



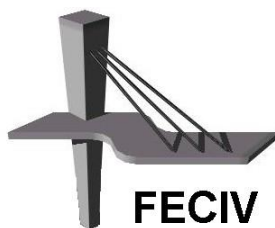
UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**AJUSTE DE COEFICIENTES INTEGRANTES DE
PROCESSOS FÍSICOS E BIOQUÍMICOS NA
AUTODEPURAÇÃO EM CURSO DE ÁGUA DE MÉDIO
PORTE**

Lucianno Eduardo Fernandes

UBERLÂNDIA, 06 DE ABRIL DE 2016



**FACULDADE DE
ENGENHARIA CIVIL**

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA



FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL



LUCIANNO EDUARDO FERNANDES

**AJUSTE DE COEFICIENTES INTEGRANTES DE
PROCESSOS FÍSICOS E BIOQUÍMICOS NA
AUTODEPURAÇÃO EM CURSO DE ÁGUA DE MÉDIO
PORTE**

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

Orientador: Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla

Uberlândia, 06 de abril de 2016

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

F363a
2016 Fernandes, Lucianne Eduardo, 1988-
Ajuste de coeficientes integrantes de processos físicos e bioquímicos
na autodepuração em curso de água de médio porte / Lucianne Eduardo
Fernandes. - 2016.
145 f. : il.

Orientador: Marcio Ricardo Salla.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil.
Inclui bibliografia.

1. Engenharia civil - Teses. 2. Água - Controle de qualidade - Teses.
3. Uberabinha, Rio (MG) - Teses. I. Salla, Marcio Ricardo. II.
Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil. III. Título.

CDU: 624



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

ATA Nº: 157/2016

CANDIDATO: Lucianno Eduardo Fernandes

Nº. Matrícula: 11412ECV009

ORIENTADOR: Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla

TÍTULO: "Ajustes de coeficientes integrantes de processos físicos e bioquímicos na autodepuração em cursos de água de médio porte".

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

LINHA DE PESQUISA: Recursos Hídricos e Saneamento

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

DATA DA DEFESA: 06 de abril de 2016

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

HORÁRIO INÍCIO/TÉRMINO: 14:05h / 17:20h

Reuniu-se na **Sala de Reuniões Prof. Celso Franco de Gouvêa , bloco 1Y - Campus Santa Mônica** da Universidade Federal de Uberlândia, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do PPGE, assim composta: Professores Doutores: **André Luiz de Oliveira – FECIV/UFU; Ed Carlo Rosa Paiva – DECIV/UFG e Marcio Ricardo Salla** orientador do candidato. Ressalta-se que o **Prof. Dr. Ed Carlo Rosa Paiva** participou da defesa por meio de vídeo conferência desde a cidade de Catalão (GO) e os demais membros da banca e o aluno participaram in loco.

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

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

Membro externo: **Prof. Dr. Ed Carlo Rosa Paiva – DECIV/UFG**

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

Uberlândia, 06 de ABRIL de 2016.

*Aos meus pais, irmão e sobrinho.
Sem o apoio e incentivo de vocês, este trabalho não seria possível.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus não somente pela vida mas por me dar ótimos motivos pelo que viver.

Aos meus pais Grézio e Fátima pela ternura, conselhos, amor e constante apoio. Ao meu irmão Brunno pelo incentivo e exemplo de força de vontade e determinação; meu sobrinho Mateus pelos vários momentos de descontração; e minha cunhada Livia pelo apoio. Ao meu compadre Antônio e sua irmã Elizabete pelos momentos de conversa, brincadeiras e conselhos.

Ao Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla, orientador desta dissertação, pela participação direta não somente na parte prática, mas durante todo o desenvolvimento teórico, com sugestões, abordagens críticas e novo ponto de vista. Sobretudo agradeço pela constante disponibilidade e disposição em ensinar.

À Prof^a. Dr. Sueli Moura Bertolino, da Universidade Federal de Uberlândia, e sua aluna de mestrado, Fernanda Ribeiro, pelo apoio teórico e disponibilidade em sanar dúvidas.

A todos os companheiros de estudo e aos professores da Faculdade de Engenharia Civil, que contribuíram com sugestões, e aos técnicos pelo apoio nas pesquisas em campo. Sobretudo ao Josildo, pela extrema boa vontade e disposição em acompanhar as várias campanhas em campo.

À técnica do laboratório de saneamento, Aline Martins, não somente pelo auxílio laboratorial, mas pelas muitas sugestões, companheirismo, momentos de descontração e injeção de ânimo ao longo da pesquisa.

Aos alunos de Iniciação Científica envolvidos na pesquisa do presente trabalho, sobretudo Felipe, Maria Zizi, Maria Eduarda, Fredy e Conrado pelo auxílio nas coletas e análises.

À minha amiga de faculdade Larissa Lorenn por estar presente nas várias etapas deste trabalho, sempre com um sorriso no rosto e disposta a ajudar no que fosse possível. Obrigado pelos momentos de lazer, conversas, opinião profissional e compreensão.

Aos meus amigos Edirley, Cassio, Paulo Adão, Paulo Ricardo, Cristiane e Ludymila não somente pelos vários momentos de descontração, de extrema importância em alguns momentos, mas pela boa vontade em ajudar, apoio e incentivo.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, pela concessão da bolsa de pesquisa e pelo apoio financeiro ao projeto Demanda Universal – Processo CRA-APQ 01024-14.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização do presente trabalho.

*“Você pode encarar um erro como uma besteira a ser esquecida,
ou como um resultado que aponta uma nova direção”*
(Steve Jobs)

*“O conhecimento amplia a vida. Conhecer é viver uma realidade
que a ignorância impede desfrutar”*
(Carlos Bernardo González Pecotche)

FERNANDES, L. E. *Ajuste de coeficientes integrantes de processos físicos e bioquímicos na autodepuração em curso de água de médio porte*. 2015. 145 p. Qualificação (Mestrado em Engenharia Civil), Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, 2015.

RESUMO

A modelagem matemática na simulação da capacidade de autodepuração em ambiente lótico é uma importante ferramenta no planejamento e gestão de recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica. Traduz satisfatoriamente o processo de autodepuração quando os coeficientes dos processos físicos e bioquímicos são calibrados a partir de dados de qualidade de água monitorados, que foi o foco principal do presente estudo. Este estudo realizou a simulação do comportamento dos parâmetros OD, $DBO_{5,20}$, fósforo total, *E. coli*, amônia, nitrito, nitrato e dos metais totais cádmio, cromo, cobre, chumbo e zinco no baixo curso do rio Uberabinha (com variação anual aproximada de vazão entre 4 a 35 m³/s), em um trecho de 19 km a jusante do lançamento de efluente tratado pela ETE da cidade (vazão média de esgoto sanitário de 2,1 m³/s). As modelagens evidenciaram a importância do monitoramento constante dos parâmetros de qualidade da água ao longo do curso de água, fundamentada na comparação das simulações a partir de coeficientes calibrados e de coeficientes obtidos na literatura para o período de junho a novembro de 2015. Após a calibração dos coeficientes, observou-se bons ajustes entre dados simulados e medidos para os parâmetros OD, DBO, P_{total} , amônia e nitrato e ajuste não satisfatório para os parâmetros nitrito e *E. coli*. Com relação aos metais, os ajustes não foram satisfatórios nas proximidades do reservatório da Pequena Central Hidrelétrica de Martins, em função do aumento considerável de sedimento de fundo em região lântica. A maior contribuição científica deste estudo foi a calibração do coeficiente de decaimento e a quantificação da liberação pelo sedimento de fundo S de metais totais em curso de água de médio porte receptor de carga poluente de ETE de grande porte, justificada pela ausência de estudos na literatura sobre o tema. Para os metais cádmio, cromo, cobre, chumbo e zinco, as faixas limítrofes de K e S calibrados foram, respectivamente: 0,0 a 13,0 dia⁻¹ e 0,0 a 1,7 g/m³.dia; 0,0 a 0,9 dia⁻¹ e 0,0 a 7,3 g/m³.dia; 0,0 a 25,0 dia⁻¹ e 0,0 a 1,8 g/m³.dia; 0,0 a 7,0 dia⁻¹ e 0,0 a 40,3 g/m³.dia; 0,0 a 30,0 dia⁻¹ e 0,0 a 70,1 g/m³.dia.

Palavras-chave: Modelagem matemática, autodepuração, curso de água de médio porte, metais, calibração, rio Uberabinha.

FERNANDES, L. E. *Adjustment of coefficients existing in physical and biochemical processes in the self-purification in midsize watercourse*. 145 pp. Qualification, Faculty of Civil Engineering, Federal University of Uberlândia, 2015.

ABSTRACT

The mathematical modeling in the simulation of self-purification capacity in lotic environment is an important tool in the planning and management of hydric resources in hydrographic basin scale. It satisfactorily deals with the self-purification process when the coefficients of physical and biochemical processes are calibrated from monitored water quality data, which was the main focus of this study. The present study was conducted to simulate the behavior of the parameters OD, BOD₅, total phosphorus, *E. coli*, ammonia, nitrite, nitrate and the total metals cadmium, chromium, copper, lead and zinc in the Uberabinha's lower course (with an approximate annual growth flow between 4-35 m³/s), in a stretch of 19 km downstream of the treated effluent release by the WWTP of the city. The modelings, on the present study, show the importance of constant water quality parameters monitoring over the water course, based on the comparison of the simulations from calibrated coefficients and coefficients obtained in the literature for the period of June until November 2015. After coefficients calibration, there were good adjustments between simulated and measured data for the parameters OD, BOD, P_{total}, ammonia and nitrate and unsatisfactory adjust for the parameters nitrite and *E. coli*. About the total metals, the adjustments were not satisfactory on the reservoir's vicinity of the Small Hydropower Plant Martins, due the considerable increase of the bottom sediment in lentic region. The greatest scientific contribution of this study was to calibrate the decay coefficient K and the quantification of the release by the fund S of total metals in watercourse midsize WWTP pollutant load receptor, justified by the lack of studies in the literature about the subject. For the metals cadmium, chromium, copper, lead and zinc, the borderline for K and S calibrated were: 0.0 to 13.0 day⁻¹ and 0.0 to 1.7 g/m³.day; 0.0 to 0.9 day⁻¹ and 0.0 to 7.3 g/m³.day; 0.0 to 25.0 day⁻¹ and 0.0 to 1.8 g/m³.day; 0.0 to 7.0 day⁻¹ and 0.0 to 40.3 g/m³.day; 0.0 to 30.0 day⁻¹ and 0.0 to 70.1 g/m³.day.

Keywords: Mathematical modeling, self-purification, midsize watercourse, metals, calibration, river Uberabinha.

SÍMBOLOS, ABREVIATURAS E SIGLAS

SÍMBOLOS

<i>DBO</i>	- Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
<i>DQO</i>	- Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
<i>Cd</i>	- concentração de cádmio (mg/L)
<i>Cu</i>	- concentração de cobre (mg/L)
<i>Cr</i>	- concentração de cromo (mg/L)
<i>C</i>	- concentração do contaminante (mg/L)
<i>Df</i>	- demanda de fundo de oxigênio no laboratório ($\text{g/m}^2 \cdot \text{dia}$)
<i>Dx</i>	- coeficiente de difusão turbulenta no eixo x (dia^{-1})
<i>Dy</i>	- coeficiente de difusão turbulenta no eixo y (dia^{-1})
<i>Dz</i>	- coeficiente de difusão turbulenta no eixo z (dia^{-1})
<i>E.coli</i>	- concentração de coliformes (NMP/100 ml)
<i>fnitr</i>	- fator de nitrificação (adimensional)
<i>K_l</i>	- coeficiente de desoxigenação (dia^{-1})
<i>K₂</i>	- coeficiente de reaeração (dia^{-1})
<i>K_a</i>	- coeficiente de reaeração (dia^{-1})
<i>K_{an}</i>	- coeficiente de conversão de amônia em nitrato (dia^{-1})
<i>K_{Cd}</i>	- coeficiente de decaimento por sedimentação de cádmio (dia^{-1})
<i>K_{Cu}</i>	- coeficiente de decaimento por sedimentação de cobre (dia^{-1})
<i>K_{Cr}</i>	- coeficiente de decaimento por sedimentação de cromo (dia^{-1})
<i>K_d</i>	- coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea no rio (dia^{-1})
<i>K_{E.coli}</i>	- coeficiente de decaimento de coliforme (dia^{-1})
<i>K_{nn}</i>	- coeficiente de conversão de nitrogênio orgânico em amônia (dia^{-1})
<i>K_{oa}</i>	-coeficiente de conversão de nitrogênio orgânico em amônia (dia^{-1})
<i>K_{Pb}</i>	- coeficiente de decaimento por sedimentação de chumbo (dia^{-1})
<i>K_P</i>	- coeficiente de decaimento de fósforo total (dia^{-1})
<i>K_s</i>	- coeficiente de decaimento por sedimentação da matéria orgânica carbonácea no rio (dia^{-1})

K_{so}	- coeficiente de sedimentação de nitrogênio orgânico (dia^{-1})
K_{Zn}	- coeficiente de decaimento por sedimentação de zinco (dia^{-1})
L_{difuso}	- carga difusa de DBO ($\text{g/m} \cdot \text{dia}$)
n	- número de parâmetros que entram no cálculo de IQA
NH_3	- concentração de nitrogênio amoniacal (mg/L)
NO_3	- concentração de nitrato (mg/L)
O_2	- gás oxigênio
OD	- concentração de oxigênio dissolvido (mg/L)
Pb	- concentração de chumbo (mg/L)
P_{total}	- concentração de fosforo total (mg/L)
qi	- qualidade do parâmetro
$Ro_{2-amonia}$	- consumo de oxigênio para oxidação da amônia ($\text{mgO}_2/\text{mgNH}_{3\text{oxid}}$)
SCd	- liberação de cádmio pelo sedimento de fundo ($\text{g/m}^3 \cdot \text{dia}$)
SCr	- liberação de cromo pelo sedimento de fundo ($\text{g/m}^3 \cdot \text{dia}$)
SCu	- liberação de cobre pelo sedimento de fundo ($\text{g/m}^3 \cdot \text{dia}$)
Sd	- demanda de fundo de oxigênio no rio ($\text{g/m}^3 \cdot \text{dia}$)
SP	- liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo ($\text{g/m}^3 \cdot \text{dia}$)
SPd	- liberação de chumbo pelo sedimento de fundo ($\text{g/m}^3 \cdot \text{dia}$)
SZn	- liberação de zinco pelo sedimento de fundo ($\text{g/m}^3 \cdot \text{dia}$)
T	- temperatura ($^{\circ}\text{C}$)
t	- tempo
u	- velocidade na direção x
v	- velocidade na direção y
w	- velocidade na direção z
wi	- peso do parâmetro
$Yobs$	- valor obtido pelas análises laboratoriais
$Yest$	- valor estimado
$Yobsméd$	- valor observado médio
Zn	- concentração de zinco
$\sum Wi$	- somatório do parâmetro

ABREVIATURAS

<i>g</i>	- Grama
<i>mg</i>	- Miligrama
<i>L</i>	- Litro
<i>m</i> ²	- Metro quadrado
<i>m</i> ³	- Metro cúbico

SIGLAS

ADCP	- Acoustic Doppler Current Profiler
ANA	- Agência Nacional de Águas
CD	- Coeficiente de Determinação
CETESB	- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	- Conselho Estadual de Política Ambiental
CT	- Coliformes Termotolerantes
ETE	- Estação de Tratamento de Esgoto
IQA	- Índice de Qualidade da Água
NMP	- Número Mais Provável
NO ₃ ⁻	- Nitrato
NSF	- National Sanitation Foudation
NTU	- Unidade Nefelométrica de Turbidez
pH	- Potencial Hidrogeniônico
PNRH	- Programa Nacional de Recursos Hídricos
RS	- Resíduos Sedimentáveis
SS	- Sólidos em Suspensão
ST	- Sólidos Totais

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Classificação das águas doces e sua relação entre uso e qualidade das mesma ..	7
Figura 2 - Relação entre as atividades permissíveis segundo a classificação da água doc ..	8
Figura 3 - Fonte de possíveis impurezas encontradas na água	9
Figura 4 - Correlação entre zonas de autodepuração e concentração de OD e DBO	15
Figura 5 - Localização da bacia hidrográfica do rio Uberabinha	31
Figura 6 – Localização dos pontos amostrais	32
Figura 7 - Imagens, via satélite e de campo, dos pontos amostrais e as características de cada ponto	33
Figura 8 - Topologia do sistema hídrico	35
Figura 9 - Equipamento ADCP em funcionamento a) no ponto 1 e b) programa processando as informações	38
Figura 10 - Processos físicos e bioquímicos e interações dos parâmetros	43
Figura 11 – (a) coletor de fundo com seus componentes; (b) e (c) imagens do coletor em campo	45
Figura 12 - Levantamento batimétrico no rio Uberabinha a montante da ETE Uberabinha (ponto 1)	49
Figura 13 – Perfil de elevação obtido por meio da ferramenta QGIS, perfil de elevação adotado para o trecho de rio estudado e os pontos de monitoramento da qualidade de água	50
Figura 14 - Curvas-chave para os pontos 1 (a) e 6 (b)	52
Figura 15 - Precipitação diária acumulada no período de junho a dezembro de 2015, juntamente com a identificação dos dias de realização dos trabalhos de campo.	53
Figura 16 - Valores de OD e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08	54
Figura 17 - Valores de turbidez e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08	57
Figura 18 - Valores de pH e os limites estabelecidos por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08	59

Figura 19 - Valores de temperatura em amostras superficiais dos pontos 1 a 6	60
Figura 20 - Valores de sólidos totais em amostras superficiais nos pontos 1 a 6	62
Figura 21 - Valores de nitrogênio amoniacal e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08	64
Figura 22 - Valores de nitrito e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08.....	66
Figura 23 - Valores de nitrato e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08.....	67
Figura 24 - Valores de fósforo total e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08.....	70
Figura 25 - Valores de E. coli e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08.....	71
Figura 26 - Valores de DQO em amostras superficiais nos pontos 1 a 6.....	72
Figura 27 - Valores de DBO _{5,20} e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08.....	74
Figura 28 - Valores de Cd total e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08.....	76
Figura 29 - Valores de Cr total e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08.....	78
Figura 30 - Valores de Cu total em amostras de superfície.....	79
Figura 31 - Valores de Pb total e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08.....	81
Figura 32 - Valores de Zn total e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08.....	83
Figura 33 - DBO remanescente ao longo de 20 dias de ensaio no ponto 5, juntamente com as curvas e suas respectivas equações exponenciais: (a) junho de 2015; (b) julho de 2015	85
Figura 34 - Trechos utilizados no processo de calibração dos coeficientes de reações bioquímicas, além das estimativas das cargas difusas e das demandas e ressurgimento de fundo.....	87
Figura 35 – Ajustes entre as séries temporais simuladas e dados medidos nos pontos 3, 4, 5 e 6	100

Figura 36 - Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água simulados a partir de coeficientes calibrados e de coeficientes obtidos na literatura, além de dados de qualidade da água monitorados nos pontos 3 a 6 para o mês de junho de 2015	100
Figura 37 - Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água simulados a partir de coeficientes calibrados e de coeficientes obtidos na literatura, além de dados de qualidade da água monitorados nos pontos 3 a 6 para o mês de julho de 2015	102
Figura 38 - Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água simulados a partir de coeficientes calibrados e de coeficientes obtidos na literatura, além de dados de qualidade da água monitorados nos pontos 3 a 6 para o mês de agosto de 2015	103
Figura 39 - Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água simulados a partir de coeficientes calibrados e de coeficientes obtidos na literatura, além de dados de qualidade da água monitorados nos pontos 3 a 6 para o mês de setembro de 2015	104
Figura 40 - Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água simulados a partir de coeficientes calibrados e de coeficientes obtidos na literatura, além de dados de qualidade da água monitorados nos pontos 3 a 6 para o mês de outubro de 2015	105
Figura 41 - Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água simulados a partir de coeficientes calibrados e de coeficientes obtidos na literatura, além de dados de qualidade da água monitorados nos pontos 3 a 6 para o mês de novembro de 2015	106
Figura 42 - Curvas médias de variação de qualidade das águas superficiais	124

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais poluentes das águas	10
Tabela 2 - Principais interferentes na autodepuração segundo cada fenômeno	12
Tabela 3 – Fases do desenvolvimento dos modelos de qualidade da água	18
Tabela 4 – Exemplos de modelos de qualidade de água e suas características	20
Tabela 5 – Valores dos coeficientes utilizados por Silva (2014).....	22
Tabela 6 – Valores de coeficientes utilizados por Paula (2011).....	24
Tabela 7 – Faixa de coeficientes utilizados por Ferreira (2014)	24
Tabela 8 - Faixa de coeficiente obtidos por Salla et al. (2014)	25
Tabela 9 - Faixas limítrofes para os coeficientes de diferentes parâmetros	26
Tabela 10 - Equações empíricas utilizadas na estimativa de K ₂ e K _d (base e, 20°C) e do incremento de OD em cascata	28

Tabela 11 - Coordenadas geográficas dos pontos amostrais	32
Tabela 12 - Relação de parâmetros analisados, bem como a resolução e metodologia de análise por parâmetro.....	36
Tabela 13 - Valores de IQA obtidos nos pontos 1, 5 e 6, para os meses de junho, julho, outubro e novembro de 2015	84
Tabela 14 - Equações exponenciais nos pontos 5 e 6.....	86
Tabela 15 - Demanda de fundo de OD (em gO ₂ /m ² .dia), ao longo de 20 dias, nos pontos 5 e 6	86
Tabela 16 - Valores calibrados/estimados de coeficientes de reações bioquímicas, cargas difusas e demandas/ressurgimento de fundo em junho de 2015	88
Tabela 17 - Valores calibrados/estimados de coeficientes de reações bioquímicas, cargas difusas e demandas/ressurgimento de fundo em julho de 2015.	89
Tabela 18 -Valores calibrados/estimados de coeficientes de reações bioquímicas, cargas difusas e demandas/ressurgimento de fundo em agosto de 2015	90
Tabela 19 -Valores calibrados/estimados de coeficientes de reações bioquímicas, cargas difusas e demandas/ressurgimento de fundo em setembro 2015.....	91
Tabela 20 - Valores calibrados/estimados de coeficientes de reações bioquímicas, cargas difusas e demandas/ressurgimento de fundo em outubro 2015	92
Tabela 21 -Valores calibrados/estimados de coeficientes de reações bioquímicas, cargas difusas e demandas/ressurgimento de fundo em novembro 2015	93
Tabela 22 - Parâmetros analisados no IQA e seus respectivos pesos relativos	123
Tabela 23 - Faixa de valores de IQA segundo diferentes Estados brasileiros.....	125
Tabela 24 - Variáveis de IQA de acordo com o parâmetro	125
Tabela 25 - Segmento de indústrias geradoras de metais em seus efluentes.....	135
Tabela 26 - DBO remanescente e demanda de fundo de oxigênio dissolvido no rio para amostras de fundo dos pontos 5 e 6 para o mês de junho.....	142
Tabela 27 - DBO remanescente e demanda de fundo de oxigênio dissolvido no rio para amostras de fundo dos pontos 5 e 6 para o mês de julho.....	143
Tabela 28 - DBO remanescente e demanda de fundo de oxigênio dissolvido no rio para amostras de fundo do ponto 6 para o mês de outubro	144
Tabela 29 - DBO remanescente e demanda de fundo de oxigênio dissolvido no rio para amostras de fundo do ponto 6 para o mês de novembro	145

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
OBJETIVOS	3
2.1 Objetivos gerais e específicos.....	3
2.2 Atividades extras	4
REFERENCIAL TEÓRICO	5
3.1 Legislação nacional e estadual.....	5
3.2 Qualidade da água	8
3.3 Autodepuração em ambiente lótico	11
<i>3.3.1 Fenômenos interferentes no processo de autodepuração</i>	<i>12</i>
<i>3.3.2 Zonas de autodepuração</i>	<i>14</i>
3.4 Modelagem como ferramenta na gestão de recursos hídricos.....	15
3.5 Histórico de modelos para qualidade da água	16
3.6. Modelos de qualidade de água em rios	18
3.7. Estudos de modelagem da qualidade da água em rios	22
MATERIAIS E MÉTODOS.....	30
4.1 Área de estudo.....	30
4.2 Análises dos parâmetros de qualidade da água	35
4.4 Modelagem matemática dos processos físicos e bioquímicos	39
<i>4.4.3 Determinação, em escala de laboratório, da demanda de fundo de OD (S_d)</i>	<i>44</i>
<i>4.4.4 Determinação, em escala de laboratório, do coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea K_1</i>	<i>47</i>
RESULTADOS	51
5.1 Vazão	51
5.2 Qualidade da água	53
<i>5.2.1. Oxigênio Dissolvido (OD).....</i>	<i>54</i>
<i>5.2.2. Turbidez.....</i>	<i>56</i>
<i>5.2.3 pH</i>	<i>58</i>
<i>5.2.4 Temperatura</i>	<i>60</i>
<i>5.2.5 Sólidos totais</i>	<i>62</i>

5.2.6 Amônia.....	63
5.2.7 Nitrito	66
5.2.8 Nitrato	67
5.2.9 Fósforo total	69
5.2.10 <i>E. coli</i>	71
5.2.11 Demanda Química de Oxigênio (DQO)	72
5.2.12 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20})	74
5.2.13 Metais	75
5.2.13.1. Cádmio	76
5.2.13.2 Cromo.....	77
5.2.13.3 Cobre.....	79
5.2.13.4 Chumbo	80
5.2.13.5 Zinco.....	82
5.2.14 Índice de Qualidade da Água (IQA).....	84
5.3 Coeficiente de desoxigenação K1 e da demanda de fundo de oxigênio dissolvido	
Sd.....	85
5.3.1. Coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea K1, em laboratório.....	85
5.3.2. Demanda de fundo de oxigênio dissolvido	86
5.4 Modelagem de qualidade da água.....	86
CONCLUSÕES.....	107
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	109
Anexo A	122
Índice de qualidade da água - IQA	122
Anexo B.....	134
Metais.....	134
APÊNDICE	142

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento socioeconômico, bem como o crescimento demográfico, é frequentemente acompanhado pelo aumento na demanda por água, uma vez que este recurso é de vital importância para a saúde e o desenvolvimento de qualquer comunidade (BUENO et al., 2005). Para a população, a disponibilidade de água de boa qualidade se traduz em garantia de sobrevivência através do consumo direto e constitui um suporte básico para o desenvolvimento econômico e social (FROTA, 2000).

A água é um recurso natural indispensável para a sobrevivência de todos os indivíduos terrestres, bem como essencial para todos os processos metabólicos dos organismos vivos. Dentre suas várias funções primordiais, a água mantém a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos e terrestres, além de propiciar a produção agrícola mundial. Sendo assim, os recursos hídricos superficiais e subterrâneos podem ser considerados não somente essenciais, mas também estratégicos para o homem, plantas e animais (TUNDISI, 2003).

Os impactos causados sobre o ciclo hidrológico, juntamente com a qualidade das águas, é decorrente das condições naturais e, principalmente, de um grande conjunto de atividades e usos múltiplos das águas (VON SPERLING, 2005 e TUNDISI, 2006). Dentre as ações antrópicas que os corpos hídricos estão sujeitos, o lançamento de material inorgânico, orgânico carbonáceo e nitrogenado causam impacto direto na qualidade da água do corpo hídrico, haja vista que o meio líquido tem capacidade limitada na degradação bioquímica da matéria orgânica sobrenadante, de modo que o oxigênio dissolvido, em meio a suas várias funções, é fator determinante na manutenção e sobrevivência de organismos aeróbicos presentes nesse meio (NUNES, 2008).

Tendo em vista a classe de contaminantes, os metais chamam a atenção pela sua periculosidade, tanto imediata como futura. Suas fontes podem variar de processos naturais de erosão à despejos industriais, mineração e uso de agrotóxicos em terras que margeiam o

corpo hídrico. Diferentemente dos compostos orgânicos biodegradáveis, os metais pesados são recalcitrantes (de difícil degradação biológica) e podem acumular-se nos componentes ambientais e organismos aquáticos vivos, onde manifestam sua toxicidade (BAIRD, 2002). Associado à bioacumulação, parte dos metais pesados são adsorvidos à parcela inorgânica sobrenadante e sedimentam ao longo do escoamento.

Nesse contexto, a fim de preservar não somente os corpos de água, mas também a qualidade de suas águas, a modelagem da qualidade de água, com o auxílio de ferramentas computacionais, permite previsões e avaliações de cenários futuros, controle de alterações das qualidades das águas causadas por descargas de poluentes, bem como ações de proteção e captação de mananciais (FAN, 2013; DONADIO et al., 2005).

A quantidade de modelos disponíveis é ampla, sendo que a conceituação e a interpretação matemática dos fenômenos e parâmetros modelados podem assumir formas e hipóteses diversas, de modo que os modelos podem variar consideravelmente em complexidade e números de parâmetros modelados. Assim, a escolha das características do modelo a ser utilizado deve ser feita tendo em vista os objetivos e as variáveis relevantes em cada caso avaliado (PAULA, 2011).

A modelagem matemática traduz satisfatoriamente o processo de autodepuração, quando os coeficientes são calibrados a partir de dados de qualidade de água monitorados ao longo do trecho de rio estudado. As informações da literatura sobre os coeficientes de reação bioquímica, de remoção por sedimentação e de demanda de fundo são amplas e relacionadas com as características hidráulicas do canal, com a qualidade prévia do curso de água, com a qualidade do efluente lançado, entre outras. Também, para diversos coeficientes e demandas, são apresentadas amplas faixas de variação, o que pode comprometer a simulação matemática de qualidade da água quando comparada com a situação real no curso de água (SALLA et al., 2014).

Diante dessas situações é fundamental que, em estudo de autodepuração em ambiente lótico, os coeficientes de reação bioquímica, de remoção por sedimentação e de demanda de fundo sejam calibrados.

CAPÍTULO 2

OBJETIVOS

2.1 Objetivos gerais e específicos

Este trabalho teve como objetivo geral realizar a modelagem matemática de autodepuração no rio Uberabinha, Uberlândia (MG), em um trecho de aproximadamente 19 km, que compreende a região logo a jusante da confluência do rio com o efluente sanitário lançado pela Estação de Tratamento de Esgoto – ETE Uberabinha até os arredores do distrito de Martinésia. Neste contexto, dados de qualidade da água foram medidos em diversos pontos ao longo do curso de água para calibração dos coeficientes integrantes da representação matemática de autodepuração.

Seguem os objetivos específicos:

- calibrar os coeficientes de reação bioquímica e de remoção por sedimentação inseridos no equacionamento matemático para simulação, em ambiente lótico, dos parâmetros de qualidade da água: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo total e os metais cádmio, cromo, cobre, chumbo e zinco. Foram calibrados os seguintes coeficientes: de reaeração K_2 (dia^{-1}); de remoção da DBO por sedimentação da matéria orgânica K_s (dia^{-1}); de decomposição da matéria orgânica carbonácea no rio K_d (dia^{-1}), de conversão de amônia a nitrito K_{an} (dia^{-1}); de conversão de nitrito em nitrato K_{nm} (dia^{-1}), de conversão de nitrogênio orgânico em amônia K_{oa} (dia^{-1}), de sedimentação de nitrogênio orgânico K_{so} (dia^{-1}), de sedimentação do fósforo total K_p (dia^{-1}); de decaimento de coliformes $K_{E.coli}$ (dia^{-1}); de decaimento do cádmio K_{Cd} (dia^{-1}); de decaimento do cromo K_{Cr} (dia^{-1}); de decaimento do cobre K_{Cu} (dia^{-1}); de decaimento do chumbo K_{Pb} (dia^{-1}); e de decaimento do zinco K_{Zn} (dia^{-1}). Também foi calibrado a carga difusa de DBO L_{difuso} (g/m.dia), a liberação de P_{inorg} pelo sedimento de fundo S_P ($\text{g/m}^3.\text{dia}$), a liberação de cádmio pelo sedimento de fundo S_{Cd} ($\text{g/m}^3.\text{dia}$), a liberação de cobre pelo sedimento de fundo S_{Cu} ($\text{g/m}^3.\text{dia}$), a liberação de cromo pelo sedimento de fundo S_{Cr}

(g/m³.dia), a liberação de chumbo pelo sedimento de fundo S_{Pb} (g/m³.dia) e a liberação de zinco pelo sedimento de fundo S_{Zn} (g/m³.dia).

- determinar, em escala de laboratório, o coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea K_l – (dia⁻¹), cujo valor é próximo e inferior ao coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea no rio K_d – (dia⁻¹); e a demanda de fundo de oxigênio dissolvido S_d (mgO₂/L.dia).

Visto que o estudo focou-se em ambiente lótico, não foram consideradas as influências da fotossíntese e respiração na concentração de oxigênio dissolvido ao longo do trecho de rio estudado.

2.2 Atividades extras

Diante da necessidade de monitoramento da qualidade de água no rio Uberabinha para calibração de coeficientes integrantes do equacionamento matemático que representa a autodepuração, foi possível avaliar a qualidade de água no rio e compará-la com os limites definidos em Resolução. Neste estudo, tais avaliações e comparações foram consideradas como atividades extras, a saber:

- avaliação da qualidade da água a partir do Índice de Qualidade da Água – IQA em diversos pontos de monitoramento, além da comparação dos valores das concentrações dos parâmetros com os limites definidos na Resolução CONAMA 357/2005 e Deliberação Normativa COPAM 01/2008; bem como os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/11 sobre condições e lançamento de efluentes;

- comparação da concentração de metais totais (Cd, Cr, Cu, Pb e Zn), ao longo do curso de água, com os limites definidos na Resolução CONAMA 357/2005 e Deliberação Normativa COPAM 01/2008.

CAPÍTULO 3

REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Legislação nacional e estadual

Dentre as inúmeras riquezas pertencentes ao Brasil, a água se torna uma das principais e mais valiosas devido a sua relação direta com a vida e a heterogeneidade que tal recurso se disponibiliza no mundo, com qualidade e quantidade apropriada para as diversas atividades humanas. A fim de valorizar e preservar tal recurso natural, o Brasil faz uso de diversos marcos regulatório, como é o caso do Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934, ao criar o Código das Águas. Este foi o primeiro instrumento a estabelecer uma política hídrica que abordava aspectos pouco ou inexistentes para a época, como aproveitamento das águas, aplicações de penalidades, regras para concessões e autorizações, além de desapropriação e fiscalizações (MIZUTORI, 2009).

Em 1988 várias mudanças foram realizadas por meio da Constituição Federal - Código das Águas, sendo a mais impactante relacionada à extinção da privatização dos corpos d'água inseridos em propriedades privadas. Consta no artigo 225 da Constituição Federal que todas as pessoas têm direito a um meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum e essencial à manutenção da qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-los e preservá-los para as presentes e futuras gerações (BRASIL, 1988).

No ano de 1997 foi criado a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), por meio da Lei nº 9.433, com o objetivo, dentre outros, de gerir os recursos hídricos e o planejamento do seu uso. Alguns dos instrumentos de gestão estabelecidos por tal Lei englobam:

- A água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico e se trata de um bem de domínio público;

- Em momentos de escassez, a prioridade a ser dada à água deve ser referente ao consumo humano e dessedentação de animais;
- A gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas;
- A implementação dos instrumentos da PNRH deverá ser aplicada nas bacias hidrográficas.

A fim de que seja possível a disponibilidade dos recursos hídricos (tanto em aspectos qualitativos como quantitativos), para a atual e futuras gerações, é necessário o enquadramento de padrões de qualidade de água adequados aos respectivos usos dos corpos hídricos, tendo em vista sua utilização racional e integrada (WEINBERG et al. 2013).

A análise realizada do corpo hídrico para que seja determinado o seu enquadramento deve ser feita não exclusivamente no atual estado em que o corpo se encontra, mas baseado no nível de qualidade que este deveria ter para atender e suprir as necessidades da comunidade que dele faz uso. As classes de água correspondem a uma determinada qualidade que deve ser mantida nestas águas, de modo que tal qualidade deve ser expressa na forma de padrões de qualidade, como, concentração de poluentes e limites máximos permissíveis (MIZUTORI, 2009).

Para tal fim, a Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como as condições e padrões de lançamento de efluente, com posterior modificação feita pela Resolução nº 430 do CONAMA de 13 de maio de 2011. De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, é definida “classe de qualidade” o conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais e futuros. O território brasileiro caracteriza-se como possuidor de treze classes, pertencentes a três tipos – água doce, salobra e salina, a saber:

- Cinco classes para água doce (água que possui salinidade igual ou inferior a 0,5‰);
- Quatro classes para água salobras (água que possui salinidade entre a 0,5 e 30,0‰);
- Quatro classes para água salinas (água que possui salinidade igual ou superior a 30‰) (CONAMA, 2005).

O sistema de enquadramento dos corpos hídricos, em classes de qualidade, faz com que os padrões de qualidade estabelecidos para cada classe sejam formados pelos padrões mais restritivos, dentre todos os usos contemplados naquela classe (ANA, 2015). As águas doces são classificadas como classe especial 1,2,3 e 4, como disposto na Figura 1.












Figura 1 - Classificação das águas doces e sua relação entre uso e qualidade das mesmas



Fonte: ANA (2015)

A qualidade da água se relaciona diretamente com o uso dado a ela, de modo que atividades mais simples, como navegação, podem ser realizadas com o uso das águas com índice de pureza mais baixo. Entretanto, as águas com maior pureza podem ser utilizadas em atividades menos exigentes desde que estas atividades não alterem suas características, prejudicando a qualidade da água (MIZUTORI, 2009). Na Figura 2 são apresentadas atividades permissíveis para cada classe de água doce.

