{Difusão turbulenta}} - \underbrace{\lambda \cdot C}_{\text{Decaimento de 1ª ordem}} + \underbrace{\frac{q_L}{A} \cdot (C_L - C)}_{\text{Contribuição lateral}} \quad (1)$$

onde:

C - Concentração no tempo t [mg/L]

t - Tempo [s]

U - Velocidade [m/s]

D - Coeficiente de difusão turbulenta [m²/s]

λ - Coeficiente de decaimento de 1ª ordem [1/dia]

q_L - Contribuição lateral linear [L/s]

A - Área da seção transversal [m²]

C_L - Concentração da contribuição lateral [mg/L]

Foi aplicado também o método de Euler, que consiste em um procedimento numérico de primeira ordem para a solução da equação diferencial ordinária, através da interpretação da derivada por uma aproximação de diferenças.

Com base nos fundamentos teóricos apresentados anteriormente, foram desenvolvidas equações para a avaliação numérica das equações diferenciais, conforme apresentado na sequência.

a) Dispersão numérica:

O método numérico utilizado para a resolução das equações diferenciais do modelo introduz uma dispersão numérica, obtida pela aproximação da série de Taylor (PINTO, 1991), utilizada para substituir as derivadas com diferenças finitas. O erro de truncamento resultante da aplicação da série de Taylor introduz um erro no cálculo do movimento das frentes de saturação, similar a dispersão física, sendo denominado como dispersão numérica (FANCHI, 2006). A dispersão numérica é dada através da equação (2).

$$D_n = \frac{U\Delta x}{2} \quad (2)$$

onde:

D_n - Dispersão numérica [m²/s]

U - Velocidade [m/s]

Δx - Comprimento do trecho [m]

De acordo com Pinto (1991) e Lantz (1971) *apud* Fanchi (2006), a dispersão numérica surge da discretização temporal e espacial, que leva a gradientes espaciais de saturação ou concentração e efeitos de orientações da grade.

A dispersão longitudinal também é considerada no modelo, sendo um importante elemento na modelagem de qualidade da água, e é capaz de representar a dispersão de poluentes em um corpo d'água (DEVENS *et al*, 2010 *apud* SOARES, *et al*, 2013). Fischer *et al* (1979) desenvolveram um modelo empírico em sistemas fluviais naturais, dada pela equação (3).

$$D_e = 0,011 \frac{U^2 B^2}{HU^*} \quad (3)$$

onde:

$$U^* = \sqrt{gHS}$$

D_e - Dispersão longitudinal [m²/s]

U - Velocidade [m/s]

B - Largura média do trecho [m]

H - Profundidade média [m]

U^* - Velocidade de atrito [m/s]

g - Aceleração da gravidade [9,81 m/s²]

S - Velocidade de atrito [m/s]

A dispersão aplicada no ABaCO considera a diferença entre a dispersão longitudinal empírica e a dispersão numérica, desde que a segunda equação seja menor que a primeira equação. Entretanto, quando a dispersão numérica é maior que a dispersão empírica, a dispersão considerada no ABaCO passa a ser nula, resultando em uma superestimação da dispersão.

Para evitar o problema de superestimação, igualou-se a dispersão numérica e a dispersão longitudinal para calcular o comprimento de cada trecho, de acordo com a equação (4).

$$x = x_0 + 0,022 \frac{UB^2}{HU^*} \quad (4)$$

onde:

x - Comprimento do trecho [m]

x_0 - Comprimento inicial do trecho [m]

U - Velocidade [m/s]

B - Largura média do trecho [m]

H - Profundidade média [m]

U^* - Velocidade de atrito [m/s]

b) Parâmetros:

As equações para o cálculo de cada parâmetro do modelo são apresentadas na sequência, desconsiderando a parcela da difusão numérica.

i. Oxigênio Dissolvido

$$O_x = \frac{\frac{\bar{U}}{\Delta x} + O_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} O_L + \bar{k}_2 \left(O_S - \frac{O_{(x-\Delta x)}}{2} \right) - \bar{k}_1 \bar{L} - \frac{\bar{k}_4}{\bar{H}} - \bar{\alpha}_5 \beta_1 \bar{N}A - \bar{\alpha}_6 \beta_2 \bar{N}I}{\frac{\bar{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} + \frac{\bar{k}_2}{2}} \quad (5)$$

onde:

O_x - Concentração de oxigênio na seção x [mg O/L]

O_L - Concentração de oxigênio da contribuição lateral [mg O/L]

O_S - Concentração de oxigênio de saturação [mg O/L]

\bar{U} - Velocidade média do trecho [m/s]

Δx - Comprimento do trecho [m]

q_L - Contribuição lateral linear [m³/s/m]

A_x - Área da seção x [m²]

\bar{k}_1 - Coeficiente de desoxigenação carbonácea [1/dia]

\bar{k}_2 - Coeficiente de reaeração [1/dia]

\bar{k}_4 - Coeficiente de demanda de oxigênio pelo sedimento [1/dia]

\bar{L} - Concentração de DBO [mg DBO/L]

\bar{H} - Profundidade média do trecho [m]

$\bar{\alpha}_5$ - Coeficiente de consumo de oxigênio por unidade de amônia oxidada [mg O/mg N]

β_1 - Coeficiente de nitrificação da amônia [1/dia]

$\bar{N}A$ - Concentração de nitrogênio amoniacal [mg NH₃/L]

$\bar{\alpha}_6$ - Coeficiente de consumo de oxigênio por unidade de nitrito oxidado [mg O/mg N]

β_2 - Coeficiente de nitrificação do nitrito [1/dia]

$\bar{N}I$ - Concentração de nitrito [mg NO₂/L]

ii. Demanda Bioquímica de Oxigênio

$$L_x = \frac{\frac{\bar{U}}{\Delta x} L_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} L_L - \begin{cases} \bar{k}_a O_x; & \text{se } O_{(x-\Delta x)} = 0 \\ \frac{\bar{k}_r}{2} L_{(x-\Delta x)}; & \text{se } O_{(x-\Delta x)} > 0 \end{cases}}{\frac{\bar{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} + \begin{cases} 0; & \text{se } O_{(x-\Delta x)} = 0 \\ \frac{\bar{k}_r}{2}; & \text{se } O_{(x-\Delta x)} > 0 \end{cases}} \quad (6)$$

onde:

L_x - Concentração de DBO na seção x [mg DBO/L]

L_L - Concentração de DBO da contribuição lateral [mg DBO/L]

O_x - Concentração de oxigênio na seção x [mg O/L]

\bar{U} - Velocidade média do trecho [m/s]

Δx - Comprimento do trecho [m]

q_L - Contribuição lateral linear [m³/s/m]

A_x - Área da seção x [m²]

\bar{k}_a - Coeficiente de reaeração [1/dia]

\bar{k}_r - Coeficiente de remoção total [1/dia]

iii. Nitrogênio

➤ Nitrogênio Orgânico

$$NO_x = \frac{\frac{\bar{U}}{\Delta x} NO_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} NO_L - \frac{(\bar{k}_{oa} + \bar{k}_f)}{2} NO_{(x-\Delta x)}}{\frac{\bar{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} + \frac{(\bar{k}_{oa} + \bar{k}_f)}{2}} \quad (7)$$

➤ Nitrogênio Amoniacal

$$NA_x = \frac{\frac{\bar{U}}{\Delta x} NA_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} NA_L + \bar{k}_{oa} \bar{NO} - \frac{\bar{k}_{ai}}{2} NA_{(x-\Delta x)} + \frac{\bar{k}_s}{H}}{\frac{\bar{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} + \frac{\bar{k}_{ai}}{2}} \quad (8)$$

➤ Nitrito

$$NI_x = \frac{\frac{\bar{U}}{\Delta x} NI_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} NI_L + \bar{k}_{ai} \bar{N} \bar{A} - \frac{\bar{k}_{in}}{2} NI_{(x-\Delta x)}}{\frac{\bar{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} + \frac{\bar{k}_{in}}{2}} \quad (9)$$

➤ Nitrato

$$NN_x = \frac{\frac{\bar{U}}{\Delta x} NN_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} NN_L + \bar{k}_{in} \bar{N} \bar{I}}{\frac{\bar{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}}} \quad (10)$$

onde:

NO_x - Concentração de nitrogênio orgânico na seção x [mg N_{org}/L]

NO_L - Concentração de nitrogênio orgânico da contribuição lateral [mg N_{org}/L]

NA_x - Concentração de nitrogênio amoniacal na seção x [mg NH_3/L]

NA_L - Concentração de nitrogênio amoniacal da contribuição lateral [mg NH_3/L]

NI_x - Concentração de nitrito na seção x [mg NO_2/L]

NI_L - Concentração de nitrito da contribuição lateral [mg NO_2/L]

NN_x - Concentração de nitrato na seção x [mg NO_3/L]

NN_L - Concentração de nitrato da contribuição lateral [mg NO_3/L]

\bar{U} - Velocidade média do trecho [m/s]

Δx - Comprimento do trecho [m]

\bar{H} - Profundidade média do trecho [m]

q_L - Contribuição lateral linear [m³/s/m]

A_x - Área da seção x [m²]

\bar{k}_{oa} - Coeficiente de hidrólise de nitrogênio orgânico para amônia a 20°C [1/dia]

\bar{k}_f - Coeficiente de sedimentação de nitrogênio orgânico a 20°C [1/dia]

\bar{k}_{ai} - Coeficiente de oxidação biológica de amônia para nitrito a 20°C [1/dia]

\bar{k}_{in} - Coeficiente de oxidação biológica de nitrito para nitrato a 20°C [1/dia]

\bar{k}_s - Coeficiente de sedimentação [1/dia]

iv. Fósforo

➤ Fósforo orgânico

$$PO_x = \frac{\frac{\bar{U}}{\Delta x} PO_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} PO_L - \frac{(\bar{k}_d + \bar{k}_s)}{2} PO_{(x-\Delta x)}}{\frac{\bar{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} + \frac{(\bar{k}_d + \bar{k}_s)}{2}} \quad (11)$$

➤ Fósforo inorgânico

$$PI_x = \frac{\frac{\bar{U}}{\Delta x} PI_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} PI_L + \bar{k}_d \bar{PO} + \frac{\bar{k}_s}{\bar{H}}}{\frac{\bar{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}}} \quad (12)$$

onde:

PO_x - Concentração de fósforo orgânico na seção x [mg P_{org}/L]

PO_L - Concentração de fósforo orgânico da contribuição lateral [mg P_{org}/L]

PI_x - Concentração de fósforo inorgânico na seção x [mg P_{inorg}/L]

PI_L - Concentração de fósforo inorgânico da contribuição lateral [mg P_{inorg}/L]

\bar{U} - Velocidade média do trecho [m/s]

Δx - Comprimento do trecho [m]

q_L - Contribuição lateral linear [m³/s/m]

A_x - Área da seção x [m²]

\bar{k}_d - Coeficiente de hidrólise do fósforo orgânico [1/dia]

\bar{k}_s - Coeficiente de sedimentação do fósforo inorgânico [1/dia]

v. Temperatura

$$T_x = \frac{\frac{\bar{U}}{\Delta x} T_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} T_L - \frac{k}{\rho C_p \bar{H}} (T_a - \frac{T_{(x-\Delta x)}}{2})}{\frac{\bar{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} + \frac{k}{\rho C_p \bar{H}}} \quad (13)$$

onde:

T_x - Temperatura da água na seção x [°C]

T_L - Temperatura da água da contribuição lateral [°C]

k - Coeficiente de transferência térmica [J.m⁻².°C⁻¹]

ρ - Massa específica da água [kg/m³] (valor considerado = 998,3 kg/m³)

C_p - Calor específico da água [J.kg⁻¹.°C⁻¹] (valor considerado = 4183 J/kg.°C)

H - Profundidade do rio [m]

T_a - Temperatura do ar [°C]

\bar{U} - Velocidade média do trecho [m/s]

Δx - Comprimento do trecho [m]

q_L - Contribuição lateral linear [m³/s/m]

A_x - Área da seção x [m²]

vi. pH

$$pH_x = \log_{10} \left[\frac{\frac{\bar{U}}{\Delta x} 10^{-pH(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} 10^{-pH(x-\Delta x)}}{\frac{\bar{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} + \frac{k}{\rho C_p H}} \right] \quad (14)$$

onde:

pH_x – pH na seção x

pH_L – pH da contribuição lateral

\bar{U} - Velocidade média do trecho [m/s]

Δx - Comprimento do trecho [m]

q_L - Contribuição lateral linear [m³/s/m]

A_x - Área da seção x [m²]

vii. Coliformes

$$E_x = \frac{\frac{\bar{U}}{\Delta x} E_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} E_L - \frac{\bar{k}}{2} E_{(x-\Delta x)}}{\frac{\bar{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} + \frac{\bar{k}}{2}} \quad (15)$$

onde:

E_x - Concentração de coliformes na seção x [NMP/L]

E_L - Concentração de coliformes da contribuição lateral [NMP/L]

\bar{U} - Velocidade média do trecho [m/s]

Δx - Comprimento do trecho [m]

q_L - Contribuição lateral linear [m³/s/m]

A_x - Área da seção x [m²]

\bar{k} - Coeficiente de decaimento de coliformes [1/d]

viii. Salinidade

$$S_x = \frac{\frac{\bar{U}}{\Delta x} S_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} S_L}{\frac{\bar{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}}} \quad (16)$$

onde:

S_x - Salinidade na seção x [mg/L]

S_L - Salinidade da contribuição lateral [mg/L]

\bar{U} - Velocidade média do trecho [m/s]

Δx - Comprimento do trecho [m]

q_L - Contribuição lateral linear [m³/s/m]

A_x - Área da seção x [m²]

3.2.6 *Parâmetros calibráveis*

As reações químicas e biológicas que ocorrem em um corpo d'água são representadas por um conjunto de equações que incorporam diversos parâmetros de qualidade da água, sendo que algumas delas são constantes, outras variam espacialmente ou são dependentes da temperatura (BROWN & BARNWELL, 1987).

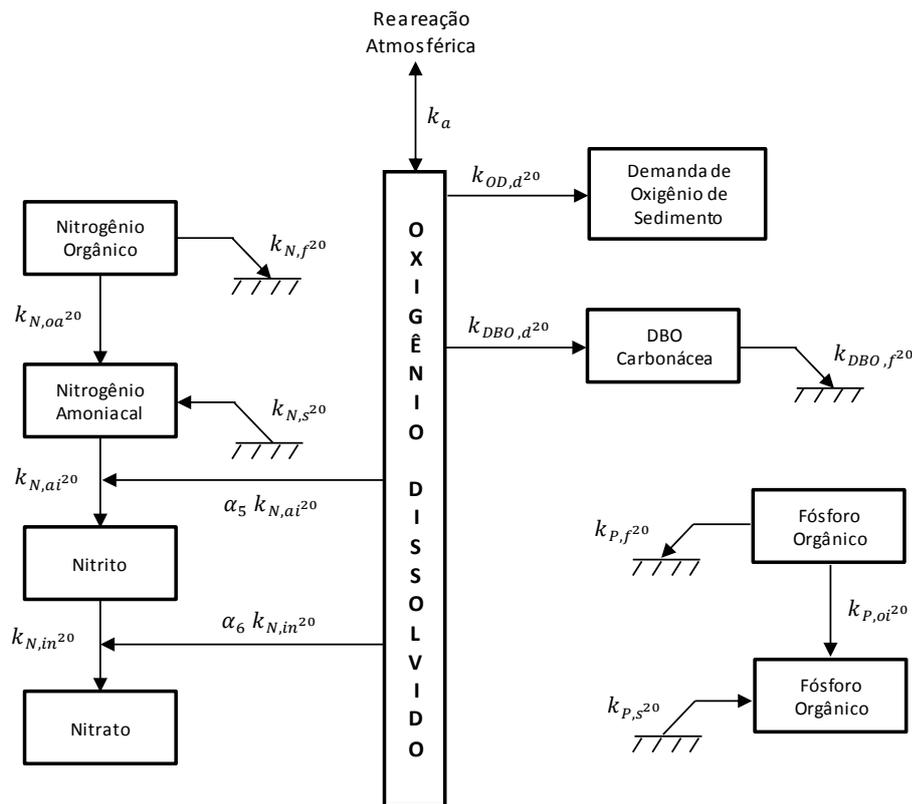
De acordo com Bowie *et al* (1985), os valores utilizados dos coeficientes são incertos e a sua relação com as previsões do modelo podem ser avaliados pela análise de sensibilidade. Para modelos que consideram poucos parâmetros, a análise de sensibilidade é geralmente

clara e direta. Entretanto, para modelos complexos, a análise de sensibilidade não é clara devido à ocorrência de diversas interações dinâmicas.

A manutenção de uma concentração adequada de oxigênio dissolvido nos corpos d'água é importante para a determinação da capacidade de assimilação de resíduos (BROWN & BARNWELL, 1987), e o balanço do oxigênio sofre interferência de diversos constituintes, como o ciclo de nutrientes (fósforo e nitrogênio), DBO, reaeração da água, entre outros (CHAPRA, 1997 *apud* KNAPIK, 2008).

Na Figura 19 estão ilustradas as interações destes constituintes com o OD na água, onde é possível notar que a série de fósforo não apresenta influência direta no consumo de oxigênio na água, sendo contemplado apenas na avaliação de sua disponibilidade e suas reações com o sedimento (LABSID & CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL, 2015).

Figura 19 – Interações entre os parâmetros do modelo de qualidade da água



Fonte: Adaptado de CHAPRA (1997) *apud* LABSID & CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL (2015)

Na sequência, faz-se uma descrição sucinta dos parâmetros que compõem o modelo matemático de qualidade da água:

- OD:
 - Coeficiente de reaeração (k_a): é um parâmetro que depende das características hidráulicas do corpo d'água, de sua vazão e da temperatura, e exerce influência no processo de autodepuração de corpos hídricos, sendo responsável pela introdução de oxigênio no meio líquido (QUEIROZ *et al*, 2015);
- DBO:
 - Coeficiente de desoxigenação devido a DBO carbonácea ($k_{DBO,d}$): é um parâmetro importante na modelagem do OD e depende das características da matéria orgânica, da temperatura do meio e da presença de substâncias inibidoras, como metais pesados (VON SPERLING, 2007);
 - Coeficiente de redução da DBO carbonácea por sedimentação ($k_{DBO,f}$): é um parâmetro que representa o quociente entre a velocidade de sedimentação do material orgânico sedimentável e a profundidade do rio (CHAPRA, 1997 *apud* VON SPERLING, 2007).
- Fósforo: representado por dois processos:
 - Coeficiente de decaimento de fósforo orgânico para inorgânico ($k_{P,oi}$): é um parâmetro que está relacionado principalmente com os esgotos domésticos, onde a forma orgânica compreende a matéria orgânica e organismos vivos, que é convertido para a forma inorgânica, compreendendo minerais fosfatados, ortofosfato adsorvido e fosfato complexado em sólidos (VON SPERLING, 2007);
 - Coeficiente de sedimentação de fósforo orgânico ($k_{P,f}$): por apresentar um constituinte particulado, há a remoção efetiva do fósforo da massa líquida (VON SPERLING, 2007).
- Nitrogênio: em meio líquido, sofre transformações através dos seguintes processos de conversão:
 - Coeficiente de hidrólise de nitrogênio orgânico para amônia ($k_{N,oa}$): ocorre o processo de amonificação, ou seja, há a conversão do nitrogênio orgânico para amônia, onde a amônia é potencialmente indutora do consumo de oxigênio no processo de nitrificação (VON SPERLING, 2007);

- Coeficiente de oxidação biológica de amônia para nitrito ($k_{N,ai}$) e coeficiente de oxidação biológica de nitrito para nitrato ($k_{N,in}$): ocorre o processo de nitrificação, ou seja, oxidação da amônia para nitrito, e do nitrito para o nitrato. Em ambos os processos há ocorrência de consumo de oxigênio (VON SPERLING, 2007);
- Coeficiente de sedimentação de nitrogênio orgânico ($k_{N,f}$): por ser um constituinte nitrogenado, há a remoção efetiva do nitrogênio da massa líquida (VON SPERLING, 2007).

Brown & Barnwell (1987) compilaram valores de coeficientes de reação encontrados na literatura, como Chen & Orlob (1972), Thomman *et al* (1975) e Bowie *et al* (1985), apresentando faixas de valores mínimos e máximos propostos por estes autores dos principais parâmetros de qualidade da água avaliados em uma simulação de modelo matemático, e que estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Faixa de valores típicos dos coeficientes de reação para diferentes parâmetros de qualidade

Parâmetros	Variável	Descrição	Unidade	Faixa de valores	
				Mínimo	Máximo
DBO	$k_{DBO,d}^{20}$	Coeficiente de desoxigenação devido a DBO carbonácea a 20°C	dia ⁻¹	0,02	3,40
	$k_{DBO,r}^{20}$	Coeficiente de redução da DBO carbonácea devido à sedimentação a 20°C	dia ⁻¹	-0,36	0,36
Fósforo	$k_{P,oi}^{20}$	Coeficiente de decaimento de fósforo orgânico para inorgânico a 20°C	dia ⁻¹	0,01	0,70
	$k_{P,r}^{20}$	Coeficiente de sedimentação de fósforo orgânico a 20°C	dia ⁻¹	0,001	0,10
	$k_{P,s}^{20}$	Coeficiente de aporte de fósforo inorgânico por organismos bentônicos a 20°C	mg/m ² dia	variável	
Nitrogênio	$k_{N,oa}^{20}$	Coeficiente de hidrólise de nitrogênio orgânico para amônia a 20°C	dia ⁻¹	0,02	0,40
	$k_{N,ai}^{20}$	Coeficiente de oxidação biológica de amônia para nitrito a 20°C	dia ⁻¹	0,10	1,00
	$k_{N,in}^{20}$	Coeficiente de oxidação biológica de nitrito para nitrato a 20°C	dia ⁻¹	0,20	2,00
	$k_{N,f}^{20}$	Coeficiente de sedimentação de nitrogênio orgânico a 20°C	dia ⁻¹	0,001	0,10
	$k_{N,s}^{20}$	Coeficiente de aporte de amônia por organismos bentônicos a 20°C	mg/m ² dia	variável	
Coliformes	k_c^{20}	Coeficiente de decaimento de coliformes totais a 20°C	dia ⁻¹	0,05	4,00
Reaeração	k_a^{20}	Coeficiente de reaeração a 20°C	dia ⁻¹	0	100,00

Fonte: BROWN & BARNWELL, 1987

Em contrapartida, von Sperling (2007) não citou faixas amplas dos valores dos coeficientes, de maneira a evitar valores extremos, como ocorre para $k_{DBO,d}^{20}$ e $k_{P,f}^{20}$, e que, segundo o autor, podem estar associados a condições bem características do corpo hídrico estudado. Na Tabela 2 é apresentada os valores usuais de alguns coeficientes, de acordo com von Sperling (2007).

Tabela 2 – Faixa de valores usuais dos coeficientes

Parâmetros	Variável	Descrição	Unidade	Faixa de valores	
				Mínimo	Máximo
DBO	$k_{DBO,d}^{20}$	Taxa de desoxigenação devido a DBO carbonácea a 20°C (esgoto bruto concentrado)	1/d	0,35	0,45
	$k_{DBO,f}^{20}$	Taxa de redução da DBO carbonácea devido à sedimentação a 20°C	1/d	0,50	1,00
Fósforo	$k_{P,oi}^{20}$	Taxa de decaimento de fósforo orgânico para inorgânico a 20°C	1/d	0,20	0,30
	$k_{P,f}^{20}$	Taxa de sedimentação de fósforo orgânico a 20°C	1/d	0,02	0,05
Nitrogênio	$k_{N,oa}^{20}$	Taxa de hidrólise de nitrogênio orgânico para amônia a 20°C	1/d	0,20	0,25
	$k_{N,ai}^{20}$	Taxa de oxidação biológica de amônia para nitrito a 20°C	1/d	0,15	0,25
	$k_{N,in}^{20}$	Taxa de oxidação biológica de nitrito para nitrato a 20°C (rios rasos - profundidade inferior a 1,5m)	1/d	0,20	1,00
	$k_{N,f}^{20}$	Taxa de sedimentação de nitrogênio orgânico a 20°C	1/d	0,10	

Fonte: VON SPERLING, 2007

No que se refere ao coeficiente de reaeração, von Sperling (2007) apresenta as principais equações utilizadas na literatura, com faixas de atuação que se complementam, e estão em função da velocidade e da profundidade do curso d'água. Entretanto, é importante ter em mente que não existem equações ideais sob todas as condições de simulação, e dependendo do conjunto de dados utilizados, do intervalo dos coeficientes de reaeração neste conjunto de dados e da medição de erros selecionados, a melhor equação pode ser alterada (BOWIE *et al*, 1985). Na Tabela 3 é apresentada a formulação e a faixa de aplicação aproximada para as três principais equações empregadas na literatura.

Tabela 3 – Principais equações utilizadas para a obtenção dos coeficientes de reaeração

Autor	Equação	Faixa de aplicabilidade aproximada	
		Altura (m)	Velocidade (m/s)
O'Connor & Dobbins	$3,93 \cdot v^{0,5} \cdot H^{-1,5}$	$0,60 \leq H < 4,00$	$0,05 \leq v < 0,80$
Churchill <i>et al</i>	$5,00 \cdot v^{0,97} \cdot H^{-1,67}$	$0,60 \leq H < 4,00$	$0,80 \leq v < 1,50$
Owens <i>et al</i>	$5,30 \cdot v^{0,67} \cdot H^{-1,85}$	$0,10 \leq H < 0,60$	$0,05 \leq v < 1,50$

Fonte: VON SPERLING, 2007

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Materiais Empregados

A consecução da calibração utilizou como ferramenta de apoio o modelo matemático ABaCO para a obtenção dos balanços hídricos quantitativo e qualitativo, que permite exportar os resultados quali-quantitativos da simulação da Bacia do Rio Pardo para uma planilha do programa Microsoft Excel[®], desenvolvida especificamente para a calibração de trechos de rios críticos qualitativos.

Em etapa anterior aos cálculos dos balanços hídricos, foram realizadas campanhas de campo no trecho crítico qualitativo do Rio Lambari, compreendido entre as confluências do Rio das Antas/Ribeirão dos Poços e do Córrego da Laranjeira, como ilustrado na Figura 23, localizado no município mineiro de Poços de Caldas.

Os dados de cargas pontuais e difusas provenientes de esgoto doméstico constantes no modelo ABaCO foram baseados em informações disponíveis no estudo “Atlas Brasil de Despoluição de Bacias Hidrográficas: Tratamento de Esgotos Urbanos”, concluído pela ANA no ano de 2016; enquanto que os dados de efluentes industriais consideraram as outorgas existentes, baseadas em cadastros estaduais, da ANA e do Cadastro Nacional dos Usuários de Recursos Hídricos (CNARH). Tanto para os dados de esgotos domésticos como para os efluentes industriais, houve a necessidade de refinamento e adequação para a unidade de área trabalhada pelo modelo, ou seja, em bases hidrográficas otocodificadas, que, segundo ANA (2007), “...visa a geração de tabelas topológicas da rede hidrográfica em diferentes escalas e áreas de contribuição de trechos compatíveis com a escala de trabalho”.

4.1.1 *Caracterização da Área*

A área de estudo selecionada para o desenvolvimento deste trabalho foi o Rio Lambari, localizado na Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, ao nordeste do estado de São Paulo e ao sul do estado de Minas Gerais.

Nos itens a seguir são apresentados uma descrição da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, seguida da caracterização do Rio Lambari, corpo hídrico estudado, e, por fim, a situação da qualidade da água do Rio Lambari, baseada no monitoramento realizado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM).

4.1.1.1 Bacia Hidrográfica do Rio Pardo

A Bacia Hidrográfica do Rio Pardo está situada na porção nordeste do estado de São Paulo e na porção sul do estado de Minas Gerais, na Região Hidrográfica Paraná. Por localizar-se em territórios estaduais distintos, sua área é abrangida por duas Unidades de Gestão Hídrica: do lado paulista, encontra-se na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 4 - Pardo (UGRHI 4), enquanto que do lado mineiro encontra-se na Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos/Grande 6 ou Afluentes Mineiros dos Rios Mogi Guaçu e Pardo (UPGRH/GD6).

Sua área de drenagem é de 10.567 km² (LABSID & COBRAPE/CH2MHILL, 2016) e apresenta como principal corpo d'água o Rio Pardo, que nasce na Serra do Cervo, no município de Ipuíuna, na região centro-sul de Minas Gerais, e deságua no Rio Grande, na divisa entre São Paulo e Minas Gerais. Seu maior afluente é o Rio Mogi Guaçu e possui como principais afluentes, na margem direita, os rios Canoas e Araraquara, e os ribeirões São Pedro e da Prata; e na margem esquerda os rios Tambaú, Verde e da Fartura e os ribeirões Tamanduá e das Antas, que recebe o nome de Rio Lambari após o encontro com o Ribeirão dos Poços (CBH-PARDO, 2008; IGAM, 2012).

Na vertente paulista encontram-se os eixos formadores dos três principais reservatórios desta bacia – Caconde (Graminha), Euclides da Cunha e Armando Salles de Oliveira – (CBH-PARDO, 2015), localizados no leito do Rio Pardo, cujos principais objetivos estão voltados para a geração de energia elétrica, controle de cheias, lazer e piscicultura (LABSID & COBRAPE/CH2MHILL, 2016).

Com uma população total de aproximadamente 1,6 milhões de habitantes (92% residem no perímetro urbano), a Bacia Hidrográfica do Rio Pardo é composta por 38 municípios, sendo que 17 deles possuem suas áreas integralmente inseridas na bacia (seis municípios localizados em Minas Gerais e 11 em São Paulo); e 21 possuem parte das suas áreas inseridas na bacia (oito municípios em Minas Gerais e 13 em São Paulo) (LABSID & COBRAPE/CH2MHILL, 2016).

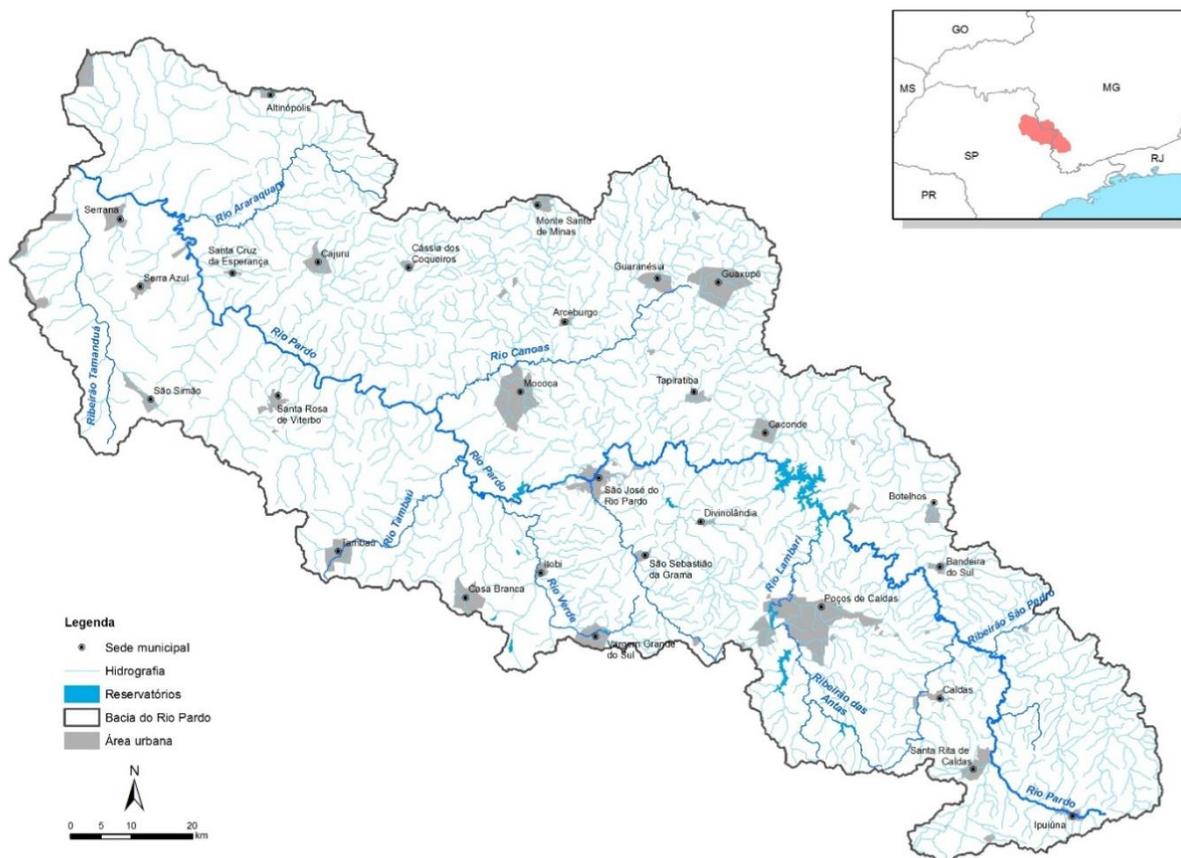
Na Figura 20 é apresentada a localização da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, bem como a sua hidrografia, com destaque para o Rio Pardo, e as sedes municipais inseridas na bacia.

De acordo com LabSid & Cobrape/CH2MHill (2016), em média, 95% da população urbana da bacia possui sistema de coleta de esgoto, e 55% deste esgoto coletado recebe tratamento. A carga orgânica remanescente de DBO, ou seja, aquela que é lançada nos corpos receptores é de aproximadamente 36.000 kg/dia.

A bacia tem sua economia baseada na agricultura, indústria, comércio e serviços. Com a agricultura ocupando 39% do território da bacia, destacam-se as culturas de cana-de-açúcar e laranja, além das pastagens, que ocupam aproximadamente 42% da área da bacia. A região abriga também indústrias de instrumentação médico-hospitalar, odontológica e de precisão e de automação, localizada principalmente no município paulista de Ribeirão Preto (CBH-PARDO, 2014 *apud* CBH-PARDO, 2015; LABSID & COBRAPE/CH2MHILL, 2016).

No que tange aos conflitos pelo uso dos recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, CBH-Grande (2016) aponta os seguintes problemas: (i) poluição de corpos d'água pelo lançamento de esgotos sanitários; (ii) poluição difusa pela agricultura e pecuária; (iii) elevada captação para irrigação; (iv) superexploração de águas subterrâneas em áreas urbanas; (v) outros.

Figura 20 – Bacia Hidrográfica do Rio Pardo

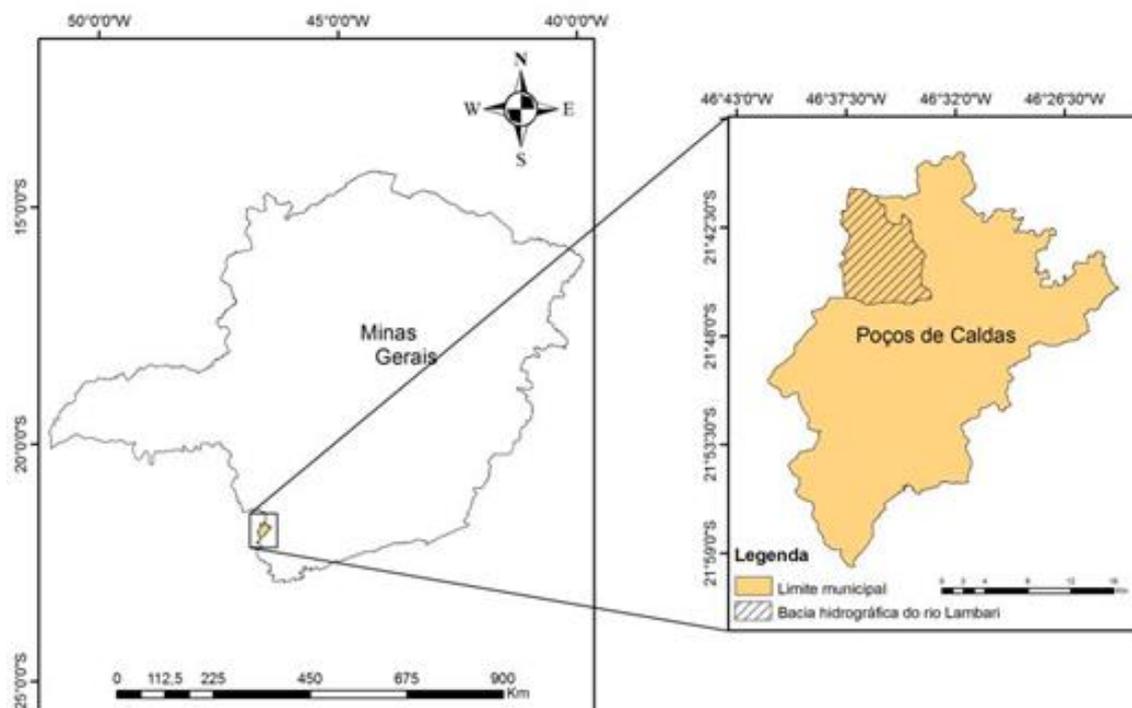


Fonte: Elaborado pela autora, 2017

4.1.1.2 Rio Lambari

O Rio Lambari, objeto do presente estudo, encontra-se nos limites do município de Poços de Caldas, ao sul do estado de Minas Gerais, sendo afluente da margem esquerda do Rio Pardo e formado pela junção do Rio das Antas e Ribeirão dos Poços (recebe este nome após a confluência dos Ribeirões da Ponte Alta e da Serra), a jusante da barragem Bortolan, com deságue no Rio Pardo, precisamente no reservatório Caconde (COSTA *et al*, 2001). Na Figura 21 é ilustrada a localização da sub-bacia do Rio Lambari no município de Poços de Caldas e deste município no estado de Minas Gerais.

Figura 21 – Sub-bacia do Rio Lambari no município de Poços de Caldas, MG



Fonte: OLIVEIRA *et al*, 2013

Sua área de drenagem corresponde a 513,4 km² (IGAM & CBH-MOGI/PARDO, 2010) e em seu leito encontram-se dois reservatórios destinados a geração de energia elétrica, ambos sob concessão do DME Poços de Caldas: (i) Usina Hidrelétrica (UHE) Eng. Pedro Affonso Junqueira ou Antas I, cuja energia gerada é totalmente destinada às distribuidoras de energia do Sistema Interligado Nacional, no regime de cotas de garantia física; e (ii) UHE Walther Rossi ou Antas II, cuja energia gerada é distribuída no município de Poços de Caldas (DME POÇOS DE CALDAS, 2017).

Com uma população urbana de 157.103 habitantes e uma população rural de 3.922 habitantes (LABSID & COBRAPE/CH2MHILL, 2016), Poços de Caldas apresenta como principais atividades econômicas, a agropecuária, com o cultivo de café e batata, e produção de leite; industrial, como abatedouro e laticínios; e minerárias, com a extração de areia, argila e cascalho (FEMA, 2015). Além disso, as águas minerais existentes no município são utilizadas para balneoterapia (POÇOS DE CALDAS, 2006).

Tonon (2014) e FEMA (2015) apontam que na altura do km 4,4 do Rio Lambari, ocorre um aporte de esgoto doméstico sem tratamento diretamente ao corpo d'água, localizado na latitude -21,7489° e longitude -46,6042°, correspondendo a 80% da carga produzida pelo município de Poços de Caldas. Este fato corrobora com as cargas poluidoras

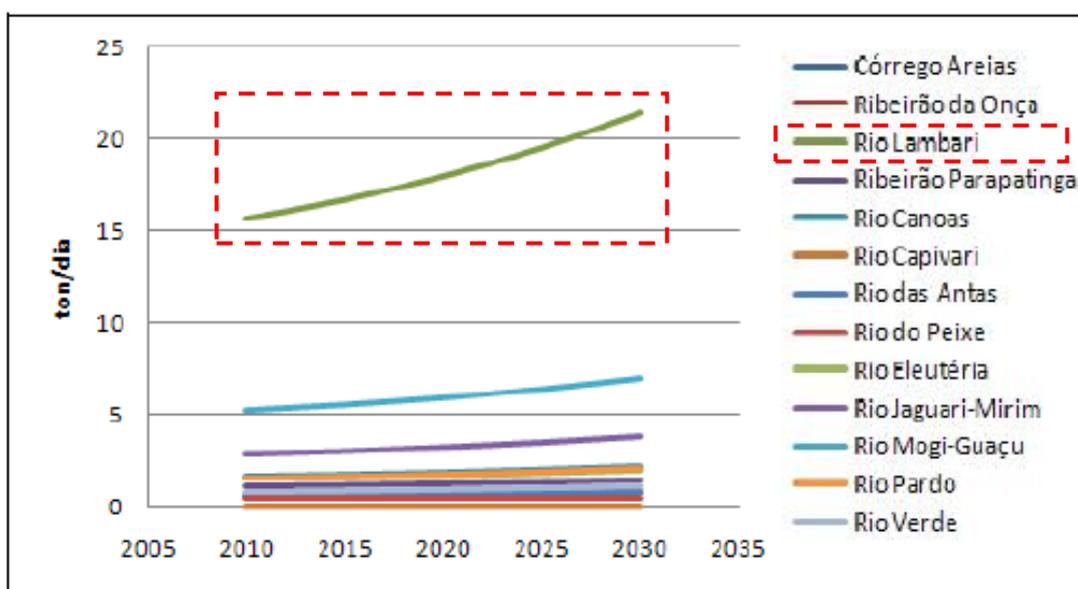
potenciais estimadas por IGAM & CBH-Mogi/Pardo (2010), onde os parâmetros DBO, fósforo total, sólidos totais e coliformes termotolerantes apresentaram valores elevados para diversos cenários prognósticos, e com a reportagem realizada pelo G1 Sul de Minas (2013), em que é retratado o forte odor de esgoto na região, lançado *in natura*, às margens do Rio Lambari. O odor desagradável somente será sanado quando a obra para construção de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) for concluída.

Na Figura 22 é apresentada a carga potencial de DBO estimada por IGAM & CBH-Mogi/Pardo (2010), em que o Rio Lambari, destacado em linha tracejada vermelha, atingiu um valor de aproximadamente 22,0 t/dia, em um cenário de alta demanda hídrica no horizonte de 2030, indicando a necessidade de remoção de matérias orgânica e microbiológica, sólidos e nutrientes do esgoto produzido de modo a melhorar a qualidade da água do Rio Lambari.

LabSid & Cobrape/CH2MHill (2016) menciona a existência de três lançamentos no leito do Rio Lambari, a saber: (i) um lançamento de efluentes industriais, com uma vazão anual de 0,40 L/s; e (ii) dois lançamentos de efluentes domésticos: o primeiro é lançado *in natura* diretamente ao corpo d'água, como apontado por Tonon (2014) e FEMA (2015), e apresenta uma vazão de 209,1 L/s; o segundo lançamento é proveniente de ETE e possui uma vazão anual de 35,8 L/s.

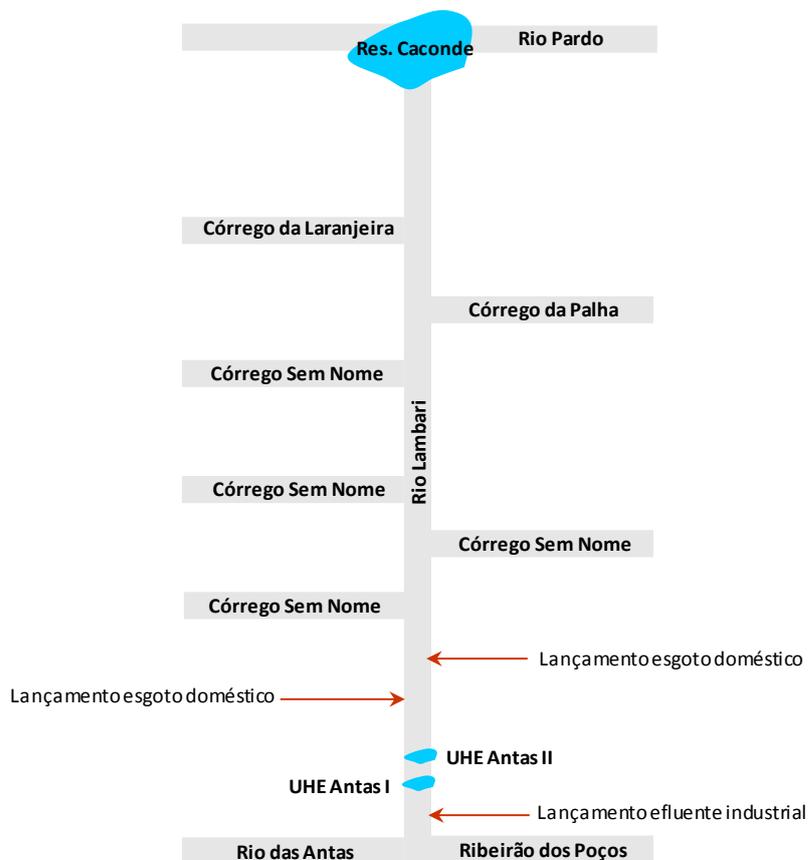
Na Figura 23 é ilustrado o diagrama unifilar do Rio Lambari apontando os lançamentos existentes no seu curso, assim como os afluentes deste corpo hídrico.

Figura 22 – Carga potencial estimada de DBO nos esgotos domésticos



Fonte: IGAM & CBH-MOGI/PARDO, 2010

Figura 23 – Diagrama unifilar do Rio Lambari



Fonte: Elaborado pela autora, 2017

4.1.1.3 Qualidade da água no Rio Lambari

A qualidade da água no Rio Lambari é monitorada trimestralmente da rede operada pelo IGAM. Neste corpo hídrico, verificou-se a existência de somente um ponto de monitoramento, identificado como BG063 e localizado no município de Poços de Caldas, sob as coordenadas: latitude -21,733610 e longitude -46,605277.