Figura 2 - Relação entre as atividades permissíveis segundo a classificação da água doce

		CLASSES DE ENQUADRAMENTO				
USOS DAS ÁGUAS DOCES		ESPECIAL	1	2	3	4
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas		Classe mandatória em Unidades de Conservação de Proteção Integral				
Proteção das comunidades aquáticas			Classe mandatória em Terras Indígenas			
Recreação de contato primário						
Aquicultura						
Abastecimento para consumo humano		Após desinfecção	Após tratamento simplificado	Após tratamento convencional	Após tratamento convencional ou avançado	
Recreação de contato secundário						
Pesca						
Irrigação			Hortalças consumidas cruas e frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película	Hortalças, frutíferas, parques, jardins, campos de esporte e lazer,	Culturas arbóreas, cereais e forrageiras	
Dessedentação de animais						
Navegação						
Harmonia paisagística						

Fonte: ANA (2015)

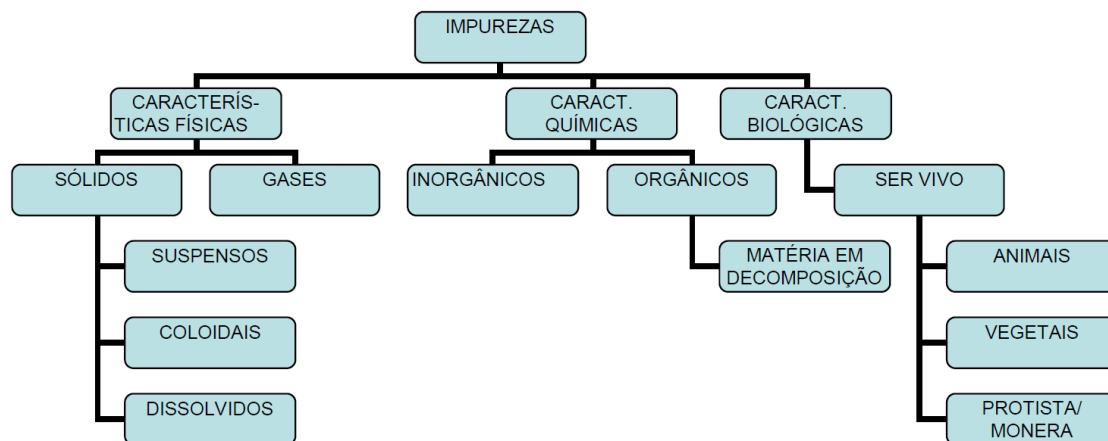
Na esfera estadual de Minas Gerais, o órgão responsável por criar as diretrizes e classificação dos corpos hídricos, bem como estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes, é o Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM, por meio da Deliberação Normativa 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008).

3.2 Qualidade da água

A qualidade da água pode ser definida como a quantificação das características química, física e biológicas. Devido a água apresentar característica de solvente universal e por possuir a capacidade de transportar partículas, acaba incorporando a si diversas impurezas, as quais definem a sua qualidade, de modo que cada impureza lançada no corpo hídrico possui características, origem e impactos distintos. Assim, é apresentado na Figura 3 e Tabela 1 um resumo das características gerais e os principais poluentes lançados nos corpos hídricos, respectivamente. Essas variáveis indicam a qualidade de água que se está analisando e sinalizam problemas quando alcançam valores superiores aos estabelecidos para determinados usos específicos. Deste modo, a qualidade da água se torna diretamente

relacionada à qualidade do ambiente em que ela se encontra (VON SPERLING, 2005; WEINBERG, 2013).

Figura 3 - Fonte de possíveis impurezas encontradas na água



Fonte: (adaptado de Barnes et al. 1981) apud Von Sperling (2007).

Ao longo do ano a qualidade da água dos corpos hídricos também sofre alteração devido às mudanças que ocorrem juntamente com o regime hidrológico. Como exemplo, em períodos chuvosos, as águas provenientes de escoamento superficial apresentam alta turbidez e transportam grande quantidade de sólidos suspensos, enquanto que as águas subsuperficiais transportam grandes quantidades de carbono orgânico dissolvido e nutrientes tais como nitrogênio e fósforo (MANOEL, 2013).

Uma maneira de expressar a qualidade da água é por meio da abordagem apresentada no **ANEXO A**, que consta a descrição detalhada da metodologia para determinação do Índice de Qualidade da Água – IQA (que foi utilizada em diversos pontos de monitoramento ao longo do rio Uberabinha), bem como os parâmetros envolvidos. Este anexo é apresentado como enriquecimento de informações bibliográficas sobre a qualidade da água neste curso de água, muito útil em trabalhos de conclusão de curso e de iniciação científica para as diversas instituições de ensino superior da região do Triângulo Mineiro. Já no **ANEXO B** consta uma sucinta descrição dos metais analisados neste estudo, além dos impactos que podem causar na natureza e seres vivos.

Tabela 1 - Principais poluentes das águas

Poluente	Origem	Efeito	Indicador de poluição
Matéria orgânica	Esgotos domésticos e alguns efluentes industriais (de alimentos, papel e têxtil)	Reduz drasticamente o nível de oxigênio dissolvido, por longos períodos, causando mudanças na flora e fauna aquáticas. Podem ser tóxicos	DBO ₅ – demanda bioquímica de oxigênio e DQO – demanda química de oxigênio
Óleos	Vazamento em tanque de estocagem, acidentes, efluentes de postos e oficinas, efluentes de matadouros e laticínios	Impede a absorção de oxigênio, o nível deste cai, inibindo a vida aquática aeróbia. É tóxico para animais e plantas	Óleos e graxas
Sólidos (em suspensão e sedimentáveis)	Esgotos domésticos e alguns efluentes industriais (argilas, carvão, porcelanas), bem como carreamento do solo	Aumento da turbidez, diminui a penetração de luz e a faixa fotossintética. Partículas finas sufocam as águas, modificando o ecossistema. Causam assoreamento.	SS – sólidos em suspensão, RS – resíduos sedimentáveis, turbidez
Temperatura	Águas de resfriamento industrial	Elevação da temperatura da água, reduzindo o nível de oxigênio dissolvido	Temperatura
Nitratos	Uso de fertilizantes, efluentes de Estação de Tratamento de Esgoto e percolação em lixões	Causa crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas daninhas. Contribui para eutrofização das águas. Tóxico para o homem	Nitratos
Fosfatos	Uso de fertilizantes e detergentes fosfatados. Indústrias de alimentos	Eutrofização das águas	Fosfatos
Bactérias	Esgoto doméstico e hospitalar e despejos de indústrias alimentícias	Poluição fecal. Bactérias patogênicas encontradas nos esgotos podem causar doenças no homem e nos animais	Índice de coliformes
Ácidos e álcalis	Despejos industriais, chuvas ácidas, escoamento em solos ácidos ou alcalinos	Tóxicos para a vida aquática. Interfere na atividade química e biológica	pH
Metais	Agrotóxicos, poluição industrial, percolação em lixões, chumbo das canalizações, dejetos de suínos e lodo de esgotos e ETAs	Tóxico ao homem. Acumulam-se nos ossos (chumbo), no sistema nervoso (mercúrio) e atacam a medula óssea (cádmio). Biomagnificação. Reduz a capacidade de autodepuração das águas	Metais

Fonte: adaptado de Araújo (1997).

3.3 Autodepuração em ambiente lótico

A autodepuração é um processo em que o corpo hídrico recupera o equilíbrio de suas águas, de forma natural, após a perturbação causada pelo lançamento de cargas poluidoras (VON SPERLING, 2005). Tal equilíbrio é atingido após ocorrer a neutralização dos poluentes por meio de processos naturais que englobam diluição, sedimentação e estabilização (BRANCO, 1978). No entanto, isto não implica, necessariamente, que as águas retornem às condições que apresentavam antes de serem poluídas, mas que, o ecossistema atinge um estado de equilíbrio com outras características, sem apresentar problemas ambientais (PAULA, 2011). Cada corpo receptor apresenta um limite de matéria orgânica biodegradável que consegue depurar em um determinado período de tempo, logo, caso a carga poluidora lançada em um corpo hídrico seja superior à sua capacidade de neutralização, o curso de água não consegue fazer o tratamento desta água pelas vias naturais.

Na autodepuração, a matéria orgânica carbonácea, nitrogenada e microrganismos patogênicos são alguns dos poluentes combatidos. A matéria orgânica é convertida em compostos inertes e não prejudiciais do ponto de vista ecológico (VON SPERLING, 1996), e os organismos patogênicos são, em sua maioria, inativados devido ao ambiente desfavorável à sua sobrevivência, estando susceptíveis à radiação ultravioleta da luz solar, microrganismos aquáticos que se alimentam de bactérias, variação de temperatura, pH, além da presença de oxigênio no ambiente (aquático ou interface água/ar) (CESAMA, 2015).

A evolução, bem como o estado, em que se encontra a água de um corpo hídrico no processo de autodepuração pode ser acompanhado por diversas variáveis, entretanto, o monitoramento da concentração do oxigênio dissolvido é o mais significativo por expressar com maior clareza a atuação condição do curso d'água e identificar se o mesmo se encontra dentro dos limites de sua classe de enquadramento, segundo a legislação CONAMA 357/05 (SANTOS, 2001).

3.3.1 Fenômenos interferentes no processo de autodepuração

O processo de autodepuração ocorre mediante fenômenos físicos, químicos e biológicos que contribuem para a modificação, redução ou eliminação completa de alguns poluentes presentes na água dos corpos hídricos. Tais fenômenos ocorrem de forma conjunta e, por muitas vezes, não são passíveis de distingui-los isoladamente (VON SPERLING, 1995). Na Tabela 2 são apresentados os principais interferentes segundo cada fenômeno e em seguida uma abordagem a respeito de cada um destes (FALCÃO, 2011).

Tabela 2 - Principais interferentes na autodepuração segundo cada fenômeno

Fenômeno	Interferente
Físico	Turbulência
	Sedimentação
	Luz solar
	Temperatura
	Diluição
Químico	Oxidação
	Redução
Biológico	Reprodução de antibióticos e toxinas
	Aglutinação
	Predatismo

Fonte: Adaptado de FALCÃO (2011)

- *Turbulência*: o principal fator que gera esse aspecto é a velocidade que a água apresenta no corpo hídrico, de modo que tal velocidade é influenciada pela ação do vento e relevo do terreno. A turbulência provoca a fragmentação da camada superficial da água, que está sempre saturada de oxigênio, permitindo assim que ocorra maior distribuição do oxigênio em toda massa líquida. Como consequência negativa, a turbulência remove os lodos orgânicos do fundo do leito, contribuindo assim para o aumento da DBO₅ da água;
- *Sedimentação*: a ação da gravidade contribui para a deposição de matéria orgânica, argila e areia, o que favorece a redução da DBO₅, nitrogênio orgânico e fósforo orgânico, além da remoção de microrganismos por serem transportados para o fundo do leito juntamente com a matéria sedimentável;

- *Luz solar*: é um dos fatores principais para que ocorra a fotossíntese, que em ambiente aquático causam a reaeração da água nos leitos, elevando o teor de oxigênio dissolvido – OD, na mesma. A luz solar, em especial a radiação ultravioleta, também exerce ação germicida, contribuindo para a diminuição de organismos patogênicos presentes na água;
- *Temperatura*: influencia de várias maneiras no comportamento dos parâmetros de qualidade da água. O aumento da temperatura causa a aceleração no metabolismo dos microrganismos, que por sua vez, aumenta a velocidade do processo de estabilização da matéria orgânica. Entretanto, a elevação da temperatura também influencia o teor de oxigênio dissolvido, uma vez que quanto maior a temperatura, menor a concentração de oxigênio dissolvido existente em água. Também, o aumento da temperatura reduz a viscosidade da água, aumentando a velocidade de sedimentação do material inorgânico com densidade superior à da água;
- *Diluição*: responsável por tornar os poluentes presentes em água menos concentrados, analisando-se cada porção de água que forma o corpo hídrico, reduzindo assim seus efeitos. Quanto maior for a capacidade de diluição da massa líquida, maior será o seu poder de depuração;
- *Reações de oxidação*: a matéria orgânica é oxidada devido as reações e aos processos, dentre eles os biológicos como a respiração (quando realizada por seres aeróbios), que envolvem os organismos presentes no meio aquático;
- *Reações de redução*: dentre as várias reações de redução que ocorrem no corpo hídrico, as sínteses orgânicas são destaque e a mais importante é a fotossíntese, onde no final do processo ocorre a produção de gás oxigênio. Outro processo importante é a desnitrificação, causada pela ação das bactérias sobre os nitratos presentes no meio líquido, que são convertidos em nitritos e em seguida nitrogênio gasoso;
- *Produção de antibióticos e toxinas*: alguns organismos aquáticos como bactérias, fungos, algas e protozoários, têm a capacidade de produzirem substâncias que exercem ação antibiótica sobre bactérias patogênicas presentes no meio líquido;

- *Aglutinação*: como característica de alguns microrganismos aquáticos, como a bactérias Zooglea, secretam substâncias que aderem em partículas em suspensão, causando sua aglutinação, e são arrastadas para o fundo do leito;
- *Predatismo*: ocorre a eliminação de organismos patogênicos devido às interações existentes entre os integrantes que formam a teia alimentar, que se encontram inserida no corpo hídrico.

3.3.2 Zonas de autodepuração

Por ser um processo que ocorre ao longo do tempo na massa líquida, a autodepuração é analisada ao longo do corpo hídrico considerando que a dimensão deste corpo receptor seja predominantemente longitudinal, composto por 4 zonas distintas (Figura 4), caracterizadas pelo estágio de evolução no processo de autodepuração (BRAGA et al. 2005), apresentadas a seguir:

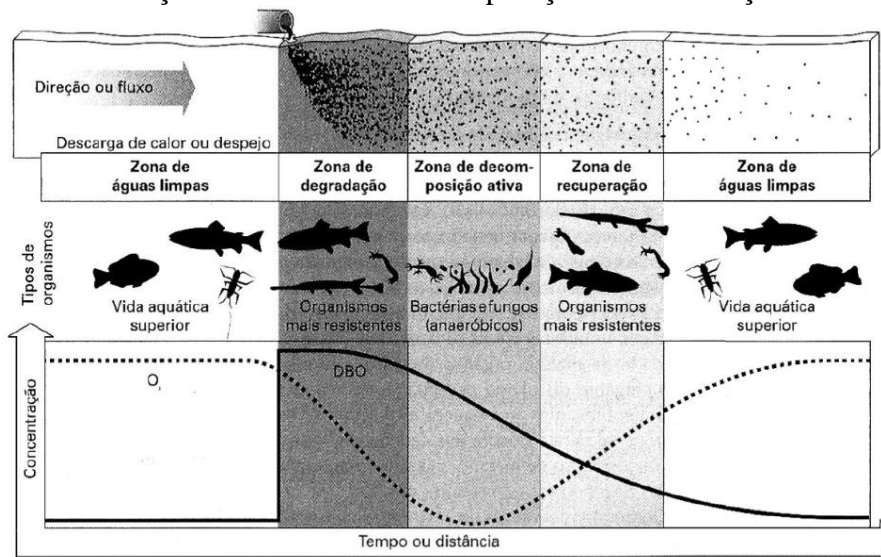
- *zona de degradação*: região onde ocorre o lançamento da carga poluidora no corpo receptor. Nesta zona a concentração de matéria orgânica é extremamente elevada fazendo com que a água adquira aspecto escuro, além de ocorrer a mortalidade de parte da fauna e flora em decorrência da queda brusca do nível de oxigênio dissolvido, restando somente organismos mais resistentes a esse ambiente. Os valores de DBO aumentam vertiginosamente alcançando seu pico nessa região;

- *zona de decomposição ativa*: trata-se da região em que microrganismos desempenham ativamente a decomposição da matéria orgânica, lançada a montante deste ponto. A qualidade das águas apresenta-se em seu pior estágio, com concentrações de oxigênio dissolvido quase inexistente, e níveis de DBO inferiores aos observados na zona de degradação;

- *zona de recuperação*: região em que a etapa de recuperação das águas é iniciada, tornando a água mais clara, estabilizando a maior parte da matéria orgânica. Nesta região, ocorre o aumento dos níveis de oxigênio dissolvido e permanece o contínuo decréscimo dos níveis de DBO;

- *zona de águas limpas*: as águas retomam suas características com relação ao oxigênio dissolvido, a matéria orgânica, bactérias e patógenos, que possuíam antes de serem contaminadas. Os níveis de DBO apresentam-se com seus menores valores após a zona de degradação.

Figura 4 - Correlação entre zonas de autodepuração e concentração de OD e DBO



Fonte: Braga et al. (2005)

3.4 Modelagem como ferramenta na gestão de recursos hídricos

A gestão de recursos hídricos trata-se de um procedimento que visa equacionar e resolver as questões de escassez e uso adequado dos recursos hídricos, bem como auxiliar na otimização do uso dos mesmos em benefício da sociedade, que se realiza mediante procedimentos integrados de planejamento e de administração (SETTI et al, 2000).

Algumas das ações que constituem a gestão da qualidade dos recursos hídricos são referentes à caracterização ambiental, avaliação dos impactos causados por atividades que estão inseridas ou irão se instalar na área de influência, estudo da capacidade de assimilação de um corpo receptor e o monitoramento ambiental. O levantamento de tais informações possibilita não só a avaliação ambiental do recurso hídrico, mas também o aperfeiçoamento do sistema adotado (LIMA, 1997).

A modelagem matemática surge como uma ferramenta de extrema importância no processo de gestão dos recursos hídricos, uma vez que esta pode auxiliar na escolha de

alternativas de manejo, tendo em vista a resposta do modelo a diferentes descargas de resíduos (RODRIGUES, 2005).

Os modelos matemáticos são ferramentas integradoras que auxiliam na criação de resultados que exprimem uma visão dinâmica dos processos que ocorrem em sistemas naturais (ROSMAN, 2005). Dentre os modelos existentes e utilizados para o monitoramento ambiental, os matemáticos são os mais utilizados para tal fim, pois fazem uso de equações diferenciais e de condições de contorno para representar, de maneira aproximada, os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem dentro de determinado sistema ambiental (ROSMAN, 2005; EIGER, 2003; MUJUMDAR e VEMULA, 2004).

Todos os modelos matemáticos fazem o uso de recursos variados para que os resultados gerados cheguem o mais próximo do observado na natureza, contudo isso não é possível uma vez que existem infinitas variáveis que se interagem de diferentes maneiras na natureza e influenciam, em maior ou menor intensidade, na qualidade e estado em que se encontra a água dos rios. Assim, todos os modelos possuem limitações em graus diferentes, e estas limitações devem ser levadas em conta, caso se pretenda fazer interpretações significativas dos resultados obtidos com as modelagens, uma vez que tais resultados são gerados para situações específicas.

Assim, para qualquer que seja o modelo utilizado para se fazer a caracterização ambiental, nenhum é, portanto, completo para todas as variáveis presentes *in natura* (COX, 2003), ainda que a modelagem do processo de autodepuração de um corpo hídrico passe pela compreensão e equacionamento de complexos fenômenos, que estão em constante interação entre os parâmetros de qualidade da água (LIMA, 1997).

3.5 Histórico de modelos para qualidade da água

A utilização de modelos iniciou-se com os estudos de depleção de oxigênio devido à poluição por matéria orgânica, com o modelo desenvolvido por Streeter e Phelps (1925) no trabalho denominado “O estudo da poluição e purificação natural do rio Ohio”. Desde então, os modelos de qualidade vêm sendo constantemente aprimorados e atualizados para

mensurar e auxiliar na tomada de decisões quanto as novas problemáticas referentes à poluição de água (RAUCH et al., 1998).

Os primeiros modelos tinham a capacidade de simular somente OD e DBO, e posteriormente foram introduzidas as séries de nitrogênio e do fósforo, bem como algas e outros componentes (TUCCI, 1998). Gradualmente, vários componentes ou variáveis de estado foram incorporados aos modelos que surgiam, a fim de acompanhar a evolução dos problemas que surgiam quanto a qualidade da água. Os maiores avanços nos modelos ocorreram em decorrência da utilização de métodos numéricos e computadores (LIMA, 2001).

É possível apresentar a evolução dos modelos de qualidade da água segundo quatro fases principais (CHAPRA, 1997), de acordo com os assuntos sociais e a capacidade computacional disponíveis em cada um desses períodos.

É considerada primeira fase todos os trabalhos publicados no período de 1925 a 1960, onde o modelo Streeter-Phelps foi um marco. Esse modelo estima a concentração de OD em função dos coeficientes de reaeração e dos oxigenação, bem como pela DBO (CHAPRA, 1997; SILVA, 2003; STREETER & PHELPS, 1925).

Na segunda fase, compreendida na década de 60, embora o foco de estudo dos modelos de qualidade fossem referentes ao OD e a DBO, já era possível se fazer o estudo e aplicações dos modelos para sistemas mais complexos, com o auxílio de computadores. Esta época foi marcada pelo início da expansão do pensamento crítico, abordando a percepção dos problemas como um todo no ambiente e não mais como fatores pontuais (CHAPRA, 1997; SILVA, 2003; STREETER & PHELPS, 1925).

A década de 70 marca a terceira fase onde os movimentos ecológicos e a percepção da sociedade com relação ao meio ambiente teve grande aumento. O foco do principal problema de poluição abordado nessa época diz respeito à eutrofização, uma vez que pesquisadores expandiram sua percepção ambiental e passaram a analisar além do oxigênio dissolvido. Desse modo, os estudos para os mecanismos de representação dos processos biológicos tiveram ampliação (CHAPRA, 1997 e SILVA, 2003).

A quarta fase, e até então a última, é marcada pelo estudo concernente ao reconhecimento da importância do transporte e destinação de substâncias tóxicas, envolvendo estudos sobre o acúmulo de tais substâncias e sua atuação na cadeia alimentar (SILVA, 2003).

A evolução dos modelos antecessores resultou em uma modelagem teórica unificada que abrange poluentes convencionais e tóxicos. Juntamente com esta evolução se encontra a disponibilidade dos mais variados programas computacionais, para se fazer diversas implementações teóricas (CHAPRA, 1997 e STREETER & PHELPS, 1925), no que se refere aos poluentes ainda não estudados ou que tenham pouco enfoque.

A Tabela 3 contém o resumo das quatro fases da evolução dos modelos de qualidade de água.

Tabela 3 – Fases do desenvolvimento dos modelos de qualidade da água

Fase	Problemas/foco	Parâmetros analisados	Sistema
1925 – 1960 (Streeter-Phelps)	esgoto sem tratamento e efluente primário	DBO/OD	unidimensional
1960 – 1970 (computadores)	efluente primário e secundário	DBO/OD	unidimensional e bidimensional
1970 – 1977 (biologia)	eutrofização	nutrientes	unidimensional, bidimensional e tridimensional
1977 – presente (tóxicos)	elementos tóxicos	elementos orgânicos e metais	interações água-sedimentos

Fonte: Chapra (1997)

3.6. Modelos de qualidade de água em rios

Foi criado em 1983 o grupo de trabalho Task Group on River Water Quality, pela Associação Internacional da Qualidade da Água – IAWQ, composto por profissionais dedicados ao avanço da ciência, ao controle da poluição da água e gestão de qualidade da água no mundo inteiro. A partir das pesquisas realizadas por este grupo, desenvolveu-se uma base científica e técnica para formular a consistente padronização dos modelos de qualidade da água e manuais para sua implementação que se conhece atualmente. A contribuição dada por tal pesquisa contempla não somente a revisão do estado da arte dos modelos existentes (RAUCH et al., 1998), mas também uma abordagem realizada sobre os

problemas e limitações dos modelos existentes (SHANAHAN et al., 1998), além de como deverão ser os modelos futuros (SOMLYÓDY et al., 1998; LIMA, 2001; JEPPSSON, 1996). Na Tabela 4 são apresentados alguns modelos de qualidade da água, comparando-os em relação as suas capacidades.

Embora existam diversos modelos de qualidade da água, cada qual contendo inúmeras ferramentas que auxiliam na modelagem e obtenção dos mais variados resultados, a escolha do modelo mais adequado aos objetivos de um determinado estudo ou projeto é uma tarefa que deve levar em consideração a precisão desejada para os resultados, juntamente com a complexidade e quantidade dos parâmetros envolvidos. Em suma, modelos mais simples apresentam erros maiores, enquanto que modelos mais complexos, embora apresentem menores erros, necessitam de mais dados para que seja possível a modelagem (ALBANO, 2004).

Tabela 4 – Exemplos de modelos de qualidade de água e suas características

Modelos	Características	Fonte
AQUATOX	Prediz o destino de vários poluentes (nutrientes e produtos químicos orgânicos) e seus efeitos nos peixes, invertebrados e plantas aquáticas. Pode ser aplicado a ambientes lênticos, lóticos, lagos, lagoas, rios e estuários	US Environmental Protection Agency - USEPA
CE-QUAL-R1V1	Aplicável para vazões não permanentes, onde o escoamento seja altamente variável como em rios com barragens ou outras estruturas. Os constituintes modelados são temperatura, coliformes, nitrogênio, DBO, algas, fósforo, OD e metais	Environmental Laboratory, US Army Corps of Engineers – USACE, Waterways Experiment Station – WES, (1990)
MIKE 11	Modela a qualidade de água e de transporte de sedimentos em estuários, rios, sistemas de irrigação e outros corpos d'água. (na modelagem de rios, o modelo é unidimensional e não permanente). Sua utilização contempla os cenários de: análise de riscos de inundação; previsão de inundação de tempo real; avaliação de qualidade de água em rios, reservatórios e áreas alagadas; previsão de qualidade de água e rastreamento de poluente; transporte de sedimentos e morfologias de rios; integração da água superficial e subterrânea para análise de água (indicado para rios, canais e sistemas de irrigação, pois simula o escoamento superficial)	Danish Hydraulic Institute – DHI (2006), Araújo (2005)
WASP7	Modelo de mistura completa que considera afluxos e fluxos na coluna de água, bem como os processos da camada bentônica. Os processos de advecção, dispersão, carga difusa e pontual são representados por meio do auxílio de modelos hidrodinâmicos e de transporte de sedimentos. Os parâmetros analisados são: nitrogênio, fósforo, OD, DBO, algas, produtos químicos orgânicos, metais, mercúrio, agentes patogênicos e temperatura.	US Environmental Protection Agency – USEPA (2006)
QUAL2E	Modelo unidimensional e de regime permanente e simula os parâmetros de: OD, DBO, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, temperatura, algas, coliformes termotolerantes, constituintes não conservativos como substâncias radioativas, minerais conservativos.	US Environmental Protection Agency – USEPA (1987)
AQUATOOL	É uma interface para a edição, simulação, revisão e análise de modelo de simulação de gestão de bacias hidrográficas, incluindo o módulo GESCAL de simulação da qualidade da água em ambientes lênticos e lóticos. Permite a simulação de nitrogênio, fósforo, OD, DBO, coliformes, algas, sólidos, contaminantes tóxicos (metais, hidrocarbonetos, detergentes, etc) e temperatura.	Instituto de Ingenieria del Agua y Medio Ambiente de La Universidad Politécnica de Valencia – IIAMA/UPV

HEC-RAS	Modelo desenvolvido para realização de análises unidimensionais de propagação em trechos de rios. Possui módulo de simulação de qualidade da água que possibilita a solução da equação de advecção-advecção com um esquema numérico que permite a análise dos seguintes constituintes: nitrogênio, fósforo, algas, OD, DBO e constituintes arbitrários como, por exemplo, metais.	HEC (2010)
QUAL-UFMG	Modelo mais simples de se operar do que o modelo utilizado como base para a sua criação (QUAL2E). As principais simplificações realizadas a partir do modelo QUAL2E são referentes a: integração numérica pelo método de Euler; desconsideração da dispersão longitudinal e a não inclusão da modelagem de algas e todas as suas inter-relações com os demais constituintes mensurados no modelo. O modelo QUAL-UFMG é unidimensional, adequado para rios com vazões baixas e escoamentos em regime permanente. Os parâmetros modelados são: OD, DBO, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e coliformes termotolerantes.	VON SPERLING (2007), COSTA e TEIXEIRA (2011)
SAD-IPH	Modelo integrado a sistema de informações geográficas, onde a topologia e outras características da bacia a ser simulada são obtidas a partir de imagens de satélite. Os parâmetros de qualidade modelados nessa ferramenta são: $BO_{5,20}$, OD, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo total e coliformes fecais.	KAYSER e COLLISCHONN (2013), MEDEIROS (2014)
QUAL2Kw	Modelo para cargas pontuais e difusas aplicado em rios e córregos, é implementado em extensão ao Microsoft Windows, bem como representa o estado da arte referente as últimas duas décadas quanto ao avanço na modelagem numérica e computacional de qualidade da água em rios. Esse modelo trabalha em sistemas unidimensionais e de fluxo constante, podendo simular as variáveis: condutividade, sólidos inorgânicos suspensos, OD, DBO, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo (orgânico e inorgânico), fitoplâncton, detritos, patógenos, alcalinidade, carbono inorgânico total, e algas inferiores bem como algas inferiores-nitrogênio e algas inferiores-fósforo.	TAO (2008), GUEDES (2009) e MENDES (2010)

Fonte: Autor (2015)

3.7. Estudos de modelagem da qualidade da água em rios

Diversos estudos sobre modelagem matemática de autodepuração em curso de água de médio porte foram realizados no país e no mundo.

Silva (2014) realizou a modelagem da qualidade da água na bacia do Rio Piracicaba-MG utilizando o modelo SAD-IPH, a fim de analisar a capacidade de tal modelo em simular os parâmetros de qualidade DBO, OD, fósforo total, nitrogênio e coliformes termotolerantes. A calibração e validação do modelo foram realizadas com o uso de dados de postos de monitoramento da qualidade da água do IGAM, e na comparação dos valores simulados com os observados, as curvas de DBO, OD e fósforo total apresentaram boa similaridade, no entanto, o mesmo não aconteceu para os parâmetros nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato) e coliformes termotolerantes. Os valores dos coeficientes de reações físico-químicas são apresentados na Tabela 5. Ainda que a modelagem realizada não tenha gerado resultados tão bons quanto esperados para a região estudada, observou-se a facilidade de manuseio e aplicabilidade da ferramenta computacional para qualquer tipo de topologia do sistema hídrico.

Tabela 5 – Valores dos coeficientes utilizados por Silva (2014)

Parâmetro	Valor
Coeficiente de reaeração OD (dia^{-1})	Valores obtidos a partir de equações que se utilizam de valores hidráulicos do rio, porém tais valores não ficaram claro no decorrer do referido estudo
Coeficiente de remoção DBO (dia^{-1})	
Coeficiente de decaimento fósforo total (dia^{-1})	
Coeficiente de decaimento bacteriano (dia^{-1})	0,5 – 1,5
Coeficiente de hidrólise do nitrogênio orgânico (dia^{-1})	0,5
Coeficiente de nitrificação do NH_3 (dia^{-1})	0,25
Coeficiente de nitrificação do NO_2 (dia^{-1})	0,65

Fonte: Adaptação de Silva (2014)

Brito (2008), utilizando o modelo QUAL2Kw, pesquisou, durante 12 meses, um trecho de 160 km de extensão no alto e médio rio Araguari (Amapá), a fim de descrever e prever as condições da qualidade da água neste rio e fornecer uma estrutura racional e inteligente de análise de problemas ambientais existentes. Os parâmetros modelados neste estudo englobam OD, DBO, pH, temperatura, condutividade, fósforo total, sólidos suspensos totais, amônia e nitrato, entretanto, também foram analisados, para fim de comparação com

a resolução CONAMA 357/05, as concentrações de ferro e alumínio dissolvido. O sistema de modelagem QUAL2Kw demonstrou ser capaz de representar com habilidade e flexibilidade os aspectos físicos, químicos e hidráulicos experimentais observados no referido estudo. A respeito dos cenários modelados (de barragens atuais e futuras, urbanização intensa de algumas cidades, e poluição intensa no principal afluente Amapari a partir de poluição causada por dejetos industriais), o parâmetro mais sensível foi a DBO, em contrapartida, o parâmetro menos sensível às simulações foi o pH, sendo todos modelados satisfatoriamente pelo QUAL2Kw.

Já Paula (2011), com o uso do modelo QUAL-UFMG, avaliou a capacidade de autodepuração do rio Jordão considerando as contribuições reais do córrego Brejo Alegre (afluente do rio Jordão) em períodos de estiagem e chuvoso, além de simular dois cenários distintos em que, ao considerar cargas poluidoras estimadas da ETE e a baixa capacidade de diluição do rio para a vazão crítica ($Q_{7,10}$), foram lançados na confluência do córrego Brejo Alegre com o rio Jordão o efluente advindo de um sistema de tratamento por lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa e o efluente advindo de tratamento por lodo ativado convencional, respectivamente. Os parâmetros modelados no estudo contemplam OD, DBO₅, nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito, nitrato), *E.coli* e fósforo inorgânico e orgânico. Os coeficientes de reações físico-químicas calibrados são apresentados na Tabela 6. De acordo com Paula (2011), os processos mais atuantes e responsáveis pela autodepuração no rio Jordão foram apenas a reaeração natural e a demanda carbonácea.

Tabela 6 – Valores de coeficientes utilizados por Paula (2011)

Coeficiente do Modelo		Coeficiente de reação	
Desoxigenação			
Coef. desoxigenação (dia ⁻¹)		0,24	
Coef. sedimentação da matéria orgânica carbonácea (dia ⁻¹)		0,00	
Coeficiente de reaeração $K_2 = m.Q^n$		m	0,43
		n	-0,60
Nitrogênio			
Coef. sedimentação N_{org}		0,05	
Coef. conversão N_{org} - N_{amon} (dia ⁻¹)		0,25	
Coef. conversão N_{amon} - $N_{nitrito}$ (dia ⁻¹)		0,25	
Coef. conversão $N_{nitrito}$ - $N_{nitrito}$ (dia ⁻¹)		1,00	
Coef. liberação N_{amon} pelo sedimento de fundo (g/m ² .dia)		0,50	
O_2 equiv. conversão N_{amon} - $N_{nitrito}$ (mgO ₂ mgN _{amon.oxid.} ⁻¹)		3,20	
O_2 equiv. conversão $N_{nitrito}$ - $N_{nitrito}$ (mgO ₂ mgN _{nitrito.oxid.} ⁻¹)		1,10	
Coef. inibição da nitrificação por baixo OD		0,60	
Fósforo			
Coef. sedimentação P_{org} (dia ⁻¹)		0,05	
Coef. conversão P_{org} - $P_{inorg.}$ (dia ⁻¹)		0,30	
Coef. liberação P_{inorg} pelo sedimento de fundo (g/m ² .dia)		0,10	
Coliformes termotolerantes			
Coef. decaimento de coliformes (dia ⁻¹)		1,00	

Fonte: Adaptação de Paula (2011)

Também, Ferreira (2014) avaliou a capacidade de autodepuração do médio e baixo curso do rio Uberaba (MG), no período de outubro de 2012 a setembro de 2013, com o uso da modelo de qualidade de água AQUATOOL, ao analisar os parâmetros DBO, OD, nitrogênio (orgânico, amoniacal e nitrito) e fósforo total. A calibração e validação do modelo foram satisfatórias cujos valores dos coeficientes calibrados encontram-se na Tabela 7.

Tabela 7 – Faixa de coeficientes utilizados por Ferreira (2014)

Parâmetro (dia^{-1})	Faixa
Reaeração	0-100
Decomposição da matéria orgânica carbonácea	0,02-3,4
Hidrólise do nitrogênio orgânico	0,02-0,4
Nitrificação da amônia	0,01-1
Desnitrificação	0,001-0,1
Crescimento do fitoplâncton	1-3
Morte e respiração do fitoplâncton	0,05-0,5
Decaimento do fósforo orgânico	0,01-0,7

Fonte: Adaptação de Ferreira (2014)

SALLA et al. (2014) avaliaram os dados obtidos no período de outubro de 2006 a setembro de 2011, a aplicabilidade da ferramenta computacional AQUATOOL na bacia do rio Uberabinha-MG. O foco do estudo foi proceder ao balanço hídrico com posterior calibração de coeficientes das reações físico-químicas. Para o ajuste dos coeficientes foram utilizados dados de qualidade da água medidos pelo Instituto de Gestão das Águas Mineiras – IGAM. A Tabela 8 traz faixas de coeficientes obtidos por SALLA et al. (2014).

Tabela 8 - Faixa de coeficiente obtidos por Salla et al. (2014)

Coeficiente (dia^{-1})	Símbolo	Faixa de valor
Reaeração	K_a	-1 - 4
Decomposição da matéria orgânica cabonácea	K_d	0,02 – 0,5
Mineralização do nitrogênio	KN_{oa}	0,002 – 0,4
Nitrificação da amônia	KN_{ai}	0,007 – 0,2
Decomposição do fósforo total	K_{phosph}	0,01 – 0,3

Fonte: Adaptado de SALLA et al. (2014)

Os estudos consultados mostram que os possíveis valores a serem adotados para os coeficientes de reações físico-químicas são bastante variados, criando assim uma faixa limítrofe muito ampla. O motivo para tamanha variação deve-se ao fato das variações no corpo hídrico de temperatura, características hidráulicas e presença de interferentes. Uma vez que o planeta Terra apresenta variações muito distintas dessas características, não somente ao se comparar as várias regiões, mas também às variações que ocorrem ao longo do ano (clima, temperatura), é justificado o motivo da existência de uma faixa limítrofe ampla para os coeficientes de reações físico-químicas. Na Tabela 9 são apresentadas as faixas limítrofes para os coeficientes de diferentes parâmetros, segundo alguns autores.