O IGAM utiliza índices de qualidade da água como ferramenta para avaliação qualitativa da água, que integram os resultados de diversos parâmetros monitorados, com o intuito de fornecer um panorama geral da qualidade através de um único indicador (CETESB, 2016). Os índices apresentados neste trabalho são relativos ao Índice de Qualidade das Águas (IQA) e o Índice do Estado Trófico (IET).

O IQA incorpora nove parâmetros de qualidade da água, que recebem um determinado peso no cálculo de IQA, e objetiva a avaliação da qualidade da água para abastecimento público após tratamento convencional, sendo particularmente sensível à contaminação por

esgotos domésticos (ANA, 2013b). No Quadro 4 estão apresentadas as categorias de IQA existentes e o seu significado.

Quadro 4 – Categorias de IQA

Categoria	Ponderação IGAM	Significado
Ótima	$90 < IQA \leq 100$	Água própria para abastecimento público após tratamento convencional
Bom	$70 < IQA \leq 90$	
Regular	$50 < IQA \leq 70$	
Ruim	$25 < IQA \leq 50$	Água imprópria para abastecimento público após tratamento convencional, sendo necessário tratamentos avançados
Péssimo	$IQA \leq 25$	

Fonte: IGAM, 2016c

O IET considera dois parâmetros de qualidade da água e tem como intuito classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo de algas e cianobactérias (ANA, 2013b; IGAM, 2016c). Este índice não reflete necessariamente a degradação da qualidade da água causada pela eutrofização, que dependem da temperatura, turbidez, tempo de residência da água (ANA, 2012b). No Quadro 5 são apresentadas as categorias de IET e o seus significados.

Quadro 5 – Categorias de IET

Categoria	Ponderação	Significado
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que acarretam em prejuízos aos usos da água
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	Corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não há interferências indesejáveis sobre o uso da água, decorrentes da presença de nutrientes.
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	Corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade de água, em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais há alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais há frequentes alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios de florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.
Hipereutrófico	$IET > 67$	Corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios de florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Fonte: IGAM, 2016c

A evolução da qualidade das águas do Rio Lambari ao longo dos anos de 2013 a 2015 (Quadro 6), apresentou-se estável para ambos os índices considerados, ou seja, houve manutenção na classificação de qualidade da água em pelo dois dos três anos avaliados. A degradação das águas do Rio Lambari é notada através da classificação ruim, quando se tem como referência o IQA, que sofre impacto dos lançamentos de esgoto doméstico, proveniente do município de Poços de Caldas, e dos efluentes industriais, proveniente das indústrias alimentícias, de bebidas, de laticínios e têxtil; das cargas advindas das atividades agrícola (café e milho), pecuária (bovinos, galináceos e suínos) e minerária; além das cargas difusas (IGAM, 2014a, 2014b, 2015a, 2015b, 2015c, 2015d, 2016a, 2016b).

Para IET, segundo IGAM (2014a, 2014b, 2015a, 2015b, 2015c, 2015d, 2016a, 2016b), observou-se que houve predomínio da condição eutrófica no período analisado. As águas do Rio Lambari apresentaram melhora em sua qualidade, passando de eutrófica, em 2013 e 2014, para mesotrófica. Esta classificação deveu-se principalmente à elevada concentração de fósforo total observada, cujo valor médio foi de 0,28 mg/L, 180% maior em relação ao limite máximo permitido pela Resolução CONAMA 357/2005 para a classe 2 (0,10 mg/L para ambientes lóticos), influenciado principalmente pelo despejo de esgoto doméstico advindo do município de Poços de Caldas.

No Quadro 6 está apresentada a classificação de IQA e IET nos anos de 2013 a 2015, conforme dados apresentados pelo IGAM (2014a, 2014b, 2015a, 2015b, 2015c, 2015d, 2016a, 2016b).

Quadro 6 – Evolução do IQA e IET no período de 2013 a 2015

Ponto	IQA			IET		
	2013	2014	2015	2013	2014	2015
BG063	41,2	33,8	48,1	59,2	62,1	58,7

Legenda:

IQA	Ótimo	Bom	Regular	Ruim	Péssimo	
IET	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico

Fonte: IGAM, 2014a, 2014b, 2015a, 2015b, 2015c, 2015d, 2016a, 2016b

4.1.2 *Modelo ABaCO*

Para a etapa de calibração dos nove parâmetros de qualidade da água selecionados para este trabalho (DBO, OD, fósforo orgânico, fósforo inorgânico, fósforo total, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrogênio total), foi utilizado o modelo ABaCO, que permite exportar os resultados quali-quantitativos obtidos da simulação da bacia estudada para uma planilha do programa Microsoft Excel[®], desenvolvida especificamente para a calibração de trechos de rios críticos qualitativos, através de seu módulo de qualidade da água. O detalhamento desta planilha está apresentado adiante no item 4.2.4.2.

O módulo de qualidade da água, que visa fornecer uma quantificação da qualidade físico-química do corpo hídrico através da modelagem dos parâmetros de qualidade da água, é executado após a introdução de dados referentes à demanda da água, enchimento/esvaziamento dos reservatórios, lançamentos e pontos de lançamentos, concentração das variáveis de qualidade da água, definição da classe de enquadramento do corpo hídrico, entre outros (LABSID, 2015).

Através de formulações analíticas e considerando os efeitos de dispersão (advecção e difusão) e de processos de decaimento (reaeração, degradação, sedimentação, amonificação, nitrificação, ressurgimento de fundo, demanda de fundo, respiração, fotossíntese, entre outros) são efetuados cálculos das concentrações dos parâmetros ao longo do tempo dos diversos elementos simulados em cada trecho modelado, fornecendo uma quantificação da qualidade físico-química de um curso d'água através da determinação de diversos parâmetros, permitindo realizar o refinamento do balanço qualitativo (LABSID & COBRAPE/CH2MHILL, 2015).

Os parâmetros de qualidade da água físicos, químicos e biológicos que podem ser simulados no modelo ABaCO são:

- DBO;
- OD;
- Série de fósforo (fósforo inorgânico e fósforo orgânico);
- Série de nitrogênio (nitrogênio orgânico, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal);
- pH;
- Temperatura;
- Coliformes totais; e
- Salinidade.

4.2 Método de Pesquisa

O método de pesquisa foi dividido em três etapas distintas: campanhas de campo, obtenção do balanço hídrico quali-quantitativo e calibração. O trecho crítico de qualidade da água foi definido pela ANA (2012a) e os valores dos parâmetros para a obtenção do balanço hídrico foram definidos com base em dados de literatura. Todas as etapas estão descritas nos itens subsequentes.

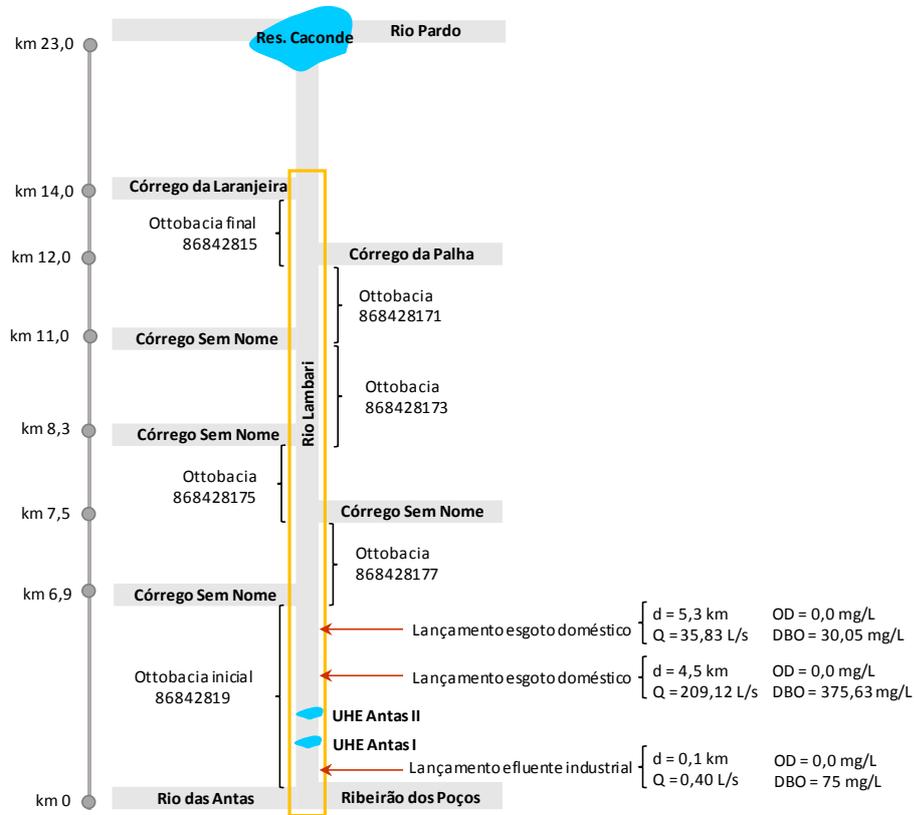
4.2.1 *Trecho crítico de qualidade da água*

O trecho crítico do Rio Lambari encontra-se entre a UHE Walther Rossi ou Antas II até a sua foz no Rio Pardo (Reservatório Caconde), está localizado na Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, possui dominialidade federal, e foi declarado como trecho de especial interesse para a gestão de recursos hídricos pela Nota Técnica Conjunta nº 002/2012/SPR/SRE-ANA, e ratificado pela Portaria ANA nº 62, de 26 de março de 2013, baseado na criticidade observada nos balanços hídricos qualitativo e quantitativo. Este trecho de rio foi enquadrado na Classe de Criticidade 2 (balanço qualitativo ou quali-quantitativo crítico) e está totalmente inserido no município de Poços de Caldas, em Minas Gerais, apresentando uma extensão total de 23 km.

Para efeitos de modelagem, o trecho crítico foi adaptado para verificar a influência da área urbana de Poços de Caldas sob o corpo hídrico, a montante da UHE Walther Rossi ou Antas II; e eliminar a influência exercida pelas águas do Reservatório Caconde, a montante da foz do Rio Lambari com o Rio Pardo. Desta maneira, o trecho simulado teve início na confluência com o Ribeirão dos Poços e o Rio das Antas até a confluência com o Córrego da Laranjeira, apresentando uma extensão de 14 km e, por ter comprimento curto, o trecho do Rio Lambari não consegue reestabelecer o equilíbrio, ou seja, retornar a zona de águas limpas (TONON, 2014).

Este trecho simulado é composto por 13 unidades geográficas de trabalho, denominadas ottobacias, em escala 1:250.000, sendo que seis ottobacias pertencem ao corpo hídrico principal, e sete pertencem aos afluentes do Rio Lambari. Na Figura 24 está ilustrado o diagrama unifilar do trecho simulado do Rio Lambari (destacado em laranja), apresentando as ottobacias do trecho principal, os afluentes e os pontos notáveis existentes.

Figura 24 – Diagrama unifilar do trecho simulado do Rio Lambari



Fonte: Elaborado pela autora, 2017

4.2.2 Campanhas de campo

Os itens apresentados na sequência descrevem as etapas executadas nas campanhas de campo do Rio Lambari e seus formadores, Rio das Antas e Ribeirão dos Poços. Estas campanhas foram realizadas em conjunto com o Consórcio Cobrape/CH2MHill e a ANA, e tiveram como objetivos verificar a situação da qualidade da água da região e calibrar o modelo ABaCO.

4.2.2.1 Definição dos pontos de amostragem

O planejamento das campanhas de campo de qualidade da água e descarga líquida no Rio Lambari seguiu as orientações constantes no “Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras” (ANA/CETESB, 2011), como a definição dos objetivos, seleção dos parâmetros e

locais de amostragem, planejamento de campo, laboratórios de análise e interpretação dos dados.

Como definição dos objetivos, as campanhas de campo serviram para verificar a situação atual da qualidade da água no Rio Lambari e subsidiar a calibração do modelo matemático de qualidade da água.

A alocação dos pontos de amostragem no Rio Lambari e em seus formadores foi realizada com o auxílio do software de geoprocessamento ArcGIS 10.1, considerando critérios descritos na sequência (ANA, 2016b):

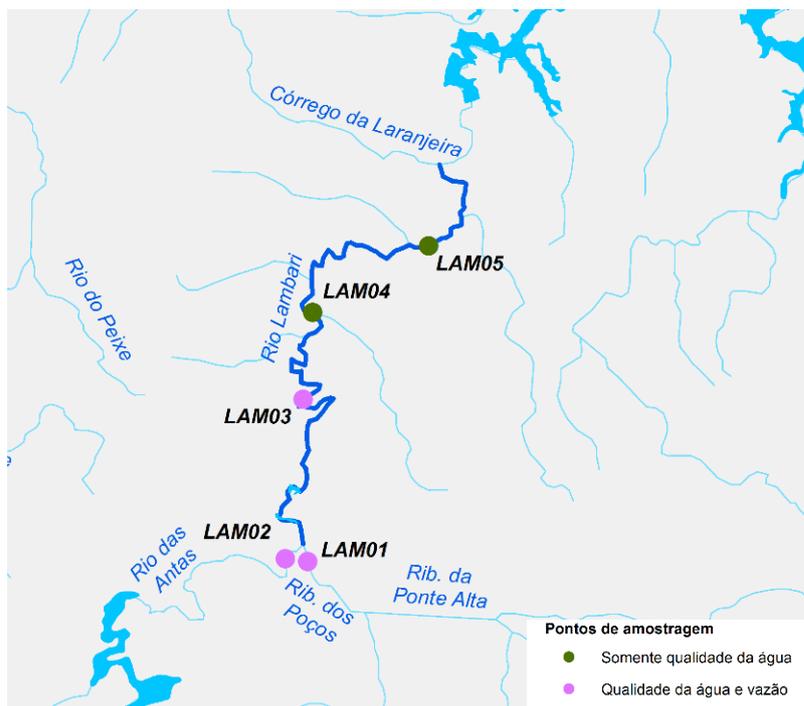
- i. Um ponto alocado no início e outro no final do trecho crítico, com a distribuição dos demais pontos ao longo do trecho;
- ii. Análise do uso e ocupação do solo, visualizadas através de imagens de satélite;
- iii. Existência de pontos notáveis ao longo do trecho crítico, como lançamento de efluentes e barramento;
- iv. Acessibilidade ao local do ponto de monitoramento;
- v. Compatibilidade com as redes de monitoramento de qualidade da água e fluviométrica existentes.

No Quadro 7 está apresentada a codificação e o corpo d'água onde os pontos de monitoramento foram alocados, enquanto que na Figura 25 está representada a localização destes pontos.

Quadro 7 – Pontos de monitoramento na Bacia do Rio Pardo

Código do ponto	Corpo d'água	Município	Tipo de monitoramento realizado	
			Qualidade da água	Medição de descarga líquida
LAM01	Ribeirão dos Poços	Poços de Caldas	Sim	Sim
LAM02	Rio das Antas	Poços de Caldas	Sim	Sim
LAM03	Rio Lambari	Poços de Caldas	Sim	Sim
LAM04	Rio Lambari	Poços de Caldas	Sim	Não
LAM05	Rio Lambari	Poços de Caldas	Sim	Não

Figura 25 – Pontos de amostragem no Rio Lambari



Fonte: Adaptado de CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL, 2014 e 2015

4.2.2.2 Amostragem da água

As campanhas de campo ocorreram nos dois períodos hidrológicos, seco e chuvoso, totalizando sete campanhas e 35 análises de qualidade da água, nos cinco pontos de amostragem apresentados no item 4.2.2.1. No período seco, as coletas e análises foram realizadas nos meses de agosto e setembro de 2014, totalizando cinco campanhas, enquanto que no período chuvoso, as coletas e análises foram realizadas no mês de janeiro de 2015, totalizando duas campanhas. As informações detalhadas de cada campanha estão apresentadas na Tabela 3.

Cada campanha de um mesmo período hidrológico foi executada com um intervalo mínimo de sete dias, sendo analisados os seguintes parâmetros de qualidade da água:

- Em campo: OD, pH e temperatura da água;
- Em laboratório: DBO, DQO, fósforo total, fosfato (como PO_4), nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio Kjeldahl total, nitrogênio total.

As amostragens foram do tipo simples (pontual ou instantânea), ou seja, as amostras de água foram coletadas manualmente, em jarra de inox, em um único local, nas margens dos corpos d'água, e em uma única tomada, sendo armazenadas em recipientes apropriados, no caso em frascos plásticos contendo o conservante específico para cada parâmetro analisado, e acondicionadas em caixa térmica com gelo, de forma a preservar as amostras durante o transporte até a chegada ao laboratório. Já as amostragens dos parâmetros de campo foram realizadas com a sonda multiparamétrica da marca YSI, modelo *Professional Plus*. Na Figura 26 estão ilustradas as etapas da amostragem no ponto LAM01.

As coletas das amostras e análises da água foram realizadas por laboratório acreditado pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO), e seguiram os requisitos da Norma Técnica NBR ISO/IEC 17025:2005, bem como as especificações constantes nos métodos analíticos, descritos na Tabela 4.

Tabela 4 – Métodos analíticos considerados nas análises de qualidade da água

Parâmetro	Método Analítico
DBO	SMWW 5210 B
DQO	SMWW 5220 D
OD	SMWW 4500 O G
Nitrogênio amoniacal	SMWW 4500 NH ₃ E
Nitrato	EPA300.0 e 300.1
Nitrogênio Kjeldahl	SMWW 4500 N _{org} C, NH ₃ E
Nitrogênio total	POP PA 005
Fósforo total	SMWW 4500 P - E
pH	SMWW 4500 H B
Temperatura	EPA 300.0 e 300.1

Obs.: SMWW - *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (RICE *et al*, 2012); EPA - *Environmental Protection Agency* (USEPA, 1993); POP - procedimento operacional padrão

Fonte: BIOAGRI, 2014

Figura 26 – Coleta, armazenamento e acondicionamento das amostras de água coletadas



(a) Coleta da água em jarra de inox



(b) Armazenamento da amostra em frasco plástico



(c) Acondicionamento da amostra em isopor



(d) Conservação da amostra com gelo



(e) Sonda multiparamétrica - medição dos parâmetros
OD, pH e temperatura em campo

Fonte: CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL, 2014 e 2015

Na Tabela 5 estão apresentados as datas e os horários das coletas, o aspecto das amostras e as condições climáticas no dia da coleta.

Tabela 5 – Informações sobre as coletas de amostras de água nos pontos de amostragem

Código do ponto	Campanha	Data da coleta	Horário da coleta	Aspecto da amostra	Condições climáticas
LAM01	1ª Campanha	21/08/2014	08:36	Límpida	Céu claro
	2ª Campanha	02/09/2014	08:47	Límpida	Céu claro
	3ª Campanha	09/09/2014	08:43	Límpida	Céu claro
	4ª Campanha	18/09/2014	09:25	Turva	Céu claro
	5ª Campanha	25/09/2014	08:00	Turva	Chuva nas últimas 24 h e no momento da coleta
	6ª Campanha	19/01/2015	10:00	Turva	Céu claro
	7ª Campanha	26/01/2015	11:08	Turva	Chuva nas últimas 24 h e céu nublado
LAM02	1ª Campanha	21/08/2014	09:12	Límpida	Céu claro
	2ª Campanha	02/09/2014	09:11	Límpida	Céu claro
	3ª Campanha	09/09/2014	09:00	Límpida	Céu claro
	4ª Campanha	18/09/2014	09:50	Turva	Céu claro
	5ª Campanha	25/09/2014	07:45	Turva	Chuva nas últimas 24 h e no momento da coleta
	6ª Campanha	19/01/2015	10:10	Turva	Céu claro
	7ª Campanha	26/01/2015	11:21	Turva	Chuva nas últimas 24 h e céu nublado
LAM03	1ª Campanha	21/08/2014	12:22	Turva	Céu claro
	2ª Campanha	02/09/2014	10:11	Turva	Céu claro
	3ª Campanha	09/09/2014	09:41	Turva	Céu claro
	4ª Campanha	18/09/2014	08:40	Turva	Céu nublado
	5ª Campanha	25/09/2014	09:05	Turva	Chuva nas últimas 24 h e céu nublado
	6ª Campanha	19/01/2015	10:20	Turva	Céu claro
	7ª Campanha	26/01/2015	11:44	Turva	Chuva nas últimas 24 h e céu nublado
LAM04	1ª Campanha	21/08/2014	11:03	Límpida	Céu claro
	2ª Campanha	02/09/2014	11:01	Turva	Céu claro
	3ª Campanha	09/09/2014	09:28	Límpida	Céu claro
	4ª Campanha	18/09/2014	08:20	Turva	Céu claro
	5ª Campanha	25/09/2014	08:45	Turva	Chuva nas últimas 24 horas e céu claro
	6ª Campanha	19/01/2015	10:27	Turva	Céu claro
	7ª Campanha	26/01/2015	12:06	Turva	Chuva nas últimas 24 h e céu nublado
LAM05	1ª Campanha	21/08/2014	11:02	Límpida	Céu claro
	2ª Campanha	02/09/2014	11:34	Turva	Céu claro
	3ª Campanha	09/09/2014	10:13	Turva	Céu claro
	4ª Campanha	18/09/2014	09:00	Turva	Céu claro
	5ª Campanha	25/09/2014	08:30	Turva	Céu claro
	6ª Campanha	19/01/2015	10:56	Turva	Céu claro
	7ª Campanha	26/01/2015	12:21	Turva	Chuva nas últimas 24 h e céu nublado

Fonte: CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL, 2014 e 2015

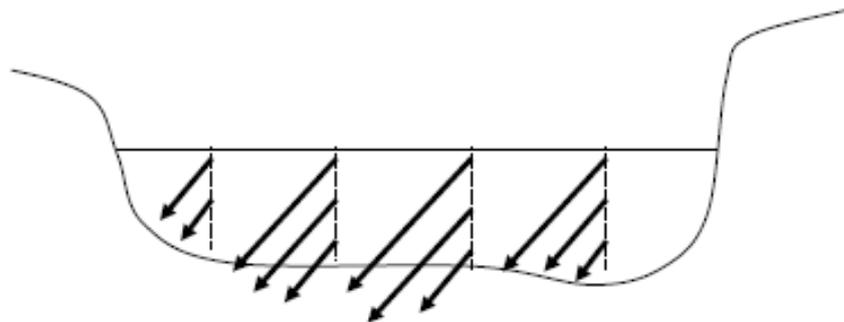
4.2.2.3 Medição de descarga líquida

As medições de descarga líquida foram realizadas em três pontos de amostragem, LAM01, LAM02 e LAM03, através do método convencional, com a utilização do molinete hidrométrico para a determinação da área e da velocidade média do fluxo que passa pela seção transversal dos pontos monitorados.

A área molhada da seção transversal foi determinada pela sua segmentação em diversos trapézios. Já as velocidades foram medidas em diversos pontos da seção transversal, na vertical, como exemplificado na Figura 27, com a variação da profundidade, aplicando o método dos dois pontos:

- Para profundidade inferior a um metro, a velocidade foi medida somente em um ponto da vertical, a 60% da profundidade total;
- Para profundidade superior a um metro, a velocidade foi medida em dois pontos da vertical, um a 20% e outro a 80% da profundidade total.

Figura 27 – Seção transversal com a indicação das verticais para a medição da velocidade

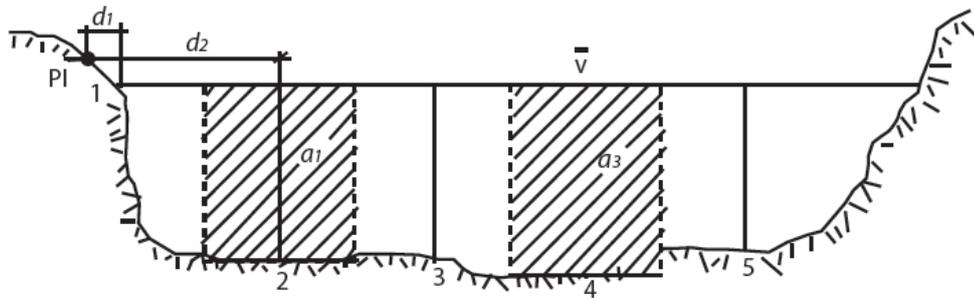


Fonte: ARANTES, s.d.

A vazão foi calculada pelo método da meia seção, que, segundo ANA (2014), “...consiste no cálculo das vazões parciais, por meio da multiplicação da velocidade média na vertical pelo produto da profundidade média na vertical e pela soma das semidistâncias às verticais adjacentes (vazão parcial determinada para cada região de influência de uma determinada vertical)”.

A representação da divisão das áreas pelo método de meia seção é apresentada na Figura 28, enquanto que as formulações para a obtenção da vazão na seção transversal são mostradas nas equações (17) a (25).

Figura 28 – Método da meia seção



Fonte: ANA, 2014

- Velocidade média na vertical para o método dos dois pontos:

$$v_n = \frac{v_{20\%} + v_{80\%}}{2} \quad (17)$$

- Largura nos segmentos:

$$l_n = \left(\frac{d_{n+1} - d_{n-1}}{2} \right) \quad (18)$$

- Área dos segmentos:

$$a_n = l_n \times p_n \quad (19)$$

- Vazão nos segmentos:

$$q_n = v_n \times a_n \quad (20)$$

- Área total:

$$A = \sum_1^n a_n \quad (21)$$

- Vazão total:

$$Q = \sum_1^n q_n \quad (22)$$

- Velocidade média do rio:

$$V = \frac{Q}{A} \quad (23)$$

- Largura do rio:

$$L = d_n - d_1 \quad (24)$$

- Profundidade média do rio:

$$P = \frac{A}{L} \quad (25)$$

onde:

v_n - velocidade média na vertical [m/s]

$v_{20\%}$ - velocidade medida a 20% da profundidade [m/s]

$v_{80\%}$ - velocidade medida a 80% da profundidade [m/s]

l_n - largura no segmento [m]

d_n - distâncias horizontais entre pontos [m]

a_n - área do segmento [m²]

p_n - profundidade do segmento [m]

q_n - vazão no segmento [m³/s]

A - área total [m²]

Q - vazão total [m³/s]

V - velocidade média do rio [m/s]

L - largura do rio [m]

P - profundidade do rio [m]

Na Tabela 6 são apresentadas as informações relativas às medições de descarga líquida no Rio Lambari e dos seus formadores, Rio das Antas e Ribeirão dos Poços, enquanto que na Figura 29 são ilustrados os equipamentos utilizados em campo: guincho hidrométrico, molinete hidrométrico, lastro hidrodinâmico e contador de pulsos.

Tabela 6 – Informações sobre a medição de descarga líquida nos pontos de amostragem

Código do ponto	Campanha	Data da coleta	Horário inicial da medição	Horário final da medição	Tipo de medição	Forma de medição
LAM01	1ª Campanha	21/08/2014	08:45	09:05	Molinete	Sobre ponte
	2ª Campanha	02/09/2014	08:50	09:05	Molinete	Sobre ponte
	3ª Campanha	09/09/2014	08:00	08:25	Molinete	Sobre ponte
	4ª Campanha	18/09/2014	06:15	06:40	Molinete	Sobre ponte
	5ª Campanha	25/09/2014	08:00	08:25	Molinete	Sobre ponte
	6ª Campanha	19/01/2015	07:30	08:00	Molinete	Sobre ponte
	7ª Campanha	26/01/2015	10:00	10:30	Molinete	Sobre ponte
LAM02	1ª Campanha	21/08/2014	09:20	10:00	Molinete	Sobre ponte
	2ª Campanha	02/09/2014	09:15	09:50	Molinete	Sobre ponte
	3ª Campanha	09/09/2014	08:50	09:30	Molinete	Sobre ponte
	4ª Campanha	18/09/2014	07:00	07:40	Molinete	Sobre ponte
	5ª Campanha	25/09/2014	08:50	09:30	Molinete	Sobre ponte
	6ª Campanha	19/01/2015	08:30	09:05	Molinete	Sobre ponte
	7ª Campanha	26/01/2015	11:00	11:30	Molinete	Sobre ponte
LAM03	1ª Campanha	21/08/2014	11:30	12:00	Molinete	Sobre ponte
	2ª Campanha	02/09/2014	10:10	10:35	Molinete	Sobre ponte
	3ª Campanha	09/09/2014	10:00	10:30	Molinete	Sobre ponte
	4ª Campanha	18/09/2014	08:40	09:10	Molinete	Sobre ponte
	5ª Campanha	25/09/2014	10:00	11:00	Molinete	Sobre ponte
	6ª Campanha	19/01/2015	10:05	10:55	Molinete	Sobre ponte
	7ª Campanha	26/01/2015	13:10	13:55	Molinete	Sobre ponte

Fonte: CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL, 2014 e 2015

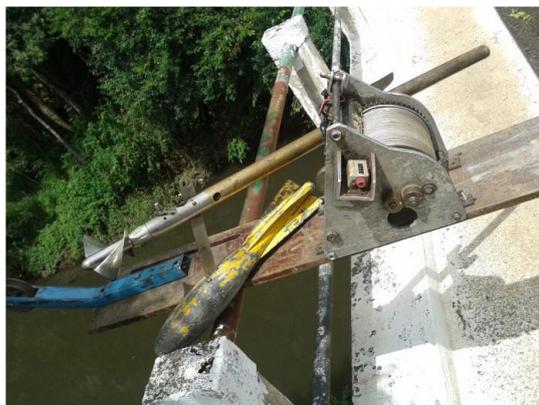
Figura 29 – Equipamentos utilizados para a medição da descarga líquida



(a) Guincho hidrométrico



(b) Contador de pulsos



(c) Molinete hidrométrico e lastro hidrodinâmico

Fonte: CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL, 2014 e 2015

Tempo de detenção hidráulica do Rio Lambari

Com um trecho de simulação do Rio Lambari considerado curto (14 km), é importante conhecer o seu tempo de detenção hidráulica (TDH), ou tempo de residência, de maneira a entender a variação dos parâmetros de qualidade da água no corpo d'água.

Através dos resultados médios das campanhas de medição de descarga líquida no Rio Lambari, representada pelo ponto LAM03, calculou-se o TDH através da equação (26):

$$TDH = \frac{V}{Q \times 86.400} \quad (26)$$

onde:

TDH - tempo de detenção hidráulica (d)

V - volume do rio (m³)

Q - vazão média do rio (m³/s)

O cálculo do volume do rio é realizado através das equações (27) e (28):

$$A_s = L_m \times C \quad (27)$$

$$V = A_s \times p_m \quad (28)$$

onde:

A_s - área superficial (m²)

L_m - largura média do rio (m)

C - comprimento do trecho simulado do rio (m)

p_m - profundidade média do rio (m)

4.2.2.4 Análise dos resultados de qualidade da água

As concentrações dos parâmetros resultantes nas campanhas de campo foram analisadas com os padrões e condições de qualidade da água descritos na Resolução CONAMA 357/2005. Esta Resolução dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, propondo cinco classes distintas para as águas doces segundo seus usos pretendidos e estabelecem condições e padrões de qualidade da água para cada uma das classes, sendo apresentados na Tabela 7. Nesta Tabela constam apenas os parâmetros analisados nas campanhas de campo.

Tabela 7 – Condições e padrões de qualidade da água segundo Resolução CONAMA 357/2005

Parâmetros	Condições	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
OD [mg/L O ₂]	-	≥ 6,0	≥ 5,0	≥ 4,0	> 2,0
DBO [mg/L O ₂]	-	< 3,0	< 5,0	< 10,0	-
Fósforo Total [mg/L P]	Ambiente lântico	0,020	0,030	0,050	-
	Ambiente intermediário (tempo de residência entre 2 e 40 dias) e tributários diretos de ambiente lântico	0,025	0,050	0,075	-
	Ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários	0,10	0,10	0,15	-

continua

Tabela 7 – Condições e padrões de qualidade da água segundo Resolução CONAMA 357/2005 (continuação)

Parâmetros	Condições	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Nitrogênio Amoniacal total [mg/L N]	pH ≤ 7,5	3,7	3,7	13,3	-
	7,5 < pH ≤ 8,0	2,0	2,0	5,6	-
	8,0 < pH ≤ 8,5	1,0	1,0	2,2	-
	pH > 8,5	0,5	0,5	1,0	-
Nitrato [mg/L N]	-	≤ 10,0	≤ 10,0	≤ 10,0	-
pH	-	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0

Fonte: CONAMA, 2005

4.2.3 *Balanco hídrico quali-quantitativo*

A ferramenta de apoio empregada para a calibração foi o modelo matemático ABaCO, apresentado detalhadamente no item 3.2.5, desenvolvido para realizar análises quali-quantitativas dos corpos hídricos superficiais em bacias hidrográficas críticas ottocodificadas. Esta ferramenta possui um algoritmo específico, uma combinação dos algoritmos *Out-of-Kilter* e *Relax-IV*, para criação automática de redes de fluxo compatíveis com o aplicativo AcquaNet, a partir de uma base georreferenciada ottocodificada.

Com o ABaCO foi possível obter o balanço hídrico qualitativo da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, incluindo o Rio Lambari, que é realizado após o balanço hídrico quantitativo, assumindo as seguintes condições:

- Série de vazões correspondentes à média das campanhas no período seco (período hidrológico considerado mais crítico para a qualidade da água, entre os meses de maio a outubro), que para este caso foi a série relativa à 3ª campanha de campo;
- Aporte de cargas pontuais e difusas provenientes dos efluentes doméstico e industrial;
- Coeficientes de reação baseados na literatura;
- Reservatórios desconsiderados; e
- Valores adotados de concentração natural dos parâmetros DBO, OD, pH, fósforo orgânico, fósforo inorgânico, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato foram baseados a partir de um ponto de monitoramento da CETESB ou do IGAM, cujo procedimento está descrito adiante.

Os valores de concentração natural foram adotados a partir da seleção de um dos seis pontos de monitoramento de qualidade da água existentes na Bacia do Rio Pardo, pertencentes às redes da CETESB e do IGAM, em que houvesse baixa influência da atividade antrópica sob o corpo hídrico, observadas através das imagens do *Google Earth*. Destes seis pontos, o ponto BG096 do IGAM foi o que esteve melhor adequado à condição mencionada, sendo adotadas como concentrações naturais da Bacia do Rio Pardo, as concentrações médias do período seco dos anos de 2012 a 2016. Estas concentrações passaram a integrar a série de concentrações naturais da vazão natural incremental e estão inseridas às otobacias da Bacia do Rio Pardo. A ausência desta série impossibilita a obtenção do balanço hídrico qualitativo.

Na Tabela 8 são mostrados os valores de concentração natural considerados na Bacia do Rio Pardo.

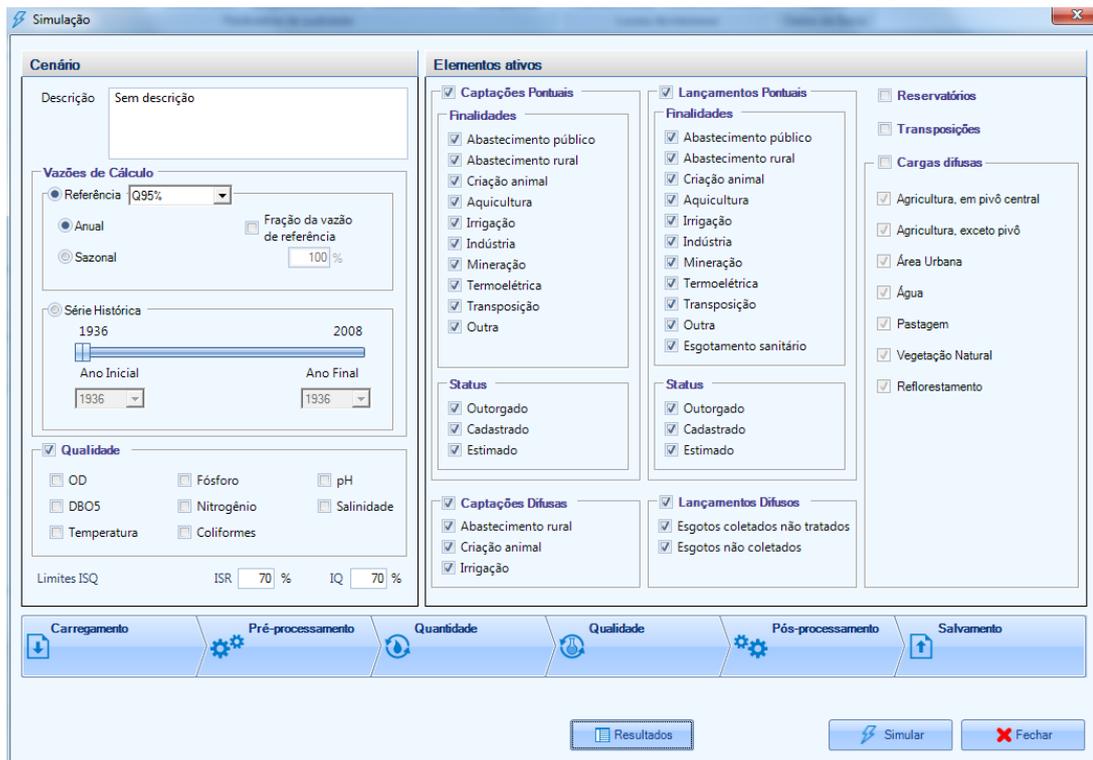
Tabela 8 – Concentrações naturais adotadas na Bacia do Rio Pardo

Parâmetros	Unidade	Valores
OD	mg/L	8,18
pH	-	6,53
DBO	mg/L	1,00
Fósforo orgânico	mg/L	0,003
Fósforo inorgânico	mg/L	0,007
Nitrogênio orgânico	mg/L	0,19
Amônia	mg/L	0,01
Nitrito	mg/L	0,00
Nitrato	mg/L	0,29

Na Figura 30 está apresentada a tela dos parâmetros de simulação do ABaCO, onde é possível selecionar os parâmetros de qualidade e os elementos que se desejam simular, como as afluições das cargas difusas e pontuais e os usos pontuais e difusos (captações e lançamentos).

Os resultados desta simulação foram exportados para uma planilha do Microsoft Excel®, denominada como *planilha de calibração*, gerada pelo módulo de qualidade da água do modelo ABaCO, e contém o unifilar quantitativo e qualitativo do trecho crítico a ser calibrado.

Figura 30 – Tela dos parâmetros de simulação do modelo ABaCO



Fonte: LABSID & COBRAPE/CH2MILL, 2016

4.2.3.1 Determinação da série de vazão

Assim como o modelo ABaCO, as séries de vazões nele inseridas foram determinadas no âmbito do estudo “Modelagem quantitativa e qualitativa de trechos de rios em bacias hidrográficas consideradas críticas”, realizado para a ANA. A determinação da vazão foi consistida em duas etapas: (i) levantamento de dados de maior relevância desenvolvidos para a Bacia Crítica do Rio Pardo e a disponibilidade de séries históricas do monitoramento hidroclimático; (ii) análise dos estudos levantados na etapa anterior, optando pela adoção integral, parcial ou não adoção dos resultados, e complementação de dados considerando a disponibilidade de dados hidrometeorológico.

Na primeira etapa foram levantados os seguintes estudos: (i) Nota Técnica nº 029/2014/SPR-ANA, que preencheu e estendeu as séries de vazões diárias observadas nas estações fluviométricas no período de 1930 a 2012; (ii) “Estudo de Qualificação de Dados Hidrológicos e Reconstrução de Vazões Naturais no País”, elaborado pela ANA no ano de 2011, que propôs a disponibilização de séries mensais de precipitação e vazão por Região

Hidrográfica; e (iii) “Atualização de Séries Históricas de Vazões - 1931 a 2012”, elaborado pelo Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) em 2013, que apresentou as séries de vazões naturais diárias e mensais em todas as bacias que há aproveitamento hidrelétrico, e que integram o Sistema Interligado Nacional.

Na segunda etapa, ANA (2016b) apresentou a análise dos estudos levantados, separando-os em dois itens:

- Determinação da vazão de referência: na Nota Técnica nº 029/2014/SPR-ANA, foram contemplados oito postos fluviométricos na Bacia do Rio Pardo que apresentaram dados de monitoramento com séries históricas de longa duração, correspondendo ao período de janeiro/1930 a dezembro/2012;
- Reconstituição de série de vazões diárias: em ONS (2013) foram encontrados série de vazões diárias, no período de janeiro/1938 a dezembro/2012, em três localidades: UHE Euclides da Cunha, UHE Caconde e UHE Limoeiro.

Entretanto, ANA (2016b) identificou deficiências nas séries de vazões diárias dos rios Lambari e Bom Jesus e Ribeirão do Sapé para a estimativa da vazão de referência. Para sanar estas deficiências, foi realizada uma consulta ao Sistema de Informações Hidrológicas, disponibilizada pela ANA, e encontrada somente uma estação fluviométrica, localizada no Rio Lambari, com dados disponíveis até o ano de 1953. Sendo assim, para obtenção da curva de permanência de vazões diárias no período de 1941 a 1953, realizou-se o ajuste do Modelo de Pequenas Bacias¹ (MPB), proposto por Silveira *et al* (1998), e, por se tratar de um modelo chuva-vazão, dados diários de chuva e de evaporação foram considerados como elementos adicionais.

Após o ajuste do MPB, adequaram-se manualmente as curvas de permanência de vazão observada e gerada pelo modelo, no período de 1941 a 1953, de modo a obter uma melhor superposição entre as curvas (ANA, 2016b).

A montagem da série final de vazão, para o período de 1941 a 2007, considerou os dados observados, complementando as falhas e a extensão com os valores gerados, que considerou apenas a vazão com frequência $Q_{95\%}$ da curva de permanência de vazão, por não

¹ O MPB é aplicado em bacias hidrográficas com áreas inferiores a 500 km² para regiões com algum monitoramento fluviométrico, porém com dados insuficientes para o desenvolvimento de uma curva de permanência confiável, ou para bacias em que não há dados disponíveis, mas que apresentam, no mínimo três campanhas de medição de vazão, com intervalo de 10 dias, em um mesmo evento de estiagem.

haver condições de contorno representativas para a avaliação das demais vazões características (ANA, 2016b).

4.2.3.2 Determinação das cargas poluidoras difusas e pontuais

As cargas poluidoras difusas e pontuais constantes no modelo ABaCO também foram estimadas por ANA (2016b) para os parâmetros DBO, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio total, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e fósforo total.

ANA (2016b) considerou como cargas difusas lançamentos oriundos do afastamento de esgoto coletado e não tratado e esgoto não coletado domésticos, especializados nos campos de áreas urbanas da base georreferenciada de uso do solo. Já as cargas pontuais consideraram os lançamentos de esgotos doméstico e industrial, estando acoplados a pontos georreferenciados de outorga de captação de água.

As cargas de origem doméstica foram estimadas a partir da carga diária gerada por habitante, sendo associado um abatimento de acordo com o destino e tratamento dado ao efluente; enquanto que as cargas difusas são relacionadas ao uso do solo geradas por km² (ANA, 2016b).

Na Tabela 9 são apresentadas as cargas *per capita* dos efluentes domésticos adotadas, enquanto que na Tabela 10 constam os seus respectivos abatimentos. ANA (2016b) menciona que a parcela de esgoto encaminhada para ETE considerou os abatimentos das cargas atrelados ao tipo de tratamento adotado pelo município, informado na Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), e sua eficiência; ou quando disponível, foram utilizados dados primários de tipo de tratamento, concentração e vazão levantados em campo, possibilitando o cálculo das cargas de forma primária.

Tabela 9 – Carga *per capita* (g/hab.dia)

DBO ¹	P Total ¹	P Orgânico ²	P Inorgânico ²	N Total ¹	N Orgânico ²	N Amônia ²
54,00	0,80	0,25	0,55	8,00	3,50	4,50

Fonte: ¹SUDERHSA, 2015 e ²von Sperling, 2007 *apud* ANA, 2016b

Tabela 10 – Abatimento sobre esgoto com solução individual (%)

DBO ¹	P total ²	N total ²
60	35	30

Fonte: ¹SUDERHSA, 2015 e ²von Sperling, 2007 *apud* ANA, 2016b

As cargas de origem industrial, estimada somente para o parâmetro DBO, consideraram as tipologias de atividades apresentadas no Plano de Bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (SUDERHSA, 2007), devido à carência de dados sobre a qualidade dos efluentes industriais (ANA, 2016b). Na Tabela 11 são apresentadas as concentrações de DBO dos efluentes industriais por tipo de atividade.

Tabela 11– Concentração de DBO dos efluentes industriais

Descrição do ramo de atividade	DBO (mg/L)
Fabricação de produtos cerâmicos não especificados ou não classificados ¹	18,6
Fabricação de artefatos de material plástico para uso na indústria da construção ¹	7,9
Fabricação de máquinas e aparelhos para uso doméstico ¹	21,5
Fabricação de material para instalações elétricas ¹	43,7
Fabricação de cabines e carrocerias para veículos automotores e rodoviários, peças e acessórios ¹	33,1
Fabricação de artefatos de papel, papelão, cartão, e cartolina para revestimento ¹	68,3
Fabricação de gases industriais ¹	27,7
Tecelagem plana ¹	309,3
Fabricação de óleos essenciais vegetais e de outros derivados da destilação da madeira ¹	95,2
Fabricação e engarrafamento de refrigerantes ¹	7,7
Fabricação de defensivos agrícolas ¹	123,3
Fabricação de material de consumo odonto-médico-hospitalar e laboratorial ¹	99,0
Lavanderia e tinturarias ¹	60,0
Mineração ²	53,3
Agroindústria ²	87,5
Indústria alimentícia ²	119,1

Fonte: ¹ SUDERHSA, 2007; ² FEAM, 2012 *apud* ANA, 2016b

4.2.3.3 Determinação da vazão de lançamento de efluentes domésticos e industriais

As vazões de lançamento de efluentes domésticos e industriais constantes no modelo ABaCO foram estimadas por ANA (2016b) através da metodologia apresentada na sequência.