Tabela 9 - Faixas limítrofes para os coeficientes de diferentes parâmetros

Coeficiente	Simbologia	Faixa		Observação	Fonte
Remoção do nitrogênio orgânico por sedimentação	K_{so}	0,00-0,10		Valores menores para rios rápidos	Von Sperling a (2007)
Conversão de nitrogênio orgânico em amônia	K_{oa}	0,20-0,25			Von Sperling a (2007)
		0,001-0,20			Bowie et al. (1985)
Conversão de amônia em nitrito	K_{an} (simbologia da literatura)	0,15-0,25			Von Sperling a (2007)
		0,003-0,03			Bowie et al. (1985)
Conversão de nitrito em nitrato	K_{nm}	0,10-1,00		Valores maiores para rios rasos	Von Sperling a (2007)
		0,090-0,25			Bowie et al. (1985)
Decaimento de <i>E.coli</i>	$K_{E.coli}$	0,5-1,5			Von Sperling a (2007)
Decaimento de fósforo total	K_p			Não encontrado na literatura	
Decaimento de fósforo orgânico por sedimentação	K_{Po}	0,02-0,05			Von Sperling a (2007)
Conversão de fósforo orgânico para inorgânico	K_{Poi}	0,2-0,3			
		0,001-0,80			Bowie et al. (1985)
Decaimento por sedimentação da matéria orgânica carbonácea no rio	K_s	rio raso*	rio profundo*	Curso de água recebendo esgoto bruto concentrado	Von Sperling (2005)
		0,10-0,35	0,05-0,20		
		0,05-0,25	0,00-0,15	Curso de água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	
		0,05-0,10	0,00-0,05	Curso de água recebendo efluente primário	

Desoxigenação	K_l	0,35-0,45		Água residuária concentrada	Adaptado de Fair et al. (1973); Arceivala (1981); citado por Von Sperling (1996)
		0,30-0,40		Água residuária de baixa concentração	
		0,30-0,40		Efluente primário	
		0,12-0,24		Efluente secundário	
		0,09-0,21		Rios com águas limpas	
		<0,12		Águas para abastecimento público	
Reaeração	K_a ou K_2	rio raso*	rio profundo*	Pequenas lagoas	
		0,23	0,12		
		0,37	0,23	Rios vagarosos, grandes lagos	
		0,46	0,37	Grandes rios com baixa velocidade	
		0,69	0,46	Grandes rios com velocidade normal	
		1,15	0,69	Rios rápidos	
		>1,61	>1,15	Corredeiras e quedas d'água	
Decaimento de metais	K_{Metal} (K_{Cd} , K_{Cr} , K_{Cu} , K_{Pb} , K_{Zn})			Não encontrado na literatura	

*Nota: rios rasos – profundidade inferior a cerca de 1,0 ou 1,5 m; rios profundos – profundidade superior a 1,0 ou 1,5 m.

Fonte: Adaptação de Von Sperling (2007)

De acordo com a literatura desta área de conhecimento, os coeficientes de reaeração (K_2) e de decomposição da matéria orgânica carbonácea no rio (K_d) podem ser estimados a partir de equações que dependem das características hidráulicas do escoamento. A Tabela 10 traz algumas equações utilizadas na estimativa de K_2 e K_d segundo modelos baseados em dados hidráulicos.

Tabela 10 - Equações empíricas utilizadas na estimativa de K_2 e K_d (base e, 20°C) e do incremento de OD em cascata

Coeficiente	Equação empírica	Faixa de aplicação	Autor
K_2 ou K_a (dia ⁻¹)	$3,73.v^{0,5}.h^{-1,5}$ (em trecho de rio)	$0,6 \leq h < 4,0$ m	O'Connor e Dobbins (1985) apud Von Sperling (2007)
		$0,05 \leq v < 0,8$ m/s	
	$5,0.v^{0,97}.h^{-1,67}$ (em trecho de rio)	$0,6 \leq h < 4,0$ m	Churchill (1962) apud Von Sperling (2007)
		$0,8 \leq v < 1,5$ m/s	
	$5,3.v^{0,67}.h^{-1,85}$ (em trecho de rio)	$0,1 \leq h < 0,6$ m	Owens (1976) apud Von Sperling (2007)
		$0,05 \leq v < 1,5$ m/s	
K_d (dia ⁻¹)	$0,3*(h/2,5)^{-0,434}$	$h \leq 2,5$ m	Von Sperling (2007)
	0,3	$h > 2,5$ m	
	$1,8*Q^{-0,49}$	$0,3 < h < 10$ m, $0,15 < Q < 250$ m ³ /s	
Incremento de OD em cascata	$C_e = C_o + k.(C_s - C_o)$ $k = 1 - 1,09.h^{*-0,128}$	$h^* > 4,0$ m	Von Sperling (2007)

v é a velocidade média no curso de água (m/s); h é a profundidade líquida (m); h^* é a diferença entre os níveis líquidos a montante e jusante da PCH; C_e é a concentração de OD a jusante da PCH; C_o é a concentração de OD a montante da PCH; k é o coeficiente de eficiência (-); C_s é a concentração de saturação de OD.

Fonte: VON SPERLING (2007)

Estudos mostram que o coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea no rio (K_d) e o coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea no laboratório (K_l) trazem uma relação de $K_d \geq K_l$. O motivo disto refere-se ao fato de que as bactérias que crescem aderidas a um suporte têm maior eficiência na decomposição da matéria orgânica quando comparada apenas com bactérias dispersas na massa líquida (CHAPRA, 1997).

Diversos estudos a nível mundial foram realizados no ajuste de modelos matemáticos de autodepuração em cursos de água de pequenos, médio e grande porte, cujos objetivos principais desses estudos sempre estiveram envolvidos com a verificação da capacidade depuradora de um curso de água específico, com a validação de uma ferramenta computacional nova, com a aplicabilidade de uma ferramenta computacional existente a uma característica específica de curso de água, além do planejamento e gestão integrada de

recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica. Merece destaque os estudos desenvolvidos por Dai e Labadie (2001), Palmieri e De Carvalho (2006), Paredes e Lund (2006), Von Sperling (2007), Chapra *et al.* (2008), Paredes-Arquiola et al. (2010a), Paredes-Arquiola et al. (2010a, 2010b), Mamaqani et al. (2011), Zhang & Rao (2012), Sulis (2013), Yenilmez & Aksoy (2013), entre muitos outros.

De uma forma geral, esta revisão bibliográfica evidencia que os modelos matemáticos de qualidade da água atualmente em destaque trazem os esquemas e até mesmo os equacionamentos matemáticos do comportamento de metais pesados (muitas vezes identificados ou denominados como contaminantes tóxicos), todavia faltam indicadores limítrofes dos coeficientes integrantes deste equacionamento matemático. Este fato motivou a realização deste trabalho.

CAPÍTULO 4

MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Uberabinha localiza-se na mesorregião do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba, ambos contidos no Estado de Minas Gerais, entre as coordenadas geográficas 18°35'45''S a 19°26'09''S de latitude, e 47°49'39''O a 48°39'08''O de longitude, abrangendo os municípios de Uberaba, Uberlândia e Tupaciguara.

O rio Uberabinha possui 149,8 Km de extensão e suas nascentes localizam-se a noroeste do município de Uberaba, estendendo-se por 15,4 km antes de adentrar no município de Uberlândia (Figura 5). A partir da divisa entre os municípios de Uberaba e Uberlândia, o rio percorre aproximadamente 134,4 km, no sentido sudeste-noroeste, até desaguar no rio Araguari.

A bacia hidrográfica do rio Uberabinha apresenta aproximadamente 23% da área total com suas condições naturais preservadas, enquanto 77% da área é ocupada por categorias de uso antrópico, como intensa ocupação agrícola, de modo que as principais ocupações são referentes às culturas anuais de soja e milho, além das regiões utilizadas para pastagem de gado (DUARTE e BRITO, 2006). Dos vários usos dados à bacia destacam-se, além da agricultura que faz uso maciço de fertilizantes e pesticidas, a extração de argila refratária próximo à cabeceira do rio, urbanização, industrialização e abastecimento do município de Uberlândia e geração de energia (VALE e ROSOLEN, 2008). Esta bacia hidrográfica é dividida em três regiões distintas, sendo alto, médio e baixo curso do rio Uberabinha.

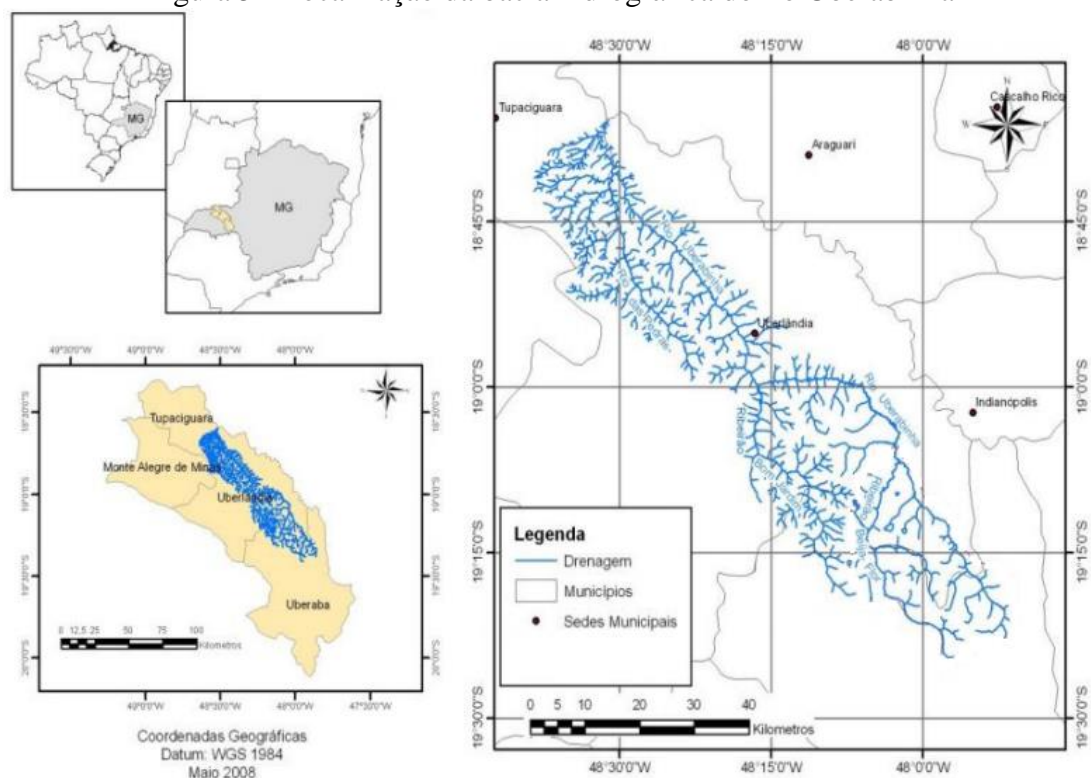
O alto curso possui áreas elevadas, onde se localizam as principais nascentes do rio Uberabinha (SCHNEIDER, 1996). Localizado na porção norte do município de Uberlândia e sul de Uberaba, este trecho do rio encontra-se inserido em uma região de chapadão sedimentar caracterizado por vastos sistemas úmidos de ambientes abertos, seja na forma de veredas ou de campos naturais, em altitudes que variam entre 900 e 1000 m,

configurando reservatórios naturais de água que garantem a perenização da rede de drenagem que aí se origina.

O médio curso possui áreas de relevo medianamente dissecado e atravessa a cidade de Uberlândia. A vegetação deste curso resume-se a pequenas manchas de florestas ciliares e fragmentos de cerrado e cerradão, localizados especialmente ao sul da cidade (SCHNEIDER, 1996)

Ainda de acordo com Schneider (1996), as áreas do baixo curso possuem relevo intensamente dissecado na porção inferior da bacia, a jusante da cidade de Uberlândia, em altitudes que variam de 640 a 800 m, cuja foz desagua no rio Araguari. A vegetação caracteriza-se por fragmentos de florestas estacionais e cerradão.

Figura 5 - Localização da bacia hidrográfica do rio Uberabinha



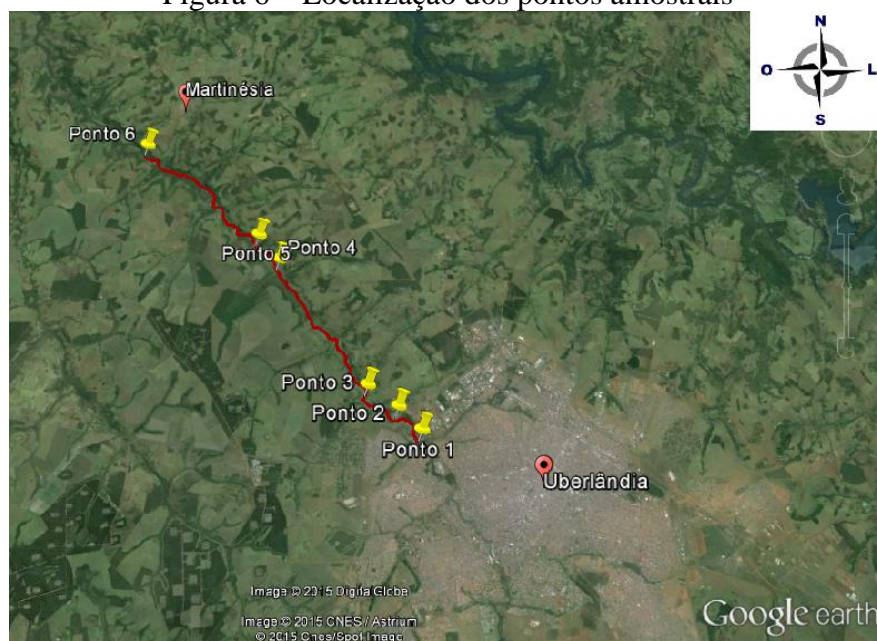
Fonte: SOARES et al, 2010.

- Pontos amostrais

Os pontos amostrais utilizados na pesquisa estão localizados nas porções do médio e baixo curso do rio Uberabinha. De acordo com a Figura 6, foram selecionados 5 pontos amostrais ao longo do médio e baixo curso do rio Uberabinha (pontos 1, 3, 4, 5 e 6) e um ponto na saída da ETE-Uberabinha, antes da confluência com o curso de água (ponto 2). O trecho

estudado do rio Uberabinha está destacado em vermelho na Figura 6, abrangendo uma extensão de aproximadamente 19 km, que compreende a região logo a montante da confluência do rio com o efluente sanitário lançado pela Estação de Tratamento de Esgoto – ETE Uberabinha (identificado pelo ponto 1 na Figura 6) até os arredores do distrito de Martinésia (identificado pelo ponto 6 na Figura 6).

Figura 6 – Localização dos pontos amostrais



Fonte: Autor, modificado de Google Earth™.(2015)







As coordenadas geográficas dos seis pontos amostrais são apresentadas na Tabela 11. As imagens, via satélite e de campo, dos pontos amostrais e as características da região para cada ponto são apresentadas na Figura 7.

Tabela 11 - Coordenadas geográficas dos pontos amostrais

Ponto	Coordenadas	
	Sul	Oeste
1	18°53'30.59"	48°19'16.03"
2	18°52'56.77"	48°19'44.76"
3	18°52'26.42"	48°20'28.92"
4	18°49'18.94"	48°22'40.48"
5	18°48'40.02"	48°23'11.67"
6	18°46'10.10"	48°26'13.09"

Fonte: Autor (2015)

Figura 7 - Imagens, via satélite e de campo, dos pontos amostrais e as características de cada ponto

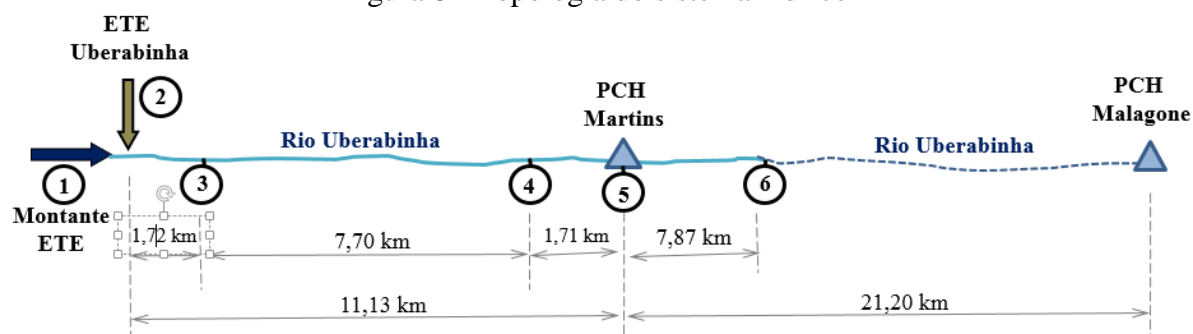
Ponto	Imagem		Características da região
	Via satélite	De campo	
1			Ponto dentro do perímetro urbano; casas relativamente próximas; pessoas e gado têm livre acesso; rodovia se encontra bem próxima; frequentemente são encontrados lixos diversos (sacolas e garrafas plásticas); existem peixes de pequeno porte e cágados nesta região
2			Estação de Tratamento de Efluente – ETE Uberabinha; saída do decantador secundário, que corresponde à última etapa do processo de tratamento secundário na ETE.
3			Ponto dentro do perímetro urbano; possui muitas pedras basálticas no leito no corpo hídrico e baixa profundidade; frequentemente são encontradas carcaças de peixes de 10 a 15 cm de comprimento, advindos dos córregos afluentes ao rio Uberabinha; presença de lixo como plásticos, garrafas, etc; embora exista gado nesta região, eles não bebem desta água neste ponto; presença de cágados na região, bem como de fezes de capivara.

4			<p>Ponto fora do perímetro urbano; existe atividade de dragagem de areia; ; gado tem livre acesso; não é observado a existência de peixes; água de aspecto bem escuro; muita liberação de gás metano do fundo do rio em função da baixa declividade longitudinal do curso de água nesta região.</p>
5			<p>Ponto fora do perímetro urbano, situado a montante da PCH Martins; o nível de água varia bruscamente de um mês para outro com o fechamento e abertura das comportas da barragem; água com aspecto mais claro, mas ainda assim escuro; não é observado a existência de peixes; gado tem livre acesso; presença de fezes de capivara.</p>
6			<p>Ponto nos arredores do distrito de Martinésia; existe uma ponte com pouco tráfego logo a jusante do ponto amostral; gado tem livre acesso e bebem a água do curso de água; existência de peixes de pequeno porte; água com aspecto mais claro e sem odor característico de efluente; presença de fezes de capivara; presença de cágados.</p>

Fonte: Autor (2015).

As coletas de amostras para análise de qualidade da água foram realizadas em todos os pontos (1 a 6), enquanto que a vazão no curso de água foi quantificada apenas nos pontos 1 e 6. A topologia do sistema hídrico considerado, juntamente com a distância entre os pontos, está ilustrada na Figura 8.

Figura 8 - Topologia do sistema hídrico



Fonte: Autor (2015)

4.2 Análises dos parâmetros de qualidade da água

A justificativa de análise de qualidade da água ao longo do trecho do rio Uberabinha (pontos 1, 3, 4, 5, e 6) e na saída da ETE (ponto 2) está relacionada à necessidade de calibração dos coeficientes de reações físico-químicas, das demandas e ressurgimentos de fundo e das cargas difusas pertencentes às equações matemáticas que representam o processo de autodepuração neste trecho do curso de água.

As análises realizadas em laboratório foram feitas no prazo máximo de até 72 horas após a sua coleta. Na Tabela 12 consta a relação de parâmetros analisados, bem como a resolução e metodologia de análise por parâmetro.

Tabela 12 - Relação de parâmetros analisados, bem como a resolução e metodologia de análise por parâmetro

Parâmetro	Resolução	Método ou equipamento
Temperatura	-	Termômetro – análise em campo
OD	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 10559, dezembro de 1988.	Iodométrico de Winkler modificado pela azida.
pH	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 9251, fevereiro de 1986.	Eletrométrico
Turbidez	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 17025.	Nefelométrico
Nitrogênio amoniacal	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 10560, dezembro de 1988.	Nesslerização
Nitrato	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 12620, setembro de 1992.	Ácido fenoldissulfônico
Nitrito	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 12619, agosto de 1992.	Sulfanilamida e N-(1-naftil)-etilenodiamina
Fósforo total	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 12772, novembro de 1992.	Colorimétrico por redução do ácido ascórbico
Sólidos totais	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 10664, abril de 1989.	Método gravimétrico
<i>E. coli</i>	Standard Methods for the examination of water & wastewater (21ª Edição) – 9221 F	EC-MUG medium
DQO	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 10357, julho de 1988.	Refluxo fechado, colorimétrico
DBO	-	Equipamento próprio para a análise de DBO (<i>OxiTop® measuring system</i>)
Metais	ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 13809, ABRIL DE 1997 (Tratamento preliminar de amostras para determinação de metais)	Espectrofotômetro de Absorção atômica

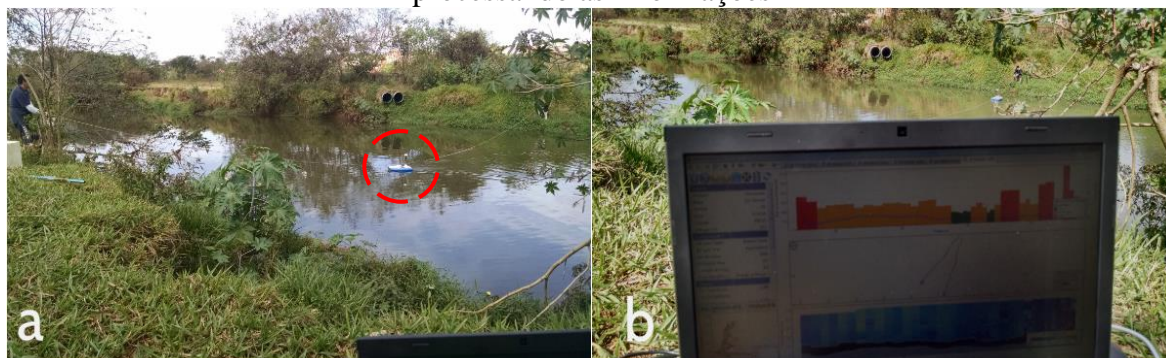
Fonte: Autor (2015)

A preservação e as técnicas de amostragem foram realizadas de acordo com a ABNT NBR 9898, de junho de 1987, que trata sobre preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Já as análises laboratoriais foram realizadas segundo especificações contidas nas respectivas ABNT, *Standard Methods* (2012) ou aparelho próprio para a análise, referente a cada análise, como consta na Tabela 12. As campanhas de amostragens de qualidade da água foram realizadas no período de junho a novembro de 2015. O parâmetro nitrogênio orgânico no ponto 1 e 2, para o período de junho a novembro de 2015, foram estimados de acordo com Salla et al. (2013).


4.3 DETERMINAÇÃO DA VAZÃO NO CURSO DE ÁGUA

Conforme já mencionado anteriormente, a vazão foi determinada apenas nos pontos 1 e 6, que corresponde ao início e final do trecho do rio Uberabinha estudado (ver Figura 6). Foi utilizado o equipamento *Acoustic Doppler Current Profiler* – ADCP, marca Sontek, modelo M9. Este aparelho faz medições de velocidade do escoamento a partir do efeito “*doppler*”, transmitindo ondas sonoras na água e quantificando a mudança de frequência presente no eco gerado pelas partículas em suspensão. Como tais partículas possuem a mesma velocidade que a água, a determinação de sua velocidade também se torna possível. As medições são feitas ao longo da profundidade do rio, o que permite traçar o perfil de velocidade na seção escolhida. O equipamento ADCP também permitiu a determinação da seção transversal do canal por meio de um ecobatímetro. Com a obtenção da velocidade média do escoamento e da seção transversal, o equipamento ADCP, através da equação da continuidade, fornece o valor da vazão do escoamento. A Figura 9 traz imagens do equipamento ADCP em funcionamento nos pontos 1 e 6.

Figura 9 - Equipamento ADCP em funcionamento a) no ponto 1 e b) programa processando as informações



Legenda

 : localização do equipamento ADCP no rio

Fonte: Autor (2015)

Dentro de uma modelagem de qualidade da água em rio é preciso ter conhecimento da vazão escoada, uma vez que a equação governante que representa a dispersão de poluentes em curso de água leva em consideração o termo advectivo. Também, para este trabalho de mestrado, em função da existência de uma PCH no trecho do rio Uberabinha estudado, cujos dados batimétricos e de vazões vertentes e turbinadas são desconhecidos (em função do não fornecimento pelo pessoal técnico da PCH), o monitoramento fluviométrico nos pontos 1 e 6 foi necessário para:

- no trecho compreendido entre o ponto 1 e a PCH, estimar uma vazão fixa e igual à obtida no ponto 1 somada à vazão do efluente tratado na ETE Uberabinha. Isso foi possível em função da existência de poucos córregos afluentes, de baixo potencial hídrico, ao longo deste trecho do rio;
- no trecho compreendido entre a PCH e o ponto 6, estimar uma vazão fixa e igual à obtida no ponto 6. Isso foi possível em função da existência de poucos córregos afluentes, de baixo potencial hídrico, ao longo deste trecho do rio;
- estimar o nível líquido ao longo do curso de água a partir da equação de Manning (considera o escoamento permanente e uniforme). Para isso, foram fixadas algumas características geométricas e do escoamento, tais como a seção transversal, rugosidade das paredes laterais e de fundo e declividade longitudinal de fundo;

- conhecido o nível líquido e vazão ao longo do curso de água, foi possível estimar a velocidade média do escoamento por meio da equação da continuidade. O conhecimento da vazão, nível líquido e velocidade média do escoamento ao longo do curso de água permitiu estimar, a partir de equações da literatura, os valores do coeficiente de reaeração K_2 e do coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea no rio K_d .

Os trabalhos de campo para determinação da vazão nos pontos 1 e 6 foram, respectivamente, nos períodos de setembro de 2014 até dezembro de 2015 e junho de 2015 até dezembro de 2015, o que permitiu traçar curva-chave que relaciona o nível líquido com a vazão para as duas estações fluviométricas. No contexto deste trabalho de mestrado, as curvas-chave obtidas não tiveram utilidades. Todavia, para trabalhos futuros a serem realizados neste curso de água, simplesmente pelo conhecimento do nível líquido na estação será possível estimar a vazão através da curva-chave.

As vazões na saída da ETE Uberabinha, para o período de junho a novembro de 2015, foram estimadas de acordo com Salla et al. (2013). De acordo com os autores, a vazão foi obtida através da equação da vazão de distribuição de água para consumo multiplicada pelo coeficiente de retorno que, de acordo com a NBR ABNT 9649:1986 e 14486:2000, é fixado em 0,80 quando não existem dados locais comprovados e oriundos de pesquisas.

4.4 Modelagem matemática dos processos físicos e bioquímicos

4.4.1 Equações governantes

A fim de se estudar a dispersão, bem como quantificar e acompanhar a evolução ao longo do tempo dos poluentes lançados em corpos hídricos, utilizou-se a equação de difusão-advecção (COX, 2003 e BENEDINI, 2011), representada na Equação 1.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \pm \text{Fonte} \quad (1)$$

Na equação 1: C é a concentração de contaminante no tempo t (mg/L); t é o tempo decorrido desde a zona de mistura entre o contaminante e o meio líquido (dia); D_x , D_y e D_z correspondem aos coeficientes de difusão turbulenta nas respectivas variáveis espaciais

(m²/s); u , v e w são as componentes do vetor velocidade nas direções x , y e z , respectivamente (m/s); *Fonte* é o termo fonte (mg/L.dia).

A equação considera os fenômenos de difusão (dispersão do poluente devido à diferença de concentração existente entre a carga poluidora e o corpo hídrico), advecção (transporte do poluente devido ao movimento natural da água do curso hídrico) e de decaimento ou acúmulo da massa de um parâmetro de qualidade da água ao longo do tempo, ocasionado por processos físicos, químicos e biológicos (CHAPRA, 1997; SILVINO, 2008).

Na modelagem de qualidade da água em ambiente lótico, algumas simplificações na equação de difusão-advecção são consideradas para agilizar a simulação, tais como: considera-se escoamento permanente (estado estacionário); considera-se escoamento unidirecional – apenas a direção longitudinal x (a concentração de qualquer poluente é constante nas direções y e z); o termo difusivo pode ser desprezado em ambiente lótico (CHAPRA, 1997; SILVINO, 2008; SALLA et al., 2014).

Diante de tais simplificações, a Equação 1 pode ser reescrita na forma da Equação 2.

$$u \frac{\partial c}{\partial x} = \pm \text{Fonte} \quad (2)$$

A solução numérica, por diferença finita, da Equação 2, leva ao seguinte equacionamento:

$$C_{n+1} = C_n \pm \text{Fonte} (t_{n+1} - t_n) \quad (3)$$

Na equação 3: C_{n+1} representa a concentração do contaminante no tempo t_{n+1} ; C_n representa a concentração do contaminante no tempo t_n .

As representações matemáticas do termo *Fonte* (ΣW_i) para a simulação dos parâmetros de qualidade da água oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio orgânico (NO), nitrogênio amoniacal (NH₃), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), fósforo total (P_{total}), coliformes (*E.coli*) e metais Cd, Cr, Cu, Pb e Zn são demonstradas nas equações 4 a 16, respectivamente. As Equações 12 a 16 foram propostas pelo autor.

$$\Sigma W_{OD} = + K_a \cdot 1,024^{(T-20)} \cdot (OD_{sat} - OD) - K_d \cdot 1,047^{(T-20)} \cdot DBO - R_{O2-amonia} \cdot f_{nitr} \cdot K_{an} \cdot 1,080^{(T-20)} \cdot NH_3 - S_d \quad (4)$$

$$\Sigma W_{DBO} = - K_d \cdot 1,047^{(T-20)} \cdot DBO - K_s \cdot 1,024^{(T-20)} \cdot DBO + L_{difuso} / A \quad (5)$$

$$\Sigma W_{NO} = - K_{oa} \cdot 1,047^{(T-20)} \cdot N_{org.} - K_{so} \cdot N_{org.} \quad (6)$$

$$\Sigma W_{NH_3} = + K_{oa} \cdot 1,047^{(T-20)} \cdot N_{org.} - R_{O2-amonia} \cdot f_{nitr} \cdot K_{an} \cdot 1,080^{(T-20)} \cdot NH_3 \quad (7)$$

$$\Sigma W_{NO_2^-} = + R_{O2-amonia} \cdot f_{nitr} \cdot K_{an} \cdot 1,080^{(T-20)} \cdot NH_3 - K_{nn} \cdot 1,047^{(T-20)} \cdot NO_2^- \quad (8)$$

$$\Sigma W_{NO_3^-} = K_{nn} \cdot 1,047^{(T-20)} \cdot NO_2^- \quad (9)$$

$$\Sigma W_{Ptotal} = - K_P \cdot P_{total} + S_P \quad (10)$$

$$\Sigma W_{E-coli} = - K_{E-coli} \cdot E_{coli} \quad (11)$$

$$\Sigma W_{Cd} = - K_{Cd} \cdot Cd + S_{Cd} \quad (12)$$

$$\Sigma W_{Cu} = - K_{Cu} \cdot Cu + S_{Cu} \quad (13)$$

$$\Sigma W_{Cr} = - K_{Cr} \cdot Cr + S_{Cr} \quad (14)$$

$$\Sigma W_{Pb} = - K_{Pb} \cdot Pb + S_{Pb} \quad (15)$$

$$\Sigma W_{Zn} = - K_{Zn} \cdot Zn + S_{Zn} \quad (16)$$

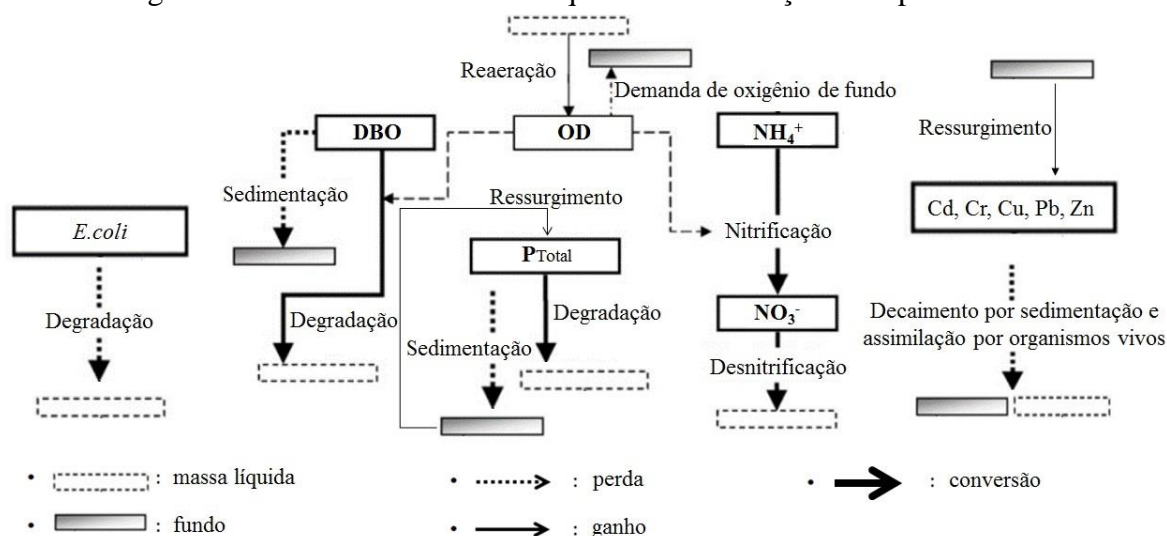
Nas quais: T é a temperatura da água, em °C; OD_{sat} é a concentração de saturação de oxigênio dissolvido, em mg/L; OD é a concentração de oxigênio dissolvido, em mg/L; K_a é o coeficiente de reaeração, em dia⁻¹; DBO é a demanda bioquímica de oxigênio, em mg/L; K_d é o coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea no rio, em dia⁻¹; L_{difuso} é a carga difusa de DBO, em g/m.dia; A é a área da seção transversal, em m²; S_d é a demanda de fundo de oxigênio dissolvido no rio, em gO₂/m³.dia; K_s é o coeficiente de decaimento por sedimentação da matéria orgânica carbonácea no rio, em dia⁻¹; NH_3 é a

concentração de nitrogênio amoniacal, em mg/L; N_{org} é a concentração de nitrogênio orgânico, em mg/L; NO_2^- é a concentração de nitrito, em mg/L; NO_3^- é a concentração de nitrato, em mg/L; K_{nn} é o coeficiente de conversão de nitrito em nitrato, em dia⁻¹; K_{so} é o coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico, em dia⁻¹; K_{oa} é o coeficiente de conversão de nitrogênio orgânico em amônia, em dia⁻¹; $R_{O2-amonia}$ é o consumo de oxigênio para oxidação da amônia, em mgO₂cons/mgNH₃oxid; f_{nitr} é o fator de nitrificação, adimensional; K_{an} é o coeficiente de conversão de amônia em nitrito, em dia⁻¹; P_{total} é a concentração de fósforo total, em mg/L; k_p é o coeficiente de decaimento de fósforo total, em dia⁻¹; S_p é a liberação de P_{inorg} pelo sedimento de fundo, em g/m³.dia; $E.coli$ é a concentração de coliformes, em NMP/100 ml; $K_{E.coli}$ é o coeficiente de decaimento de coliforme, em dia⁻¹; Cd é a concentração de cádmio, em mg/L; K_{cd} é o coeficiente de decaimento de cádmio, em dia⁻¹; Cu é a concentração de cobre, em mg/L; K_{cu} é o coeficiente de decaimento de cobre, em dia⁻¹; Cr é a concentração de cromo, em mg/L; K_{cr} é o coeficiente de decaimento de cromo, em dia⁻¹; Pb é a concentração de chumbo, em mg/L; K_{pb} é o coeficiente de decaimento de chumbo, em dia⁻¹; Zn é a concentração de zinco, em mg/L; K_{zn} é o coeficiente de decaimento de zinco, em dia⁻¹; S_{Cd} é a liberação de cádmio pelo sedimento de fundo, em g/m³.dia; S_{Cu} é a liberação de cobre pelo sedimento de fundo, em g/m³.dia; S_{Cr} é a liberação de cromo pelo sedimento de fundo, em g/m³.dia; S_{Pb} é a liberação de chumbo pelo sedimento de fundo, em g/m³.dia; S_{Zn} é a liberação de zinco pelo sedimento de fundo, em g/m³.dia.

Neste estudo foi analisado apenas o decaimento do fósforo total, cujo coeficiente de decaimento foi identificado por K_p (dia⁻¹). Com isso, este coeficiente engloba o coeficiente de conversão de fósforo orgânico para inorgânico K_{oi} (dia⁻¹) e o coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico K_{spo} (dia⁻¹).

Os processos físicos e bioquímicos aos quais os parâmetros de qualidade da água estudados neste trabalho estão sujeitos, além das interações entre os próprios parâmetros, são apresentadas na Figura 10 para melhor elucidar o comportamento destes no meio hídrico.

Figura 10 - Processos físicos e bioquímicos e interações dos parâmetros



Fonte: Adaptado de Salla et al. (2014)

Conforme já destacado no item objetivos, em função do estudo de autodepuração ser realizado em ambiente lótico, não foram consideradas as influências da fotossíntese e respiração (em $\text{gO}_2/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$) na concentração de oxigênio dissolvido ao longo do trecho de rio estudado.

As soluções numéricas por diferenças finitas das equações (4) a (16) foram realizadas em planilha de cálculo eletrônica Excel, versão 2010, da Microsoft Office. A discretização espacial foi de 100 m em todas as simulações.

4.4.2 Calibração dos coeficientes

A partir da solução numérica por diferença finita das equações descritas conforme Equação (4) a (16), foi simulado o perfil de cada parâmetro. O perfil simulado foi comparado com os valores obtidos experimentalmente nos pontos 3, 4, 5 e 6 e então um ajuste foi feito para que os valores simulados se aproximassem, ao máximo, dos valores obtidos experimentalmente dos parâmetros de qualidade da água. Tal ajuste no perfil simulado foi realizado por meio da calibração dos coeficientes K_a , K_s , K_{oa} , K_{an} , K_{nn} , K_P , K_{So} , $K_{E.coli}$, K_{Cd} , K_{Cu} , K_{Cr} , K_{Pb} , K_{Zn} , S_{Cd} , S_{Cu} , S_{Cr} , S_{Pb} , S_{Zn} , S_P e L_{difuso} .

O processo de calibração dos coeficientes foi realizado a partir de tentativa e erro, sendo atribuídos valores médios da literatura da área (conforme Tabela 9) como valores iniciais

dos coeficientes anteriormente mencionados. Para finalizar, os valores dos coeficientes calibrados foram comparados com os valores sugeridos pela literatura.

Na sequência são apresentadas as metodologias para quantificação, em escala de laboratório, da demanda de fundo de OD (S_d) e do coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea K_1 . A quantificação desses dois coeficientes em laboratório foi necessária para reduzir o número de coeficientes a serem calibrados.