Efluentes domésticos:

As vazões de lançamento de efluentes domésticos incorporadas no modelo ABaCO foram calculadas por ANA (2016b) com base nas informações do estudo “Atlas Brasil de Despoluição de Bacias Hidrográficas: Tratamento de Esgotos Urbanos”, do Censo Demográfico 2010, do IBGE, e do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), do ano de 2013, sendo consideradas as características das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) - índices de coleta e tratamento, vazão, eficiência e carga.

Na ausência de informações sobre índice de tratamento de esgoto, foram adotados dois critérios para o seu cálculo:

- Quando disponibilizada os volumes de operação das ETEs, o índice de tratamento foi obtido através da relação entre o volume tratado e o volume coletado; e
- Quando não disponibilizado informações sobre o volume tratado de operação das ETEs, adotou-se os índices de tratamento constantes no SNIS do ano de 2013 (ANA, 2016b).

Desta forma, a vazão produzida do efluente doméstico foi calculada pela razão de 80% do consumo de água, distribuída pela população com coleta e tratamento, com coleta e sem tratamento, e sem coleta, considerando como consumo *per capita* de água os dados do SNIS do ano de 2013, limitado a faixa de 80 a 220 L/hab.dia (ANA, 2016b).

Já as vazões coletada e tratada foram calculadas de acordo com os índices de coleta e tratamento e relacionada com a vazão produzida pela ETE, adotando informações constantes no SNIS do ano de 2013 (ANA, 2016b).

A espacialização das vazões no modelo ABaCO foi realizada de forma pontual para as parcelas de esgoto coletado e tratado, através da localização geográfica das ETEs, enquanto que as parcelas de esgoto coletado e não tratado, e esgoto não coletado foram especializadas nos polígonos das áreas urbanas, definidos na base georreferenciada das Áreas Edificadas do IBGE, de 2013 (ANA, 2016b).

Efluente industriais:

No que concerne às vazões de lançamento de efluentes industriais, o cálculo realizado por ANA (2016b) foi baseado em dados de outorgas de captação, sendo relacionadas

captações com vazão igual ou superior a 100 L/s, e na classificação das atividades industriais definida pela Classificação de Atividades Econômicas 2.0 (CNAE).

Para a determinação do coeficiente de retorno, foi aplicada a matriz FUNARBE (2011), que relaciona as taxas de consumo e retorno por atividade industrial. Entretanto, para dois ramos industriais (fabricação e refino de açúcar e de fabricação de biocombustíveis) FUNARBE (2011) aponta que não existe retorno. Neste caso, foi adotado como coeficiente de retorno 20% da vazão de água captada para captações superiores a 100 L/s. Quando não foi possível identificar as atividades industriais, foram atribuídos como coeficiente de retorno 40% da vazão de captação (ANA, 2016b).

A espacialização dos lançamentos industriais no modelo ABaCO, onde está atribuída a vazão calculada, foi realizada na ottobacia a jusante em que se encontra o ponto de captação, para que no cálculo de balanço hídrico não fosse gerada disponibilidade hídrica falsa.

4.2.3.4 Parâmetros calibráveis

Para que fosse possível calibrar os parâmetros de qualidade da água (DBO, OD, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio total, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e fósforo total), foi necessário realizar uma simulação de qualidade da água para a obtenção do balanço hídrico qualitativo. Este balanço hídrico foi obtido com base nos coeficientes de reação teóricos, ou seja, adotou-se valores intermediários observados na faixa típica de valores apresentada nas Tabelas 1 e 2 e que foram compilados por Brown & Barnwell (1987) e von Sperling (2007), considerando a proposta de diversos autores.

Na Tabela 12 estão apresentados os valores iniciais adotados dos coeficientes para a simulação de qualidade da água no modelo ABaCO, cujo resultado foi o balanço hídrico qualitativo.

Tabela 12 – Coeficientes adotados inicialmente no modelo (base a 20°C)

Parâmetro	Coefficiente	Descrição do coeficiente	Valor (unidade)
DBO	$k_{DBO,d}^{20}$	Coeficiente de desoxigenação devido a DBO carbonácea a 20°C	0,200 dia ⁻¹
	$k_{DBO,i}^{20}$	Coeficiente de redução da DBO carbonácea devido à sedimentação a 20°C	0,050 dia ⁻¹
Nitrogênio	$k_{N,oa}^{20}$	Coeficiente de hidrólise de nitrogênio orgânico para amônia a 20°C	0,200 dia ⁻¹
	$k_{N,ai}^{20}$	Coeficiente de oxidação biológica de amônia para nitrito a 20°C	0,200 dia ⁻¹
	$k_{N,in}^{20}$	Coeficiente de oxidação biológica de nitrito para nitrato a 20°C	0,200 dia ⁻¹
	$k_{N,i}^{20}$	Coeficiente de sedimentação de nitrogênio orgânico a 20°C	0,010 dia ⁻¹
Fósforo	$k_{P,oi}^{20}$	Coeficiente de decaimento de fósforo orgânico para inorgânico a 20°C	0,200 dia ⁻¹
	$k_{P,i}^{20}$	Coeficiente de sedimentação de fósforo orgânico a 20°C	0,020 g/m ² /d
OD	k_a^{20}	Coeficiente de reaeração ⁽¹⁾	----

Obs.: ⁽¹⁾ O coeficiente de reaeração pode ser calculado de cinco maneiras distintas, através: da inserção de um valor fixo; da escolha de equações proposta por O'Connor & Dobbins (1958), Churchill *et al* (1962) e Owens *et al* (1964); ou automaticamente, com seleção realizada pelo modelo por uma das equações mencionadas, em função da velocidade e profundidade do trecho simulado.

4.2.4 Calibração

A calibração do modelo de qualidade da água consiste no ajuste dos coeficientes das equações matemáticas do modelo ABaCO relativos aos parâmetros DBO, OD, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio total, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e fósforo total, e que representam os processos físicos, químicos e biológicos em um corpo hídrico, de tal forma que os resultados obtidos das simulações representem as características reais do corpo d'água.

A etapa de calibração foi realizada automaticamente e, quando necessário manualmente, em uma planilha do Microsoft Excel[®] denominada *planilha de calibração*, gerada a partir do módulo de qualidade da água do ABaCO. O processo de automatização da planilha de calibração foi executado pela ferramenta *Solver* do Microsoft Excel[®], através da função objetivo, um método de otimização não-linear para minimizar a diferença quadrática ponderada entre a mediana dos valores observados nas campanhas de campo e o resultado estimado na simulação para os parâmetros calibrados.

O método de otimização não-linear utilizado foi o Gradiente Reduzido Generalizado (GRG), proposto por Carpentier e Abadie em 1969 e aperfeiçoado por Ladson em 1980 (SACOMAN, 2012). O algoritmo típico para a solução do problema de minimização não-linear com restrições de igualdade é descrito por (FORNI, 2005):

Minimizar $f(x)$

Sujeita a: $g_i(x) = 0, i = 1, n$

$L_j < x_j < U_j, j = 1, n$

onde:

L_j - limite inferior da variável x_j

U_j - limite superior da variável x_j

No presente trabalho, empregou-se o seguinte algoritmo para a solução do problema de minimização:

Minimizar $f(x)$

Sujeita às seguintes restrições:

$$k_{\text{DBO},d}^{20} \leq \text{limite superior de } k_{\text{DBO},d}^{20}$$

$$k_{\text{DBO},d}^{20} \geq \text{limite inferior de } k_{\text{DBO},d}^{20}$$

$$k_{\text{DBO},f}^{20} \leq \text{limite superior de } k_{\text{DBO},f}^{20}$$

$$k_{\text{DBO},f}^{20} \geq \text{limite inferior de } k_{\text{DBO},f}^{20}$$

$$k_{\text{N},oa}^{20} \leq \text{limite superior de } k_{\text{N},oa}^{20}$$

$$k_{\text{N},oa}^{20} \geq \text{limite inferior de } k_{\text{N},oa}^{20}$$

$$k_{\text{N},ai}^{20} \leq \text{limite superior de } k_{\text{N},ai}^{20}$$

$$k_{\text{N},ai}^{20} \geq \text{limite inferior de } k_{\text{N},ai}^{20}$$

$$k_{\text{N},in}^{20} \leq \text{limite superior de } k_{\text{N},in}^{20}$$

$$k_{\text{N},in}^{20} \geq \text{limite inferior de } k_{\text{N},in}^{20}$$

$$k_{\text{N},f}^{20} \leq \text{limite superior de } k_{\text{N},f}^{20}$$

$$k_{\text{N},f}^{20} \geq \text{limite inferior de } k_{\text{N},f}^{20}$$

$$k_{\text{P},oi}^{20} \leq \text{limite superior de } k_{\text{P},oi}^{20}$$

$$k_{\text{P},oi}^{20} \geq \text{limite inferior de } k_{\text{P},oi}^{20}$$

$$k_{\text{P},f}^{20} \leq \text{limite superior de } k_{\text{P},f}^{20}$$

$$k_{\text{P},f}^{20} \geq \text{limite inferior de } k_{\text{P},f}^{20}$$

Os limites inferiores e superiores mencionados no algoritmo acima referem-se aos valores mínimos e máximos, respectivamente, da faixa típica de valores dos coeficientes de reação apresentados na Tabela 1.

Nos casos em que o ajuste dos dados estimados não foi satisfatório com os dados observados em campo no processo de automatização, os valores dos parâmetros foram variados manualmente até que se obtivesse um ajuste considerado satisfatório.

4.2.4.1 Dados de entrada

A planilha de calibração está estruturada para receber os seguintes dados por ottobacia, base georreferenciada utilizada pelo modelo ABaCO:

- Vazões difusas:
 - Vazão do escoamento superficial direto (L/s): representa a vazão natural incremental do escoamento superficial direto da bacia hidrográfica contribuinte como fluxo lateral constante longitudinalmente;
 - Vazão de lançamento difuso (L/s): representa a vazão de lançamento no trecho, proveniente de esgoto coletado e não tratado, e esgoto não coletado.
- Vazão do afluente (L/s): representa a vazão do balanço hídrico do afluente;
- Vazão de captação (L/s): representa a vazão a ser captada caso haja água disponível;
- Vazão de lançamento (L/s): representa a vazão a ser lançada no trecho, pode ser proveniente de indústria ou de estação de tratamento de esgoto;
- Vazão observada nas campanhas de campo (L/s): apresenta as medições de vazão realizadas em campo;
- Características físicas:
 - Altitude média do trecho simulado (m): define a altitude média do trecho para o cálculo da saturação do oxigênio dissolvido;
 - Declividade média do trecho simulado (m/m): define a declividade média do trecho, utilizada para determinação da dispersão longitudinal;
 - Coeficiente *A*: coeficiente multiplicador da vazão para determinação da velocidade;
 - Coeficiente *B*: coeficiente exponencial da vazão para determinação da velocidade;
 - Coeficiente *C*: coeficiente multiplicador da vazão para determinação da profundidade;
 - Coeficiente *D*: coeficiente exponencial da vazão para determinação da profundidade.
- Concentração dos parâmetros de qualidade da água do trecho simulado, dos afluentes e das obtidas nas campanhas de campo (mg/L).

4.2.4.2 Planilha de calibração

A planilha de calibração é executada pelo *software* Microsoft Excel[®] e foi gerada no módulo de qualidade da água do modelo ABaCO, contendo os resultados do balanço hídrico quali-quantitativo. Esta planilha está configurada para calibrar e simular 13 parâmetros de qualidade da água, a saber:

- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO);
- Nitrogênio orgânico (N_o);
- Nitrogênio amoniacal (N_a);
- Nitrito (N_i);
- Nitrato (N_n);
- Nitrogênio total (N);
- Fósforo orgânico (P_o);
- Fósforo inorgânico (P_i);
- Fósforo total (P);
- Oxigênio dissolvido (OD);
- Temperatura;
- Salinidade; e
- Coliformes.

Dos 13 parâmetros mencionados anteriormente, o presente trabalho realizou a calibração de nove parâmetros que foram monitorados nas campanhas de campo (DBO, N_o , N_a , N_n , N , P_o , P_i , P e OD), exceto o nitrogênio orgânico, fósforo orgânico e fósforo inorgânico, cujas concentrações foram obtidas a partir das concentrações observadas em campo através das equações (29) a (31):

$$N_o = NKT - N_a \quad (29)$$

onde:

N_o - nitrogênio orgânico

NKT - nitrogênio kjeldahl total

N_a - nitrogênio amoniacal

$$P_i = \frac{31}{95} \times PO_4 \quad (30)$$

$$P_o = P - P_i \quad (31)$$

onde:

P_i - fósforo inorgânico

PO_4 - fosfato (como PO_4)

P_o - fósforo orgânico

P - fósforo total

A planilha de calibração é composta por oito abas, sendo que cinco são relativas aos dados de entrada e as outras três são relativas aos resultados, que são apresentadas na sequência:

Aba Trechos:

A Aba Trechos apresenta as características dos trechos do rio a ser calibrado, sendo eles: distância entre trechos, identificação dos trechos simulados por ottobacia, ottobacias que afluem as ottobacias dos trechos simulados, vazões difusas por trecho (vazão do escoamento superficial direto – Q_N , e vazão dos lançamentos difusos - Q_L), características físicas por trecho (altitude média - Z , declividade média – S , e coeficientes A , B , C e D), e características físico-químicas por trecho (concentração dos parâmetros de qualidade da água).

As informações necessárias para o preenchimento das características físicas estão apresentadas na Tabela 13.

Aba Afluentes:

A Aba Afluentes apresenta as características dos corpos d'água que afluem diretamente ao trecho de rio simulado. As informações que estão contidas nesta aba são: distância entre trechos, ottobacias em que se encontram os afluentes do trecho de rio principal, vazão do balanço hídrico do afluente, e características físico-químicas dos afluentes.

As informações necessárias para o preenchimento das características físico-químicas estão apresentadas na Tabela 14.

Aba Captações:

A Aba Captações apresenta as captações de água existentes ao longo do trecho principal, sendo: localização da captação no trecho principal, código da captação, e vazão captada.

As informações necessárias para o preenchimento das características físico-químicas estão apresentadas na Tabela 15.

Aba Lançamentos:

A Aba Lançamentos apresenta os lançamentos pontuais existentes ao longo do trecho simulado. As informações contidas nesta aba são: localização do lançamento no trecho de rio principal, código do lançamento, vazão de lançamento, e características físico-químicas de cada lançamento.

As informações necessárias para o preenchimento das características físico-químicas estão apresentadas na Tabela 16.

Aba Monitoramentos:

A Aba Monitoramentos apresenta os resultados obtidos nas campanhas de monitoramento realizadas no trecho simulado. As características contidas nesta aba são: localização do ponto de monitoramento no trecho de rio principal, vazão de monitoramento, e características físico-químicas observadas em campo.

Aba Calibração:

A Aba Calibração é composta pela ferramenta *Solver* do Microsoft Excel[®], que permite minimizar a diferença entre o valor observado e o valor estimado pelo modelo e apresentar coeficientes das equações matemáticas que representam os parâmetros de qualidade da água com o melhor ajuste entre os perfis simulados e os dados de qualidade medidos em campo.

Nesta aba estão contidas as seguintes informações: distância do trecho de rio calibrado, considerando as distâncias observadas nas campanhas de campo; e os coeficientes de reação dos parâmetros a serem calibrados. A seleção destes parâmetros a serem calibrados é realizada nos quadros *parâmetros calibráveis* e *pesos da função objetivo* (valor igual a zero corresponde que o parâmetro não será calibrado e valor igual a 1 corresponde que o parâmetro será calibrado), na própria aba Calibração.

Na Figura 31 está apresentado o detalhamento das informações constantes nesta aba.

Aba Modelo:

A Aba Modelo apresenta os cálculos realizados para a calibração dos parâmetros de qualidade da água e os resultados obtidos neste processo.

Aba Gráfico *Boxplot*:

A Aba Gráfico *Boxplot* apresenta os perfis de concentração resultantes do balanço hídrico e da calibração, juntamente com os dados das campanhas de campo, que se encontram em forma de *boxplots*, para os parâmetros simulados, como exemplificado pela Figura 32.

Nesta Figura exemplificativa, o perfil que está representado na cor azul indica a concentração de DBO, e o perfil que está representado na cor vermelha indica a vazão do corpo d'água no trecho calibrado. Já os *boxplots*, coloridos em verde, representam as concentrações dos pontos de amostragem das campanhas de campo em forma de quartis.

Tabela 13 – Características físicas constantes na aba Trechos

Trechos			Vazões difusas		Características físicas					
x_i [m]	Ottobacia	Ottobacia Afluente	Q_N [L/s]	Q_L [L/s]	Z [m]	S [m/m]	A	B	C	D
0	86842819	868428211	535,00	0,09	1.050	0,0383	0,20000	0,43588	0,38247	0,54247
6.924	868428177	86842818	2,31	0,00	918	0,0001	0,20000	0,43588	0,38247	0,54247
7.489	868428175	868428176	5,72	0,00	919	0,0001	0,20000	0,43588	0,38247	0,54247
8.319	868428173	868428174	37,44	0,00	920	0,0004	0,20000	0,43588	0,38247	0,54247
11.027	868428171	868428172	4,91	0,00	913	0,0100	0,20000	0,43588	0,38247	0,54247
12.323	86842815	86842816	2,42	0,00	908	0,0001	0,20000	0,43588	0,38247	0,54247
13.675										

Tabela 14 – Informações constantes na aba Afluentes

Afluentes		Vazão		Características físico-químicas dos afluentes										
x [m]	Ottobacia	Q_B [L/s]	T_L [°C]	DBO_{5L} [mg/L]	S_L [g/L]	pH _L [-]	C_L NMP/100mL	No_L [mg/L]	Na_L [mg/L]	Ni_L [mg/L]	Nn_L [mg/L]	Po_L [mg/L]	Pi_L [mg/L]	OD_L [mg/L]
0	868428211	309,89	20,00	12,38	0,00	7,00	0	0,86	0,98	0,08	0,28	0,05	0,13	7,72
0	86842831	1.669,03	20,00	3,89	0,00	7,00	0	0,16	0,10	0,02	0,27	0,00	0,01	7,64
6.924	86842818	39,80	20,00	0,97	0,00	7,00	0	0,19	0,01	0,00	0,29	0,00	0,01	7,93
7.489	868428176	38,43	20,00	0,97	0,00	7,00	0	0,18	0,01	0,00	0,29	0,00	0,01	7,93
8.319	868428174	17,44	20,00	0,97	0,00	7,00	0	0,19	0,01	0,00	0,29	0,00	0,01	7,87
11.027	868428172	28,96	20,00	0,97	0,00	7,00	0	0,18	0,01	0,00	0,29	0,00	0,01	7,93
12.323	86842816	21,92	20,00	0,91	0,00	7,00	0	0,17	0,02	0,00	0,29	0,00	0,01	7,90

Tabela 15 – Informações constantes na aba Captação

x [m]	Captação	Qc [L/s]
100	86842819_1	0,00
4.473	86842819_2	0,12
5.258	86842819_3	0,02
6.924	86842819_4	0,05
7.489	868428177_1	0,02
8.319	868428175_1	0,07
11.027	868428173_1	0,28
12.323	868428171_1	0,03
13.675	86842815_1	0,04

Tabela 16 – Informações constantes na aba Lançamentos

Lançamentos		Vazões		Características físico-químicas										
x [m]	Lançamentos	Q _L [L/s]	T _L [°C]	DBO _{5L} [mg/L]	S _L [mg/L]	pH _L [-]	C _L NMP/100ml	No _L [mg/L]	Na _L [mg/L]	Ni _L [mg/L]	Nn _L [mg/L]	Po _L [mg/L]	Pi _L [mg/L]	OD _L [mg/L]
100	Lanc_234	0,40	20,00	75,00	0,00	7,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4.473	Lanc_278	209,12	20,00	375,63	0,00	7,00	0	24,35	31,30	0,00	0,00	1,74	3,83	0,00
5.258	Lanc_261	35,83	20,00	30,05	0,00	7,00	0	19,48	25,04	0,00	0,00	0,70	1,53	0,00

Figura 31 – Informações constantes na aba Calibração

TRECHOS		CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS															Copiar MONITORAMENTOS para TRECHOS
ID [-]	x_i [m]	k_T [W/m ² /°C]	$k_{DBO,d}^{20}$ [1/d]	$k_{DBO,f}^{20}$ [1/d]	k_C^{20} [1/d]	$k_{N,oe}^{20}$ [1/d]	$k_{N,ai}^{20}$ [1/d]	$k_{N,in}^{20}$ [1/d]	$k_{N,f}^{20}$ [1/d]	$k_{N,s}^{20}$ [1/d]	$k_{p,oi}^{20}$ [1/d]	$k_{p,f}^{20}$ [1/d]	$k_{p,s}^{20}$ [1/d]	k_d^{20} [1/d]	k_e^{20} [1/d]	k_a^{20} Equação	
Máx >>>	13.675	500	3,4000	0,3600	4,0000	0,4000	1,0000	2,0000	1,0000	0,1000	0,7000	1,0000	0,1000	1,0000	#####	-	
Mín >>>	0	10	0,0200	-0,3600	0,0500	0,0200	0,1000	0,2000	0,0000	0,0010	0,0100	0,0000	0,0010	0,0000	0,0000	-	
1	0	25	3,0000	0,3600	1,0000	0,0200	0,1000	2,0000	1,0000	0,0000	0,0100	0,0200	0,0000	0,0000	-1,0000	Automático	
2	4.597	25	3,0000	0,3600	1,0000	0,0200	0,1000	2,0000	1,0000	0,0000	0,0100	1,0000	0,0000	0,0000	-1,0000	Automático	
3	6.689	25	2,0000	0,3600	1,0000	0,0200	0,1000	2,0000	1,0000	0,0000	0,0100	0,0000	0,0000	0,0000	-1,0000	Automático	
4	13.675																
5																	
6																	
7																	
8																	
9																	
10																	
11																	
12																	
13																	
14																	
15																	
16																	
17																	
18																	
19																	

AVISOS

Progresso: 3/3 (100%)

Campos k_a^{20}

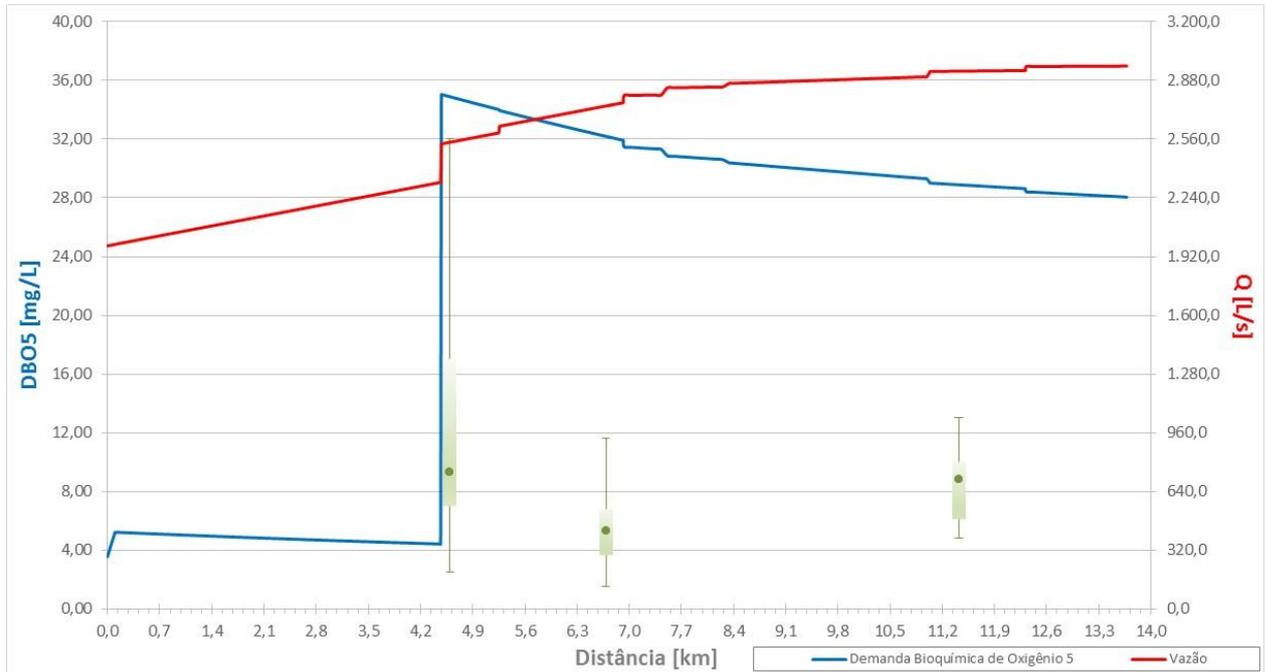
- 4 : O'Connor-Dobbins
- 3 : Churchill
- 2 : Owens-Gibbs
- 1 : Automático
- ≥0: Valor definido

Otimizar Coeficientes

Parâmetros Calibráveis

k_T	<input type="checkbox"/>
$k_{DBO,d}^{20}$	<input checked="" type="checkbox"/>
$k_{DBO,f}^{20}$	<input checked="" type="checkbox"/>
k_C^{20}	<input type="checkbox"/>
$k_{N,oe}^{20}$	<input checked="" type="checkbox"/>

Figura 32 – Exemplo de gráfico *boxplot*



4.2.4.3 Considerações iniciais adotadas para a calibração do modelo

Antes de ser iniciada a calibração do modelo ABAÇO foram assumidas três condições de modo a obter resultados que representassem da melhor maneira possível a realidade do corpo hídrico estudado.

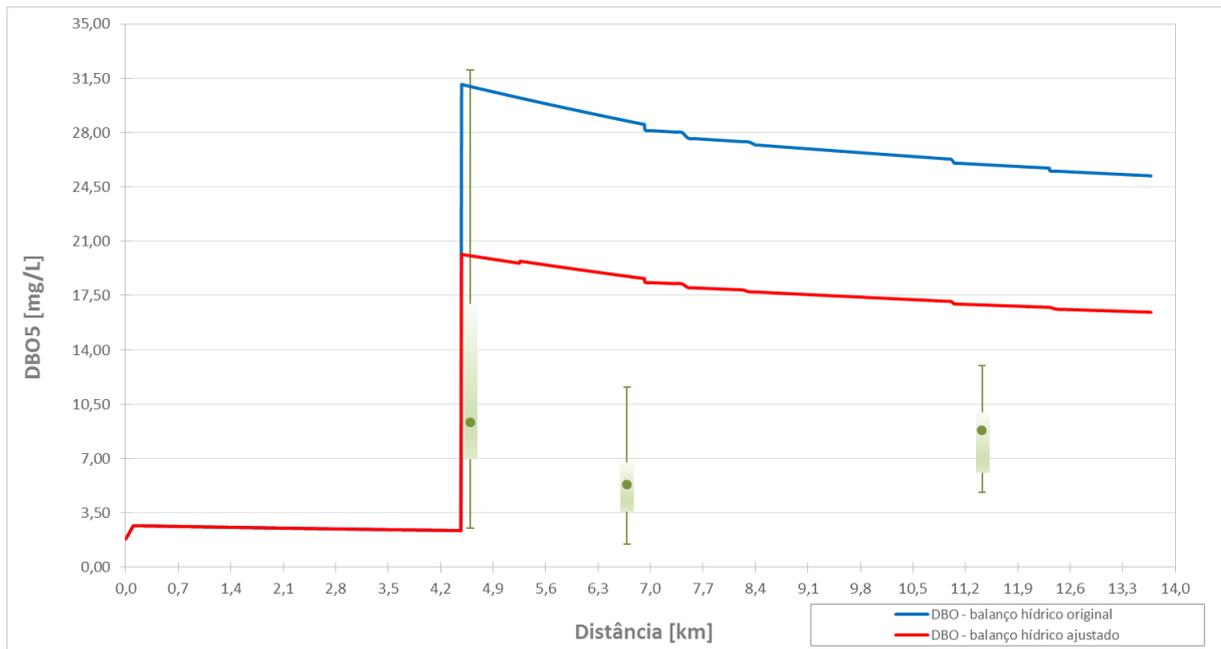
A primeira condição assumida foi a escolha do período hidrológico, ou seja, o período seco, que é considerado o mais crítico para a qualidade da água. Esta condição foi adotada também para a obtenção do balanço hídrico quali-quantitativo.

A segunda condição adotada foi a substituição das concentrações e das vazões de cabeceira resultantes do balanço hídrico quali-quantitativo dos principais afluentes do Rio Lambari (Rio das Antas e Ribeirão dos Poços) pelas concentrações médias e vazões médias observadas nas campanhas de campo no período seco, conferindo melhor representatividade dos corpos hídricos. As substituições foram efetuadas na aba Afluentes, na ottobacia 868428211, onde está localizado o ponto LAM01, e na ottobacia 86842831, onde se encontra o ponto LAM02, que está apresentado posteriormente na Tabela 21, no Capítulo 5.

E, finalmente, na altura do km 4,4 do trecho calibrado do Rio Lambari foi observada uma elevada carga de DBO proveniente de esgoto doméstico sem tratamento, cuja concentração era de 31,1 mg/L. Este aporte impactaria significativamente na obtenção de um

coeficiente de reação adequado para a DBO, sendo necessário ajustar a vazão de lançamento para um valor 60% inferior ao valor proveniente do balanço hídrico, sendo esta a terceira condição. A redução foi baseada em análise de polutograma apresentado em literatura relativa ao transporte de esgoto (TSUTIYA, 1999; JORDÃO & PESSÔA, 2011 *apud* ANA, 2016b). Na Figura 33 é representado o perfil de concentração de DBO do balanço hídrico original (cor azul) e do balanço hídrico ajustado no km 4,4 (cor vermelha).

Figura 33 – Perfil de concentração de DBO – balanços hídricos original e ajustado



4.2.5 Avaliação do ajuste do modelo

De acordo com von Sperling (2007), é importante avaliar a qualidade do ajuste do modelo entre os dados estimados e os dados observados através da análise de comportamento dos parâmetros, visualizadas através de gráficos, e por métodos estatísticos, sendo empregado as duas abordagens no presente trabalho.

A análise de comportamento dos parâmetros foi feita através da plotagem do perfil de concentração dos dados estimados e de *boxplots* dos dados observados em campo ao longo do corpo hídrico. Para que se possa mencionar que a calibração foi bem-sucedida, o perfil de concentração deve estar ajustado ao *boxplot*, preferencialmente em sua mediana, o que indica bom ajuste aos dados de campo. Caso contrário, o gráfico pode revelar que ainda há

necessidade de se adequar um determinado trecho de rio para se obter o melhor ajuste dos parâmetros calibrados.

Dentre os métodos estatísticos existentes, empregou-se no presente trabalho o coeficiente de determinação (CD) apresentado por von Sperling (2007), ou critério de Nash-Sutcliffe apresentado por Nash & Sutcliffe (1970) *apud* Sincock *et al* (2003), que mostra a relação entre a soma dos erros ao quadrado e a variância dos dados observados, indicando o grau de correspondência entre os valores estimados e os dados obtidos em campo, sendo expresso pela equação (32):

$$CD = 1 - \frac{\sum(y_{obs} - y_{est})^2}{\sum(y_{obs} - y_{observmed})^2} \quad (32)$$

onde:

y_{obs} - valor observado em campo

y_{est} - valor estimado

$y_{observmed}$ - média dos valores observados

Para análise dos resultados de CD, observa-se os seguintes intervalos, apresentados por von Sperling (2007):

- “... $0 \leq CD \leq 1$: representa a fração da variância total dos dados observados explicada pelo modelo;
- $CD = 1$: grau de correspondência entre os dados estimados e observados é perfeito;
- CD negativo: modelo conduz a um ajuste não melhor que um modelo composto por uma reta horizontal que passa pela média dos pontos observados...”.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos no decorrer do presente trabalho estão apresentados por assunto, para que seja possível uma melhor compreensão das etapas realizadas, sendo divididos em três itens: (i) campanhas de campo; (ii) balanço hídrico quali-quantitativo; e (iii) calibração. A consecução das duas primeiras etapas permitiu a obtenção de coeficientes calibrados dos parâmetros selecionados no presente trabalho.

5.1 Campanhas de campo

As coletas das amostras de água e análise ocorreram no período seco, nos meses de agosto e setembro de 2014, totalizando cinco campanhas, e no período chuvoso, no mês de janeiro de 2015, totalizando duas campanhas.

Os resultados das campanhas de campo estão apresentados nas Tabelas 17 a 19. Na Tabela 17 são observadas as medições de descarga líquida, na Tabela 18 o TDH e as variáveis necessárias para o seu cálculo a partir dos dados de medição de descarga líquida, e na Tabela 19 são observados os parâmetros de qualidade da água analisados, indicando na cor cinza as concentrações que excederam os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para a classe 2, enquadramento em que o Rio Lambari se encontra. Os dados monitorados que estiveram abaixo do limite de detecção estão representados na Tabela 19 com o sinal < (“menor que”).

Tabela 17 – Descargas líquidas observadas em campo

Código do ponto	Campanha	Data da coleta	Vazão (m ³ /s)	Área molhada (m ²)	Largura do rio (m)	Profundidade média (m)	Velocidade (m/s)
LAM01	1ª Campanha	21/08/2014	0,41	4,09	9,00	0,45	0,10
	2ª Campanha	02/09/2014	0,33	4,12	9,80	0,42	0,08
	3ª Campanha	09/09/2014	0,31	3,77	9,50	0,40	0,08
	4ª Campanha	18/09/2014	0,46	5,49	9,50	0,58	0,08
	5ª Campanha	25/09/2014	0,38	5,15	10,00	0,52	0,07
	6ª Campanha	19/01/2015	0,94	4,24	10,00	0,42	0,22
	7ª Campanha	26/01/2015	1,01	4,44	10,50	0,42	0,23
LAM02	1ª Campanha	21/08/2014	1,42	16,56	15,00	1,10	0,09
	2ª Campanha	02/09/2014	1,81	16,19	14,00	1,16	0,11
	3ª Campanha	09/09/2014	1,67	16,68	15,50	1,08	0,10
	4ª Campanha	18/09/2014	1,73	16,76	15,50	1,08	0,10
	5ª Campanha	25/09/2014	2,28	15,34	16,00	0,96	0,15
	6ª Campanha	19/01/2015	7,86	23,36	17,50	1,33	0,34
	7ª Campanha	26/01/2015	7,53	22,71	17,50	1,30	0,33
LAM03	1ª Campanha	21/08/2014	2,08	8,28	18,50	0,45	0,22
	2ª Campanha	02/09/2014	2,39	10,34	19,00	0,54	0,20
	3ª Campanha	09/09/2014	2,76	10,11	19,10	0,53	0,27
	4ª Campanha	18/09/2014	2,73	9,55	19,10	0,50	0,29
	5ª Campanha	25/09/2014	3,22	10,09	18,50	0,55	0,32
	6ª Campanha	19/01/2015	9,05	15,67	20,00	0,78	0,56
	7ª Campanha	26/01/2015	8,79	15,19	20,00	0,76	0,56

Pela Tabela 17, observa-se que a 3ª campanha apresentou vazões reduzidas nos dois pontos localizados nos afluentes do Rio Lambari (LAM01 – Ribeirão dos Poços, e LAM02 – Rio das Antas) em comparação com as duas primeiras campanhas. Nas campanhas seguintes, as vazões estiveram maiores, principalmente nas 6ª e 7ª campanhas, indicando que houve precipitação na região. Já no ponto localizado no Rio Lambari (LAM03), a vazão apresentou acréscimo ao longo das campanhas, o que contribuiu para a redução das concentrações de DBO e OD.

Para a obtenção do TDH, foram realizados cálculos das variáveis intermediárias, obtidas a partir os dados médios das campanhas do ponto LAM03, apresentados na Tabela 17, conseguindo-se os seguintes valores (Tabela 18), incluindo o TDH:

Tabela 18 – TDH e as variáveis intermediárias para o seu cálculo

Variáveis	Valores
Área superficial (m ²)	268.400
Profundidade média (m)	0,59
Volume (m ³)	158.460
Vazão (m ³ /s)	4,43
TDH (d)	0,41

Tabela 19 – Concentrações dos parâmetros de qualidade da água observadas em campo

Ponto	Campanha	Data Coleta	Sinal DBO	DBO (mg/L)	Sinal DQO	DQO (mg/L)	Sinal Fosfato	Fosfato (como PO4) (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Nitrogênio Total (mg/L)	Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)	Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Sinal Nitrato	Nitrato (como N) (mg/L)	OD (mg/L)	pH	Temp. (°C)
LAM01	1ª Campanha	21/08/2014		6,50		19,00		0,17	0,84	3,21	2,97	2,64		0,24	2,88	7,55	14,2
	2ª Campanha	02/09/2014	<	3,00		11,00		0,18	0,23	3,94	3,94	3,01		0,13	2,75	7,51	15,7
	3ª Campanha	09/09/2014	<	3,00	<	5,00	<	0,05	0,20	4,05	3,18	2,93		0,76	2,72	7,69	15,4
	4ª Campanha	18/09/2014	<	4,00		19,00	<	0,05	0,14	3,24	2,88	2,74		0,36	3,86	7,07	18
	5ª Campanha	25/09/2014		3,30		16,00		0,12	0,13	2,51	2,49	2,35		0,85	1,93	7,02	18,7
	6ª Campanha	19/01/2015	<	3,00	<	5,00	<	0,25	0,16	2,79	1,21	0,83		1,58	4,90	7,43	22,2
	7ª Campanha	26/01/2015	<	3,00		8,10	<	0,05	0,15	4,33	2,57	0,71		1,60	4,47	7,52	21,9
LAM02	1ª Campanha	21/08/2014		3,90		18,00		0,13	0,25	4,82	4,24	0,47		0,58	7,07	7,49	16,3
	2ª Campanha	02/09/2014	<	3,00		9,10		0,08	0,12	2,37	1,51	0,65		0,51	5,25	7,44	17,4
	3ª Campanha	09/09/2014		3,70		10,00	<	0,05	0,11	1,98	1,28	0,52		0,52	6,15	7,61	17,9
	4ª Campanha	18/09/2014	<	4,00		21,00	<	0,05	0,06	1,84	1,35	0,73		0,49	5,24	7,22	20,4
	5ª Campanha	25/09/2014	<	3,00		8,70	<	0,05	0,06	1,11	0,37	0,36		0,74	4,89	7,49	19,3
	6ª Campanha	19/01/2015	<	3,00	<	5,00	<	0,05	0,07	0,52	0,33	0,20		0,19	5,00	7,36	25,5
	7ª Campanha	26/01/2015	<	3,00		8,10	<	0,05	0,08	1,10	0,72	0,27		0,34	5,20	7,47	23,8
LAM03	1ª Campanha	21/08/2014		34,00		99,00		1,81	2,28	9,33	8,90	7,72		0,43	4,06	7,35	18,1
	2ª Campanha	02/09/2014		17,00		34,00		0,50	0,53	5,88	5,36	4,12		0,52	4,61	7,41	18,1
	3ª Campanha	09/09/2014		9,30		14,00		0,08	0,40	5,36	4,62	2,77		0,65	4,96	7,29	17,8
	4ª Campanha	18/09/2014	<	5,00		27,00	<	0,05	0,13	3,35	2,70	1,90		0,65	1,44	6,17	20,4
	5ª Campanha	25/09/2014		7,00		17,00		0,29	0,23	3,04	2,27	1,77		0,82	1,27	6,04	20,1
	6ª Campanha	19/01/2015		3,70		17,00		0,50	0,34	2,08	1,81	1,43		0,27	5,10	7,42	24,6
	7ª Campanha	26/01/2015		5,30		33,00		0,55	0,53	4,24	3,86	2,51		0,32	5,18	7,41	23,5
LAM04	1ª Campanha	21/08/2014		12,20		36,00		0,78	0,43	7,87	7,41	2,62		0,46	3,18	6,44	18,2
	2ª Campanha	02/09/2014		6,80		20,00		0,56	0,37	4,07	3,80	3,03		0,27	1,35	7,17	18,7
	3ª Campanha	09/09/2014	<	3,00		9,10	<	0,05	0,33	3,69	3,23	2,13		0,46	2,76	7,18	18,5
	4ª Campanha	18/09/2014		3,60		28,00	<	0,05	0,25	2,95	2,53	2,20	<	0,10	1,22	7,59	20,8
	5ª Campanha	25/09/2014		5,30		17,00		0,33	0,22	3,15	2,60	1,92		0,55	1,18	6,89	20,2
	6ª Campanha	19/01/2015	<	3,00	<	5,00		0,14	0,13	1,05	0,79	0,59		0,26	4,30	7,07	24,7
	7ª Campanha	26/01/2015	<	3,00	<	5,00		0,08	0,17	2,55	2,04	1,42		0,41	3,60	7,29	23,9
LAM05	1ª Campanha	21/08/2014		8,80		41,00		1,23	0,63	3,66	3,66	3,58	<	0,10	2,22	7,21	19,4
	2ª Campanha	02/09/2014		13,00		38,00		0,89	0,48	6,02	6,02	4,71	<	0,10	0,89	7,23	19,2
	3ª Campanha	09/09/2014		10,00		23,00		0,31	0,46	5,78	5,73	3,40	<	0,10	1,62	7,29	18,1
	4ª Campanha	18/09/2014		4,80		34,00		0,40	0,35	3,47	3,47	3,09	<	0,10	1,37	6,96	20,8
	5ª Campanha	25/09/2014		6,10		21,00		0,67	0,35	3,54	3,40	3,04		0,14	1,15	6,75	21,1
	6ª Campanha	19/01/2015	<	3,00	<	5,00		0,20	0,13	1,46	0,85	0,80		0,61	4,70	7,16	24,7
	7ª Campanha	26/01/2015	<	3,00		8,30		0,14	0,18	2,24	1,78	1,26		0,34	4,70	7,38	24,3

Legenda:

Em desacordo com a Resolução CONAMA 357/2005 para a classe 2

No geral, os resultados obtidos nas campanhas de campo mostraram que a qualidade da água no trecho monitorado do Rio Lambari esteve crítica, quando observados os parâmetros DBO, OD e fósforo total na Tabela 19, sendo que a 1ª campanha foi a que apresentou a pior qualidade da água, causada provavelmente pela escassez de chuva no período monitorado, enquanto que as 4ª e 5ª campanhas apresentaram melhores resultados no que se refere à qualidade da água do Rio Lambari.

Considerando os parâmetros individualmente, observa-se que as concentrações de DBO, no período seco, oscilaram entre $< 3,00$ mg/L e $34,00$ mg/L, sendo que as campanhas que apresentaram piores resultados foram as 1ª e 2ª campanhas. A partir da 3ª campanha, as condições qualitativas do Rio Lambari estiveram melhores, porém com valores acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para a classe 2 ($5,00$ mg/L). Destaca-se o ponto LAM03, onde o parâmetro esteve elevado nas duas primeiras campanhas ($34,00$ e $17,00$ mg/L). A provável causa destas altas concentrações se deve ao aporte de esgotos domésticos sem tratamento, que atravessa uma ETE desativada na região e localizada a montante de LAM03, originário da área urbana do município mineiro de Poços de Caldas. No período chuvoso, o comportamento do Rio Lambari foi o oposto do período seco, com concentrações de DBO abaixo do limite de detecção ($< 3,00$ mg/L), estando em conformidade com a legislação vigente em todos os pontos amostrados. As reduções das concentrações podem ter sido influenciadas pelo aumento da vazão do Rio Lambari no trecho monitorado.

Quanto ao OD, o trecho inicial do Rio Lambari, que pode ser representado pelo ponto LAM02 (confluência com o Rio das Antas), apresentou boa qualidade da água, com atendimento aos limites estabelecidos para a classe 2 (acima de $5,00$ mg/L) em todas as campanhas de campo, excetuando-se a 5ª campanha, em que a concentração observada foi de $4,90$ mg/L. A partir da confluência com o Ribeirão dos Poços, no km 11,2, o parâmetro apresentou uma queda acentuada no valor de OD, principalmente nas 2ª, 4ª e 5ª campanhas, com valores ligeiramente acima de $1,00$ mg/L. No período chuvoso, a qualidade do corpo d'água apresentou melhora, porém sempre abaixo dos padrões de qualidade da Resolução CONAMA 357/2005 para a classe em que se encontra.

A análise do nitrogênio amoniacal leva em consideração o pH da água amostrada. A 1ª e 2ª campanhas estiveram críticas quanto a este parâmetro em seu trecho intermediário, mais precisamente no ponto LAM03, e no km 11,2, onde há a confluência com o Ribeirão dos Poços (ponto LAM01), em que as concentrações estiveram acima de $3,70$ mg/L para um $\text{pH} \leq 7,5$, no primeiro ponto; e de $2,00$ mg/L para um pH variando entre $7,5$ e $8,0$, no segundo

ponto. Nos demais pontos, os valores de nitrogênio amoniacal estiveram adequados a classe 2 da legislação vigente tanto no período seco, como no período chuvoso.

Diferentemente do nitrogênio amoniacal, o nitrato não depende do pH para sua avaliação. Em todas as campanhas de campo, todos os pontos amostrados obtiveram concentrações inferiores à concentração máxima permitida pela Resolução CONAMA 357/2005, que é de 10,00 mg/L, para a classe 2, atingindo picos no ponto LAM03, como na 5ª campanha (0,80 mg/L), e decaindo nos pontos a jusante. Nas campanhas em período chuvoso, apesar do parâmetro atender a legislação vigente, no trecho final do Rio Lambari (ponto LAM05), os valores observados estiveram superiores a 0,35 mg/L, enquanto que nas campanhas em período seco os valores estiveram abaixo do limite de detecção (< 0,10 mg/L).