4.4.3 Determinação, em escala de laboratório, da demanda de fundo de OD (S_d)

A determinação da demanda de fundo de OD S_d (em $\text{gO}_2/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$) foi realizada em 2 pontos distintos de coleta (pontos 5 e 6 – no fundo do curso de água – vide Tabela 4), utilizando-se para tanto o equipamento OxiTop® IS 6 em condições controladas e temperatura fixa de 20°C . Com os valores diários obtidos de consumo de oxigênio dissolvido dentro de cada garrafa do aparelho OxiTop® IS 6 e considerando a seção transversal interna da mesma como área interfacial, foi possível estimar a demanda de fundo de oxigênio dissolvido em $\text{gO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$. A partir da Equação 17 foi possível determinar os valores da demanda de fundo D_f .

$$D_f = \frac{[(DBOr_{n-1} - DBOr_n) \cdot 10^{-3}]}{A} \quad (17)$$

Onde: D_f é a demanda de fundo de OD no laboratório (gO_2/m^2); $DBOr$ é a DBO remanescente (mg/L); n é o número de dias ao longo do ensaio (variando de 2 a 20); e A é a seção transversal interna da garrafa (m^2), fixada em $0,00442 \text{ m}^2$.

Com o valor de D_f determinado, foi então possível calcular a demanda de fundo de oxigênio dissolvido no rio (S_d), segundo a Equação 18.

$$S_d = \frac{D_f}{h} \quad (18)$$

Onde: S_d é a demanda de fundo de oxigênio dissolvido no rio ($\text{gO}_2/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$); D_f é a demanda de fundo no laboratório (gO_2/m^2) e h é o nível líquido no ponto de coleta (m).

Devido a não existência de regulamentação brasileira específica para a análise de resultados de demanda de oxigênio do sedimento, outras referências foram adotadas para comparação, tais como USEPA (1985), Thomann e Mueller (1987), Chapra (1997) e Von Sperling (2007).

- Coletor de fundo

Devido a necessidade de se fazer a coleta de água no fundo do rio Uberabinha sem que ocorresse a sua perda ou contaminação no processo de transporte à superfície, foi construído um coletor de água pelo núcleo de pesquisa em recursos hídricos da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia. A Figura 11 traz o coletor de fundo com seus componentes e imagens do coletor em campo.

Figura 11 – (a) coletor de fundo com seus componentes; (b) e (c) imagens do coletor em campo



Fonte: Autor (2015)

De acordo com a Figura 11(a), o coletor de fundo utilizado neste trabalho contém seis constituintes principais, descritos na sequência: juntamente com a finalidade:

- Haste guia (1): utilizada para segurar o equipamento e mantê-lo submerso;
- Mangueira de silicone (2): possui uma de suas extremidades afixada no componente “4” e a outra no componente “1”. A extremidade mais próxima ao componente “1” permanece constantemente aberta para que ocorra a saída de ar do componente “4”, a medida que este se enche de água ao longo da coleta;
- Haste de abertura (3): utilizada pelo usuário do coletor para controlar a abertura e fechamento do componente “5”;
- Reservatório (4): responsável por armazenar a água coletada no fundo do rio e transportá-la até a superfície sem que ocorra contaminação durante o trajeto (diâmetro de 0,1 m e altura aproximada de 0,5 m);
- Registro de esfera (5): responsável por controlar a entrada e saída de água no reservatório (4);
- Duto de coleta (6): responsável por coletar a amostra de água no fundo do rio e transferi-la ao reservatório.

Com o uso deste coletor foi possível coletar amostras de água na interface entre a massa líquida e o fundo do rio, sem que esta amostra fosse perdida, contaminada ou fosse coletado sedimentos de fundo. O motivo para se evitar a coleta de sedimentos de fundo consolidado é para garantir a eficiência da metodologia empregada na obtenção da demanda pelo oxigênio dissolvido e otimizar o preparo da amostra (digestão ácida) na análise quanti e qualitativamente de metais totais presentes em água, uma vez que a metodologia não é eficaz na extração de metais adsorvidos em silicatos (areia), mas somente na parte orgânica do sedimento (matéria em decomposição). Devido ao silicato e matéria orgânica serem os principais constituintes do sedimento do rio Uberabinha, não é possível fazer a coleta exclusiva de um sem a presença do outro na amostra coletada.

Nos meses iniciais das coletas e análises de campo, que contemplaram o mês de abril e maio de 2015 (os dados referentes a esses dois meses de coleta não entraram neste trabalho, pois nesta etapa houve vários erros e adaptações, como a escolha da metodologia

e as características da amostra coletada), foi realizada a análise das amostras de fundo contendo a sua porção líquida e sólida. A etapa de preparo das amostras (digestão ácida) foi excessivamente longa e o resultado muito inferior ao descrito na metodologia como aceitável para se fazer as análises. A análise feita com as amostras tratadas, destes dois meses, geraram resultados não contundentes, discrepantes dentre as análises em triplicata de cada ponto de coleta e não confiáveis. Este problema foi solucionado com a mudança do tipo de amostra coletada, passando a ser coletada amostra nas proximidades da interface da massa líquida com o lodo consolidado. Pôde-se observar que, nesta região do corpo hídrico, as amostras coletadas possuem, além da porção líquida, sólidos orgânicos como folhas e matéria em decomposição com presença reduzida de silicatos.

4.4.4 Determinação, em escala de laboratório, do coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea K_I

O coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea K_I no presente trabalho foi determinado em 2 pontos distintos de coleta (pontos 5 e 6 – no sobrenadante – vide Tabela 4), utilizando-se para tanto o equipamento OxiTop® IS 6 em condições controladas de temperatura (20°C). Com os valores diários obtidos de consumo de oxigênio dissolvido dentro de cada garrafa do aparelho OxiTop® IS 6, foram construídos gráficos de DBO remanescente no meio líquido em função dos 20 dias de ensaio (para os pontos de análise). A partir dos 20 valores de DBO remanescente foram lançadas curvas de regressão não linear (exponencial), o que possibilitou obter o coeficiente de decomposição de matéria orgânica carbonácea K_I , em escala de laboratório. As equações exponenciais de decaimento do parâmetro DBO assumem uma cinética de primeira ordem, resultando em $C = C_o \cdot \exp^{-K_I \cdot t}$, na qual: C é a concentração de DBO no tempo t ; C_o é a concentração de DBO no tempo zero; K_I é o coeficiente de desoxigenação.

Após obtidos os valores de K_I , foram utilizadas recomendações da literatura para relacioná-los com o coeficiente de decomposição de matéria orgânica carbonácea no rio K_d . Os valores de K_d obtidos são de 5 a 50% superiores ao valor de K_I .

4.4.5 Comparação da modelagem de qualidade da água com coeficientes calibrados/medidos com a modelagem de qualidade da água com coeficientes obtidos na literatura

Em função da escassez de dados históricos de qualidade da água no território nacional, em muitos trabalhos técnicos sobre autodepuração em ambiente lótico são estimados os coeficientes de reações bioquímicas a partir de equações empíricas da literatura, as quais têm relação com as características morfológicas e hidráulicas do canal, com a qualidade prévia do curso de água e com a qualidade do efluente lançado. Todavia, Salla et al. (2014a) mencionam que a modelagem matemática traduz satisfatoriamente o processo de autodepuração quando os coeficientes de reações bioquímicas são calibrados a partir de dados de qualidade de água monitorados ao longo do trecho de rio estudado.

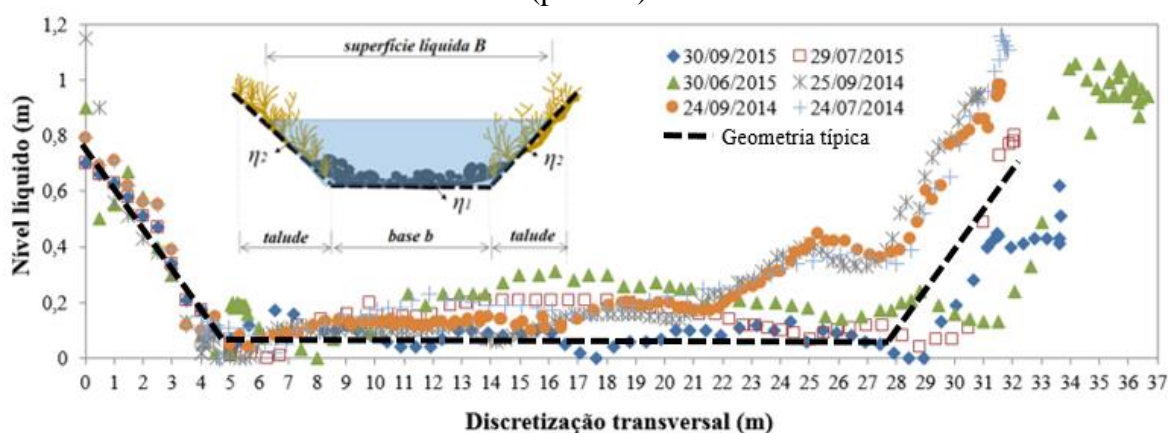
A fim de evidenciar a importância da calibração e eventual medição de coeficientes de reações físico-química no processo de modelagem matemática de autodepuração, o comportamento longitudinal dos diversos parâmetros de qualidade da água aqui estudados após calibração/medição dos coeficientes foi comparado com o comportamento longitudinal dos mesmos parâmetros obtidos a partir de coeficientes da literatura (Tabelas 9 e 10).

Na modelagem do comportamento longitudinal dos parâmetros de qualidade da água a partir de coeficientes da literatura, adotou-se valores médios fornecidos na literatura para K_s , K_{oa} , K_{an} , K_P e $K_{E.coli}$. Quanto aos coeficientes de decaimento de metais, tais como K_{Cd} , K_{Cu} , K_{Cr} , K_{Pb} e K_{Zn} , adotou-se um valor fixo para todos os metais e em todos os meses estudados, igual a $0,01 \text{ dia}^{-1}$, que corresponde ao valor padrão existente na ferramenta computacional AQUATOOL. Esta ferramenta, que atua como sistema suporte a decisão em recursos hídricos, incorporou recentemente em seu módulo de modelagem de qualidade da água (módulo GESCAL) a opção de modelagem de diversos contaminantes tóxicos, tais como metais pesados, contaminantes orgânicos emergentes, detergentes, entre outros.

Conforme já mencionado anteriormente, os coeficientes K_a e K_d podem ser estimados a partir de equações da literatura que dependem de relações hidráulicas de nível líquido, velocidade média do escoamento e vazão (ver a Tabela 10). Neste estudo de mestrado, estas relações hidráulicas foram obtidas a partir da equação de Manning, assumindo que:

- em todo o trecho de 19 km do rio Uberabinha considerou-se a mesma seção transversal trapezoidal do rio. Para isso, trabalhos de campo foram realizados, no período de julho de 2014 até setembro de 2015, para o levantamento batimétrico no rio Uberabinha em uma seção logo a montante do lançamento de efluente tratado pela ETE Uberabinha (corresponde ao ponto 1 da topologia do sistema hídrico), conforme ilustra a Figura 12. Neste trabalho foi utilizado o ecobatímetro acoplado ao equipamento ADCP.

Figura 12 - Levantamento batimétrico no rio Uberabinha a montante da ETE Uberabinha (ponto 1)



Fonte: Autor (2015)

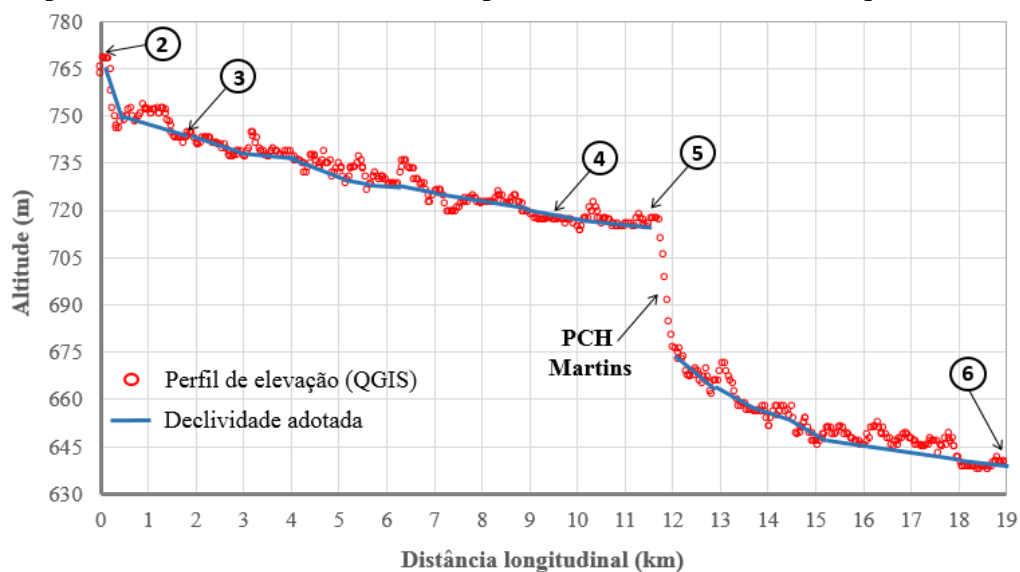
De acordo com a Figura 12, a largura de base b do canal na seção avaliada é de aproximadamente 23 m e declividade dos taludes de 45° , sendo esta geometria considerada padrão em todas as simulações.

- o material da base do canal é constituído por basalto e poucos matacões de dimensões reduzidas (η_1 igual a $0,035 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$, de acordo com CHOW, 2009) e taludes laterais constituídos por espécies vegetais de médio porte (η_2 igual a $0,065 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$, de acordo com CHOW, 2009). Pelo método de Cowan, a rugosidade adotada em todas as simulações foi de $0,046 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$, valor este fixo ao longo do trecho de rio estudado. Dentre as diversas metodologias para estimar o coeficiente de rugosidade de Manning, o método de Cowan (CHOW, 2009) é muito utilizado, uma vez que considera diversos fatores que influenciam na resistência ao escoamento, tais como: material associado à superfície de contato; irregularidades (erosões, assoreamentos, saliências e depressões na superfície); frequência de variações na seção transversal, analisada segundo as possibilidades de causar perturbações no fluxo; obstruções (deposições de matacões, raízes, troncos, etc.), avaliados

segundo sua extensão no sentido da redução da seção e sua possibilidade de causar turbulência no escoamento; influência da vegetação, avaliada segundo o tipo, densidade e altura da vegetação nas margens, bem como a obstrução na vazão; grau de meandrização do curso de água, avaliado pela razão entre o comprimento efetivo do trecho e a distância retilínea percorrida;

- a declividade longitudinal do fundo do curso de água foi obtida a partir de dados de elevação por interferometria por radar do TOPODATA (INPE, 2015) na ferramenta QGIS com intervalo de amostragem horizontal de 30 m, posteriormente generalizado para 100 m. De acordo com a literatura da área, qualquer metodologia que utiliza GIS está mais próximo da realidade do que outras metodologias menos precisas, tais como: declividade média em todo o trecho de rio, com as cotas no início e final do trecho obtidas na ferramenta Google Earth; perfil de elevação obtido na ferramenta Google Earth. As imagens de interferometria por radar estão disponíveis no projeto TOPODATA pelo INPE (2015). Estas imagens apresentam resolução espacial de 30 por 30 m. Estes valores de cobertura de pixel são condizentes com um mapeamento na escala 1:40.000. Após tratadas, as imagens apresentam dados altimétricos confiáveis para médias e grandes escalas. A Figura 13 traz o perfil de elevação obtido por meio da ferramenta QGIS, o perfil de elevação adotado para o trecho de rio estudado e os pontos de monitoramento da qualidade de água.

Figura 13 – Perfil de elevação obtido por meio da ferramenta QGIS, perfil de elevação adotado para o trecho de rio estudado e os pontos de monitoramento da qualidade de água



Fonte: Autor (2015)

CAPÍTULO 5

RESULTADOS

Este item está organizado da seguinte forma: o subitem 5.1 traz os resultados de vazão medida em campo nos pontos 1 e 6 na forma de curvas-chave. Este item traz também informações sobre a ocorrência de eventos chuvosos antes das coletas mensais; o subitem 5.2 traz os resultados da qualidade da água ao longo dos meses e os compara com limites definidos na Resolução CONAMA 357/2005 e Deliberação Normativa COPAM 01/2008, bem como os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/11 sobre condições e lançamento de efluentes. Realiza a comparação da concentração de metais totais (Cd, Cr, Cu, Pb e Zn) com os limites definidos na Resolução CONAMA 357/2005 e Deliberação Normativa COPAM 01/2008, além de abordar o IQA obtido nos pontos 1, 5 e 6; o subitem 5.3 traz os resultados do coeficiente de desoxigenação K_1 e da demanda de fundo de oxigênio dissolvido S_d , ambos obtidos em escala de laboratório; para finalizar, o subitem 5.4 traz os resultados da modelagem de qualidade da água a partir dos coeficientes calibrados, além da comparação com a modelagem a partir de coeficientes obtidos na literatura.

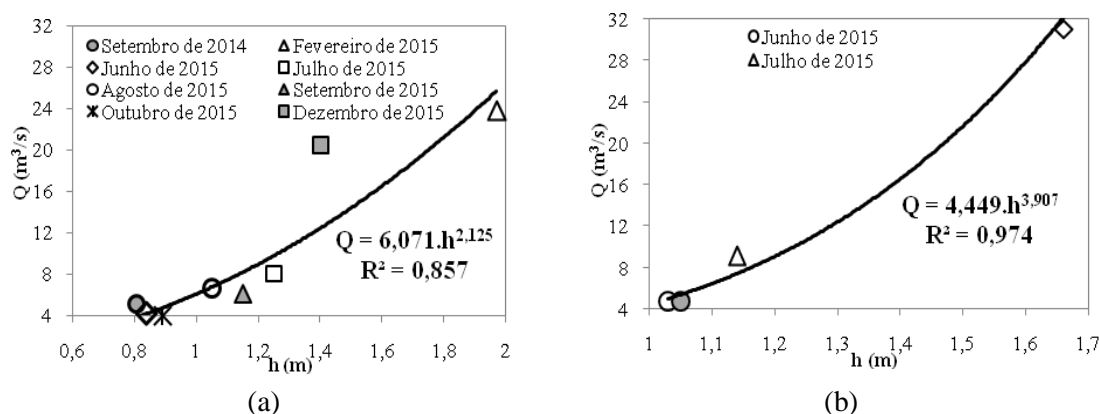
5.1 Vazão

A construção da curva-chave possibilita a obtenção dos valores de vazão para a seção estudada a partir apenas da leitura dos valores de nível líquido, procedimento menos trabalhoso e que pode ser realizado diariamente, permitindo um acompanhamento diário da vazão. Neste estudo de mestrado as curvas-chave não tem utilidade, todavia será muito útil em trabalhos futuros. Apesar disso, configura-se como uma fácil maneira de apresentar os resultados das vazões medidas.

De acordo com Ferreira (2014), para o traçado satisfatório de uma curva-chave devem-se ter, no mínimo, dez pares de valores nível líquido e vazão. De acordo com a Figura 14, a quantidade de pares de valores de nível líquido e vazão nas curvas é inferior a dez, o que mostra que trabalhos de campo devem continuar a fim de melhor ajustar as curvas-chave. Apesar disso, os elevados valores dos coeficientes de determinação nas duas curvas-chave

(0,857 para o ponto 1 e 0,974 para o ponto 6) mostra que a metodologia aplicada (método *Acoustic Doppler Current Profiler* – ADCP) é confiável.

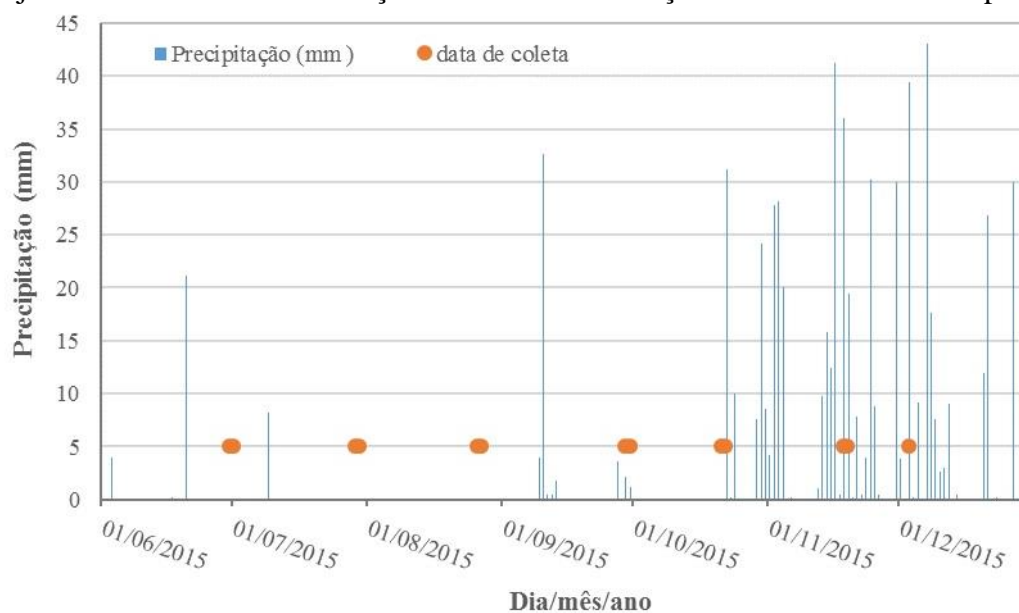
Figura 14 - Curvas-chave para os pontos 1 (a) e 6 (b)



Fonte: Autor (2015)

As chuvas excedentes à capacidade de infiltração em uma área de contribuição de determinada estação fluviométrica carregam, de forma difusa, cargas poluentes ao corpo hídrico, além de aumentar consideravelmente a vazão escoada. Quanto aos trabalhos de campo na determinação da vazão, de forma geral, deve-se evitar os dias chuvosos pois existe variação acentuada em seu valor para pequenos intervalos temporais. A Figura 15 traz a variação da precipitação diária acumulada no período de junho a dezembro de 2015, juntamente com a identificação dos dias de realização dos trabalhos de campo. Os dados meteorológicos foram coletados na página eletrônica do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática de Uberlândia (INMET 2016).

Figura 15 - Precipitação diária acumulada no período de junho a dezembro de 2015, juntamente com a identificação dos dias de realização dos trabalhos de campo.



Fonte: Autor (2015)

Os trabalhos de campo foram realizados em dias não chuvosos nos pontos 1 e 6, especificamente nos dias 29 de junho de 2015, 28 de julho de 2015, 25 de agosto de 2015, 28 de setembro de 2015, 20 de outubro de 2015, 17 de novembro de 2015 e 02 de dezembro de 2015. Em contrapartida, para os dias de coletas nos meses de outubro, novembro e dezembro de 2015, de acordo com a Figura 15, evidencia-se a ocorrência de precipitação diária na estação climatológica, o que não ocorreu nos pontos 1 e 6 em função da não homogeneidade destas precipitações em todo o território da cidade de Uberlândia assim como nos pontos de coleta de amostras e dados do presente trabalho.

Com relação à contribuição difusa de poluentes em função do escoamento superficial da água de chuva, de acordo com a Figura 15, as maiores influências ocorreram nos meses de novembro e dezembro de 2015. Todavia, para este estudo de mestrado, na modelagem matemática de autodepuração também foi considerada a contribuição de cargas difusas de poluentes para o mês de outubro de 2015, mesmo que em proporção reduzida.

5.2 Qualidade da água

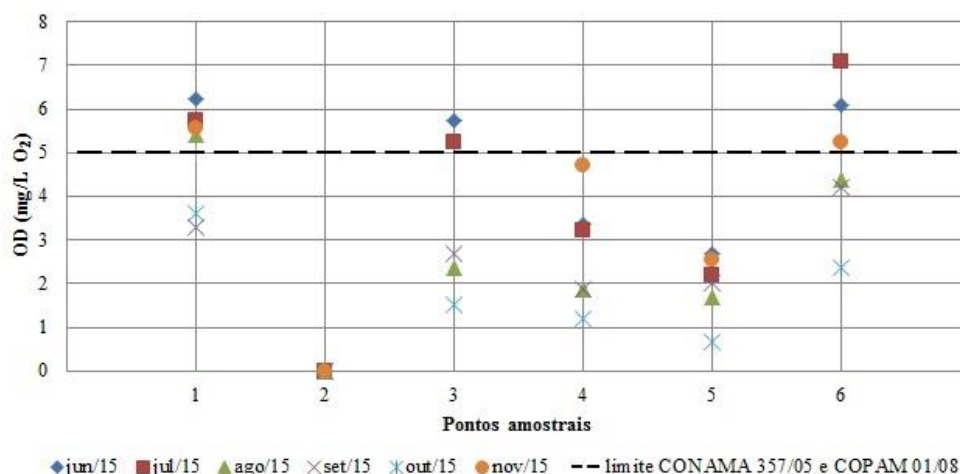
Este subitem traz os resultados de 18 parâmetros de qualidade da água ao longo dos meses e os compara com limites definidos na Resolução CONAMA 357/2005 e Deliberação Normativa COPAM 01/2008, bem como os limites estabelecidos pela Resolução

CONAMA 430/11 sobre condições e lançamento de efluentes. Foi realizada a comparação da concentração de metais totais (Cd, Cr, Cu, Pb e Zn) com os limites definidos na Resolução CONAMA 357/2005 e Deliberação Normativa COPAM 01/2008. Para finalizar, foram apresentados e discutidos os valores do IQA para o trecho do rio Uberabinha estudado.

5.2.1. Oxigênio Dissolvido (OD)

Os valores de OD para as amostras de superfície dos pontos 1 a 6 e a comparação com os limites definidos por Resolução se encontram na Figura 16.

Figura 16 - Valores de OD e limite mínimo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08



Fonte: Autor (2016)

De acordo com a Resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08, qualquer amostra de água pertencente a rios enquadrados como classe 2, devem apresentar concentração de OD não inferior a 5 mg O₂/L, dessa maneira são poucos os meses e os pontos em que tal condição é satisfeita no trecho do rio Uberabinha estudado, conforme consta na Figura 16. A resolução CONAMA 430/11 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 não determinam valores mínimos a serem alcançados de OD em efluentes.

O parâmetro OD no período chuvoso apresenta valores inferiores aos obtidos no período seco, em decorrência, provavelmente, da introdução de substâncias no corpo hídrico advindas do escoamento superficial, gerando assim aumento no teor de compostos

passíveis de serem biodegradados por meio da ação de microrganismos que se utilizam de oxigênio para tal processo.

Comum a todos os meses de análise, após lançamento do efluente (ponto 2) no rio, a concentração de OD observada no ponto 3 sofre um decréscimo em comparação ao ponto 1, localizado a montante do lançamento, em decorrência da grande quantidade de matéria orgânica carbonácea inserida no corpo hídrico que se utiliza de oxigênio para realizar os processos metabólicos.

Em decorrência da existência de uma PCH a montante do ponto 6, os valores obtidos neste último ponto de coleta são fortemente influenciados pela queda da água e elevadas declividades longitudinais no trecho, favorecendo, em grau desconhecido, o processo de aumento de OD na água. Assim, os valores obtidos no ponto 6 são decorrentes do processo natural de autodepuração no rio, bem como, reaeração em decorrência da queda de água ocorrida na PCH.

Os valores obtidos, nos respectivos pontos de coleta, ao longo do rio seguiram as expectativas previstas de variação de OD de acordo com as zonas de autodepuração (vide item 3.3.2.). Dentre as zonas de autodepuração, existe a *zona de águas limpas* que se refere não ao grau de pureza de tal água, mas à retomada do equilíbrio desta água após a perturbação causada pelo lançamento da carga poluidora no corpo hídrico. Assim sendo, o ponto 1 é utilizado como referência de características que a água possui anteriores ao lançamento do efluente, embora a qualidade constatada no ponto 1 esteja abaixo da esperada, em diversos parâmetros analisados, segundo a legislação CONAMA 357/05 e COPAM 01/08 para classe 2 de rio, onde se enquadra o rio Uberabinha no trecho analisado.

Os resultados de OD no ponto 2 foram zero para todos os meses de análise, de modo que tais concentrações eram esperadas no efluente. Com os valores de OD do efluente, é possível acompanhar a perturbação e variação da concentração de OD nos pontos a jusante ao lançamento do efluente no rio. No ponto 3, para todos os meses de análise, foram obtidos valores menores de OD em comparação ao obtido no ponto 1.

Os valores obtidos nos pontos 4 e 5 foram os menores valores obtidos dentre todos os pontos analisados nos respectivos meses de análise, devido se tratar de uma região no rio onde o processo de decomposição se encontra mais intenso, motivado também pelas baixas declividades longitudinais nesta região. Nos meses de setembro e outubro foi observado uma queda considerável no nível líquido dos pontos 4 e 5, o que lhes conferiram os menores valores observados dentre todo o período de análise especificamente para esses pontos, contudo, a queda nos valores de OD não alteraram o perfil de variação de OD ao longo do rio apresentado nos demais meses.

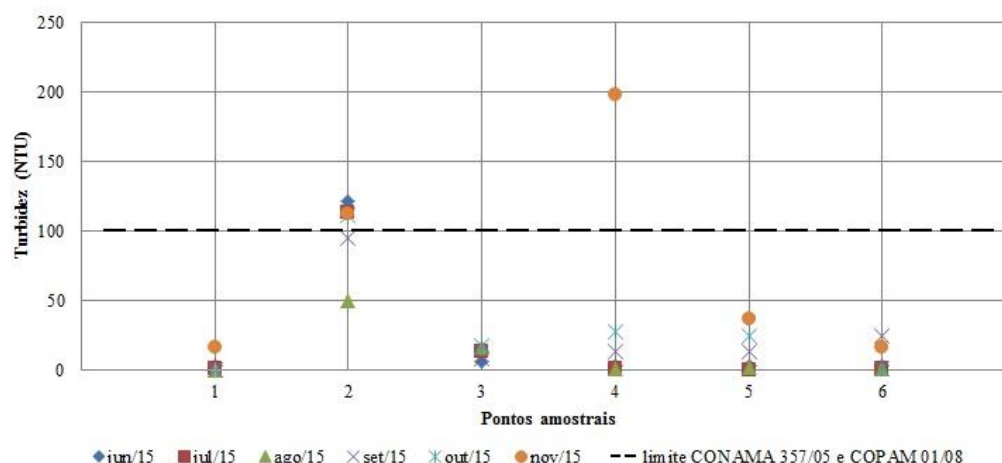
No ponto 6 houve elevação no valor de OD, de tal modo que a concentração de OD por vezes superava o valor de OD apresentado no ponto 1 (julho e setembro), entretanto, a concentração mais comumente observada neste ponto apresenta valores próximos aos encontrados no ponto 1. Embora não tenham sido realizadas coletas e análises em pontos a jusante ao ponto 6, imagina-se que a concentração de OD se eleve, uma vez que o rio se estende por região rural e desprovida de indústrias até desaguar no rio Araguari, existindo neste trecho apenas a Pequena Central Hidroelétrica Malagone, como construção que ofereça grande impacto na concentração de OD das águas do rio Uberabinha.

Segundo os resultados de OD nos 5 pontos inseridos ao longo do rio, é possível relacioná-los às zonas de autodepuração. O ponto 1 é considerado como *zona de águas limpas* por se encontrar a montante do lançamento de efluente, que ocorre na porção do rio referente ao ponto 2, dando início a *zona de degradação*, cujo ponto 3 e 4 se encontram inseridos. O ponto 5 encontra-se dentro do *zona de decomposição ativa*, sendo substituído pela *zona de recuperação* logo a jusante deste ponto. Já o ponto 6 está presente na *zona de águas limpas* com a retomada dos valores de OD a concentrações semelhantes ao ponto 1, apesar de que visualmente o corpo hídrico não apresenta, a priori, características físicas similares ao ponto 1.

5.2.2. Turbidez

Os valores de turbidez para as amostras de superfície dos pontos 1 a 6 e a comparação com os limites definidos por Resolução se encontram na Figura 17.

Figura 17 - Valores de turbidez e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08



Segundo a resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08, águas pertencentes a rios de classe 2 não devem apresentar turbidez superiores a 100 NTU, portanto, em todos os pontos e meses em que as análises foram realizadas, com exceção do ponto 4 no mês de novembro, os valores para as respectivas amostras se encontram dentro dos padrões estipulados por lei. No entanto, a resolução CONAMA 430/11 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 não estipula valores mínimos obrigatórios de turbidez a serem respeitados por efluentes, como é o caso do ponto 2 do presente trabalho.

De modo geral, o perfil observado demonstra que o efluente (ponto 2) contendo uma elevada turbidez, ao ser lançado no rio, gera um aumento na turbidez do ponto a jusante (ponto 3) ao se comparar os valores apresentados no ponto a montante (ponto 1) ao desaguar do efluente. Os demais pontos situados a jusante ao ponto 3 (ponto 4, 5 e 6) apresentam valores de turbidez próximos entre si.

Comum em todos os meses (exceto novembro), o valor obtido no ponto 2 indica maior turbidez, atendendo às expectativas previstas por se tratar de amostra de efluente tratado, detentora de elevada turbidez.

Embora os valores de turbidez em regiões logo a jusante à PCH tendam a ser mais elevados, os resultados obtidos no ponto 6 apresentam baixa turbidez, isto em decorrência da distância a que o ponto 6 se localiza da PCH, ou seja, mesmo que a queda de água faça com que as águas se tornem mais turbulentas e consequentemente aumentem a turbidez em

regiões próximas à PCH, a uma distância considerável deste ponto a turbidez volta a sofrer decaimento.

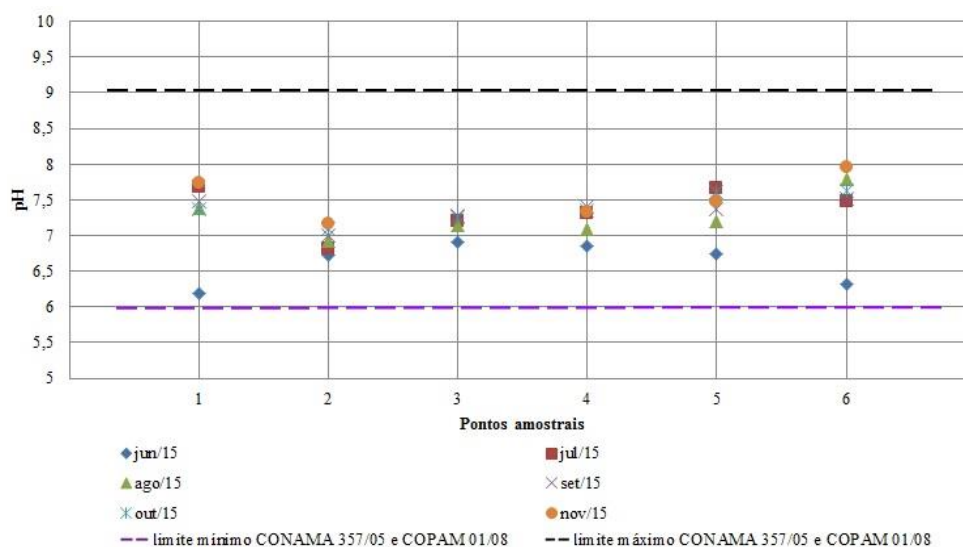
Nos meses de setembro e outubro foi observado uma queda elevada no nível líquido nos pontos 4 e 5 (em função da abertura das comportas na PCH Martins), e estima-se que, em decorrência disto, os valores observados para turbidez nos respectivos pontos e meses foram os maiores dentre todos os meses anteriores a partir de junho de 2015. Contudo, foi observado um aumento elevado no valor de turbidez no mês de novembro para os pontos 4 e 5, muito superiores aos observados no mês anterior, embora no mês de novembro o nível líquido nos respectivos pontos tenha voltado ao nível observado no mês de junho a agosto.

Embora não se tenha identificado o fator responsável pelas variações drásticas e inconstantes, ao longo do rio e dos meses de coleta, existem vários possíveis interferentes que possam ter auxiliado na criação deste cenário, sendo os principais, a chuva e ação humana (prática de alguma atividade diversa a montante do ponto de coleta). Entretanto, a elevação repentina dos valores de turbidez observada nos meses de setembro e outubro, referentes aos pontos 4 e 5, são decorrentes da diminuição do nível líquido nestas localidades (vide item 5.2) observadas nos respectivos meses. A diminuição do nível líquido nas proximidades de um reservatório de acumulação, em função da abertura de comporta, faz com que as regiões mais turvas fiquem expostas.

5.2.3 *pH*

Os valores de pH para as amostras de superfície dos pontos 1 a 6 e a comparação com os limites definidos por Resolução se encontram na Figura 18.

Figura 18 - Valores de pH e os limites estabelecidos por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08



Fonte: Autor (2016)

Segundo a resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08, águas pertencentes a rios de classe 2 não devem apresentar pH fora da faixa de 6,0 a 9,0, portanto, em todos pontos e meses em que as análises foram realizadas, todos os valores para as respectivas amostras se encontram dentro dos padrões estipulados. Já a resolução CONAMA 430/11 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 estipula que o valor de pH, para efluentes, não deve apresentar valor fora da faixa $5,0 < \text{pH} < 9,0$ e $6,0 < \text{pH} < 9,0$, respectivamente, portanto, ao longo dos meses, as amostras no ponto 2 se encontram em conformidade com a resolução vigente.

Em análise de cada ponto isoladamente, houve pequenas variações ao longo dos meses, de modo que tais variações foram observadas, na maioria das vezes, se repetindo nos demais pontos de análise, no respectivo mês. Portanto, todas as amostras analisadas apresentam pH próximo a neutralidade, com algumas características levemente básicas (pH próximo a 8) ou levemente ácidas (pH próximo a 6).

Embora o perfil de pH possa induzir a conclusão de que houveram valores muito discrepantes entre o máximo e mínimo observado no respectivo mês, todas as variações se deram em uma faixa pequena, de modo que em agosto foi observado a maior faixa de variação de 0,9 entre o valor máximo (ponto 2, pH igual a 6,9) e o valor mínimo (ponto 6, pH igual a 7,8), e em setembro a menor faixa de variação de 0,5 entre o valor máximo (ponto 6, pH igual a 7,5) e o valor mínimo (ponto 6, pH igual a 7,0).