O nitrogênio total apresentou valores superiores na 1ª campanha em comparação às demais, com pico de 9,33 mg/L no ponto LAM03. A partir deste ponto, houve um decréscimo nas concentrações, passando para 7,87 mg/L em LAM04 e 3,66 mg/L em LAM05. Nas campanhas seguintes, tanto do período seco como do período chuvoso, o comportamento do rio foi semelhante, até o ponto LAM04. Deste trecho em diante, houve aumento da concentração, como na 3ª campanha, onde o valor observado em LAM04 foi de 3,69 mg/L, enquanto que em LAM05 foi de 5,78 mg/L.

No que se refere ao fósforo total, as concentrações estiveram superiores ao limite preconizado pela Resolução CONAMA 357/2005 para a classe 2 (0,10 mg/L) em todas as campanhas de campo. A primeira campanha foi a que apresentou pior situação qualitativa, atingindo um pico de 2,30 mg/L no ponto LAM03 e, no seu trecho final, no ponto LAM05, com um valor observado de 0,60 mg/L. Nas campanhas subsequentes, as concentrações sofreram redução, porém estiveram sempre acima de 0,10 mg/L. A degradação da qualidade da água quanto a este parâmetro pode ter sido influenciada não somente pelo esgoto doméstico advindo da área urbana, como também pela atividade agropecuária desenvolvida na região.

Já para o parâmetro fosfato, observa-se que o ponto LAM03 apresentou concentração elevada na 1ª campanha (1,81 mg/L), em comparação com os valores obtidos nas campanhas subsequentes do período seco (0,05 mg/L, na 4ª campanha). Excetuando-se a 1ª campanha, as concentrações dos pontos a jusante do LAM03 no período seco, apresentaram ascendência ao longo do trecho do Rio Lambari: 0,33 mg/L para LAM04, e 0,67 mg/L para LAM05, na 5ª campanha. No período chuvoso, o comportamento das concentrações do parâmetro apresentou similaridade com a 1ª campanha, porém com valores menores, ou seja, pico de

concentração no ponto LAM03 (0,55 mg/L na 7ª campanha), com redução no ponto LAM04 (0,08 mg/L na 7ª campanha) e incremento no ponto LAM05 (0,14 mg/L).

5.2 Balanço hídrico quali-quantitativo

Como apresentado no item 4.2.3, o balanço hídrico quali-quantitativo foi obtido pelo aplicativo ABaCO, adotando inicialmente coeficientes teóricos dos parâmetros de qualidade da água, ou seja, valores constantes na literatura da área e apresentados nas Tabelas 1 e 2. Os resultados do balanço hídrico, apresentados nas Tabelas 20 a 23, foram exportados para a *planilha de calibração*, gerada pelo módulo de qualidade da água do ABaCO, de modo a permitir a calibração do ABaCO. Vale mencionar que nestas Tabelas estão consideradas as condições iniciais apresentadas no item 4.2.4.3.

Tabela 20 – Características do trecho crítico do Rio Lambari – parâmetros selecionados para a calibração

Trechos		Características físico-químicas do escoamento superficial direto								
x_i [m]	Ottobacia	Ottobacia Afluente	DBO ₅ _{ESD} [mg/L]	No _{ESD} [mg/L]	Na _{ESD} [mg/L]	Ni _{ESD} [mg/L]	Nn _{ESD} [mg/L]	Po _{ESD} [mg/L]	Pi _{ESD} [mg/L]	OD _{ESD} [mg/L]
0	86842819	868428211	1,06	0,19	0,02	0,00	0,29	0,00	0,01	8,18
6.924	868428177	86842818	1,00	0,19	0,01	0,00	0,29	0,00	0,01	8,18
7.489	868428175	868428176	1,00	0,19	0,01	0,00	0,29	0,00	0,01	8,18
8.319	868428173	868428174	1,00	0,19	0,01	0,00	0,29	0,00	0,01	8,18
11.027	868428171	868428172	1,00	0,19	0,01	0,00	0,29	0,00	0,01	8,18
12.323	86842815	86842816	1,00	0,19	0,01	0,00	0,29	0,00	0,01	8,18
13.675										

Tabela 21 – Características dos afluentes do trecho crítico do Rio Lambari – parâmetros selecionados para a calibração

Afluentes		Vazão	Características físico-químicas dos afluentes								Obs.
x [m]	Ottobacia	Q _B [L/s]	DBO _{5L} [mg/L]	No _L [mg/L]	Na _L [mg/L]	Ni _L [mg/L]	Nn _L [mg/L]	Po _L [mg/L]	Pi _L [mg/L]	OD _L [mg/L]	
0	868428211	378,00	3,36	0,36	2,73	0,02	0,47	0,27	0,03	2,83	LAM01
0	86842831	1.782,00	2,52	1,20	0,55	0,11	0,57	0,10	0,02	5,72	LAM02
6.924	86842818	39,80	0,97	0,19	0,01	0,00	0,29	0,00	0,01	7,93	
7.489	868428176	38,43	0,97	0,18	0,01	0,00	0,29	0,00	0,01	7,93	
8.319	868428174	17,44	0,97	0,19	0,01	0,00	0,29	0,00	0,01	7,87	
11.027	868428172	28,96	0,97	0,18	0,01	0,00	0,29	0,00	0,01	7,93	
12.323	86842816	21,92	0,91	0,17	0,02	0,00	0,29	0,00	0,01	7,90	

Legenda:

Dados obtidos no balanço hídrico qualitativo foram substituídos pelas médias das campanhas de campo realizadas no período seco

Tabela 22 – Características das captações existentes no trecho crítico do Rio Lambari

x [m]	Captação	Q _c [L/s]
100	86842819_1	0,00
4.473	86842819_2	0,12
5.258	86842819_3	0,02
6.924	86842819_4	0,05
7.489	868428177_1	0,02
8.319	868428175_1	0,07
11.027	868428173_1	0,28
12.323	868428171_1	0,03
13.675	86842815_1	0,04

Tabela 23 – Características dos lançamentos existentes no trecho crítico do Rio Lambari – parâmetros selecionados para calibração

Lançamentos		Vazões		Características físico-químicas						
x [m]	Lançamentos	Q _L [L/s]	DBO _{5L} [mg/L]	No _L [mg/L]	Na _L [mg/L]	Ni _L [mg/L]	Nn _L [mg/L]	Po _L [mg/L]	Pi _L [mg/L]	OD _L [mg/L]
100	Lanc_234	0,40	75,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4.473	Lanc_278	125,47	375,63	24,35	31,30	0,00	0,00	1,74	3,83	0,00
5.258	Lanc_261	35,83	30,05	19,48	25,04	0,00	0,00	0,70	1,53	0,00

Legenda:

Ajuste na vazão de lançamento de esgoto doméstico, com redução de 60% da vazão original (209,12 L/s)

5.3 Calibração

De posse dos resultados do balanço hídrico, procedeu-se com a etapa de calibração de maneira automática, que através da ferramenta *Solver* do Microsoft Excel®, foi possível obter os parâmetros calibrados DBO, OD, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio total, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e fósforo total. Seis destes parâmetros foram ajustados de forma manual, de modo a conseguir o melhor ajuste entre os dados simulados e os dados de campo, cujos resultados finais estão apresentados na Tabela 24.

Tabela 24 – Parâmetros de qualidade da água calibrados

Distância [km]	k_{DBO,d} [dia ⁻¹]	k_{DBO,f} [dia ⁻¹]	k_{N,oa} [dia ⁻¹]	k_{N,ai} [dia ⁻¹]	k_{N,in} [dia ⁻¹]	k_{N,f} [dia ⁻¹]	k_{P,oi} [dia ⁻¹]	k_{P,f} [dia ⁻¹]
0,0	3,400	0,200	0,400	0,500	0,000	1,000	0,010	0,020
4,6	2,700	0,360	0,400	0,650	0,000	1,000	0,010	0,020
6,7	2,000	0,360	0,400	0,650	0,200	1,000	0,010	0,020

Os valores calibrados constantes na Tabela 24 foram comparados com os valores apresentados na literatura, indicando que $k_{DBO,d}$, $k_{DBO,f}$ e $k_{N,oa}$ atingiram em, pelo menos, um dos três trechos calibrados do Rio Lambari os valores máximos da faixa típica apresentada na Tabela 1 (3,40 dia⁻¹, 0,36 dia⁻¹ e 0,40 dia⁻¹, respectivamente).

O coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico ($k_{N,f}$) foi o único parâmetro que excedeu o valor máximo da faixa típica, obtendo um valor de 1,00 dia⁻¹ ante a 0,10 dia⁻¹ da faixa típica, demonstrando a influência do aporte de esgoto doméstico *in natura* na qualidade do Rio Lambari, além de indicar a existência de outros dois estágios distintos de poluição do corpo d'água (poluição recente e estágio intermediário da poluição).

Os demais parâmetros, considerando a faixa máxima da Tabela 1, mostraram que os coeficientes calibrados estiveram próximos aos valores mínimos da literatura. A exceção foi observada no processo de conversão de nitrito para nitrato ($k_{N,in}$), em que as equações da literatura superestimaram o valor do coeficiente calibrado, ou seja, nos dois primeiros trechos do Rio Lambari o coeficiente foi igual a zero frente ao valor mínimo da Tabela 1 (0,20 dia⁻¹), e este valor calibrado aparenta apresentar uma relação direta com as baixas concentrações de nitrito no corpo d'água, sendo também um indicativo da presença de poluentes em estágio intermediário de degradação.

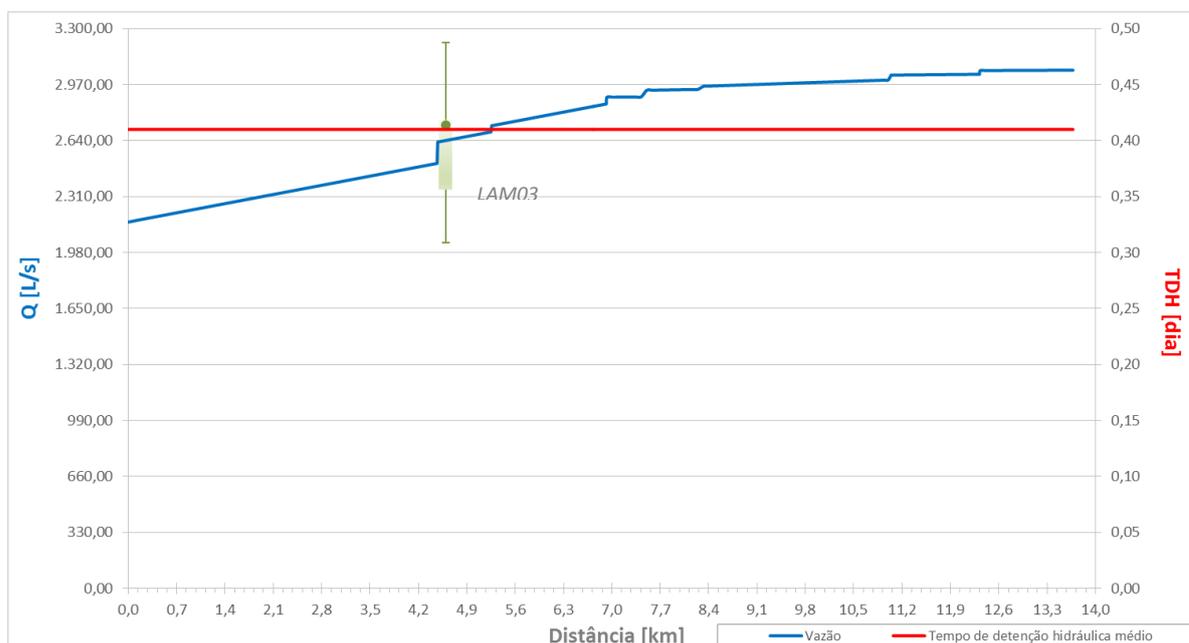
Ao comparar os coeficientes calibrados com alguns estudos realizados e, considerando a vazão média observada nas campanhas de campo no período seco do Rio Lambari (2,64 m³/s), verifica-se que Salla *et al* (2016) adotaram os mesmos valores da faixa de literatura no Rio Uberabinha, em Minas Gerais, para os parâmetros $k_{N,oa}$, $k_{N,ai}$ e $k_{P,oi}$. Ao observar os coeficientes calibrados por Salla *et al* (2016), encontram-se semelhanças para $k_{N,ai}$, $k_{N,in}$ e $k_{P,oi}$, onde os valores obtidos pelos autores foram $k_{N,ai} = 0,40$ a $0,90$ dia⁻¹; $k_{N,in} =$ zero a $0,05$ dia⁻¹ e $k_{P,oi} =$ zero a $0,80$ dia⁻¹.

Tonon (2014) realizou a calibração de dois modelos matemáticos no mesmo corpo hídrico abordado neste trabalho, Streeter-Phelps e QUAL-UFMG. No primeiro modelo foram calibrados os parâmetros DBO e OD, enquanto que no segundo modelo, além de DBO e OD, séries de nitrogênio e fósforo. Comparando os resultados obtidos pelo estudo anterior com o

presente trabalho no período seco, verifica-se que, apesar da vazão média observada ter sido superior em relação ao presente trabalho ($7,90 \text{ m}^3/\text{s}$ ante a $2,64 \text{ m}^3/\text{s}$, respectivamente), o $k_{\text{DBO},d}$ e $k_{\text{N},f}$ foi 971% e 1.111 % menor ($0,35 \text{ dia}^{-1}$ e $0,09 \text{ dia}^{-1}$), respectivamente, considerando o valor do primeiro trecho simulado no 4,7 km. Em menores proporções que $k_{\text{DBO},d}$ e $k_{\text{N},f}$, os coeficientes $k_{\text{N},ao}$ e $k_{\text{N},ai}$ também apresentaram valores menores em relação aos maiores valores calibrados. Em contrapartida, $k_{\text{P},oi}$ e $k_{\text{P},f}$ apresentaram valores superiores em comparação a este trabalho, ocorrendo uma diferença de 8.600% e 450%, respectivamente. As discrepâncias encontradas entre Tonon (2014) e o presente trabalho podem ser justificadas pela ocorrência de maior diluição dos poluentes no corpo hídrico por apresentar vazão superior. Outro fator a ser mencionado é que no período das campanhas de campo do presente trabalho, a Região Sudeste estava sofrendo com a baixa disponibilidade hídrica, com vazões inferiores à média histórica, causada pela redução dos índices pluviométricos nos anos de 2013 a 2015.

Na Figura 34 está apresentado o perfil de vazão obtido no balanço hídrico qualitativo, enquanto que nas Figuras 35 a 37 estão apresentados os perfis longitudinais dos parâmetros simulados a partir dos coeficientes teóricos e calibrados. Os perfis plotados na cor azul representam as concentrações dos parâmetros DBO, OD, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio total, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e fósforo total com os coeficientes teóricos, e os perfis plotados na cor vermelha representam as concentrações dos mesmos parâmetros com os coeficientes calibrados.

Figura 34 – Perfil da vazão



A vazão foi medida somente em um ponto LAM03 na campanha de campo, dificultando a calibração desta variável. Entretanto, apesar da não realização de sua calibração, em uma percepção visual da Figura 34, observa-se que a vazão do balanço hídrico esteve adequada ao valor mediano das campanhas de campo. Com isso, o TDH foi obtido com os dados deste ponto, cujo cálculo foi apresentado no item 5.1.

Em uma avaliação realizada através da análise de comportamento dos parâmetros, cujos perfis estão apresentados nas Figuras 35 a 37, observa-se que os perfis calibrados estiveram, no geral, ajustados com os *boxplots*, que representam os dados das campanhas de campo, seja nos limites inferior e superior e na mediana.

Considerando parâmetro por parâmetro, observa-se que às concentrações de DBO calibradas estiveram bem próximas às concentrações obtidas em campo nos pontos LAM03 e LAM05 (entre a mediana e o limite de 75% dos *boxplots*).

O parâmetro OD é calculado automaticamente, ou seja, através dos coeficientes calibrados de DBO. Diferentemente da DBO, as concentrações calibradas apresentaram valores similares aos dados de campo nos pontos LAM04 e LAM05 (entre os limites de 25% e a mediana, respectivamente, do *boxplot*).

Assim como para DBO, o parâmetro nitrogênio orgânico também apresentou ajuste ao ponto LAM03 e LAM05, porém N_o esteve próximo às concentrações do ponto LAM04. Já o nitrogênio amoniacal e o nitrato estiveram ajustados aos pontos LAM03 e LAM04, mas distante do ponto LAM05. Entretanto, ao considerar o nitrogênio total, os dados simulados e de campo estiveram bem ajustados em todos os pontos de campo. Vale mencionar que os perfis de concentração foram semelhantes entre os balanços hídrico obtidos com os coeficientes teórico e calibrado.

Na série de fósforo (fósforo orgânico, fósforo inorgânico e fósforo total), as concentrações simuladas apresentaram similaridades aos dados de campo em todos os pontos de monitoramento, seja na mediana, no limite inferior ou no limite superior dos *boxplots*.

É importante lembrar que anteriormente à calibração dos parâmetros foi realizada a redução em 60% da vazão aportada de esgoto doméstico *in natura*, proveniente do balanço hídrico, na altura do km 4,4 do Rio Lambari. Este fato permitiu que os resultados calibrados estivessem próximos aos dados observados em campo, não apresentando discrepâncias significativas. Caso contrário, os coeficientes dos parâmetros estariam acima dos valores máximos apresentados na literatura da área.

Figura 35 – Perfis de concentração de DBO, OD e nitrogênio orgânico

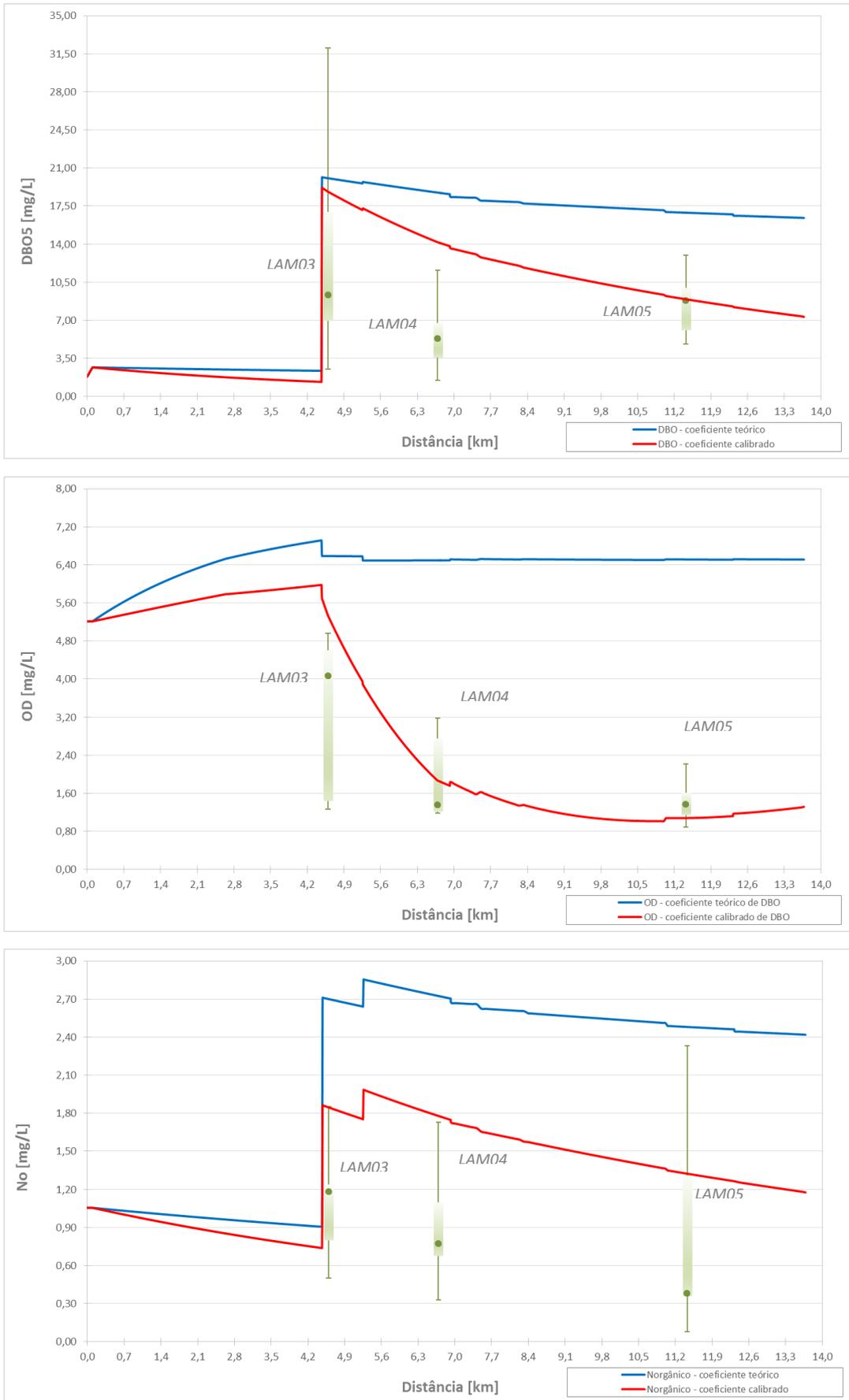
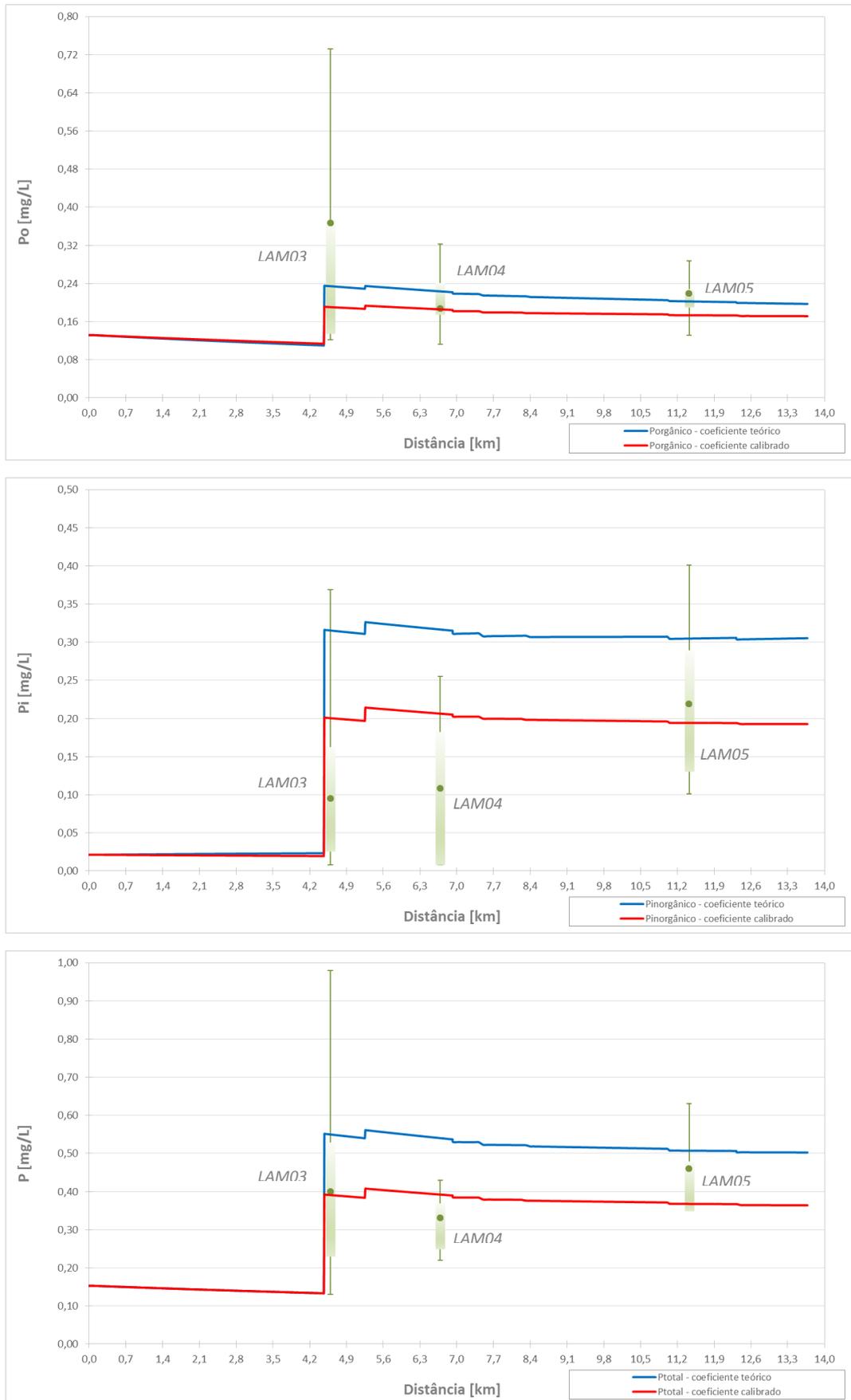


Figura 36 – Perfis de concentração de nitrogênio amoniaco, nitrato e nitrogênio total



Figura 37 – Perfis de concentração de fósforo orgânico, fósforo inorgânico e fósforo total



Já em uma avaliação realizada por um método estatístico, no caso o coeficiente de determinação (CD), verifica-se que o CD foi negativo para seis parâmetros (nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e fósforo total) dos nove calibrados ao considerar os valores observados em todas as campanhas de campo. Segundo von Sperling (2007), “*CD negativo indica que o modelo conduz a um ajuste não melhor que o de um modelo composto por uma reta horizontal que passa pela média dos pontos observados*”. Outro fator a ser mencionado é que a série de dados observada apresentou pouca variabilidade nas concentrações entre uma campanha e outra, o que dificultou na obtenção de um valor de CD elevado, levando a interpretações não muito conclusivas. Apesar da predominância de CD negativo, houve parâmetros que apresentaram valores positivos em algumas campanhas, passando confiabilidade entre os dados simulados e observados em campo, como o OD, que esteve próximo a 1,0 na 2ª campanha, e a DBO, que obteve CD igual a 0,37, na 1ª campanha.