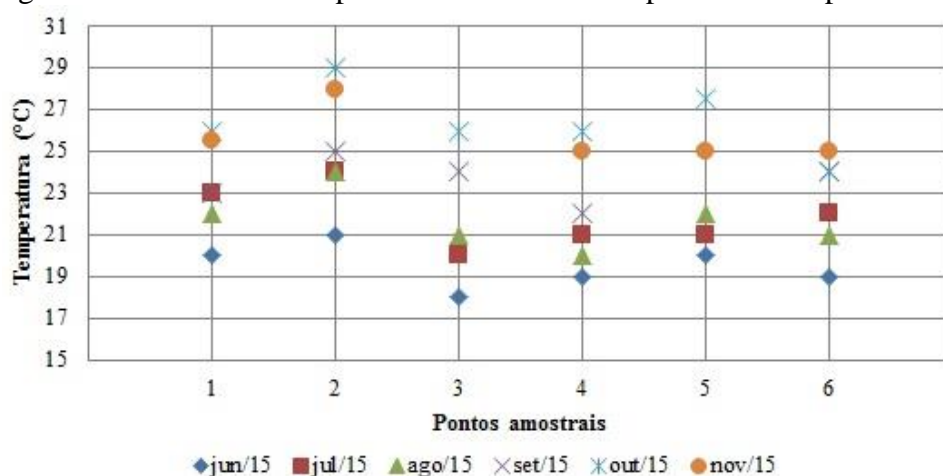
Ainda que nos meses de setembro e outubro tenha ocorrido a queda do nível líquido nos pontos 4 e 5, tal fenômeno não causou variações significativas de pH em comparação aos meses anteriores.

Dentre os possíveis motivos para que os valores de pH, nos meses de junho a novembro, tenham mantido uma relativa constância pode ser atribuído ao não lançamento de substâncias, diferentes às já comumente lançadas no corpo hídrico durante o período de coleta das amostras. Outro possível motivo é referente à vazão apresentada nesse trecho de rio, que embora não seja elevada, permite a constante renovação de suas águas. Assim, ainda que tenha ocorrido o lançamento de alguma substância que pudesse causar alteração no pH da água, tal substância seria diluída e transportada ao longo do rio, a jusante ao local de seu lançamento, a tal ponto que esta substância se encontraria em uma concentração baixa o suficiente a ponto de não modificar o pH na água.

5.2.4 Temperatura

Os valores de temperatura para as amostras de superfície dos pontos 1 a 6 se encontram na Figura 19. A não apresentação do valor referente ao ponto 5 do mês de setembro se deve ao baixo nível líquido, que impossibilitou o posicionamento do termômetro no corpo hídrico.

Figura 19 - Valores de temperatura em amostras superficiais dos pontos 1 a 6



Fonte: Autor (2016)

A resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 não determinam valores máximos de temperatura que águas pertencentes a rios de classe 2 devem apresentar. No entanto é estipulado pela resolução CONAMA 430/11 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 que a temperatura de efluentes não deve exceder o valor de 40°C, bem como a variação de temperatura do corpo receptor não variar mais que 3°C no limite da zona de mistura. Durante o período de análise (junho a novembro), os valores de temperatura observados no ponto 2 variaram de 21 a 29°C, atendendo assim ao limite exigidos por resolução.

Foram observadas pequenas variações nos valores de temperatura, analisando-se o mesmo ponto de forma individual ao longo dos meses de análise, em torno de 6°C entre os meses de junho e novembro de 2015.

O perfil observado ao longo dos meses de análise apresenta uma semi-repetibilidade, de modo que para todos os meses é observado elevação, de até 3 graus, na temperatura no ponto 2 em relação ao ponto 1, entretanto, o comportamento observado a partir dos valores no ponto 3 já não são homogêneos em todos os meses. Embora, por vezes, ocorram os mesmos valores de temperatura para distintos pontos ao longo do rio, somente no mês de novembro ocorreu a situação em que três pontos sequenciais (ponto 4, 5 e 6) apresentaram mesma temperatura.

Ainda que o perfil de temperatura possa induzir a conclusão da existência de valores muito discrepantes entre o máximo e o mínimo observado no respectivo mês, tal impressão se dá em decorrência do ponto 2 apresentar os maiores valores de temperatura, entretanto, se trata de um efluente que possui tal temperatura fora do corpo do rio. Assim, ainda que seu lançamento cause perturbações na temperatura da água do rio a jusante a este ponto, a faixa de variação que ocorre dentro do rio, nos pontos 3, 4, 5 e 6 em comparação ao ponto 1, não excede o valor máximo de 2°C (meses de julho e agosto).

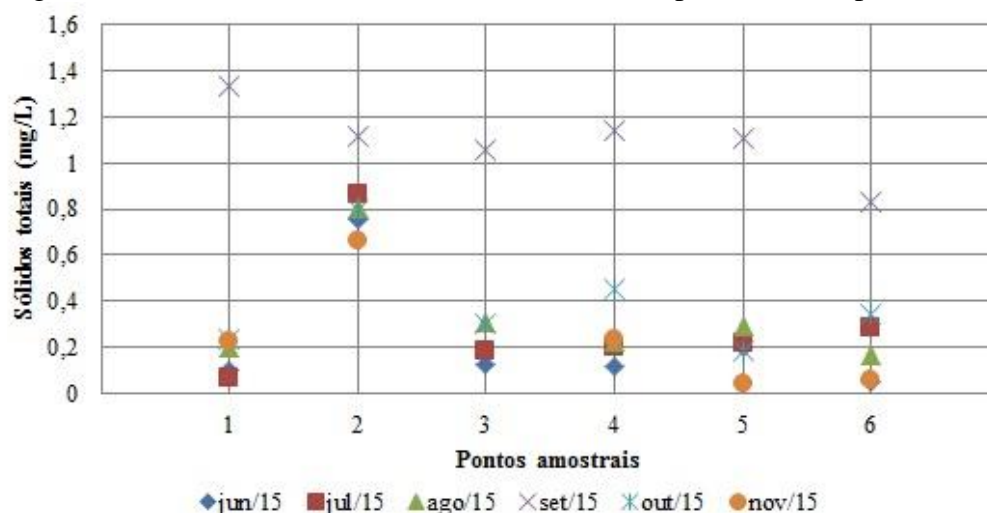
Embora nos meses de setembro e outubro tenha ocorrido a queda do nível líquido nos pontos 4 e 5, tal fenômeno não causou variações significativas de temperatura em comparação aos meses anteriores. Ainda que a variação de temperatura, para o mesmo ponto, ao longo dos meses possa ser atribuída à variação natural de temperatura e clima

segundo as estações do ano, as oscilações que foram analisadas entre os pontos para o mesmo mês, não foram identificadas.

5.2.5 Sólidos totais

Os valores de sólidos totais para as amostras de superfície dos pontos 1 a 6 se encontram na Figura 20.

Figura 20 - Valores de sólidos totais em amostras superficiais nos pontos 1 a 6



Fonte: Autor (2016)

A resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 não determinam limite máximo para sólidos totais, mas somente quanto a sólidos dissolvidos, permitidos em águas pertencentes a rio de classe 2. A resolução CONAMA 430/11 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 não estabelece valores máximos permitido de sólidos totais presentes em efluentes.

Em sua maioria os valores de sólidos totais obtidos no período chuvoso são mais elevados do que os obtidos no período de seca.

Em geral, os valores obtidos no ponto 2 foram os mais elevados dentre os demais pontos no seu respectivo mês, exceto setembro, em decorrência a própria constituição desta matriz, por se tratar de um efluente. Entretanto, no mês de setembro houve pontos em que o valor analisado foi superior (pontos 1 e 4) ou igual (ponto 5) ao obtido no ponto 2.

O perfil da variação de sólidos totais não apresenta nenhum padrão compartilhado dentre os demais meses de análise, porém, somente a semelhança do valor do ponto 2 em ser mais elevado do que o valor do ponto 1, exceto no mês de setembro.

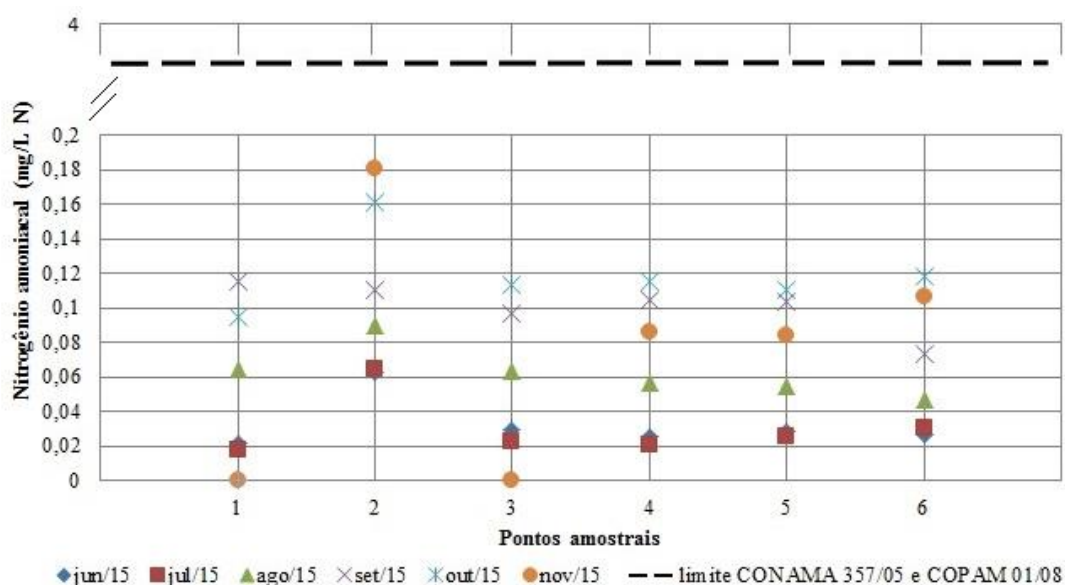
Embora os valores obtidos no ponto 2 tenham sido predominantemente maiores que os demais, para o mesmo mês, este comportamento não é esperado durante todo o ano, uma vez que os valores neste ponto não tendem a sofrer uma faixa de variação muito grande por se tratar de um efluente, logo, ao longo de todo o ano não ocorrem extremas mudanças na quantidade e constituição do esgoto doméstico e sanitário enviado à ETE Uberabinha que dará origem a tal efluente. Entretanto, ao longo do rio, podem ocorrer fenômenos que possibilitem uma alteração mais expressiva na faixa de valores que os sólidos totais possam vir a ter, como período de chuva ou estiagem, atividades humanas diversas no entorno, processo de eutrofização, lançamento de esgoto não tratado, dentre outros.

A variação de valores observada no ponto 4 e 5 no mês de setembro, se deu em decorrência da queda drástica do nível líquido que ocorreu nesses pontos, porém, tal variação não se repetiu no mês de outubro, embora o nível líquido nesses pontos permaneceu quase que inalterado em comparação ao mês anterior.

5.2.6 Amônia

Os valores de amônia (em NH_3) para as amostras de superfície dos pontos 1 a 6 e a comparação com os limites definidos por Resolução se encontram na Figura 21. Devido a legislação responsável determinar os limites desse parâmetro em mg/L em N, o resultado e discussão referente as análises desse parâmetro foram feitos de acordo com os valores expressos em mg/L em N.

Figura 21 - Valores de nitrogênio amoniacal e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08



Fonte: Autor (2016)

A Resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 relacionam os valores máximos permitidos de nitrogênio amoniacal com o pH da água, de modo que, águas pertencentes a rios de classe 2, devem possuir valores de nitrogênio amoniacal total inferiores a 3,7mg/L N para $\text{pH} \leq 7,5$; 2,0 mg/L N para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$; 1,0 mg/L N para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ e 0,5 mg/L N para $\text{pH} > 8,5$. Devido o pH observado durante os meses de campanha terem variado na faixa de $6,0 < \text{pH} < 8,0$, o valor máximo permitido de nitrogênio amoniacal a ser respeitado é inferior a 3,7 mg/L N. Portanto, todos os pontos em todos os meses de análise apresentaram valores inferiores aos estipulados pelas referidas resoluções.

A resolução CONAMA 430/11 determina que a concentração máxima permitida de nitrogênio amoniacal presente em efluente deva ser inferior a 20 mg/L N e a Deliberação Normativa COPAM 01/08 relaciona o limite máximo de nitrogênio amoniacal permitido em efluentes como pH apresentado no mesmo, de modo que tais limites sejam inferiores a 3,7mg/L N para $\text{pH} \leq 7,5$; 2,0 mg/L N para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$; 1,0 mg/L N para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ e 0,5 mg/L N para $\text{pH} > 8,5$. Devido os valores de pH durante a campanha do presente trabalho ter variado $6,0 < \text{pH} < 8,0$, as concentrações observadas no efluente ETE Uberabinha se encontram em conformidade com os limites estipulados.

Os valores obtidos no período chuvoso apresentaram valores mais elevados de nitrogênio amoniacal em relação aos obtidos no período de seca. Em geral, os valores obtidos no ponto 2 foram os mais elevados dentre os demais pontos no seu respectivo mês, isto devido a própria constituição desta matriz, por se tratar de um efluente. O perfil da variação na concentração de nitrogênio amoniacal não apresenta nenhum padrão compartilhado dentre os demais meses de análise, porém, somente a semelhança do valor do ponto 2 em ser mais elevado do que o valor do ponto 1, exceto no mês de setembro.

Embora os valores obtidos quanto a concentração de nitrogênio amoniacal sejam, em geral, baixos, em análises realizadas no mês de novembro houve a obtenção de concentração nula no ponto 1. Tal fato se mostra extremamente improvável de ocorrer, dentre vários motivos, por se tratar de uma amostra coletada em um ambiente não isolado de interferências distintas e diversas, bem como se tratar de um ambiente complexo onde existe a coexistência de plantas e animais que utilizam desta água no seu ciclo de vida, seja para dessedentação, reprodução, recreação, dentre outros usos, uma vez que a amônia está associada a poluições recentes bem como indicativo nos estágios iniciais na degradação de nutrientes.

Ao excluir a possibilidade de a concentração de amônia no ponto 1 ser nula, ou estar em concentração tão baixa a ponto de não ser quantificada no equipamento utilizado na análise dos demais meses, um possível responsável por tal resultado é o erro oriundo na coleta da amostra. Entretanto, os cuidados com equipamento, coleta, EPIs e transporte, foram realizadas de acordo como os demais meses. O equipamento de análise em laboratório, bem como os reagentes utilizados na análise, não foram modificados, substituídos por outra marca ou lote, e não estiveram sujeitos a nenhum tipo de reparo ou manutenção durante o período de análises que compreende os meses de junho a novembro de 2015. Embora a causa do resultado incoerente de amônia não seja evidente, a sugestão mais provável é que tenha ocorrido algum fato ainda não identificado na etapa de coleta e/ou análise das amostras.

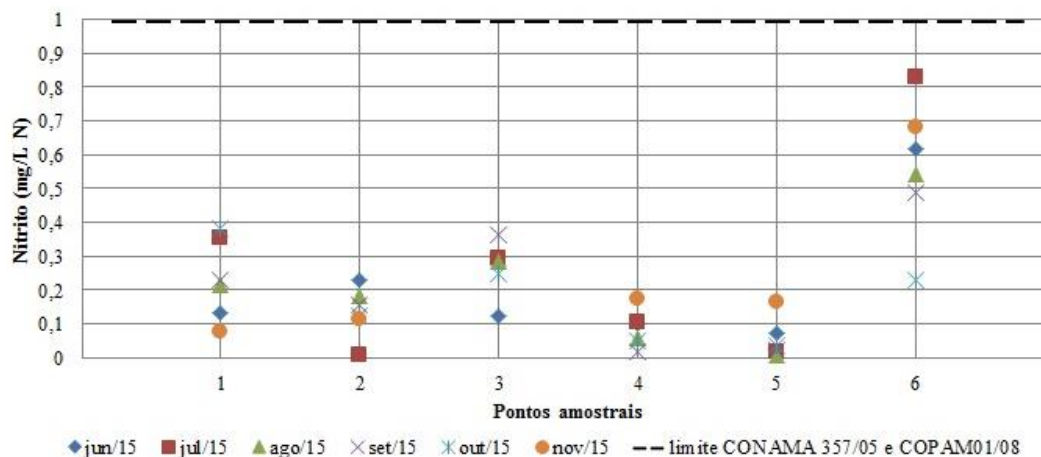
Os elevados valores obtidos no ponto 4 e 5 nos meses de setembro e outubro são, possivelmente, em decorrência da queda do nível líquido observado nesses pontos nos respectivos meses.

As maiores séries de valores mensais ocorridas nos meses de setembro, outubro e novembro de 2015 se derem pelas chuvas prévias (vide item 5.1).

5.2.7 Nitrito

Os valores de nitrito para as amostras de superfície dos pontos 1 a 6 e a comparação com os limites definidos por Resolução se encontram na Figura 22. Devido a legislação responsável determinar os limites desse parâmetro em mg/L em N, o resultado e discussão referente as análises desse parâmetro foram feitos de acordo com os valores expressos em mg/L em N.

Figura 22 - Valores de nitrito e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08



Fonte: Autor (2016)

De acordo com a resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08, águas pertencentes a rios de classe 2 não devem apresentar valores de nitrito superiores a 1,0 mg /L N, dessa forma, em todos os meses, todos os pontos se encontram com concentrações de nitrito dentro do permitido. Já a resolução CONAMA 430/11 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 não determina valores máximos de concentração de nitrito a serem respeitados para lançamento de efluentes.

Os maiores valores obtidos na campanha do presente trabalho se encontram no período chuvoso. O perfil de variação da concentração de nitrito dos meses de análise não apresentam um padrão definido, comum a todas os demais valores do respectivo mês, entretanto, é possível observar que nos meses de julho, agosto, setembro e outubro, os valores no ponto 1 são mais elevados que os encontrados no ponto 2, já nos meses de junho

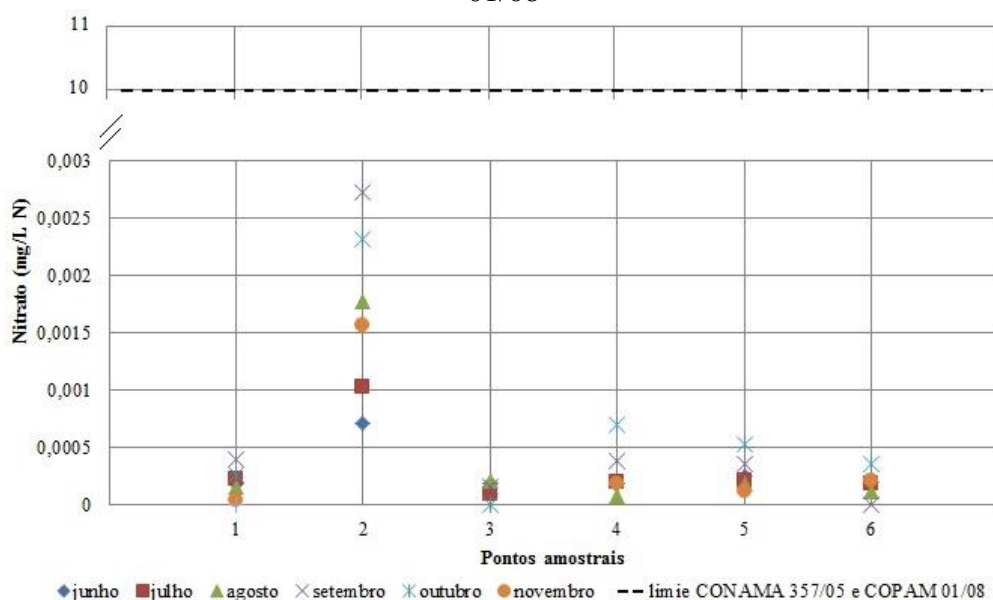
e novembro, essa relação se inverte, de modo que os valores obtidos no ponto 2 superam os obtidos no ponto 1.

Comportamento comum à todos os meses, tem-se a elevação considerável da concentração de nitrato no ponto 6 ao compará-lo ao ponto 5. Embora a intensidade de tal variação tenha se mantido elevada durante todos os meses de análise, as oscilações da concentração obtidas no ponto 6 em comparação ao ponto 1 foram mais expressivas nos meses de junho e novembro, ainda que somente no mês de outubro tenha se observado a concentração no ponto 6 inferior a obtida no ponto 1.

5.2.8 Nitrato

Os valores de nitrato para as amostras de superfície dos pontos 1 a 6 e a comparação com os limites definidos por Resolução se encontram na Figura 23. Devido a legislação responsável determinar os limites desse parâmetro em mg/L em N, o resultado e discussão referente as análises desse parâmetro foram feitos de acordo com os valores expressos em mg/L em N.

Figura 23 - Valores de nitrato e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08



Fonte: Autor (2016)

De acordo com a resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08, águas pertencentes a rios de classe 2 não devem apresentar valores de nitrato superiores a

10,0 mg/L N, dessa forma, em todos os meses, todos os pontos se encontram com concentrações de nitrato dentro do permitido. Já a resolução CONAMA 430/11 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 não possui valores máximos estabelecidos para concentração de nitrato presente em efluentes.

Os maiores valores obtidos na campanha do presente trabalho se encontram no período de seca (setembro e outubro). Foram observadas pequenas variações nas concentrações de nitrato, analisando-se o mesmo ponto de forma individual, ao longo dos meses de análise, de modo que tal variação foi observada, em sua maioria, nos demais pontos. Comum a todos os meses, o valor obtido no ponto 2 foi o maior dentre os demais pontos analisados, devido se tratar de um efluente.

Embora os valores obtidos quanto a concentração de nitrato sejam, em geral, baixos, em análises realizadas nos meses de setembro e outubro houve a obtenção de concentração nula no ponto 6 e 3, respectivamente. Tal fato se mostra extremamente improvável de ocorrer, dentre vários motivos, por se tratar de uma amostra coletada em um ambiente não isolado de interferências distintas e diversas, bem como se tratar de um ambiente complexo onde existe a coexistência de plantas e animais que utilizam desta água no seu ciclo de vida, seja para dessedentação, reprodução, recreação, dentre outros usos, uma vez que o nitrato está associado a poluições distantes bem como indicativo nos estágios finais na degradação de nutrientes.

Ao excluir a possibilidade da concentração de nitrato nos pontos 3 e 6 ser nula, ou estar em concentração tão baixa a ponto de não ser quantificada no equipamento utilizado na análise dos demais meses, um possível responsável por tal resultado são os erros oriundos na coleta das amostras. Entretanto, os cuidados com equipamento, coleta, EPIs e transporte, foram realizadas assim como os demais meses. O equipamento de análise em laboratório, bem como os reagentes utilizados na análise, não foram modificados, substituídos por outra marca ou lote, e não estiveram sujeitos a nenhum tipo de reparo ou manutenção durante o período de análises que compreende os meses de junho a novembro de 2015.

Em decorrência dos baixos valores analisados nas amostras, é possível que a obtenção da falsa inexistência de nitrato nas análises seja em decorrência da real concentração nesses pontos terem sido baixas o bastante a ponto de estarem em uma faixa de concentração a baixo do limite de detecção do aparelho. Tal faixa refere-se a valores abaixo da capacidade

do equipamento de realizar sua quantificação de forma precisa ou até mesmo distinguir a sua presença na matriz, ou seja, ainda que uma determinada amostra contenha o analítico de interesse, o equipamento indicará que tal amostra não o possui.

Em análises realizadas em laboratório, utilizou-se o comprimento de onda sugerido pela NBR 12620/92, para amostras contendo elevadas concentrações de nitrato (existe também na referida NBR o comprimento de onda a ser utilizado para concentrações baixas de nitrato). A escolha do uso de tal comprimento de onda se deu em decorrência da expectativa em identificar elevada concentração de nitrato nas amostras do rio Uberabinha, em virtude de ser um rio que passa pela cidade de Uberlândia não somente na região urbana e rural, mas também no setor industrial da cidade, tendo contato direto com atividades humanas diversas por toda a extensão do seu médio curso, desse modo, fortalecendo a expectativa de serem evidenciado tais concentrações. A escolha de analisar elevadas concentrações nitrato possibilita altos limites de detecção, contudo, implica no reduzido limite mínimo passível de detecção.

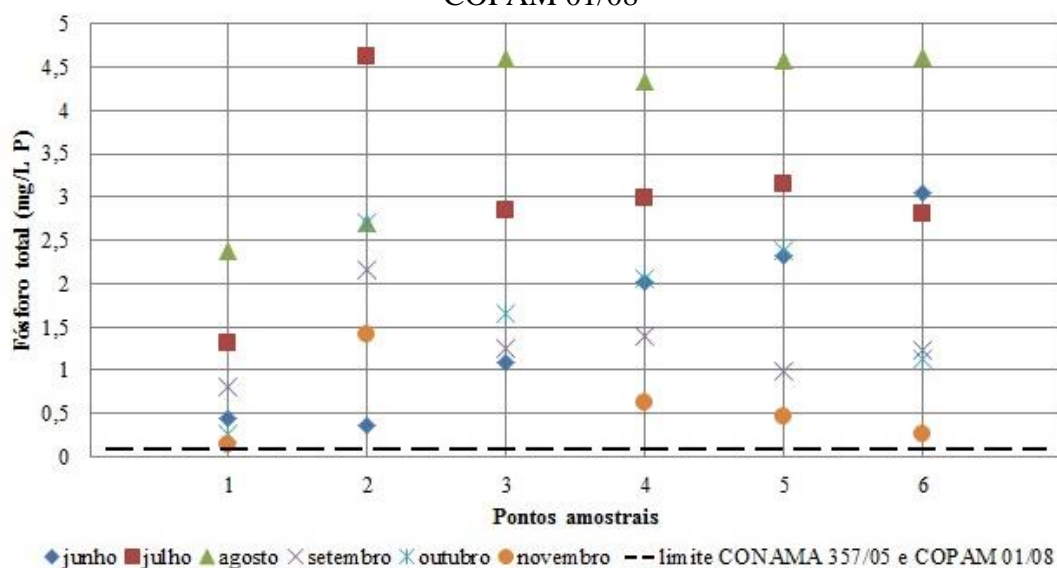
Em decorrência da detecção ao longo das primeiras análises ter sido possível, e pela expectativa de tais valores se elevarem nos meses seguintes, não foi modificado o uso do comprimento de onda. As concentrações dadas como nulas poderiam ter sido evitadas caso tivesse realizado suas leituras novamente no equipamento utilizando-se, no entanto, o comprimento de onda adequado para concentrações baixas de nitrato. A identificação do erro, bem como a solução deste, se deu posteriormente ao fim das análises laboratoriais.

Os baixos valores obtidos para este parâmetro deve-se, dentre outros possíveis motivos, ao curto trecho de rio estudado (aproximadamente 19 km), não havendo tempo suficiente para que o processo de nitrificação da alta carga de nitrito e amônia lançada pela ETE Uberabinha no corpo hídrico ocorresse. Lembra-se que, em função do processo biológico de tratamento empregado na ETE (reatores anaeróbicos), o efluente apresenta alta carga de nitrito e amônia e baixa carga de nitrato.

5.2.9 Fósforo total

Os valores de fósforo total para as amostras de superfície dos pontos 1 a 6 e a comparação com os limites definidos por Resolução se encontram na Figura 24.

Figura 24 - Valores de fósforo total e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08



A resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 estabelecem que águas pertencentes a rios de classe 2 não devem apresentar valores de fósforo total, para ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários, superiores a 0,1 mg/L. Portanto, em todos os meses, todos os pontos se encontram com concentrações de fósforo total acima do permitido. Já a resolução CONAMA 430/11 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 não estabelece valores máximos de concentração de fósforo total a ser respeitado para lançamento de efluente.

Em algumas análises realizadas em laboratório, a concentração de fósforo total foi tamanha, a ponto de não ser quantificado pelo equipamento, superando o máximo que lhe era possível mensurar. Nesses casos foi adotado que a concentração contida nestas amostras fosse igual ao máximo já detectado pelo equipamento nas demais amostras coletadas no período de junho a novembro de 2015 (4,629 mg/L P).

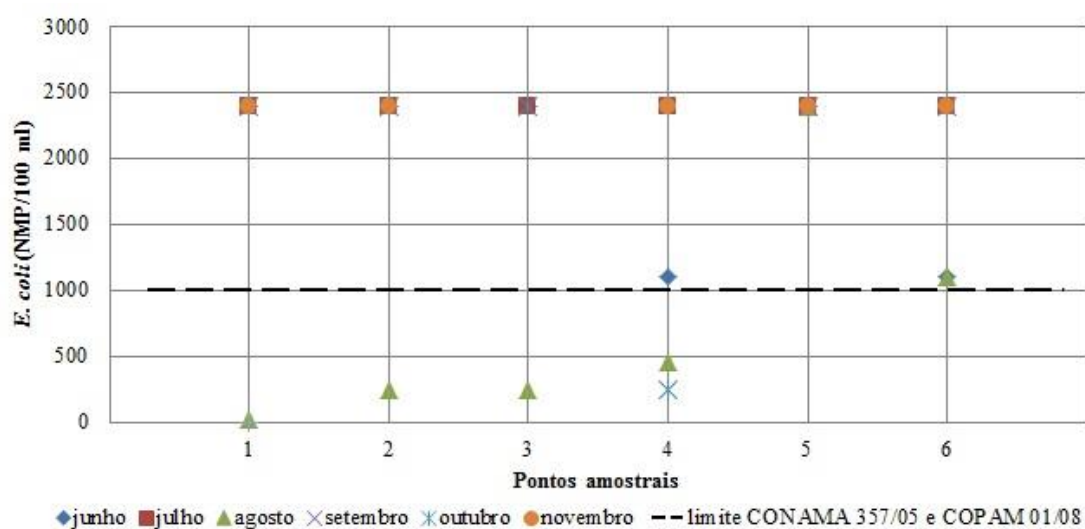
A variação elevada e inconstante apresentada no perfil de cada ponto de análise ao longo dos meses sugere que exista a ação de interferentes no corpo hídrico que favoreçam o súbito aumento da concentração de fósforo total entre os pontos de coleta. Dentre os possíveis responsáveis por este fenômeno, sugere-se que atividades humanas diversas e as mudanças advindas de períodos de chuva e seca, sejam as principais.

As variações de fósforo total nos períodos seco e chuvoso ocorrem pelo escoamento superficial de nutrientes em função do uso e ocupação do solo na região do rio Uberabinha, com destaque para a agricultura, urbanização, industrialização e extração de argila.

5.2.10 *E. coli*

Os valores de *E. coli* para as amostras de superfície dos pontos 1 a 6 e a comparação com os limites definidos por Resolução se encontram na Figura 25.

Figura 25 - Valores de *E. coli* e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08



Fonte: Autor (2016)

De acordo com a resolução CONAMA 357/05, o limite máximo permitido para *Escherichia coli* deve ser estipulado pelo órgão ambiental responsável, logo, a Deliberação Normativa COPAM 01/08 estabelece que, para águas pertencentes a rios de classe 2, não se deve apresentar valores de *E. coli* superiores a 1000 NMP/100 mL de amostra, dessa forma, na maioria dos meses quase todos os pontos se encontram com valores de *E. coli* acima do permitido. Já a resolução CONAMA 430/11 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 não determinam valores máximos permitidos de *E. coli* em efluentes.

Durante o período de análise ocorreram variações elevadas em diversos pontos, embora tais variações tenham ocorrido com baixa frequência, porém na maioria dos meses ocorreu o predomínio do valor 2400 NMP/100mL.

A elevada variação no valor da concentração de *E. coli*, obtidas nos meses de setembro e outubro no ponto 4, poderia ser explicada em decorrência da diminuição do nível líquido

que ocorreu nos referidos meses, entretanto, tal variação no perfil de *E.coli* não foi observada no ponto 5, ainda que a queda do nível líquido tenha se dado em igual proporção nesse ponto nos mesmos meses.

Diferentemente das demais oscilações observadas nos demais parâmetros analisados, a maioria das variações da concentração de *E. coli* ocorreu de modo a causar uma diminuição na concentração previamente observada.

5.2.11 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As análises de DQO foram realizadas em amostras de superfície dos pontos 1, 5 e 6 e seus valores se encontram na Figura 26.

Foram realizadas somente análises em 3 dos 6 seis pontos de coleta em razão do número limitado de equipamento necessário para realizar a análise de DBO. Para se fazer a análise de DBO é necessário que o volume de amostra seja de acordo com o resultado obtido na análise de DQO, para o respectivo ponto analisado, de acordo com indicação do fabricante do equipamento utilizado nesta análise (*OxiTop® measuring system*), que relaciona a faixa de valor de DQO obtido com o volume necessário de amostra para se fazer a análise de DBO. Uma vez que as análises de DQO são realizadas com o intuito de fornecer dados que possibilitem a realização das análises de DBO, optou-se por não realizar a análise de todos os 6 pontos de coleta, mas somente os pontos a serem analisados nos ensaios de DBO.

Figura 26 - Valores de DQO em amostras superficiais nos pontos 1 a 6



Fonte: Autor (2016)

A resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 não determinam valor máximo de DQO permitidos à águas pertencentes a rios de classe 2. A resolução CONAMA 430/11 não determina limites de DQO. A Deliberação Normativa COPAM 01/08 estabelece valor máximo permitido de 180 mg/L O₂, logo, os valores obtidos em análise do ponto 2 se encontram dentro de tais limites.

Durante o período de análise, por vezes ocorreram situações cujo valor de DQO da amostra era baixo a ponto de não ser quantificado pelo equipamento espectrofotômetro de UV-VIS (HACH modelo DR5000), com precisão, caindo abaixo do limite de detecção do aparelho. Nesses casos a informação fornecida pelo equipamento, como resultado, indicava que o valor de DQO da amostra era inferior a 10 mg/L O₂. A inexistência de valores para DQO se torna extremamente improvável por se tratar de uma amostra coletada em um ambiente não isolado de interferências distintas e diversas, bem como se tratar de um ambiente complexo onde existe a coexistência de plantas e animais que utilizam desta água no seu ciclo de vida, seja para dessedentação, reprodução, recreação, dentre outros usos.

Excluindo a possibilidade da inexistência de valores para DQO, as amostras cuja concentração se encontravam abaixo de 10 mg/L O₂ foram consideradas com concentração igual a 8 mg/L O₂. Tal escolha não se baseou em fatos similares apresentados na literatura, mas somente pelo fato de, independente de qual for o valor adotado nestes casos, tratar-se de valores abaixo dos quantificados com exatidão pelo equipamento, portanto, as variações observadas em concentrações acima desta faixa se tornam mais relevantes e significativas do que as variações que ocorrem na faixa de concentração inferior a 10 mg/L O₂.

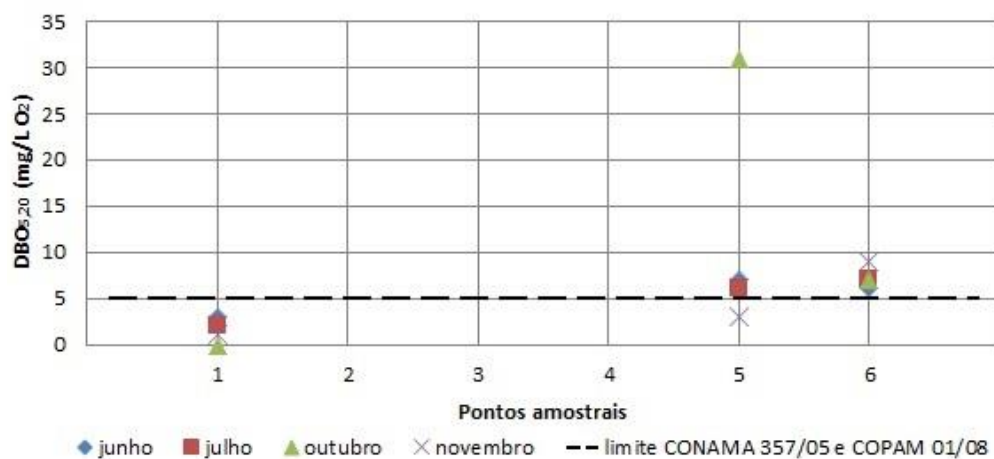
O perfil observado dos valores de DQO aparentemente não apresenta um padrão definido. Embora os valores mais expressivos tenham ocorrido no ponto 5 na maioria dos meses, a queda do nível líquido que se deu nos meses de setembro e outubro neste ponto, teve maior influência em variar o valor obtido no mês de setembro, de modo que no mês de outubro o valor obtido não apresentaram valores muito distintos dos observados nas análises realizadas nos meses de julho.

5.2.12 Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$)

Os valores de $DBO_{5,20}$ para as amostras de superfície dos pontos 1, 5 e 6 e a comparação com os limites definidos por Resolução se encontram na Figura 27. O número reduzido de pontos a serem analisados se deu em decorrência da limitação do aparelho utilizado nesta análise (*OxiTop® measuring system*) em comportar maior número de amostras.

Foram escolhidos os pontos 1 e 6 em decorrência de se tratar do primeiro e último ponto da série de 6 pontos escolhidos no trecho do rio Uberabinha estudado. O ponto 5 foi escolhido como terceiro ponto a ser monitorado, em virtude de se localizar em uma região onde se encontra uma PCH e em função das variações que ocorrem ao longo do ano segundo a alternância de períodos de chuva e seca somados ao fechamento e abertura das comportas da barragem da PCH. Tais variações se tornam relevantes para observar as flutuações de tais valores em comparação aos pontos 1 e 6, por se localizar aproximadamente à mesma distância entre os outros referidos pontos, bem como por estar situado em região de PCH.

Figura 27 - Valores de $DBO_{5,20}$ e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08



Fonte: Autor (2016)

De acordo com a resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08, águas pertencentes a rios de classe 2 não devem apresentar valores de DBO superiores a 5,0 mg/L O_2 , dessa forma a maioria dos os pontos de coleta, ao longo da campanha de análise, se encontram com valores acima do permitido.

No mês de agosto, o resultado obtido para $DBO_{5,20}$ no ponto 1 foi nulo, embora tal resultado, possivelmente, não exprima o real valor apresentado nesse ponto. O aparelho

utilizado nas análises de $\text{DBO}_{5,20}$ fornece o resultado de suas leitura como valores inteiros de no máximo dois dígitos, portanto, como possivelmente tenha ocorrido na análise do ponto 1 no mês de agosto, ainda que a amostra em análise possua valores de $\text{DBO}_{5,20}$, mas que tais valores não sejam iguais ou superiores a 1, o resultado apresentado pelo aparelho será dito como sendo igual a zero.

A queda de nível líquido nos meses de setembro e outubro no ponto 5, segundo análise do perfil de variação de $\text{DBO}_{5,20}$, geraram mudanças significativas nos valores obtidos no mês de outubro, em decorrência da reintrodução dos sedimentos, depositados no leito do rio, à massa líquida. A matéria orgânica presente nos sedimentos são degradadas pela ação de microrganismos que se utilizam do OD, presente na massa líquida, para este processo biológico, de modo que o aumento de matéria biodegradável disponível necessita de maior quantia de OD para serem degradadas por microorganismos. Não foi possível relacionar os valores obtidos com as distintas zonas de autodepuração, em decorrência do reduzido número de pontos analisados quanto a DBO ao longo do rio no presente trabalho.

Os elevados valores obtidos em análises para o mês de outubro podem ser relacionados ao período de chuva, que aumentam os valores de $\text{DBO}_{5,20}$ ao elevar a quantidade de matéria orgânica lançada no rio, no entanto, não foi observado altos valores no mês de novembro ainda que precipitações de chuva tenham continuado nesse mês.

5.2.13 Metais

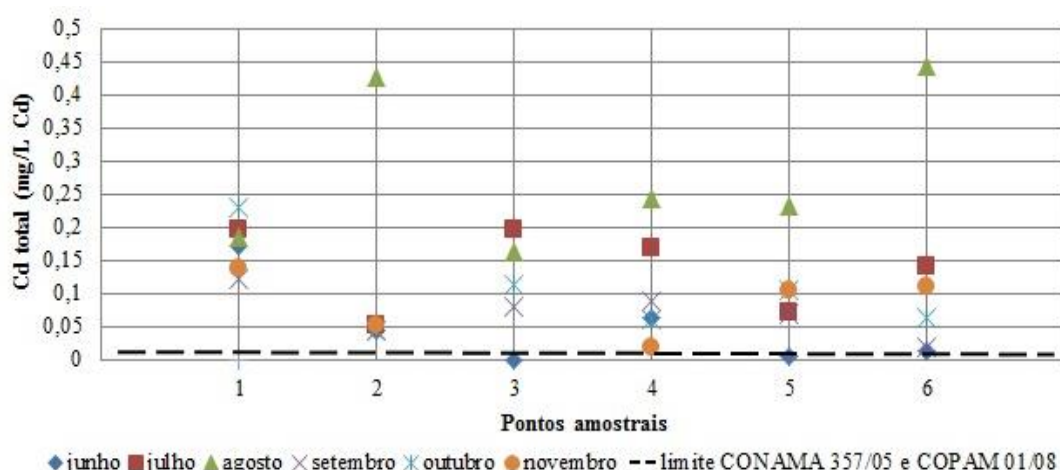
A seguir são apresentados os resultados obtidos de forma individual para cada metal. As análises foram realizadas pela técnica de Espectroscopia de Absorção Atômica de Chama – FAAS (sigla em inglês), no aparelho Espectrofotômetro de Absorção Atômica (Shimadzu modelo AA-7000), cujo limite mínimo de quantificação para cada analito é de 0,002 mg/L, segundo consta no manual do referido equipamento. Portanto, as concentrações inferiores a esta não são identificadas pelo equipamento e o resultado gerado indica uma concentração igual a zero. Embora o manual do equipamento apresente o valor de 0,002 mg/L como limite mínimo passível de detecção no modo FAAS, não foram realizados ensaios para cada metal, analisado no presente trabalho, em função do demasiado tempo necessário para realizar tais análises afim de averiguar se tal limite é o mesmo para os metais Cd, Cu, Cr, Pb e Zn.

Comum a todos os resultados obtidos para os respectivos metais analisados no presente trabalho, as concentrações observada para os mesmos se mostraram muito elevadas para que tais valores sejam relacionados, exclusivamente, a fontes naturais como sendo a responsável de tal aumento desses metais no rio (WHO, 2010). Desse modo, é atribuído como grande contribuinte pelo aumento de metais no rio as fábricas presentes no setor industrial na cidade de Uberlândia. Uma relação com mais segmentos e fontes antropogênicas de metais se encontra na Tabela 25 no ANEXO B.

5.2.13.1. Cádmio

As análises de cádmio total foram realizadas em amostras de superfície dos pontos 1 a 6 e os resultados se encontram na Figura 28.

Figura 28 - Valores de Cd total e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08



De acordo com a Resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08, qualquer amostra de água pertencente a rios enquadrados como classe 2, devem apresentar concentração de Cd total não superiores a 0,001 mg/L Cd. Em virtude do modo operacional escolhido para se realizar as análises (modo chama - FAAS) possuir limite mínimo de quantificação igual a 0,002 mg/L, caso alguma amostra se encontre dentro dos limites estipulados por lei, tal caso não seria passível de identificação nestas análises. O motivo de não se utilizar a técnica de Absorção Atômica no modo Forno de Grafite - GF AAS (sigla em inglês), que possui sensibilidade mais elevada, foi em decorrência do custo para que ocorressem tais análises, todavia mais de 95% das análises realizadas no presente trabalho foram satisfatoriamente quantificadas pelo equipamento em modo FAAS. Embora

o limite mínimo do modo FAAS já se encontrar acima do permitido por lei, qualquer que seja a concentração identificada em análise já configura um estado em que tal amostra possui concentração no mínimo duas vezes superior à permitida pelas leis vigentes. Dessa maneira, com exceção do ponto 3 para amostra de superfície no mês de junho, todos os demais pontos em seus respectivos meses apresentam concentrações acima da permitida por lei.

A resolução CONAMA 430/11 e a Deliberação Normativa COPAM 01/08 estipulam valores máximo permitido em efluente de cádmio total de 0,2 mg/L de Cd e 0,1 mg/L de Cd, respectivamente. Em todos os meses de análise, a concentração observada de Cd se encontrava dentro dos limites permitidos, exceto o mês de agosto.

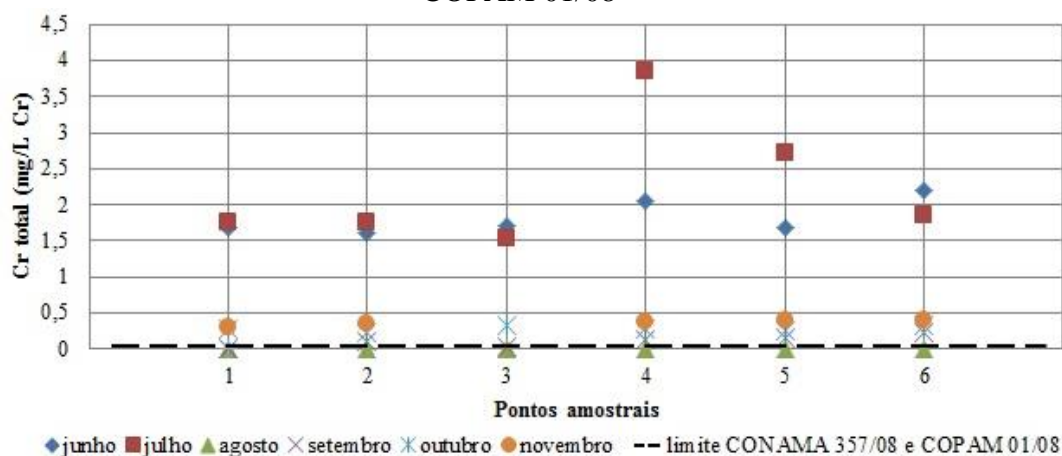
Em sua maioria, os resultados obtidos no período de seca foram mais elevados do que os obtidos em período chuvoso. Ao longo da campanha de análise, o perfil de variação da concentração de cádmio total variou mensalmente, porém, sem seguir algum padrão até então identificado.

Os resultados obtidos se mostram próximos aos realizados em pesquisa por BITTAR (2008). Na referida pesquisa, foram realizadas análises de amostras de água superficiais em 6 pontos na porção média do rio Uberabinha, e os resultados obtidos chegaram a atingir 0,112 mg/L Cd. Embora durante a realização do presente trabalho tenham sido observado valores até quase duas vezes superiores aos obtidos na pesquisa de BITTAR (2008), tal variação pode ser atribuída em decorrência da instalação de novas indústrias na cidade de Uberlândia, que se deram nesse intervalo de aproximadamente 8 anos entre a presente pesquisa e a de BITTAR (2008), de modo que tais indústrias possam ser, em parte, ter contribuído para o aumento observado de cádmio total presente no rio Uberabinha.

5.2.13.2 Cromo

As análises de cromo total foram realizadas em amostras de superfície dos pontos 1 a 6 e os resultados se encontram na Figura 29.

Figura 29 - Valores de Cr total e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08



Fonte: Autor (2016)

Embora alguns dos resultados obtidos tenham apresentado valores baixos e muitas vezes diferentes dos obtidos no mês anterior, os valores apresentados em agosto e no ponto 1 no mês de setembro foram inesperados. Embora, em tais ocasiões, tenha sido constatada concentração igual à zero, isso não implica que tais amostras estejam isentas de Cr, mas somente que a concentração presente nestas amostras se encontra em concentração abaixo do limite de detecção do aparelho. Não foi utilizada a técnica de maior sensibilidade GF AAS para a quantificação de cromo total em tais pontos, em decorrência que independentemente do valor obtido com tais análises, este se encontra dentro do limite permitido pela legislação vigente, uma vez que as concentrações que excedem os limites são passíveis de serem quantificadas pela técnica FAAS que cujo resultado para tais amostras constatou concentração de cromo total igual a zero.

De acordo com a Resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08, qualquer amostra de água pertencente a rios enquadrados como classe 2 deve apresentar concentração de Cr total não superiores a 0,05 mg/L Cr. Dessa maneira, com exceção de todas as amostras analisadas em agosto e o ponto 1 de amostra superficial no mês de setembro, todos os pontos analisados nos demais meses apresentam concentração superior ao permitido por lei.

A resolução CONAMA 430/11 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 estipulam os limites máximo permitidos referentes ao Cr(III) e Cr(VI) e não referente a Cr total, desse modo, não é possível relacionar os resultados obtidos no presente trabalho com limites exigidos por lei.

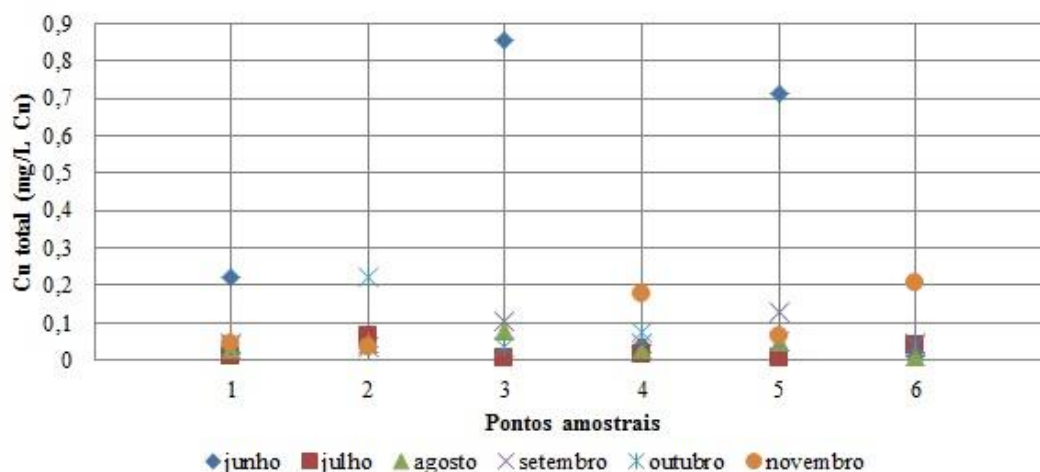
Em sua maioria, os resultados obtidos no período de seca foram mais elevados do que os obtidos em período chuvoso. Ao longo da campanha de análise, o perfil de variação da concentração de cromo total variou mensalmente, porém, sem seguir algum padrão até então identificado.

Os resultados obtidos se mostram muito discrepantes aos realizados em pesquisa por BITTAR (2008). Na referida pesquisa, foram realizadas análises de amostras de água superficiais em 6 pontos na porção média do rio Uberabinha, e os resultados obtidos chegaram a atingir 0,031 mg/L Cr. Embora a pesquisa realizada por BITTAR (2008) tenha sido feita exclusivamente na porção média do rio Uberabinha e tal pesquisa apresente um intervalo de aproximadamente 8 anos com o presente trabalho, mesmo com o desenvolvimento e abertura de novas indústrias na cidade de Uberlândia que possam vir a contribuir para o aumento de cromo total presente no rio Uberabinha, ainda assim se torna pouco provável que o aumento apresentado no presente trabalho seja exclusivamente proveniente das indústrias que foram implantadas nesse período de tempo. O que se pode sugerir que embora tais empresas tenham sua parcela de contribuição no aumento de cromo total observado desde 2008, existem fontes desconhecidas que auxiliam, em elevado grau, o aumento deste metal presente no rio Uberabinha.

5.2.13.3 Cobre

As análises de cobre total foram realizadas em amostras de superfície dos pontos 1 a 6 e os resultados se encontram na Figura 30.

Figura 30 - Valores de Cu total em amostras de superfície



Fonte: Autor (2016)

Não é possível realizar uma comparação com os limites previstos na resolução CONAMA 357/05, CONAMA 430/11 e Deliberação Normativa COPAM 01/08, uma vez que, em tais resoluções, os limites estabelecidos são referentes a concentração máximo permitida de cobre dissolvido, e as análises realizadas no presente trabalho resultaram na quantificação de cobre total presente nas amostras.

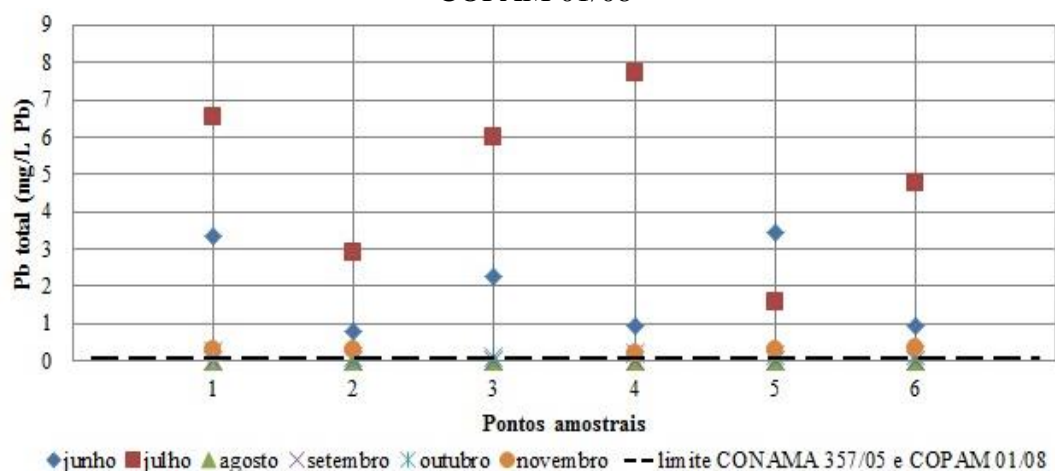
Os maiores valores observados se encontram no período seco (junho) e chuvoso (novembro), no entanto, ao longo da campanha de análise, o perfil de variação da concentração de cobre total variou mensalmente, porém, sem seguir algum padrão até então identificado.

Os resultados obtidos se mostram muito discrepantes aos realizados em pesquisa por BITTAR (2008). Na referida pesquisa, foram realizadas análises de amostras de água superficiais em 6 pontos na porção média do rio Uberabinha, e os resultados obtidos chegaram a atingir 0,089 mg/L Cu. Já na pesquisa realizada por ALMEIDA et al (2011), realizado no médio curso do rio Uberabinha em 6 pontos amostrais, os valores obtidos variam de 3,3 a 39,0 µg/L Cu. Embora as referidas pesquisas tenham sido realizadas exclusivamente ao longo do médio curso do rio Uberabinha em intervalo de tempo que varia de 5 a 8 anos com o presente trabalho, os valores obtidos nas referidas pesquisas divergem entre si e com os resultados do presente trabalho. Ainda que neste período de tempo tenham ocorrido a introdução de novas indústrias na cidade de Uberlândia, e que possam ter vindo a contribuir para o aumento do teor de cobre total lançado no corpo hídrico, ainda assim a variação observada não seria totalmente explicada.

5.2.13.4 Chumbo

As análises de chumbo total foram realizadas em amostras de superfície dos pontos 1 a 6 e os resultados se encontram na Figura 31.

Figura 31 - Valores de Pb total e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08



Embora alguns dos resultados obtidos tenham apresentado valores baixos e muitas vezes diferentes dos obtidos no mês anterior, os valores apresentados em agosto e setembro foram inesperados em decorrência dos valores nulos identificados. Embora em tais ocasiões tenha sido constatada concentração igual à zero, isso não implica que tais amostras estejam isentas de Pb, mas somente que a concentração presente nestas amostras se encontra abaixo do limite de detecção do aparelho para a técnica FAAS, que é de 0,002 mg/L. Não foi utilizado a técnica GF AAS, que apresenta maior sensibilidade, para a quantificação de chumbo total em tais pontos em decorrência que independentemente do valor obtido com tais análises, este se encontra dentro do limite permitido pela legislação vigente, uma vez que as concentrações que excedem tais limites, são passíveis de serem quantificadas pela técnica FAAS que cujo resultado para tais amostras constatou concentração de chumbo total igual a zero.

A Resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 estabelecem que, qualquer amostra de água pertencente a rios enquadrados como classe 2, devem apresentar concentração de Pb total não superiores a 0,01 mg/L Pb. Dessa maneira, com exceção de quase todas as amostras analisadas nos meses de agosto e setembro, todos os pontos analisados nos demais meses apresentam concentração superior ao determinado por lei.

A resolução CONAMA 430/11 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 estabelecem o limite máximo permitido para concentrações de Pb total em efluente em 0,5 mg/L Pb e 0,1 mg/L Pb, respectivamente. Desse modo, durante o período de análise, os meses em que os

valores obtidos excedem o estipulado por lei foram, os meses de junho e julho segundo o determinado pela resolução CONAMA 430,11, e os meses de junho, julho e novembro segundo o determinado pela Deliberação Normativa COPAM 01/08.

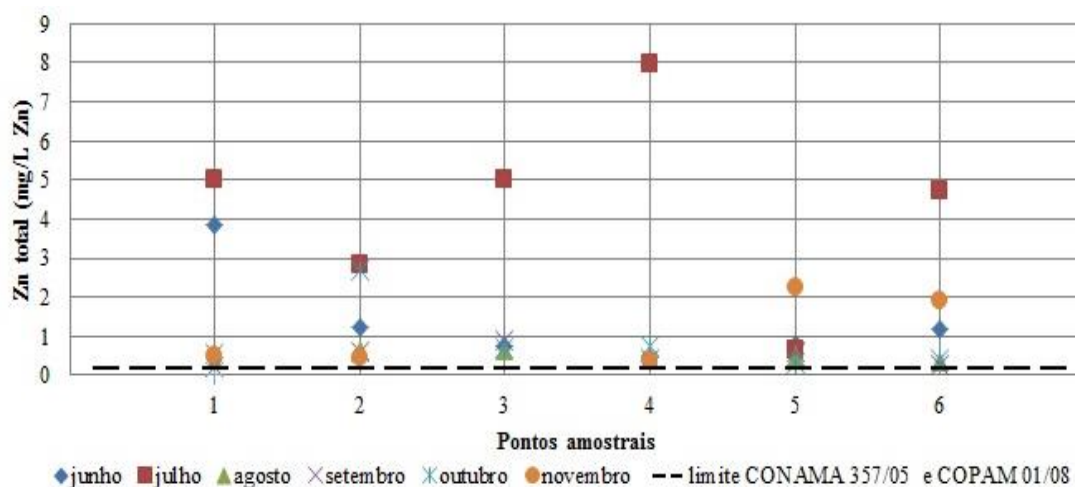
Em sua maioria, os resultados obtidos no período de seca foram mais elevados do que os obtidos em período chuvoso. Ao longo da campanha de análise, o perfil de variação da concentração de chumbo total variou mensalmente, porém, sem seguir algum padrão até então identificado.

Os resultados obtidos se mostram muito discrepantes aos realizados em pesquisa por BITTAR (2008). Na referida pesquisa, foram realizadas análises de amostras de água superficiais em 6 pontos na porção média do rio Uberabinha, e os resultados obtidos chegaram a atingir 0,173 mg/L Pb. Embora a referida pesquisa tenha ocorrido exclusivamente ao longo do médio curso do rio Uberabinha em um intervalo de tempo de aproximadamente 8 anos com o presente trabalho, mesmo que neste intervalo tenham ocorrido desenvolvimento e instalação de novas indústrias na cidade de Uberlândia que possam ter vindo a contribuir para o aumento dos níveis de chumbo total presentes no corpo hídrico do rio Uberabinha, se mostra improvável que o aumento dos valores apresentado no presente trabalho seja exclusivamente proveniente das indústrias. Ainda não foram identificadas as outras possíveis fontes de chumbo que possam explicar tal aumento.

5.2.13.5 Zinco

As análises de zinco total foram realizadas em amostras de superfície e fundo dos pontos 1 a 6 e os resultados se encontram na Figura 32.

Figura 32 - Valores de Zn total e limite máximo permitido por CONAMA 357/05 e COPAM 01/08



A resolução CONAMA 357/05 e Deliberação Normativa COPAM 01/08 determinam que, qualquer amostra de água pertencente a rios enquadrados como classe 2, devem apresentar concentração de Zn total não superiores a 0,18 mg/L Zn. Dessa maneira, todos os pontos analisados no período de coleta das amostras de superfície apresentam concentração superior ao permitido por lei.

A resolução CONAMA 430/11e Deliberação Normativa COPAM 01/08 determinam que o limite máximo permitido para concentrações de Zn total em efluente é de 5,0 mg/L Zn, portanto, durante o período de análise, todos os meses se encontravam em conformidade com a legislação.

Em sua maioria, os resultados obtidos no período de seca foram mais elevados do que os obtidos em período chuvoso. Ao longo da campanha de análise, o perfil de variação da concentração de zinco total variou mensalmente, porém, sem seguir algum padrão até então identificado.

Não foram encontradas pelo autor do presente trabalho pesquisas de quantificação de zinco total em água no rio Uberabinha para se fazer uma comparação com os valores obtidos no presente trabalho.

5.2.14 Índice de Qualidade da Água (IQA)

A análise do IQA limitou-se aos pontos 1, 5 e 6 em função do parâmetro $\text{DBO}_{5,20}$ ter sido analisado apenas nesses três pontos. A teoria relacionada aos cálculos e critérios na determinação do IQA se encontra no ANEXO A. A Tabela 13 traz o IQA nos pontos 1, 5 e 6, para os meses de junho, julho, outubro e novembro de 2015.

Tabela 13 - Valores de IQA obtidos nos pontos 1, 5 e 6, para os meses de junho, julho, outubro e novembro de 2015

IQA (NSF e IGAM-MG)										
Mês	junho			julho			outubro		novembro	
Ponto	1	5	6	1	5	6	1	6	1	6
Valor	58	42	51	54	40	52	58	44	65	59

Legenda:

Ótima
Boa
Razoável
Ruim
Péssima

Fonte: Autor (2016)

Os resultados de IQA indicam que os pontos analisados neste trabalho possuem qualidade de suas águas variando de “razoável” a “ruim”.

No mês de novembro de 2015 foram obtidos os maiores valores de IQA em função, principalmente, do período chuvoso. O aumento da vazão do rio influencia nos valores obtidos para cada parâmetro do IQA, em função do aumento da diluição dos poluentes. Neste contexto, as contribuições superficiais difusas de nutrientes e de material orgânico não comprometeram a qualidade da água no período de estudo do presente trabalho.

Nos meses de seca (junho e julho de 2015), devido a uma vazão quase constante do corpo hídrico, os valores de IQA foram bem próximos em todos os pontos estudados. O ponto 5, diferentemente dos demais pontos estudados, apresentou uma qualidade inferior da água, no entanto, tal classificação pode ser atribuída ao represamento das águas nessa região, logo a montante da PCH Martins. Nesta região, variações bruscas de nível líquido são passíveis de ocorrer com a abertura e fechamento das comportas, influenciando assim alguns parâmetros como nutrientes disponíveis para decomposição, OD, turbidez e sólidos totais, de modo geral, as condições apresentadas em áreas de represamento são distintas do curso de água, como é o caso dos pontos 1 e 6.

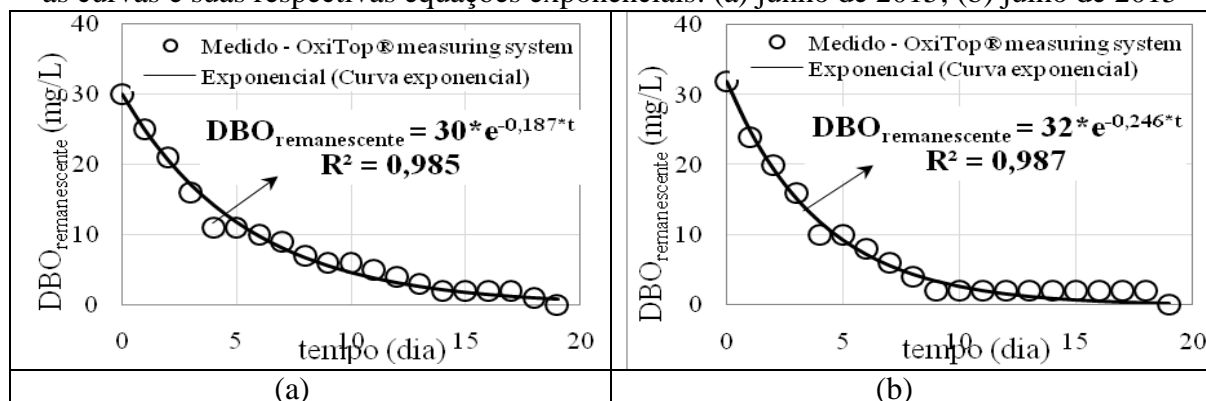
5.3 Coeficiente de desoxigenação K_1 e da demanda de fundo de oxigênio dissolvido S_d

Este item traz os resultados para o coeficiente de desoxigenação K_1 e da demanda de fundo de oxigênio dissolvido S_d , os quais foram utilizados como dados fixos no processo de calibração do modelo matemático.

5.3.1. Coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea K_1 , em laboratório

A partir dos dados obtidos pelo equipamento *OxiTop® measuring system* construiu-se gráficos de DBO remanescente em função dos 20 dias de ensaio e por meio de regressão não linear (exponencial) obteve-se as curvas com suas respectivas equações de ajuste. Em função dos gráficos de DBO remanescente e das curvas apresentarem a mesma tendência de decaimento de DBO, limitou-se aqui na apresentação dos resultados apenas para o ponto 5 (meses de junho e julho de 2015), conforme ilustra a Figura 33.

Figura 33 - DBO remanescente ao longo de 20 dias de ensaio no ponto 5, juntamente com as curvas e suas respectivas equações exponenciais: (a) junho de 2015; (b) julho de 2015



Fonte: Autor (2016)

A Tabela 14 traz as equações exponenciais e os respectivos coeficientes de determinação CD nos pontos 5 e 6. De acordo com os valores de CD, constata-se que houve bons ajustes das curvas com os valores de DBO remanescentes medidos. Os valores de K_1 condizem com os encontrados na literatura, variando de 0,089 até 0,281 dia^{-1} nos pontos 5 e 6 (ver Tabela 14).

Não foi quantificado K_1 nos meses de agosto e setembro de 2015 em função de quebra de vidraria de digestão. Na modelagem matemática de autodepuração, para esses meses foi considerado o valor médio obtido nos meses de julho e outubro.

Tabela 14 - Equações exponenciais nos pontos 5 e 6

Ponto	Junho de 2015		Julho de 2015	
	Equação	CD	Equação	CD
5	$DBO = 30 * e^{-0,187 * t}$	0,985	$DBO = 32 * e^{-0,246 * t}$	0,987
6	$DBO = 30 * e^{-0,251 * t}$	0,986	$DBO = 35 * e^{-0,281 * t}$	0,963
Ponto	Outubro de 2015		Novembro de 2015	
	Equação	CD	Equação	CD
5	$DBO = 138 * e^{-0,258 * t}$	0,983	$DBO = 56 * e^{-0,092 * t}$	0,848
6	$DBO = 137 * e^{-0,089 * t}$	0,685	$DBO = 39 * e^{-0,124 * t}$	0,873

Fonte: Autor (2016)

5.3.2. Demanda de fundo de oxigênio dissolvido

Conforme já descrito anteriormente, a obtenção da demanda de fundo de OD em $\text{gO}_2/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$ (S_d) advém da determinação, em laboratório, da demanda de fundo de OD em $\text{gO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$ (D_f) e do conhecimento do nível líquido no curso de água (em metro).

O **APÊNDICE** traz a DBO remanescente e demanda de fundo de OD (em $\text{gO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$) das amostras de fundo ao longo de 20 dias para os pontos 5 e 6. O decaimento da DBO exponencial evidencia que a demanda de fundo de OD ao longo dos dias seja decrescente, motivado pela diminuição de matéria orgânica disponível na massa líquida. Neste estudo, para cada ponto e mês analisado, foi considerada apenas a demanda de fundo de OD obtida no primeiro dia, cujos resultados estão apresentados na Tabela 15. Valores próximos foram obtidos por Salla et al. (2014).

Tabela 15 - Demanda de fundo de OD (em $\text{gO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$), ao longo de 20 dias, nos pontos 5 e 6

Mês/Ano	Ponto 5	Ponto 6
Junho/2015	2,858	2,781
Julho/2015	2,022	2,386
Outubro/2015	2,723	2,421
Novembro/2015	2,923	0,942

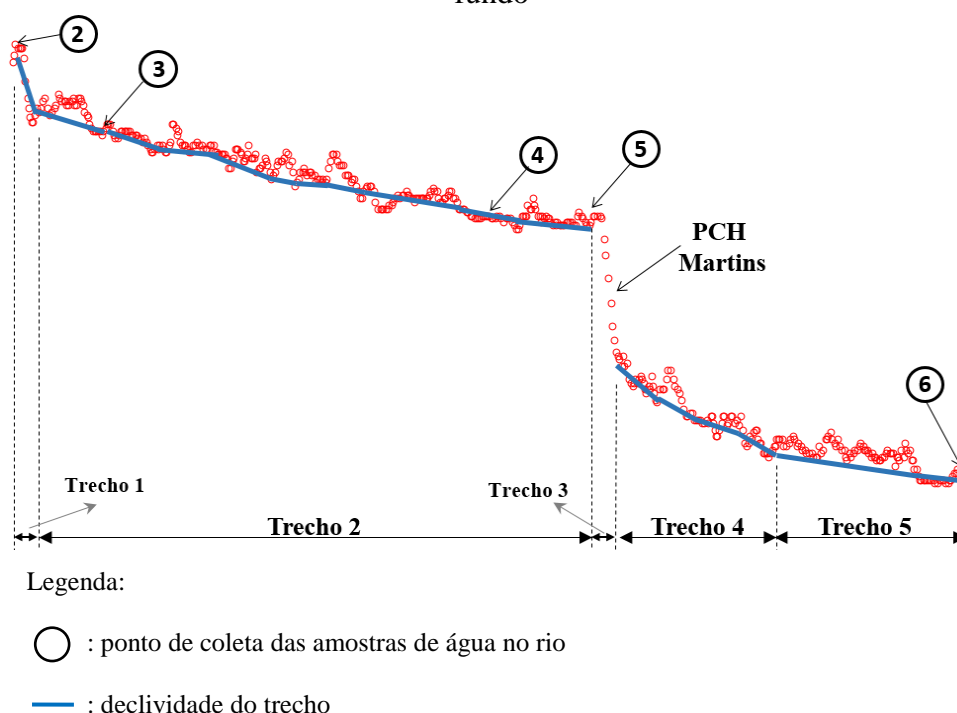
Fonte: Autor (2016)

5.4 Modelagem de qualidade da água

Neste item é apresentada a modelagem de qualidade da água a partir dos coeficientes calibrados, além da comparação com a modelagem a partir de coeficientes obtidos na literatura. As calibrações dos coeficientes de reações bioquímicas, além das estimativas das cargas difusas e das demandas e ressurgimento de fundo foram feitas na planilha eletrônica

de cálculo Excel a partir de tentativa e erro, em 5 trechos ao longo da região estudada no Rio Uberabinha, cujo critério para separação dos trechos foi a proximidade na declividade longitudinal em cada trecho, conforme ilustra a Figura 34. A calibração teve como objetivo o melhor ajuste entre dados simulados e observados nos pontos de monitoramento ao longo do curso de água (identificados pelos pontos 3, 4, 5 e 6 – Figura 34).

Figura 34 - Trechos utilizados no processo de calibração dos coeficientes de reações bioquímicas, além das estimativas das cargas difusas e das demandas e ressurgimento de fundo



Fonte: Autor (2016)

As variações mais bruscas da declividades longitudinal ocorrem nos trechos 1 e 3. No trecho 1 a declividade é de 3,67%, enquanto que no trecho 3 é de 6,09% em função da existência da Pequena Central Hidrelétrica Martins. Os trechos 2 e 5 apresentam as menores declividades longitudinais, iguais a 0,08-0,47% e 0,20-0,29%, respectivamente. O trecho 4 possui declividade longitudinal intermediária, igual a 0,79% (Figura 34).

As Tabelas 16 a 21 trazem os valores calibrados e estimados a partir da literatura, por trecho de rio e por mês, dos coeficientes de reações bioquímicas, cargas difusas e demandas/ressurgimento de fundo considerados na modelagem de qualidade da água no rio Uberabinha.

Tabela 16 - Valores calibrados/estimados de coeficientes de reações bioquímicas, cargas difusas e demandas/ressurgimento de fundo em junho de 2015

Junho 2015	Estimados (literatura)					Calibrados				
	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5
K_a (dia ⁻¹)	137,29	7,76-28,89* 19,6993±10,032	40,0	52,27	19,05-5,9* 20,6708±2,9520	40,0	0,50-14,00* 3,3117±3,5062	40,0	15,0	7,0
K_d (dia ⁻¹)	0,91	0,55-0,69* 0,6366±0,0638**	1,04	0,80	0,67-0,70* 0,6759±0,0156**	0,40	0,50-0,80* 0,5270±0,0862**	0,50	0,50	0,50
K_s (dia ⁻¹)			0,02			2,00	7,0-8,0* 7,10±0,3119**	7,0	7,0	0,10
K_{oa} (dia ⁻¹)			0,20			0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
K_{so} (dia ⁻¹)			0,05			0,07	0,05-0,09* 0,09±0,0097**	0,05	0,05	0,05
K_{nm} (dia ⁻¹)			0,75			0,05	0,01-0,05* 0,0157±0,0115	0,0-0,001* 0,001±0,0**	0,001	0,001
K_{an} (dia ⁻¹)			0,20			0,40	0,40-0,90* 0,7855±0,1285**	0,90	0,90	0,90
K_p (dia ⁻¹)			0,29			0,60	0,60-0,80* 0,6324±0,0740**	0,60	0,60	0,60
S_p (g/m ³ .dia)			-			0	0	0	0	0
K_{E-coli} (dia ⁻¹)			1,00			0,20	0,80-3,00* 2,7117±0,7334**	1,00	1,00	1,00
S_d (g/m ³ .dia)			-			2,86	2,78-2,86* 2,8545±0,0160**	2,78	2,78	2,78
L_{dif} (g/m.dia)			-			-	-	-	-	-
k_{Cd} (dia ⁻¹)			0,01			7,0	7,00	5,00	5,00	5,00
S_{Cd} (g/m ³ .dia)			-			0	0	0	0	0
k_{Cu} (dia ⁻¹)			0,01			4,80	4,80	4,80	4,80	4,80
S_{Cu} (g/m ³ .dia)			-			0	0	0	0	0
K_{Cr} (dia ⁻¹)			0,01			0,01-0,90* 0,188±0,3980**	0,01	0,01	0,01	0,01
S_{Cr} (g/m ³ .dia)			-			1,3280-1,3306* 1,3290±0,0011**	1,3314-1,5802* 1,4420±0,0678**	1,5838-1,5908* 1,5872±0,0024**	1,5908-1,6427* 1,6173±0,0154**	1,6446-1,7515* 1,6985±0,0324**
K_{pb} (dia ⁻¹)			0,01			0,90	1,00-5,30* 4,6315±1,5791**	1,00	1,00	1,00
S_{pb} (g/m ³ .dia)			-			0	0	0	0	0
K_{Zn} (dia ⁻¹)			0,01			30,0	0,01-30,0* 7,5607±7,6442**	0,01	0,01	0,01
S_{Zn} (g/m ³ .dia)			-			1,8904-2,0851* 1,9866±0,0769**	0,3847-1,9459* 0,9323±0,5152**	1,9459-1,9995* 1,9791±0,0115**	2,0005-2,2530* 2,1243±0,0769**	2,2629-2,8703* 2,5609±0,1844

*mínimo-máximo; **média ± desvio padrão

Fonte: Autor (2016)

Tabela 17 - Valores calibrados/estimados de coeficientes de reações bioquímicas, cargas difusas e demandas/ressurgimento de fundo em julho de 2015.