Na Tabela 25 são apresentados os valores de CD que estiveram positivos ou o mais próximo do valor positivo, indicando a campanha de melhor resultado.

Tabela 25 – Coeficiente de determinação obtido

Parâmetro	CD	Campanha
DBO	0,37	1ª
OD	0,94	2ª
N _o	0,00	1ª e 2ª
N _a	-0,15	5ª
N _n	0,06	5ª
N	-0,59	3ª
P _o	-0,19	4ª
P _i	-0,19	2ª
P	-0,47	3ª

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O presente trabalho, na fase da revisão bibliográfica, notou que há uma escassez de dados, estudos e projetos relacionados ao corpo hídrico abordado, o Rio Lambari. Nos poucos documentos encontrados, é apontado que este corpo hídrico apresenta degradação da qualidade da água, sobretudo pelo lançamento inadvertido de esgoto doméstico *in natura* diretamente no seu leito, proveniente do município de Poços de Caldas. Além disso, o monitoramento de qualidade da água do IGAM é realizado em apenas um ponto do Rio Lambari, dificultando avaliação mais contundente de sua situação qualitativa. Sugere-se que seja ampliada a rede de monitoramento neste corpo hídrico, incluindo seus afluentes, sobretudo no Ribeirão dos Poços, que atravessa a área urbana de Poços de Caldas.

O modelo utilizado neste trabalho atendeu aos propósitos traçados, por ser capaz de fornecer, através de dados teóricos (provenientes da literatura), a vazão e a qualidade da água da Bacia do Rio Pardo, permitindo calibrar os parâmetros de qualidade da água e, assim, obter um primeiro entendimento sobre a situação qualitativa atual do Rio Lambari e fornecer subsídios para futuros estudos.

Na elaboração deste trabalho, foi possível entender que a calibração para um trecho curto de rio, que no caso foi de 14 km, os processos de conversão podem não ser significativos para a calibração, como para o ciclo de nitrogênio, devido ao baixo tempo de detenção hidráulica do rio. Outros entendimentos obtidos foram quanto à calibração automática de diversos parâmetros de forma simultânea, que pode inibir, em um primeiro momento, na obtenção de coeficientes calibrados ideais, sendo necessário realizar uma nova calibração dos coeficientes de forma manual e individualizada, baseada nos resultados preliminares da calibração automática; e que a dificuldade para a calibração dos parâmetros não está relacionada apenas com os coeficientes, mas também com os dados de entrada, que podem ser confiáveis ou não, e, dependendo do caso, necessitam ser calibrados previamente à calibração dos coeficientes.

Com base nos resultados na calibração do modelo ABaCO, verifica-se a necessidade de se obter um melhor conhecimento do corpo hídrico estudado, que pode ser observada através de algumas sugestões:

- Ampliação do monitoramento de qualidade da água e vazão;
- Conhecimento das cargas afluentes ao rio, não somente relativos aos efluentes domésticos e industriais, mas também provenientes do uso do solo, considerando parâmetros como DBO, OD e as séries de nitrogênio e fósforo, para a verificação dos impactos destas cargas sobre a qualidade da água do Rio Lambari;
- Emprego da modelagem matemática como instrumento de análise da variação da qualidade da água do corpo hídrico, que mostra-se como uma metodologia adequada aos estudos que visam o planejamento e o controle e proteção dos recursos hídricos para o subsídio de tomada de decisões e favorecimento da realização de análises de intervenção de medidas de controle ambiental.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADASA – AGÊNCIA REGULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO BÁSICO DO DISTRITO FEDERAL. Relatório final: prognóstico e programas de ação. v. 2. **Revisão e atualização do plano de gerenciamento integrado de recursos hídricos do Distrito Federal**. Porto Alegre: Ecoplan Engenharia Ltda., 2012.

AGÊNCIA PCJ – AGÊNCIA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. **Plano das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá 2010 – 2020**: relatório final. São Paulo: Cobrape, 2010.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Manual de construção da base hidrográfica ottocodificada da ANA**: fase 1 – construção da base topológica de hidrografia e ottobacias conforme a codificação de bacias hidrográficas de Otto Pfasteter. Brasília: ANA, 2007.

_____. **Elaboração de projeto da rede nacional de monitoramento da qualidade das águas superficiais. Programa nacional de avaliação da qualidade das águas – PNQA**. Brasília: ANA/Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2010.

_____. **Nota técnica conjunta nº 002/2012/SPR/SRE-ANA**, de 29 out. 2012. Brasília, 2012a.

_____. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil**: 2012. Brasília: ANA, 2012b.

_____. Portaria nº 62, de 26 de março de 2013. **Boletim de pessoal e serviço**: edição extraordinária, Brasília, 27 mar. 2013. n. 12.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: 2013. Brasília: ANA, 2013b.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: informe 2014. Brasília: ANA, 2015a.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: informe 2016. Brasília: ANA, 2016a.

_____. **Estudo de modelagem quantitativa e qualitativa de trechos de rio em bacias hidrográficas consideradas críticas**. São Paulo: Consórcio Cobrape/CH2MHill, 2016b.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DE SÃO PAULO. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Brasília: ANA; São Paulo: CETESB, 2011.

ARAÚJO, J. L. B.; MATION, H.; SILVA, L. G. Modelo estatístico para acompanhamento das condições sanitárias do reservatório Billings. **Revista DAE**, São Paulo, v. 45, n. 140, p. 21-39, 1985.

BALTOKOSKI, V.; TAVARES, M. H. F.; MACHADO, R. E.; OLIVEIRA, M. P. Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiros – Pato Branco (PR). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 253-261, 2010.

BARTH, F. T.; POMPEU, C. T.; FILL, H. D.; TUCCI, C. E. M.; KELMAN, J.; BRAGA, B.P.F. **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. São Paulo: Nobel/ ABRH, 1987. 526 p.

BAÜMLE, A. M. B. **Avaliação de benefícios econômicos da despoluição hídrica: efeitos de erros de calibração de modelos de qualidade da água**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

BECK, M. B. A procedure for modeling. In: ORLOB, G.T. (Orgs.). **Mathematical modeling of water quality: streams, lakes and reservoirs**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, 1983. p. 11-41.

BENEDINI, M.; TSAKIRIS, G. **Water quality modelling for rivers and streams**. Dordrecht: Springer Science, 2013. p. 11-26; 223-229.

BIOAGRI. **Informações sobre acreditação dos ensaios**. Piracicaba: Biogri, 2014.

BONGANHA, C. A.; GUIGUER JR, N.; PEREIRA, S. Y.; OLIVEIRA, L. A.; RIBEIRO, M. L. Conceitos e fundamentos da modelagem matemática para gerenciamento de recursos hídricos subterrâneos. **Revista Analytica**, São Paulo, v. 30, p. 116-120, 2007.

BOWIE, G. L.; MILLS, W. B.; PORCELLA, D. B.; CAMPBELL, C. L.; PAGENKOPF, J. R.; RUPP, G. L.; JOHNSON, K. M.; CHAN, P. W. H.; GHERINI, S. A. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. 2nd. ed. Athens, GA: U.S. Environmental Protection Agency, 1985. 317 p.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. (Orgs.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006. p. 145-160.

BROEKHUIZEN, N.; PARK, J. B. K.; McBRIDE, G. B.; CRAGGS, R. J. Modification, calibration and verification of IWA River Water Quality Model to simulate a pilot-scale high rate algal pond. **Water research**, Londres, v. 46, p. 2911-2926, 2012.

BROWN, L. C.; BARNWELL JR., T. O. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual**. Athens, GA: U.S. Environmental Protection Agency, 1987. 189 p.

CBH-GRANDE – COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRANDE. **A bacia**. São José do Rio Preto: CBH-Grande, 2016. Disponível em: <<http://www.grande.cbh.gov.br>>. Acesso em: 7 dez. 2016.

CBH-PARDO – COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARDO. **Plano de bacia da unidade de gerenciamento de recursos hídricos do Pardo: UGRHI 4**. São Paulo: CPTI, 2008.

_____. **Relatório de situação dos recursos hídricos da bacia hidrográfica 2015: ano base 2014**. Ribeirão Preto: CBH-Pardo, 2015. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhparado/documentos>>. Acesso em: 6 nov. 2016.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Modelo Matemático para as Bacias do Alto Tietê, na Região Metropolitana de São Paulo, Brasil**. São Paulo: Consórcio NJS/KK/COBRAPE, 2005.

_____. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2013**. São Paulo: CETESB, 2014.

_____. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2014**. São Paulo: CETESB, 2015.

_____. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2015**. São Paulo: CETESB, 2016.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. Long Grove, IL: Waveland Press, Inc., 2008. 844 p.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 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. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005, p. 58-63.

CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL. **Resultados das campanhas de campo**. Poços de Caldas: Bioagri/SN Engenharia, 2014 e 2015.

COSTA, P. C. G.; DELGADO, S. L.; CARMO, C. C. C. **Projeto hidrogeoambiental das estâncias hidrominerais de Poços de Caldas**. Belo Horizonte: Companhia Mineradora de Minas Gerais – COMIG, 2001. 69 p. Disponível em: <<http://www.pocosdecaldas.mg.leg.br>>. Acesso em: 06 out. 2015.

DME POÇOS DE CALDAS. **Usina hidrelétrica Walther Rossi (Antas II)**. Poços de Caldas: DME Poços de Caldas, 2017. Disponível em: <<http://www.dme-pc.com.br>>. Acesso em: 14 mar. 2017.

FANCHI, J. R. **Principles of applied reservoir simulation**. Boston: Elsevier Inc., 2006. 532 p.

FEMA – FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Plano para o incremento do percentual de tratamento de esgotos sanitários na bacia hidrográfica dos rios Mogi Guaçu e Pardo**. Belo Horizonte: FEMA, 2015.

FIEDLER, M. F. M. Classificação e aplicabilidade de modelos matemáticos na simulação de transporte de poluentes e qualidade da água em reservatórios existentes e futuros. **Modelagem da qualidade da água em reservatório**. Brasília: ANA, 2013.

FIGUEROA, F. E. V. **Suporte metodológico para a gestão estratégica de conflitos relacionados ao uso dos recursos hídricos**. 2007. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília.

FISCHER, H. B.; LIST, E. J.; KOH, R. C. Y.; IMBERGER, J.; BROOKS, N. H. **Mixing in inland and coastal waters**. Florida: Academic Press, Inc., 1979. 483 p.

FORNI, D. **Custos de lajes formadas por vigotas treliçadas considerando a produção, o transporte, a montagem e a concretagem**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.

G1 SUL DE MINAS. **Obra parada obriga descarte de esgoto em rio e prejudica moradores. G1 Sul de Minas EPTV**, Varginha, 23 abr. 2013. Disponível em: <<http://g1.globo.com/mg/sul-de-minas/noticia/2013/04/obra-parada-obriga-descarte-de-esgoto-em-rio-e-prejudica-moradores.html>>. Acesso em: 01 fev. 2017.

IGAM – INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Conheça a bacia – GD06. Portal dos comitês de bacia – MG**. Belo Horizonte: IGAM, 2012. Disponível em: <<http://comites.igam.mg.gov.br>>. Acesso em: 7 dez. 2016.

_____. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais no estado de Minas Gerais: relatório trimestral – 1º trimestre de 2014**. Belo Horizonte: IGAM, 2014a.

_____. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais no estado de Minas Gerais: relatório trimestral – 2º trimestre de 2014**. Belo Horizonte: IGAM, 2014b.

_____. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais no estado de Minas Gerais: relatório trimestral – 3º trimestre de 2014**. Belo Horizonte: IGAM, 2015a.

_____. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais no estado de Minas Gerais: relatório trimestral – 4º trimestre de 2014**. Belo Horizonte: IGAM, 2015b.

_____. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais no estado de Minas Gerais: relatório trimestral – 1º trimestre de 2015**. Belo Horizonte: IGAM, 2015c.

_____. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais no estado de Minas Gerais:** relatório trimestral – 2º trimestre de 2015. Belo Horizonte: IGAM, 2015d.

_____. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais no estado de Minas Gerais:** relatório trimestral – 3º trimestre de 2015. Belo Horizonte: IGAM, 2016a.

_____. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais no estado de Minas Gerais:** relatório trimestral – 4º trimestre de 2015. Belo Horizonte: IGAM, 2016b.

_____. **Qualidade das águas superficiais no estado de Minas Gerais em 2015:** resumo executivo. Belo Horizonte: IGAM, 2016c.

_____. **Dados série histórica de monitoramento.** Belo Horizonte: IGAM, 2016d. Disponível em: <<http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/serie-historica>>

IGAM – INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS; CBH-MOGI/PARDO – COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS AFLUENTES MINEIROS DOS RIOS MOGI GUAÇU E PARDO. **Plano diretor da bacia hidrográfica dos afluentes mineiros dos rios Mogi-Guaçu e Pardo (unidade de gestão GD06):** fase II – prognóstico. Delfim Moreira, MG: Fundação Educacional de Ensino de Técnicas Agrícolas, Veterinárias e de Turismo Rural, 2010. Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br>>. Acesso em: 06 out. 2015.

IMASUL – INSTITUTO DE MEIO AMBIENTE DE MATO GROSSO DO SUL. Prognóstico da bacia hidrográfica do rio Ivinhema. **Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Ivinhema.** Campo Grande: Demiéter Engenharia, 2014.

JESUS, J. A. O. **Utilização de modelagem matemática 3D na gestão da qualidade da água em mananciais - aplicação no reservatório Billings.** Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.

JONES, V. J.; COX, B. A.; UPTON, N.; SIMONS, E. Water quality modelling as a tool for assessing new water resource management options: the case of River Stour, Kent. **Water & environment.** London: Atkins, s.d. p. 81-86.

JØRGENSEN, S.E.; VOLLENWEIDER, R.A. Principles of lake management. **Guidelines of lake management.** Shiga: International Lake Environment Committee, 1989. v. 1. p. 71-98.

JØRGENSEN, S.E.; BENDORICCHIO, G. **Fundamentals of ecological modeling:** applications in environmental management and research. 3rd ed. Amsterdam: Elsevier Science, 2001. 530 p.

KNAPIK, H.G.; FERNANDES, C. V. S.; MASINI, L. S.; MARIN, M. C. F. C.; PORTO, M. F. A. Análise crítica da calibração do modelo de qualidade da água QUAL2E – estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu. **Revista de Gestão de Água da América Latina,** Porto Alegre, v. 5, n. 2, p. 25-37, 2008.

LABSID – LABORATÓRIO DE SISTEMAS DE SUPORTE A DECISÕES EM ENGENHARIA AMBIENTAL E DE RECURSOS HÍDRICOS. **Manual AcquaNet 2013:** versão 1 de 08/12/2015. São Paulo: LabSid/Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2015. Disponível em: <<http://www.labsid.eng.br>>. Acesso em: 15 jan. 2015.

LABSID – LABORATÓRIO DE SISTEMAS DE SUPORTE A DECISÕES EM ENGENHARIA AMBIENTAL E DE RECURSOS HÍDRICOS; CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL; ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **ABaCO – análise de bacias críticas ottocodificadas**: manual técnico: versão 1. São Paulo: LabSid, 2015.

_____. **Modelo ABaCO**: versão beta 1.0.12.4. São Paulo: LabSid/Cobrape/CH2MHill, 2016.

MOTA, S. **Gestão ambiental de recursos hídricos**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2008. 343 p.

NAKAMURA, C. H.; GRISOTTO, L. E. G.; JESUS, J. A. O.; GALLEGO, C. E. C.; PEREIRA, C. A. A. O.; BITTENCOURT, A. G.; TONSO, E. J. Avaliação dos impactos de ações integradas de saneamento ambiental sobre a qualidade das águas dos mananciais de abastecimento público da Região Metropolitana de São Paulo, Brasil. In: ENCONTRO NACIONAL DA ANPPAS, 6, 2012, Belém. **Anais...** São Paulo: ANPPAS, 2012.

OLIVEIRA, T. A.; PEREIRA, A. A.; SANTOS, M. R.; SILVA, K. C. Mapeamento do uso e ocupação da terra na microbacia do rio Lambari, município de Poços de Caldas – MG. In: SIMPÓSIO DE PÓS-GRADUAÇÃO DO IFSULDEMINAS, 2, 2013, Inconfidentes, **Anais...** Inconfidentes: IFSULDEMINAS, 2013.

OPPA, L. F. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2007.

PAREDES-ARQUIOLA, J.; ANDREAU-ÁLVAREZ, J.; MARTÍN-MONERRIS, M.; SOLERA, A. Water quantity and quality models applied to the Jucar river basin, Spain. **Water resources management**, v. 24, n. 11, p. 2759-2779, 2010.

PINTO, A. C. C. **Esquemas de alta resolução para controle da dispersão numérica em simulação de reservatórios**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Petróleo) – Faculdade em Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 1991.

POÇOS DE CALDAS. Secretaria de Planejamento e Coordenadoria. Projeto hidrogeoambiental. **Revisão do plano diretor do município de Poços de Caldas**. Poços de Caldas: Exatus – Planejamento, Consultoria e Projetos, 2006. Disponível em: <<http://www.pocosdecaldas.mg.leg.br>>. Acesso em: 06 out. 2015.

PORTO, M. **Recursos hídricos e saneamento na Região Metropolitana de São Paulo**: um desafio do tamanho da cidade. Série Água Brasil. Brasília: Banco Mundial, 2003. 84 p.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; VON SPERLING, M. Estimativa do coeficiente de reaeração da água em canal raso de fundo deslizante. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 79-88, 2015.

REBOUÇAS, A.C. Água doce no Brasil e no mundo. In: REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. (Orgs.). **Águas doces no Brasil**: capital ecológico, uso e conservação. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006. p. 1-35.

RICE, E.W., BAIRD, R.B., EATON, A.D., CLESCERI, L.S. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 2nd ed. Denver, CO: AWWA, 2012. 1496 p.

RIECKEN, S. **A compendium of water quality models**. Province of British Columbia: Water Quality Branch/Environmental Protection Department/Ministry of Environment, Lands and Parks, 1995.

SACOMAN, M. A. R. Otimização de projetos utilizando GRG, solver e excel. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE EDUCAÇÃO EM ENGENHARIA, 40, 2012, Belém. **Anais...** Brasília: ABENGE, 2012.

SALLA, M. R.; FERNANDES, L. E.; PEREIRA, C. E.; SILVA JHUNIOR, H. C.; LIMA, G. Importance of calibration for mathematical modeling of self-purification of lotic environments. **Acta limnologica brasiliensia**, Rio Claro, v. 28, 2016.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 12.233, de 16 de janeiro de 2006. Define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga, e dá outras providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 17 jan. 2006. Seção I, p. 1.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente – SMA. **PDPA Guarapiranga**: atualização do plano de desenvolvimento e proteção ambiental da bacia hidrográfica do Guarapiranga. São Paulo: Cobrape, 2007.

SINCOCK, A. M.; WHEATER, H. S.; WHITEHEAD, P. G. Calibration and sensitivity analysis of a river water quality model under unsteady flow conditions. **Journal of hydrology**, v. 277, p. 214-229, 2003.

SOARES, P. A.; PINHEIRO, A.; ZUCCO, E. Determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em rios. **Revista de gestão de água na América Latina**, Porto Alegre, v. 10, n. 2, p. 27-36, 2013.

TEODORO, A.; IDE, C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROCH, S. A. O.; SILVA, J. B. Implementação do conceito capacidade de diluição de efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFGM: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 3, p. 275-288, 2013.

TERCINI, J. R. B. **Modelagem da qualidade da água integrando rio e reservatório**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Ambiental) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2014.

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

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2005. p. 546-665.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Simulation plan for Illinois river watershed nutrient modeling development**. Dallas: Michael Baker, Jr.; Aqua Terra Consultants; Dynamic Solutions, 2013.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. v. 7. 588 p.