Julho 2015	Estimados (literatura)					Calibrados				
	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5
K_a (dia ⁻¹)	96,69	5,41-19,98* 13,6078±6,9538**	41,74	32,68	11,63	62,62	0,01-2,09* 0,5511±0,5292**	41,74	36,53	26,09
K_d (dia ⁻¹)	0,87	0,53-0,67* 0,6091±0,0617**	0,96	0,73	0,61-0,64* 0,6205±0,0133**	0,30	0,30-0,33* 0,3050±0,0049**	0,33	0,33	0,33
K_s (dia ⁻¹)	0,02					0	0	0	0	0
K_{oa} (dia ⁻¹)	0,20					0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
K_{so} (dia ⁻¹)	0,05					0,07	0,05-0,09* 0,0863±0,0097**	0,05	0,05	0,05
K_{mn} (dia ⁻¹)	0,75					0,05	0,01-0,05* 0,0157±0,0115**	0,00-0,001* 0,001±0**	0,001	0,001
K_{an} (dia ⁻¹)	0,20					0,40	0,40-0,90* 0,7855±0,1285**	0,90	0,90	0,90
K_P (dia ⁻¹)	0,29					0	0-0,01* 0,0029±0,0037**	0,01	0,01	0,01
S_P (g/m ³ .dia)	-					39,664	0,466-13,237* 1,7998±3,6163**	0	0	0
K_{E-coli} (dia ⁻¹)	1,00					0,10	0,01-0,10* 0,0682±0,0161**	0,01	0,01	0,01
S_d (g/m ³ .dia)	-					8,70	2,77-4,65* 3,8785±0,8574**	12,63	6,86	4,55-5,10* 4,6798±0,2356**
L_{dif} (g/m.dia)	-					-	-	-	-	-
K_{Cd} (dia ⁻¹)	0,01					0	0-2,5* 2,2747±0,7190**	1,00	1,00	1,00
S_{Cd} (g/m ³ .dia)	-					0,6654-0,6726* 0,6689±0,0028**	0,0-0,7257* 0,0630±0,2013**	0	0	0
K_{Cu} (dia ⁻¹)	0,01					25,00	3,00-25,00* 4,9819±6,3274**	0,01	0,01	0,01
S_{Cu} (g/m ³ .dia)	-					0	0	0,1319-0,1424* 0,1370±0,0036**	0,1424-0,2476* 0,1912±0,0315**	0,2526-0,7505* 0,4632±0,1505**
K_{Cr} (dia ⁻¹)	0,01					0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
S_{Cr} (g/m ³ .dia)	-					1,4064-1,4094* 1,4079±0,0011**	1,4102-1,6246* 1,5065±0,0586**	1,6246-1,6330* 1,6302±0,0019**	1,6338-1,6735* 1,6535±0,0121**	1,6750-1,7583* 1,7170±0,0252**
K_{Pb} (dia ⁻¹)	0,01					0,10	0,10-7,00* 6,3783±1,9845**	0,01	0,01	0,01
S_{Pb} (g/m ³ .dia)	-					0	0	11,6799-7,4577* 17,1269±0,2302**	17,5538-23,0497* 20,1817±1,6736**	23,2834-40,2832* 31,1922±5,1573**
K_{Zn} (dia ⁻¹)	0,01					0	0-9,00* 7,7842±3,0896**	0,01	0,01	0,01
S_{Zn} (g/m ³ .dia)	-					18,2821-18,4822* 18,3820±0,0791**	0-19,9402* 1,7323±5,5320**	18,0632-19,1745* 18,6141±0,3888**	19,3387-29,5121* 24,0813±3,0962**	29,9778-70,1093* 47,6984±12,1558**

*mínimo-máximo; **média ± desvio padrão

Fonte: Autor (2016)

Tabela 18 -Valores calibrados/estimados de coeficientes de reações bioquímicas, cargas difusas e demandas/ressurgimento de fundo em agosto de 2015

Agosto 2015	Estimados (literatura)					Calibrados				
	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5
K_a (dia ⁻¹)	108,17	6,05-22,64* 15,4390±7,8622**	41,62	46,27	16,20-21-77* 17,5187±2,4022**	5,20	1,25-5,20* 1,6721±1,1229**	41,62	10,40	5,20
K_d (dia ⁻¹)	0,90	0,55-0,69* 0,6294±0,0631**	1,06	0,81	0,68-0,71* 0,6860±0,0152**	0,30	0,30-0,32* 0,3034±0,0049**	0,32	0,32	0,32
K_s (dia ⁻¹)			0,02			0	0	0	0	0
K_{oa} (dia ⁻¹)			0,20			0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
K_{So} (dia ⁻¹)			0,05			0,07	0,05-0,09* 0,0863±0,0097**	0,05	0,05	0,05
K_{nm} (dia ⁻¹)			0,75			0,05	0,01-0,05* 0,0157±0,0115**	0,001	0,001	0,001
K_{an} (dia ⁻¹)			0,20			0,40	0,40-0,90* 0,7855±0,1285**	0,90	0,90	0,90
K_P (dia ⁻¹)			0,29			0	0,0-0,01* 0,0029±0,0037**	0,01	0,01	0,01
S_P (g/m ³ .dia)			-			84,496	0,121-28,340* 2,7109±8,1011**	0,279	0,150	0,099-0,111* 0,1016±0,0052**
K_{E-coli} (dia ⁻¹)			1,00			0,10	0,01-0,10* 0,0682±0,0161**	0,01	0,01	0,01
S_d (g/m ³ .dia)			-			84,96	2,98-28,50* 6,4990±7,0068**	16,28	8,74	5,76
L_{dif} (g/m.dia)			-			-	-	-	-	-
K_{Cd} (dia ⁻¹)			0,01			13,00	0,0-13,00* 1,1711±3,7389**	0	0	0
S_{Cd} (g/m ³ .dia)			-			0	0,0-1,0725* 0,4508±0,2903**	1,0838-1,1056* 1,0946±0,0076**	1,1088-1,2800* 1,1924±0,0521**	1,2868-1,7212* 1,4979±0,1318**
K_{Cu} (dia ⁻¹)			0,01			0,01	0,01-6,00* 5,4603±1,7227**	8,00	8,00	8,00
S_{Cu} (g/m ³ .dia)			-			1,2199-1,3516* 1,2849±0,0520**	0,0-1,3867* 0,1787±0,5848**	00	0	0
K_{Cr} (dia ⁻¹)			0,01			0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
S_{Cr} (g/m ³ .dia)			-			0	0	0	0	0
K_{Pb} (dia ⁻¹)			0,01			0,10	0,10-7,00* 6,3783±1,9845**	0,01	0,01	0,01
S_{Pb} (g/m ³ .dia)			-			0	0	0	0	0
K_{Zn} (dia ⁻¹)			0,01			0,01	0,01-0,90* 0,8198±0,2559**	0,90	0,90	0,90
S_{Zn} (g/m ³ .dia)			-			6,8211-7,1210* 6,9703±0,1185**	0-7,1981* 0,7511±2,4089**	0	0	0

*mínimo-máximo; **média ± desvio padrão

Fonte: Autor (2016)

Tabela 19 -Valores calibrados/estimados de coeficientes de reações bioquímicas, cargas difusas e demandas/ressurgimento de fundo em setembro 2015

Setembro 2015	Estimados (literatura)					Calibrados				
	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5
K_a (dia ⁻¹)	114,71	6,74-24,81* 17,00898,5262**	43,29	52,13	18,75-24,58* 20,1355±2,5115**	5,41	2,92-5,41* 3,5672±0,9852**	43,29	10,82	5,41
K_d (dia ⁻¹)	0,98	0,60-0,75* 0,6931±0,0682**	1,18	0,90	0,75-0,79* 0,7630±0,0155**	0,44	0,21-0,44* 0,4323±0,0485**	0,21	0,21	0,21
K_s (dia ⁻¹)			0,02			0	0	0	0	0
K_{oa} (dia ⁻¹)			0,20			0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
K_{So} (dia ⁻¹)			0,05			0,07	0,05-0,09* 0,0863±0,0097**	0,05	0,05	0,05
K_m (dia ⁻¹)			0,75			0,05	0,01-0,05* 0,0157±0,0115**	0,001	0,001	0,001
K_{an} (dia ⁻¹)			0,20			0,40	0,40-0,90* 0,7855±0,1285**	0,90	0,90	0,90
K_p (dia ⁻¹)			0,29			0	0-0,01* 0,0029±0,0037**	0,01	0,01	0,01
S_p (g/m ³ .dia)			-			2,193	0,071-0,747* 0,1602±0,1867**	0,083	0,045	0,030-0,033* 0,0306±0,0014**
K_{E-coli} (dia ⁻¹)			1,00			0,10	0,01-0,10* 0,0682±0,0161**	0,01	0,01	0,01
S_d (g/m ³ .dia)			-			14,29	4,64-7,79* 6,4637±1,4484**	19,11	10,29	6,86-7,64* 7,0456±0,3351**
L_{dif} (g/m.dia)			-			-	-	-	-	-
K_{Cd} (dia ⁻¹)			0,01			9,00	0,10-9,00* 1,8531±2,8850**	8,00	8,00	8,00
S_{Cd} (g/m ³ .dia)			-			0	0	0	0	0
K_{Cu} (dia ⁻¹)			0,01			0,01	0,01-4,00* 3,5504±1,1938**	2,00	2,00	2,00
S_{Cu} (g/m ³ .dia)			-			1,5860-1,7652* 1,6743±0,0708**	0-1,8131* 0,2362±0,7736**	0	0	0
K_{Cr} (dia ⁻¹)			0,01			0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
S_{Cr} (g/m ³ .dia)			-			0,2834-0,2920* 0,2876±0,0034**	0,2942-0,5994* 0,6086±0,2156**	0,6060-0,6189* 0,6124±0,0045**	0,6207-0,7215* 0,6699±0,0307**	0,7256-0,9815* 0,8495±0,0776**
K_{pb} (dia ⁻¹)			0,01			0	0	0	0	0
S_{pb} (g/m ³ .dia)			-			0	0	0	0	0
K_{Zn} (dia ⁻¹)			0,01			0	0-4,0* 3,6397±1,1501**	4,0	4,0	4,0
S_{Zn} (g/m ³ .dia)			-			13,1014-14,8846* 13,9788±0,7049**	0-14,8846* 2,1555±7,1308**	0	0	0

*mínimo-máximo; **média ± desvio padrão

Fonte: Autor (2016)

Tabela 20 - Valores calibrados/estimados de coeficientes de reações bioquímicas, cargas difusas e demandas/ressurgimento de fundo em outubro 2015

Outubro 2015	Estimados (literatura)					Calibrados				
	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5
K_a (dia ⁻¹)	140,76	8,33-31,19* 21,2648±10,844 3**	46,58	59,75	21,54-28,91* 23,2875±3,17 25**	5,82	3,49-12,81* 11,9698±2,6792**	46,58	17,47	17,47
K_d (dia ⁻¹)	1,18	0,74-0,91* 0,8349±0,0839* *	1,39	1,06	0,89-0,93* 0,8977±0,019 8**	0,51	0,24-0,51* 0,4982±0,0559**	0,24	0,24	0,24
K_s (dia ⁻¹)			0,02			0	0	0	0	0
K_{oa} (dia ⁻¹)			0,20			0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
K_{so} (dia ⁻¹)			0,05			0,07	0,05-0,09* 0,0863±0,0097**	0,05	0,05	0,05
K_{nn} (dia ⁻¹)			0,75			0,05	0,01-0,05* 0,0157±0,0115**	0,001	0,001	0,001
K_{an} (dia ⁻¹)			0,20			0,40	0,40-0,90* 0,7855±0,1285**	0,90	0,90	0,90
K_p (dia ⁻¹)			0,29			0	0-0,01* 0,0029±0,0037**	0,01	0,01	0,01
S_p (g/m ³ .dia)			-			21,109	0,982-7,193* 1,9323±1,6877**	0	0	0
K_{E-coli} (dia ⁻¹)			1,00			0,10	0,01-0,10* 0,0682±0,0161**	0,01	0,01	0,01
S_d (g/m ³ .dia)			-			18,87	6,14-10,38* 8,5764±1,9701**	24,37	12,89	8,60-9,66* 8,8485±0,4583**
L_{dif} (g/m.dia)			-			5000,0	500,0-3800,0* 3621,6216±749,594 4**	500,0	500,0	500,0
K_{Cd} (dia ⁻¹)			0,01			0,50	0,50-2,00* 1,8648±0,4314**	2,00	2,00	2,00
S_{Cd} (g/m ³ .dia)			-			0	0	0	0	0
K_{Cu} (dia ⁻¹)			0,01			4,50	3,00-4,50* 3,1351±0,4314**	3,00	3,00	3,00
S_{Cu} (g/m ³ .dia)			-			0	0	0	0	0
K_{Cr} (dia ⁻¹)			0,01			0	0	0	0	0
S_{Cr} (g/m ³ .dia)			-			2,7374-3,1104* 2,9209±0,1474**	0,1319-7,2819* 0,8933±1,3859**	0,2772-0,2787* 0,2779±0,005**	0,2789-0,2900* 0,2843±0,0033* *	0,2904-0,3139* 0,3022±0,0071**
K_{pb} (dia ⁻¹)			0,01			0	0	0	0	0
S_{pb} (g/m ³ .dia)			-			1,6885-2,0294* 1,8550±0,1347**	0,0870-5,4466* 0,6494±0,9629**	0,0897-0,090* 0,0898±0,00008* *	0,09-0,0918* 0,0908±0,0005* *	0,0918-0,0955* 0,0936±0,0011**
K_{Zn} (dia ⁻¹)			0,01			0	0-4,0* 3,6397±1,1501**	4,00	4,00	4,00
S_{Zn} (g/m ³ .dia)			-			0	0	0	0	0

*mínimo-máximo; **média ± desvio padrão

Fonte: Autor (2016)

Tabela 21-Valores calibrados/estimados de coeficientes de reações bioquímicas, cargas difusas e demandas/ressurgimento de fundo em novembro 2015

Novembro 2015	Estimados (literatura)					Calibrados				
	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5
K_a (dia ⁻¹)	84,41	4,85-18,09* 12,2979±6,3178**	45,79	30,30	10,89-14,43* 11,7289±1,5263**	9,16	5,72-9,16* 6,0331±0,9877**	45,79	11,45	11,45
K_d (dia ⁻¹)	0,98	0,60-0,75* 0,6851±0,0697**	1,10	0,83	0,70-0,73* 0,7070±0,0149**	0,26	0,23-0,26* 0,2596±0,0024**	0,23	0,23	0,23
K_s (dia ⁻¹)			0,02			0	0	0	0	0
K_{oa} (dia ⁻¹)			0,20			0,150	0,150	0,060	0,060	0,060
K_{So} (dia ⁻¹)			0,05			0,07	0,05-0,09* 0,0863±0,0097**	0,05	0,05	0,05
K_{nm} (dia ⁻¹)			0,75			0,05	0,01-0,05* 0,0157±0,0115	0,001	0,001	0,001
K_{an} (dia ⁻¹)			0,20			0,40	0,40-0,90* 0,7855±0,1285**	0,90	0,90	0,90
K_p (dia ⁻¹)			0,29			0	0-0,01* 0,0029±0,0037**	0,01	0,01	0,01
S_p (g/m ³ .dia)			-			1,0	0,30-1,00* 0,3630±0,2013**	0,10	0,10	0,10
K_{E-coli} (dia ⁻¹)			1,00			0,10	0,01-0,10* 0,0682±0,0161**	0,01	0,01	0,01
S_d (g/m ³ .dia)			-			13,54	4,35-7,33* 6,0698±1,3838**	5,68	3,03	2,02-2,25* 2,0729±0,1027**
L_{dif} (g/m.dia)			-			1000,0	100,0-500,0* 478,3783±90,8599**	100,0	100,0	100,0
K_{Cd} (dia ⁻¹)			0,01			0,20	0,2-0,4* 0,6549±0,1438**	0,20	0,20	0,20
S_{Cd} (g/m ³ .dia)			-			0	0	0	0	0
K_{Cu} (dia ⁻¹)			0,01			0	0	0	0	0
S_{Cu} (g/m ³ .dia)			-			0,6432-0,6676* 0,6553±0,0096**	0,4457-1,1653* 0,7820±0,1989**	0,3401-0,3428* 0,3414±0,0009**	0,3432-0,3632* 0,3531±0,0061**	0,3640-0,4080* 0,3859±0,0133**
K_{Cr} (dia ⁻¹)			0,01			0	0	0	0	0
S_{Cr} (g/m ³ .dia)			-			1,6094-1,6295* 1,6194±0,0079**	0,1155-1,7759* 0,4040±0,4342**	0,1182-0,1183* 0,1182±0,000048**	0,1183-0,1193* 0,1188±0,0003**	0,1194-0,1214* 0,1204±0,0006**
K_{Pb} (dia ⁻¹)			0,01			0	0	0	0	0
S_{Pb} (g/m ³ .dia)			-			0,9320-0,9390* 0,9354±0,0027**	0,0689-0,9888* 0,2160±0,2478**	0,07-0,0701* 0,07±0,000019**	0,0701-0,0704±	0,0705-0,0713* 0,0708±0,0002**
K_{Zn} (dia ⁻¹)			0,01			0	0	0	0	0
S_{Zn} (g/m ³ .dia)			-			10,1494-10,6642* 10,4052±0,2034**	2,8137-14,9745* 7,2132±3,5528**	3,2810-3,3069* 3,2939±0,0090**	3,3106-3,5041* 3,4065±0,0589**	3,5115-3,9358* 3,7235±0,1287**

*mínimo-máximo; **média ± desvio padrão

Fonte: Autor (2016)

De acordo com as Tabelas 16 a 21, os valores estimados pela literatura aqui utilizados para os coeficientes K_a , K_d , K_s , K_{oa} , K_{So} , K_{nm} , K_{am} , K_P e K_{E-coli} seguem as recomendações de Chapra (2003), Von Sperling (2007) e Paredes et al. (2009). Com exceção de K_a e K_d , os quais foram obtidos a partir de relações hidráulicas, todos os outros coeficientes estimados foram mantidos constantes ao longo dos meses de junho até novembro de 2015.

A comparação entre os valores dos coeficientes calibrados com os encontrados na literatura da área (Tabela 9) traz algumas informações importantes quanto à adequação ou não de modelagem de qualidade da água em ambiente lótico a partir de coeficientes obtidos na literatura.

Quanto ao coeficiente de reaeração natural K_a , observa-se que as equações da literatura superestimam o valor de K_a obtido no presente trabalho, independente da época do ano. Utilizando o trecho 2 como exemplo, K_a da literatura é na média aproximadamente 6,0 vezes o valor calibrado para o mês de junho de 2015, 24,7 vezes para o mês de julho de 2015, 9,1 vezes para o mês de agosto de 2015, 4,8 vezes para o mês de setembro de 2015, 1,8 vezes para o mês de outubro de 2015 e 2,0 vezes para o mês de novembro de 2015.

Da mesma forma, as equações da literatura superestimam o valor do coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea no rio K_d , independente da época do ano. Utilizando o trecho 2 como exemplo, K_d da literatura é na média aproximadamente 1,2 vezes o valor calibrado para o mês de junho de 2015, 2,0 vezes para o mês de julho de 2015, 2,1 vezes para o mês de agosto de 2015, 1,6 vezes para o mês de setembro de 2015, 1,7 vezes para o mês de outubro de 2015 e 2,6 vezes para o mês de novembro de 2015. Este fato evidencia a necessidade de calibração de K_a a partir de dados monitorados de oxigênio dissolvido ao longo do trecho de rio estudado. Este fato evidencia a necessidade de calibração de K_a e K_d a partir de dados de qualidade da água monitorados ao longo do trecho de rio estudado.

O coeficiente de decaimento por sedimentação da matéria orgânica carbonácea no rio K_s foi considerado apenas no mês de junho de 2015, período este de ausência das chuvas. Para este mês, adotou-se valores bem superiores aos recomendados pela literatura da área (entre 0,1 a 7,1 dia^{-1} frente ao 0,02 dia^{-1} da literatura, conforme Tabela 16). Este trabalho mostra que, para escala mensal da modelagem de qualidade da água em rio, existe uma tendência

do processo de sedimentação da matéria orgânica ser abatido pelo ressurgimento de fundo da carga de matéria orgânica. Todavia, apenas uma modelagem em menor escala de tempo (a diária é recomendada) poderia confirmar esta tendência.

Os valores da demanda de fundo de oxigênio dissolvido no rio S_d ajudam a explicar esta tendência de abatimento da sedimentação. Utilizando o trecho 2 como exemplo, os valores de S_d calibrados foram na média de 2,85 g/m³.dia para o mês de junho de 2015, 3,87 g/m³.dia para o mês de julho de 2015, 6,49 g/m³.dia para o mês de agosto de 2015, 6,46 g/m³.dia para o mês de setembro de 2015, 8,57 g/m³.dia para o mês de outubro de 2015 e 6,07 g/m³.dia para o mês de novembro de 2015.

No processo de amonificação existe maior proximidade do valor do coeficiente de conversão de nitrogênio orgânico em amônia K_{oa} estimado e calibrado no período chuvoso (0,20 dia⁻¹ para o estimado e 0,06-0,15 dia⁻¹ para o calibrado no mês de novembro de 2015). Já no período de junho a outubro de 2015, o valor de K_{oa} calibrado manteve-se fixo e igual a 0,001 dia⁻¹. O coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico K_{so} calibrado manteve-se próximo ao valor da literatura em todos os meses avaliados (próximo a 0,05 dia⁻¹ – ver Tabelas 16 a 21).

No processo de nitrificação foram utilizados valores fixos de K_{an} igual a 0,20 dia⁻¹ e K_{nm} igual a 0,75 dia⁻¹ nas simulações a partir de coeficientes da literatura. Analisando de forma isolada os coeficientes K_{an} e K_{nm} calibrados, existem diferenças enormes com os valores da literatura. Neste trabalho, o reduzido valor de K_{nm} calibrado (igual a 0,001 dia⁻¹) tem relação direta com as baixas concentrações de nitrato no meio líquido.

Quanto ao parâmetro fósforo total, o processo de decaimento prevalece sobre o ressurgimento de fundo do fósforo inorgânico apenas no mês de junho de 2015, período este de estiagem. Para este mês, o valor médio do coeficiente de decaimento de fósforo total K_P (igual a 0,60 dia⁻¹) foi praticamente o dobro do valor estimado pela literatura. Para os meses de julho a novembro de 2015, a liberação de Pinorg pelo sedimento de fundo SP prevaleceu sobre o decaimento do fósforo total nos trechos 1 e 2. Nestes dois trechos, K_P foi de 0,0029 dia⁻¹ em média. Utilizando o trecho 2 como exemplo, os valores de SP calibrados foram na média de 1,79 g/m³.dia para o mês de julho de 2015, 2,71 g/m³.dia para o mês de agosto de 2015, 0,16 g/m³.dia para o mês de setembro de 2015, 1,93

g/m³.dia para o mês de outubro de 2015 e 0,36 g/m³.dia para o mês de novembro de 2015. Existe uma tendência de que os reduzidos valores de SP nos trechos 3, 4 e 5 tenham relação com a capacidade de sedimentação do fósforo orgânico ainda no trecho 2, especificamente nas proximidades do reservatório da Pequena Central Hidrelétrica – PCH Martins.

Com relação ao parâmetro *Escherichia coli*, existe certa proximidade entre os valores da literatura e calibrados do coeficiente de decaimento de coliforme $K_{E.coli}$ apenas para o mês de junho de 2015 (igual a 1,00 dia⁻¹ para o estimado e 0,20 – 2,71 dia⁻¹ para os calibrados). Para os meses de julho a novembro de 2015, os valores de $K_{E.coli}$ calibrados (entre 0,01 a 0,10 dia⁻¹) são muito inferiores ao estimados.

A carga difusa de DBO L_{difuso} foi considerada apenas nos períodos chuvosos (meses de outubro e novembro de 2015), que representa as entradas difusas superficiais de matéria orgânica carbonácea ao longo do trecho de rio estudado. No mês de outubro de 2015 foram consideradas as cargas de 5000, 3621, 500, 500 e 500 g/m.dia, respectivamente, nos trechos 1, 2, 3, 4 e 5. Nesta mesma sequência, no mês de novembro de 2015 foram consideradas as cargas de 1000, 478, 100, 100 e 100 g/m.dia.

A maior contribuição científica deste estudo de mestrado foi a calibração do coeficiente de decaimento e a quantificação da liberação pelo sedimento de fundo dos metais cádmio, cobre, cromo, chumbo e zinco em um curso de água de médio porte receptor de carga poluente de ETE de grande porte (capacidade de tratamento de efluente gerado por uma população de até 730.000 habitantes, conforme reportagem do jornal Correio de Uberlândia de 01 de Março de 2016). Esta importância advém da ausência de estudos na literatura da área sobre calibração do coeficiente de decaimento e quantificação da liberação pelo sedimento de fundo de metais em curso de água. Utilizando o trecho 2 como exemplo, para o período de junho a novembro de 2015 respectivamente, foram obtidos os valores de coeficiente de decaimento (g/m³.dia) para o Cd de 7,0; 2,27; 1,17; 1,85; 1,86; 0,65; para o Cu de 4,8; 4,98; 5,46; 3,55; 3,13; 0; para o Cr de 0,01; 0,01; 0,01; 0,01; 0; 0; para o Pb de 4,63; 6,37; 6,37; 0; 0; 0; e para o Zn de 7,56; 7,78; 0,81; 3,63; 3,63; 0. Já os valores obtidos para de liberação pelo sedimento de fundo (em g/m³.dia), respectivamente para os meses de junho a novembro, para o metal Cd foi de 0; 0,06; 0,45; 0; 0; 0; para o Cu

foi 0; 0; 0,17; 0,23; 0; 0,78; para o Cr de 1,44; 1,5; 0; 0,6; 0,89; 0,4; para o Pb de 0; 0; 0; 0; 0,64; 0,21; e para o Zn de 0,93; 1,73; 0,75; 2,15; 0; 7,21.

Salla et al. (2014) realizaram uma avaliação quanti e qualitativa da água do rio Uberabinha com o uso da ferramenta computacional AQUATOOL, em um trecho de aproximadamente 48 km, que englobam parte do alto, médio e baixo curso do rio, no período de outubro de 2006 a setembro de 2011. Foram obtidos os seguintes valores dos coeficientes: reaeração K_a (0,08 dia⁻¹ e equações da literatura), de degradação de matéria orgânica carbonácea K_d (0,05 – 0,06 dia⁻¹), nitrificação da amônia K_{an} (0,01 – 0,2 dia⁻¹), mineralização do nitrogênio orgânico K_{oa} (0,2 – 0,4 dia⁻¹) e de degradação do fósforo K_P (0,01 dia⁻¹). Na comparação dos coeficientes obtidos neste estudo de mestrado com os coeficientes obtidos por Salla et al (2014), acredita-se que as discrepâncias dos coeficientes tenham relação com a fonte dos dados de qualidade da água monitorados. Enquanto Salla et al (2014) utilizaram dados de qualidade da água monitorados por empresa contratada pela autarquia de água e esgoto municipal e pelo Instituto de Gestão das Águas Mineiras, neste estudo de mestrado foram utilizados dados próprios medidos em campo.

Neste estudo houve também a preocupação em avaliar a influência da característica morfológica declividade longitudinal nos valores dos coeficientes, demandas e cargas de ressurgimento. Quanto ao coeficiente de reaeração natural K_a da literatura, existe uma relação direta entre os maiores valores de K_a com as maiores declividades nos trechos 1, 3 e 4. Esta relação também é válida para K_a calibrado apenas nos meses de poucas chuvas (junho e julho de 2015). Isso indica que, no período chuvoso para o trecho de rio Uberabinha estudado, as elevadas turbulências causadas pelo aumento da vazão prevalecem sobre as turbulências causadas pelo aumento da declividade.

Quanto ao coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea K_d da literatura, existe uma relação direta entre os maiores valores de K_d com as maiores declividades nos trechos 1, 3 e 4. Esta relação também é válida para K_d calibrado apenas nos meses mais chuvosos (outubro e novembro de 2015) nos trechos 1 e 2. Isso indica que a contribuição difusa superficial de matéria orgânica L_{difuso} nos trechos 1 e 2, associado à influência de reservação na PCH Martins (que aumenta consideravelmente o acúmulo de sedimento de fundo), prevaleceram sobre a declividade longitudinal.

De acordo com as Tabelas 16 a 21 observa-se que os coeficientes da literatura e calibrados utilizados na amonificação e nitrificação (K_{oa} , K_{na} , K_{SO} , K_{an} e K_{nn}) não sofreram influências significativas da mudança de declividade longitudinal nos cinco trechos. A mesma situação foi observada no decaimento de coliformes ($K_{E.coli}$), no decaimento dos metais (K_{Cr} , K_{Cu} , K_{Cd} , K_{Pb} e K_{Zn}) e na liberação dos metais pelo sedimento de fundo (S_{Cr} , S_{Cu} , S_{Cd} , S_{Pb} e S_{Zn}). Quanto ao parâmetro fósforo total, similar ao observado no parâmetro DBO, a influência de reservação na PCH Martins (que aumenta consideravelmente o acúmulo de sedimento de fundo), prevaleceu sobre a declividade longitudinal.

As séries temporais simuladas e os dados medidos dos parâmetros de qualidade da água nos pontos 3, 4, 5 e 6 apresentaram bons ajustes, conforme ilustra a Figura 35. As simulações realizadas para os parâmetros OD, DBO, amônia, fósforo total, cádmio, chumbo, cobre, zinco e cromo apresentam melhores ajustes em comparação aos ajustes realizados para os parâmetros nitrito, nitrato e *E. coli*. Mesmo que em algumas simulações o ajuste da curva tenha sido melhor que outras, isso não implica que todos os valores medidos se encontram inseridos ou próximos desta curva, como é o caso da simulação do parâmetro cromo, que embora a simulação obtida satisfaça a maioria dos valores medidos, grande parte dos valores medidos no mês de julho se encontram distantes de tal curva. A obtenção de uma curva, por meio de simulação, que exprima as variações que algum parâmetro sofre ao longo do tempo, se torna uma tarefa difícil uma vez que em tal simulação, embora sejam considerados várias variáveis e interferentes, se torna incalculável a quantidade de variantes a que o parâmetro se encontra sujeito *in loco*, desse modo, por vezes ocorrem momentos em que o valor medido se encontra distante da curva simulada em função de várias interferentes não inseridos e quantificados no processo de modelagem.

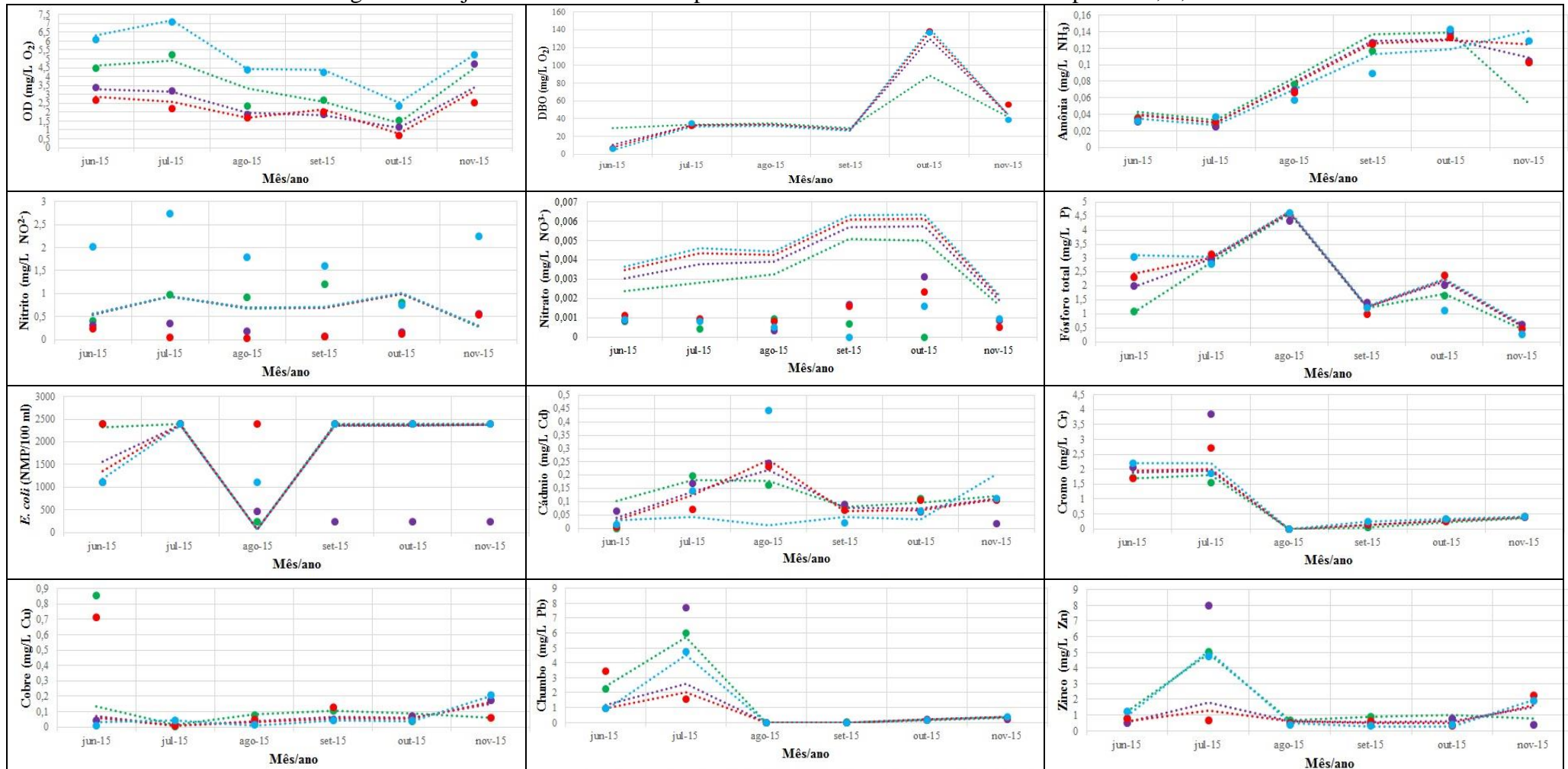
As Figuras 36, 37, 38, 39, 40 e 41 trazem os perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água simulados a partir de coeficientes calibrados e de coeficientes obtidos na literatura, além de dados de qualidade da água monitorados nos pontos 3 a 6. Nestas figuras, quando é feita uma comparação dos perfis longitudinais das simulações a partir de coeficientes calibrados com os dados medidos de qualidade da água, observa-se bons ajustes entre dados simulados e medidos para os parâmetros OD, DBO, Ptotal, amônia e nitrato. Este ajuste satisfatório não foi observado para os parâmetros nitrito e *E. coli*. Com

relação aos metais, em todos os meses analisados, os ajustes não foram satisfatórios nos pontos 4 e 5.

Ainda nas Figuras 36, 37, 38, 39, 40 e 41, a comparação da modelagem de qualidade da água a partir dos coeficientes calibrados com a modelagem a partir de coeficientes obtidos na literatura traz diversas inconsistências, com exceção de: nitrito no mês de junho de 2015; DBO e nitrito no mês de julho de 2015; *E. coli* e nitrito no mês de agosto de 2015; DBO no mês de setembro de 2015; nitrito no mês de novembro de 2015. A análise dos metais ficou prejudicada, lembrando que foi assumido um coeficiente único de decaimento para todos os meses analisados, igual a $0,01 \text{ dia}^{-1}$.

As inconsistências persistiram em todos os meses (junho a novembro de 2015) para os parâmetros OD, amônia e nitrato. O parâmetro DBO apresentou considerável inconsistência nos meses de junho e outubro de 2015, enquanto que o parâmetro fósforo total apresentou inconsistências nos meses de julho, agosto e outubro de 2015. Estas inconsistências reforçam a necessidade constante de monitoramento da qualidade da água como base para uma adequada calibração de modelo matemático de autodepuração.

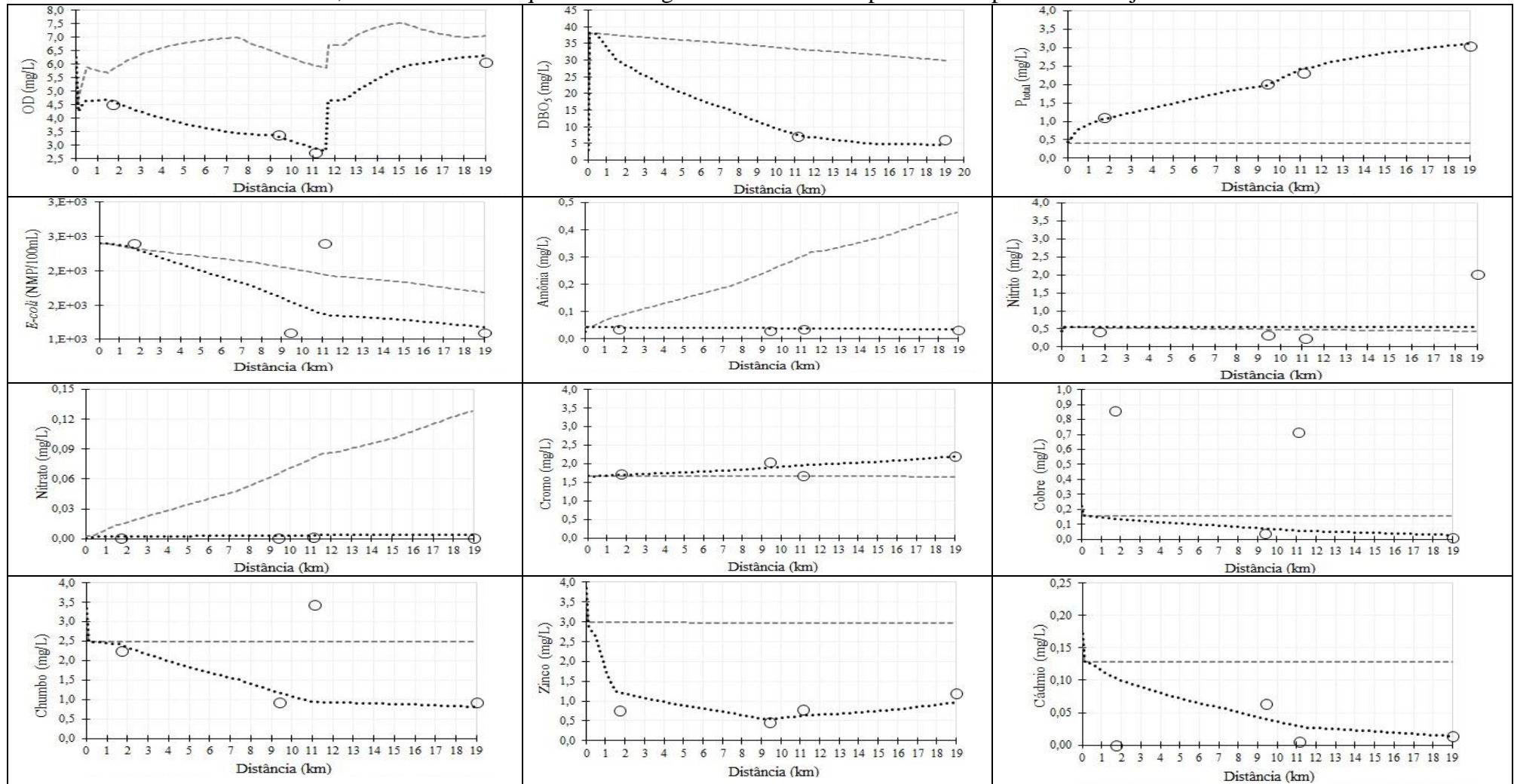
Figura 35 - Ajuste entre as séries temporais simuladas e dados medidos nos pontos 3, 4, 5 e 6



Legenda: ● Medido_ponto 3 Simulado_ponto 3 ● Medido_ponto 4 Simulado_ponto 4
 ● Medido_ponto 5 Simulado_ponto 5 ● Medido_ponto 6 Simulado_ponto 6

Fonte: Autor (2016)

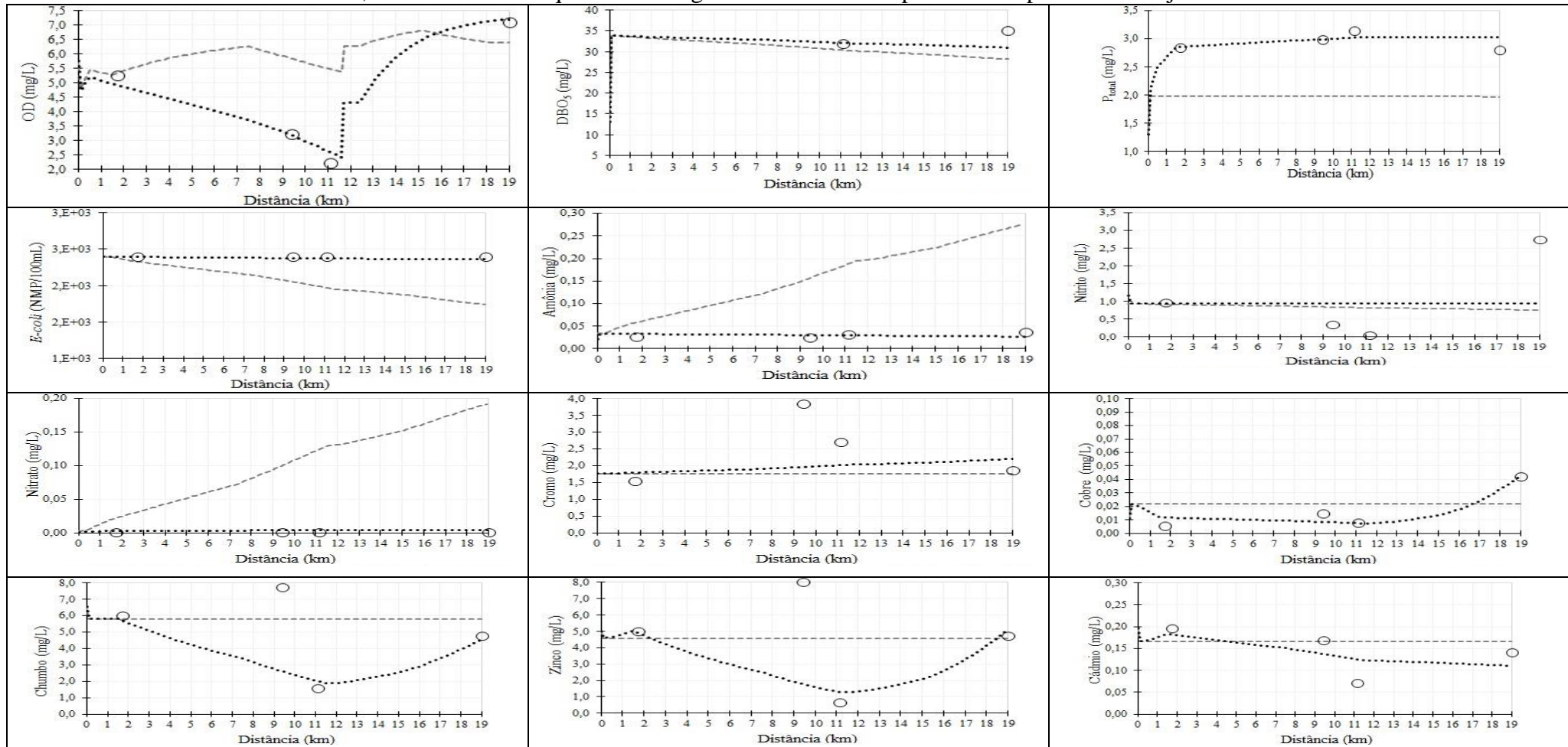
Figura 36 - Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água simulados a partir de coeficientes calibrados e de coeficientes obtidos na literatura, além de dados de qualidade da água monitorados nos pontos 3 a 6 para o mês de junho de 2015



Legenda: — Simulado_coef_literatura
 ○ Medido
 Simulado_coef_calibrado

Fonte: Autor (2016)

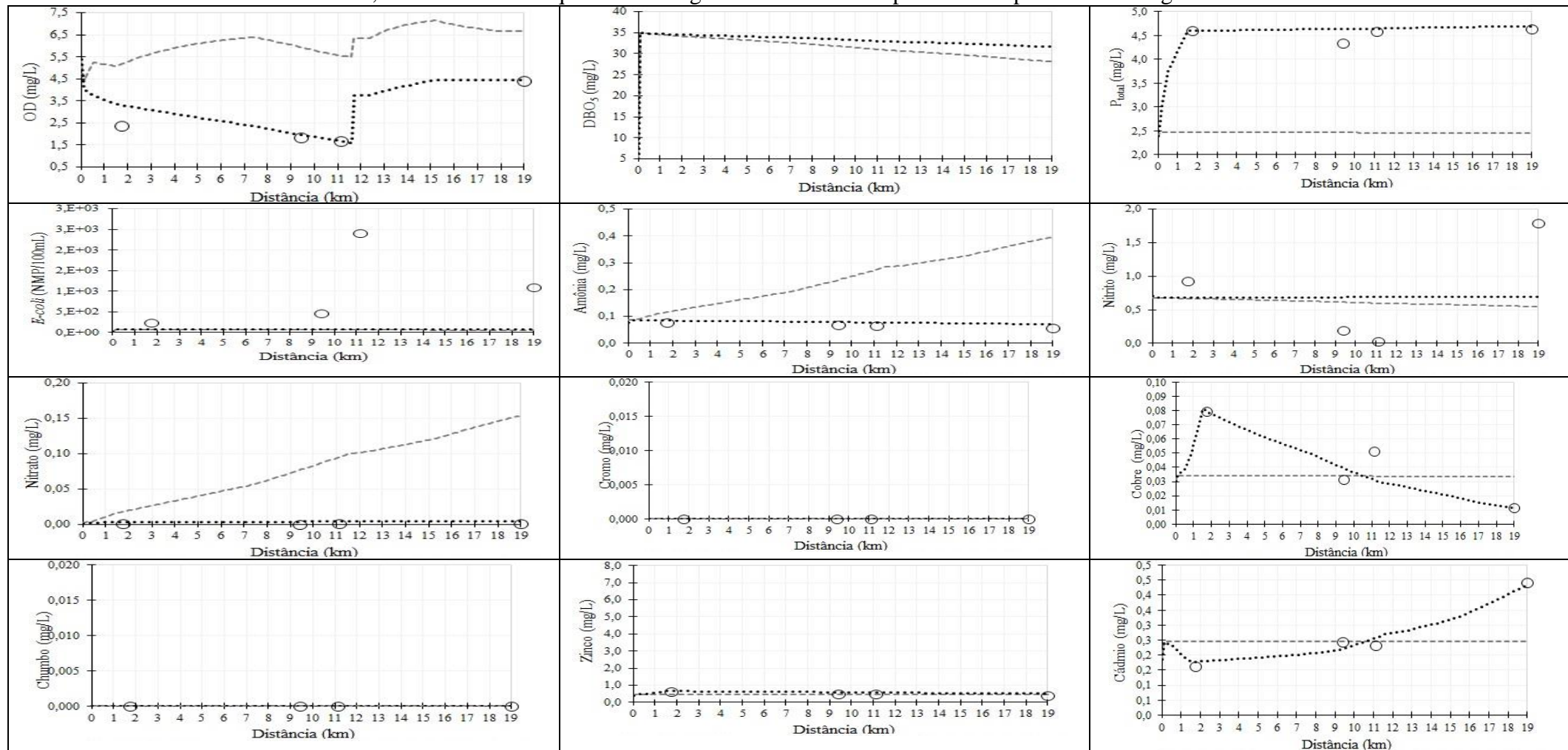
Figura 37 - Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água simulados a partir de coeficientes calibrados e de coeficientes obtidos na literatura, além de dados de qualidade da água monitorados nos pontos 3 a 6 para o mês de julho de 2015



Fonte: Autor (2016)

Legenda:
 --- Simulado_coef_literatura
 ○ Medido
 Simulado_coef_calibrado

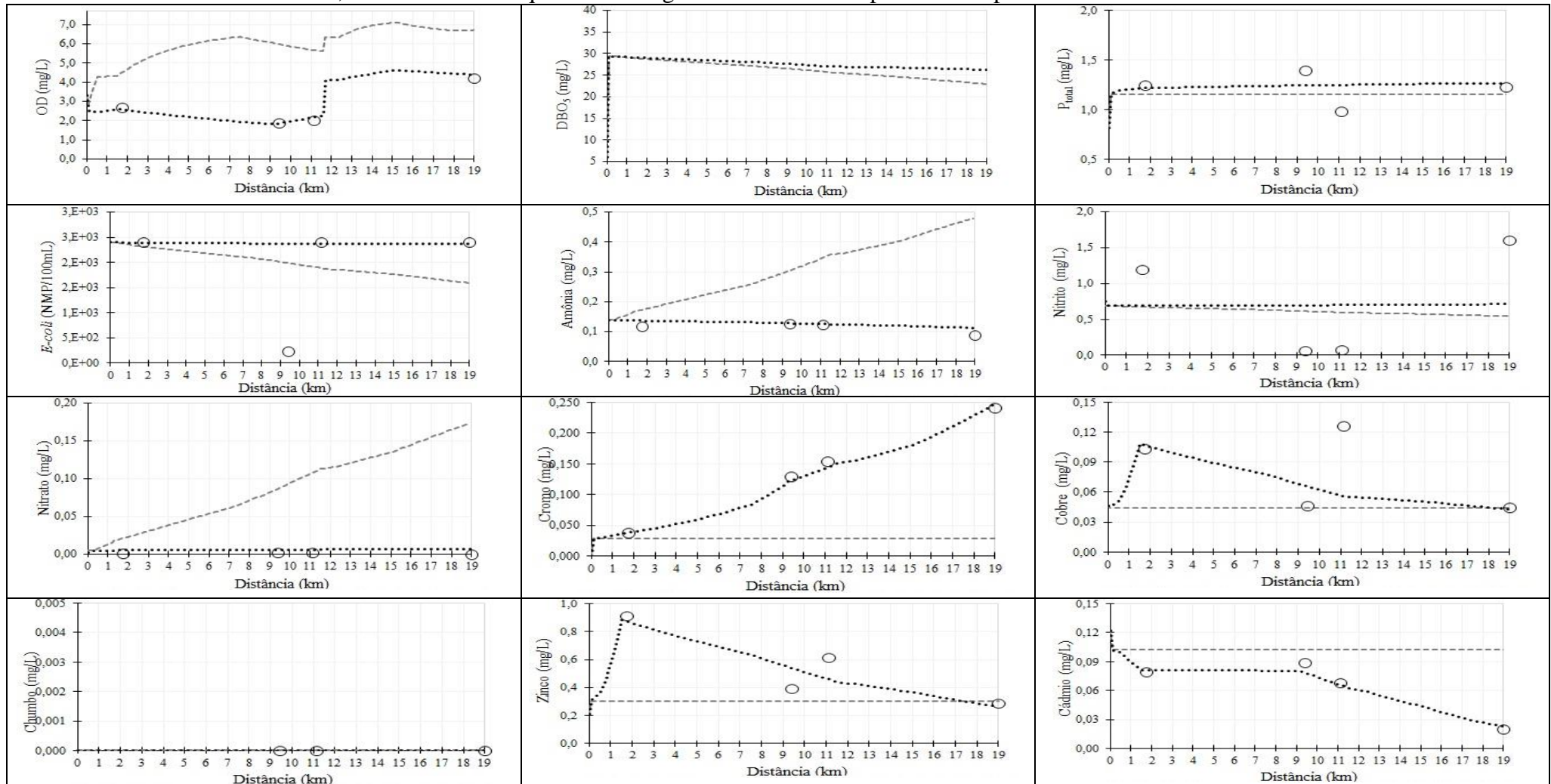
Figura 38 - Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água simulados a partir de coeficientes calibrados e de coeficientes obtidos na literatura, além de dados de qualidade da água monitorados nos pontos 3 a 6 para o mês de agosto de 2015



Fonte: Autor (2016)

Legenda: — — — Simulado_coef_literatura
 O Medido
 Simulado_coef_calibrado

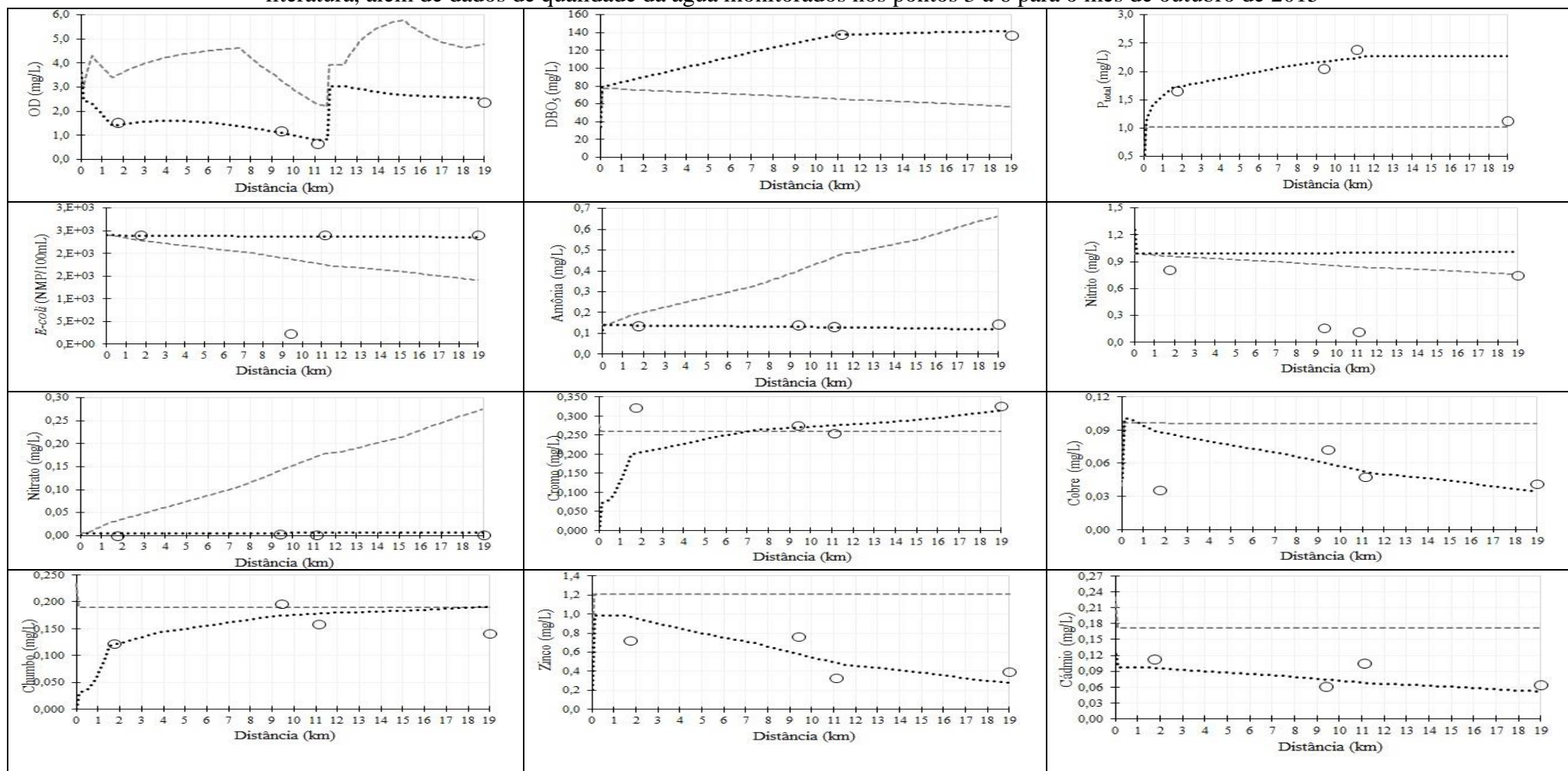
Figura 39 - Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água simulados a partir de coeficientes calibrados e de coeficientes obtidos na literatura, além de dados de qualidade da água monitorados nos pontos 3 a 6 para o mês de setembro de 2015



Fonte: Autor (2016)

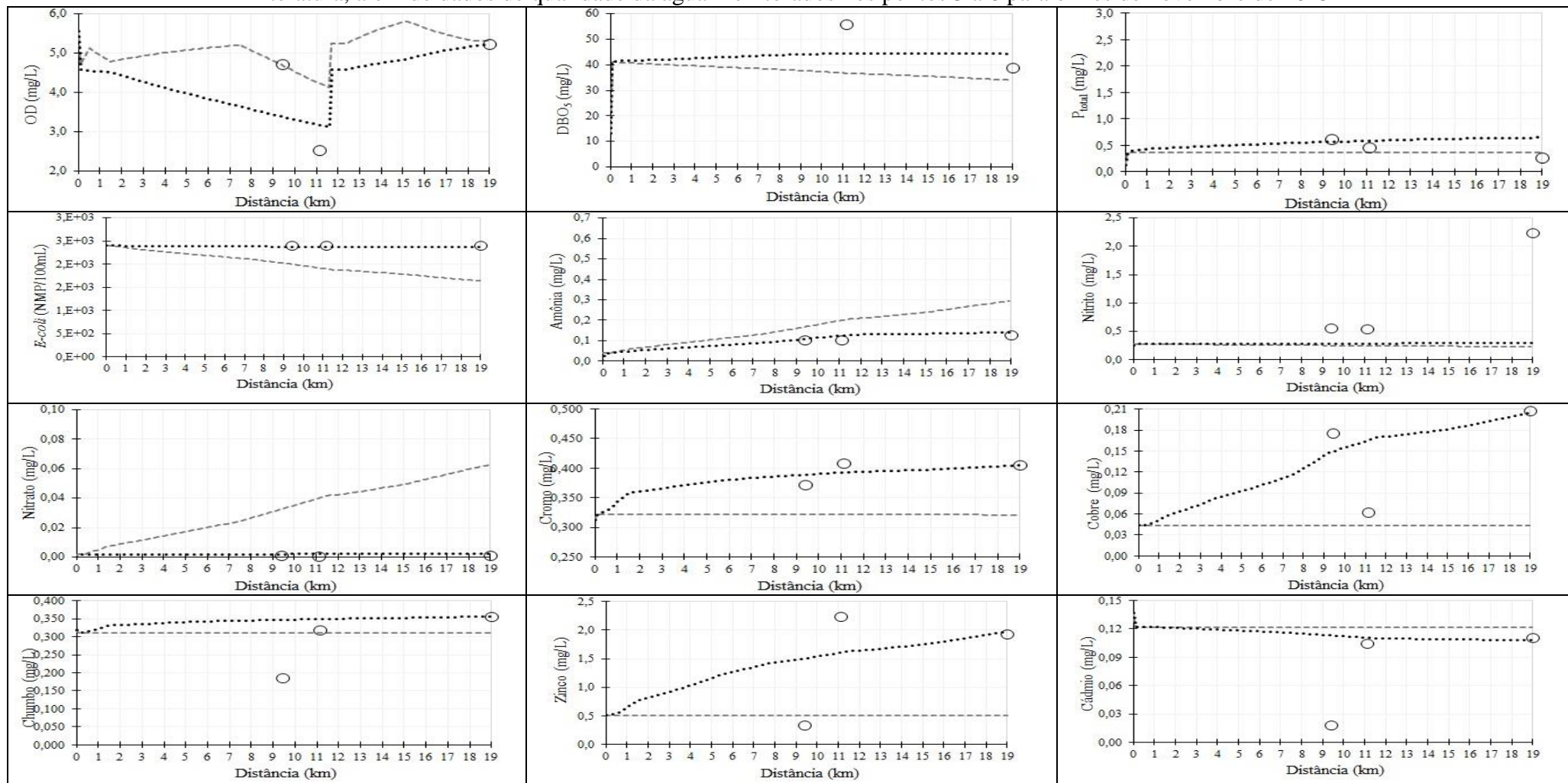
Legenda: — — — Simulado_coef_literatura
 ○ Medido
 Simulado_coef_calibrado

Figura 40 - Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água simulados a partir de coeficientes calibrados e de coeficientes obtidos na literatura, além de dados de qualidade da água monitorados nos pontos 3 a 6 para o mês de outubro de 2015



Fonte: Autor (2016)

Figura 41 - Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água simulados a partir de coeficientes calibrados e de coeficientes obtidos na literatura, além de dados de qualidade da água monitorados nos pontos 3 a 6 para o mês de novembro de 2015



Fonte: Autor (2016)

Legenda: — — — Simulado_coef_literatura
 ○ Medido
 Simulado_coef_calibrado

CAPÍTULO 6

CONCLUSÕES

A modelagem matemática do rio Uberabinha, Uberlândia-MG, em um trecho de aproximadamente 19 km, que compreende porções do médio e baixo curso do rio Uberabinha, obteve sucesso ao que foi proposto.

Foi possível observar que, para a maioria dos parâmetros modelados em ambiente lótico, foram obtidos valores de coeficientes calibrados muito distintos dos disponibilizados na literatura da área, como os coeficientes de reaeração (K_a) e de decomposição da matéria orgânica carbonácea no rio (K_d), que se encontram superestimados na literatura independentemente da época do ano.

O ajuste entre os dados simulados e medidos foi realizado com sucesso, contudo, alguns ajustes se mostraram melhores para alguns parâmetros do que para outros. Foram observados bons ajustes para os parâmetros OD, DBO, P_{total} , amônia e nitrato e ajustes não satisfatórios para os parâmetros nitrito e *E. coli*. Sugere-se que futuras pesquisas sejam realizadas com a coleta de dados em campo por um período de tempo maior, igual ou superior a um ano, contemplando a alternância de estações e períodos de chuva e seca, a fim de se obter melhorias nos ajustes dos parâmetros.

Os valores obtidos das constantes de decaimento K e de quantificação da liberação pelo sedimento de fundo S , para os metais totais Cd, Cr, Cu, Pb e Zn, constituíram uma grande faixa de valores, e por vezes sem relação aparente entre um metal e outro. Em função da ausência de estudos sobre o assunto na literatura, não foi possível comparar os resultados com outros trabalhos sobre comportamento de metais em ambiente lótico, no entanto, a obtenção destes valores no presente trabalho se faz muito útil para futuras pesquisas.

A metodologia aplicada neste trabalho, tanto na etapa de coleta, análise laboratorial e processo de modelagem matemática, se mostrou adequada e eficaz para a obtenção dos resultados desejados. Embora as atividades envolvidas na coleta de dados em campo demande tempo, planejamento e número de pessoas razoavelmente elevado, sugere-se que em pesquisas futuras, caso haja disponibilidade, seja realizado o monitoramento em mais pontos no rio Uberabinha, a fim de identificar mais precisamente possíveis interferências da PCH Martins no comportamento dos diversos parâmetros de qualidade da água aqui estudados.

CAPÍTULO 7

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA, acessado em 08 de junho de 2015 <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/default.aspx>>.

ALBANO, G.D., **Integração de um Modelo Matemático de Quantidade de Água em Rede de Fluxo (ACQUANET) com um Modelo Matemático de Qualidade de Água em Represas (CE-QUAL-R1) – Estudo de Caso: Represa Jaguari-Jacareí, Sistema Cantareira**. Dissertação de M.Sc., Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento – USP, São Paulo, Brasil, 2004.

ALMEIDA, F. G., CASTRO, F. M., MUÑOZ, R. A. A., **Determinação de metais em nível traço em amostras de água do rio Uberabinha usando métodos eletroquímicos de análise**, 51º Congresso Brasileiro de Química, São Luís-MA, 2011

ALMEIDA, T. V. **Índice de qualidade da água e coeficientes de autodepuração de trechos do rio Pomba**. 2006, 99 f. Dissertação (Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

ALVES; É. C. R. DE F., **Monitoramento quali-quantitativo da bacia hidrográfica do rio Coxipó-MT: uma ferramenta para implementação da gestão participativa dos recursos hídricos**. Dissertação (mestrado)- Cuiabá: Universidade Federal de Mato Grosso, 2009.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER POLLUTION CONTROL - WPC. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 19 th. Capítulo 3. Ed. Washington, DC: APHA, 1998.

ARAÚJO, Selma Maria. **Apostila Engenharia Sanitária e Ambiental – Introdução às ciências do Ambiente para Engenharia**. – UFPB. João Pessoa. 1997.

ARAÚJO, S.C.S. **Modelos de simulação baseados em raciocínio qualitativo para avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas**. 2005. 218 f. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal. Engineering and ecology in pollution control**, New York, Marcel Dekker, 1981. 892p.

- ARGENT, R. M., PERRAUD, J. M., RAHMAN, J. M., GRAYSON, R. B., PODGER, G. M., **A new approach to waer quality modelling and environmental decision support systems**. Environmental Modelling Software, v. 24, p. 809-8018, 2009
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura: Estudos, irrigação e drenagem**. Campina Grande - PB, 1999, 153p.
- BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2 ed. Porto Alegre, Bookman, 2002, 622p.
- BELÓ, A. QUINÁIA, S. P. PLETSCH, A. L. **Caracterização de sedimento superficial do Rio Jordão na Região Centro-Sul do Estado do Paraná, Brasil**. Ambi-Agua, Taubaté, v. 5, n. 1, p. xx-xx, 2010.
- BENEDINI, M. **Water Quality Models for Rivers and Streams. State of the Art and Future Perspectives**. European Water, v. 34, p.27-40, 2011;
- BIER, O., **Técnicas Bacteriológicas**. In: BIER, O. *Microbiologia e Imunologia*. 24^a ed. São Paulo: Melhoramentos, 1985, p.919-998
- BITTAR, D. B., **Determinação dos metais pesados Cd, Cu, Cr e Pb nas águas do rio Uberabinha e proposta de adsorção por adsorventes naturais**, 2008, 71 p. Dissertação (mestrado em Química) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2008
- BITTENCOURT, A.G., PEREIRA, C.A.A.O., TAKIISHI, M. *et al.*, 1997, **Desenvolvimento de modelo matemático de qualidade de água para a implantação da agência de bacia do rio das Velhas**. In: Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, pp. 2019-2032, Foz do Iguaçu.
- BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília/DF, Brasil. Senado Federal, 1988.
- _____. Lei nº 9.433 de 8 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília/DF, Brasil. Ministério do Meio Ambiente, 1997.
- _____. Ministério da Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Ministério da saúde. 2006. Brasília – DF
- BRAGA, B. *et al.* **Introdução à Engenharia Ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 2. ed. São Paulo: Editora CETESB, 1989.
- BRITO, D. C., **Aplicação do Sistema de Modelagem da Qualidade da Água QUAL2Kw em Grandes Rios: O Caso do Alto e Médio Rio Araguaari**. 2008. 152f. Dssertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical)- Universidade Federal do Amapá. Macapá-AP. 2008
- BROWN, R. M., MCCLELLAND, N. I., DEININGER, R A., TOZER, R. G.. **“A water quality index - do we dare”** Water and Sewage Works. October. 1970. p. 339-343.

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

BUENO, L. F.; GALBIATTI, J. A.; BORGES, M. J. **Monitoramento de variáveis de qualidade de água no horto Ouro Verde - Conchal - SP**. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 742-748, 2005.

CAMARGO, A.F.M. et al. **The influence of the physiography and human activities on the limnological characteristics of the lotic ecosystems of the south coast of São Paulo, Brazil**. Acta Limnol. Brasil, 8: 231-243. 1996.

CERETTA, M. C. **Avaliação dos aspectos da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Arroio Cadena – Município de Santa Maria – RS**, 2004, 154 f. Dissertação (Engenharia Civil), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

CESAMA – Companhia de Saneamento Municipal [online] acessado em 23 de julho de 2015 no site <<http://www.cesama.com.br/?pagina=saneamento>>

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL 2003. **Coleta e Preservação de Amostras de Água**. Setor de Transferência de Conhecimento Ambiental / Secretaria do Meio Ambiente/Governo do Estado de São Paulo, 2003. 53p.

_____ – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas de Amostragem**. In: Série Relatórios/CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Superficiais no Estado de São Paulo 2009. 2ª edição. Apêndice A. São Paulo/SP, Brasil. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2010.

_____ – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, SP. 2005**

_____ – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo – Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem**. 2009

Chang, R., Chemistry, McGraw Hill, 10th ed., 2010

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. McGraw-Hill Series in water resources and environmental engineering. 1997.

CHIN, D. A. **Water-Quality engineering In Natural Systems**. Wiley. 626 p. 2006

CHOW, V. T. **Open-Channel Hydraulics**. University of Illinois, The Blackburn Press, 2009.

CHURCHILL, M. A.; ELMORE, H. L.; BUCKINGHAM, R. A. **The prediction of stream reaeration rates**. Journal Sanitary Engineering Division, ASCE, 88 (4). July 1962. P. 1-46.

CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília/DF, Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005.

_____. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.** Brasília/DF, Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2011.

COSTA, Daniel Jadyr Leite; TEIXEIRA, Denilson. **Análise de incerteza em um modelo matemático de qualidade da água aplicado ao Ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brasil.** Revista Ambiente e Água. v.6, n.2, p.232-245, 2011.

COX, B.A. **A Review of Currently Available In-Stream Water-Quality Models and their Applicability for Simulating Dissolved Oxygen in Lowland.** In: 8th IAWQ River Basin Conference. Budapest, Hung. 335 - 377. 2003.

DAI, T. and LABADIE, J., **River basin network model for integrated water quantity/quality management.** Journal of Water Resources Planning and Management, 127(5), 295-305, 2001

DANTAS, T. N. P; MEDEIOS, J. R.; SILVA, S. K.; ARAÚJO, A. C. **Determinação da qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Pirangi através da aplicação do índice de qualidade de água (IQA).** VIII Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica, 27 a 30 de julho de 2009, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil, 2009.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. **Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil.** Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005.

DOS SANTOS, E. I. A.; **Avaliação do grau de contaminação da alface por metais pesados no município de Gurupi-TO.** 2009. 76f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Federal de Tocantins. Gurupi. 2009.

DUARTE, W. O., BRITO, J. L. S., 2006. **Mapeamento do uso da terra e cobertura vegetal da bacia do rio Uberabinha utilizando imagens dos satélites Landsat-7 e CBERS-2.** Horizonte Científico, v.1, p.1-20.

EIGER, S. **Autodepuração dos Cursos D'água.** In: Reuso de Água. Barueri, SP: Manole [et al.]. 579 p. 2003.

ENVIRONMENTAL LABORATORY. US Army Corps of Engineers (USACE) Waterways Experiment Station (WES) Environmental Laboratory. **CE-QUAL-RIV1: a dynamic onedimensional (longitudinal) water quality model for streams.** Vicksburg, MS, USA, 1990.

ESTEVES, K. E.; SANT'ANNA, C. L., **Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo.** 1ª ed. São Carlos (SP): Rima, 2006.

EPA, Environmental Protection Agency, Athens. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling.** 1985. 2. Ed, 455p.

FAIR, G. M. **The log-difference" method of estimating the constants of the first-stage biochemical oxygen demand curve.** Sewage Works Journal, 8 (3) May 1973. P. 270-307.

_____, G. M.; GEYER, J. C.; OKUN, D. A. **Purificación de agua y tratamiento y remoción de aguas residuales** (Water and wastewater engineering). Trad. Salvador Ayanegui j. México, Editorial Limusa, v.2, 764 p., 1973.

FALCÃO, J. C., **Avaliação da Autodepuração do Rio Tambay na Cidade de Bayeux – Paraíba/Brasil**. 2011, 101 f.. Dissertação de Mestrado – Engenharia Urbana, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2011.

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

FERGUSON, J. E. 1991. **The Heavy Elements**. Pergamon Press. Oxford, New York, Seoul, Tokyo. 611p. 1991.

FERREIRA, A. M., **Capacidade de Autodepuração no Médio e Baixo curso do Rio Uberaba, UPGRH-GD8**, 2014, 134f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014

FILHO, G.L.T.; VIANA, A.N.C.; CAETANO, G.T.; SANTOS, R.M. **O Uso do ADCP em Pequenos e Médios Cursos D'água**. In: Grupo de trabalho sobre hidromecânica - 5ª Reunião, Montevideu – Uruguai, 1999, 10p.

FINLAYSON-PITTS, B. J.; PITTS, J. N.; **Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere**, Academic Press: New York, 2000;

FÖRSTNER, U; WITTMANN, G. T. W. **Metal Pollution in the Aquatic Environment**. 2ed. Berlin. Springer-Verlag. 486 p. 1981.

FROTA, J. A. D., **Amazônia Brasileira e a Nova Ordem Mundial**. Revista Suffragium. Fortaleza/CE, Brasil. Volume 1. Número 246. Tribunal Regional Eleitoral do Ceará, 2000.

GASTALDINI, M. C. C.; SOUZA, M. D. S., **Diagnóstico do Reservatório do Vacacaí-Mirim através de Índices de Qualidade de Água**, 1º Seminário sobre Qualidade de Águas Continentais no Mercosul, Porto Alegre. 1994.

GUEDES, H. A. S., **Modelagem da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Pomba**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Ambientais). Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais. 148p. 2009.

GONÇALVES, M. F., **Variação Temporal e Espacial da Presença dos Metais Pesados Cd, Cr, Ni, Pb, Zn na Bacia do Rio Barigüi e Identificação de Suas Fontes Potenciais**, 2008, 152 f. Dissertação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambientais, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008

GOYER, R. A., **Toxic and Essential Metal Interactions**, Annual Review of Nutrition, vol. 17, no. 1, pp. 37-50, 1997

GRAY, N. F. **Biology of wastewater treatment**. Imperial College Press. 1421 p. 2004

HAEHNEL, W. **Photosynthetic electron transport in higher plants**. Annual Review Plant Physiology. 35:659-693. 1984.

HARTE, J., HOLDREN, C., SCHENEIDER, R., SHIRLEY, C., **Toxics A to Z: A guide to everyday pollution hazards**. University of California Press, 1991.

HEC (2010). **HEC-RAS River Analysis System**, User's Manual, Version 4.1, CPD-68, January 2010. Hydrologic Engineering Center, Institute for Water Resources, U.S. Corps of Engineers, Davis, CA, 2010.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Acessado em 01 de janeiro de 2016. Sítio eletrônico < <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesautomaticas> >;

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Acessado em novembro de 2015. Sítio eletrônico: < <http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php> >

INTAWONGSE, M., DEAN, J. R., **Uptake of Heavy Metals by Vegetable Plants Grown on Contaminated Soil and their Bioavailability i the Human Gastrointestinal Tract**, Food Additives and Contaminants, vol. 23, no. 1, pp. 36-48, 2006

JARDIM, W. F. **Metais pesados, um dano irreparável**. Revista Brasileira de Tecnologia.Brasília. v 14(2). p. 41- 45. 1983.

JEPPSSON, U. **Modelling aspects of wastewater treatment processes**. Ph. D. dissertation, IEA, Lund Institute of Techology, Lund, Sweden. 1996.

KAYSER, R., COLLISCHONN, W., **Manual de aplicação do modelo SAD-IPH MAPWINDOW-discretização de vacias com ARCHYDRO, exemplo de aplicação na bacia do Rio dos Sinos**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Versão 1.0. Novembro de 2013

LAMSON D. W. &. Plaza S. M **The Safety Efficacy of High-Dose Chromium**. AlternativeMedicine Review7:218-235. 2002.

LAYBAUER, L. **Análise de transferência de Metais Pesados em águas e sedimentos fluviais na região das Minas de Camaquã, RS**.- Dissertação de mestrado, curso de Pós-Graduação em Geociências da UFRGS, Porto Alegre, R. S. 164p. 1995

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, 2005.

LIMA, C.A. A.; **O uso do modelo Q2K na simulação da qualidade das águas do rio Jacaré – Guaçú**. 1997, 177f. Dissertação (Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 1997.

Lima, E.B.N.R. **Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. 2001. 184 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)- COPPE - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

MAMAQANI, A., KHORASANI, N., TALEBI, K., HASHEMI, S.H., RAFIEE, G., KHOSROSHAHI, F.B., **Diazion fate and toxicity in the Tajan River (Iran) ecosystem**. Environmental Engineering Science, v. 28, p. 1-10, 2011.

MEDEIROS, W., **Modelo SAD-IPH, aplicação do modelo**. Diretoria de Recursos Hídricos-DIREH/SEMA. 2014

MUJUMDAR, P.P.; VEMULA, V.R.S. **Fuzzy Waste Load Allocation Model: simulation-optimization approach**. In: Journal of Computing in Civil Engineering. ASCE. 2004.

_____, I. S., **Caracterização da Qualidade das Águas Fluviais em Meios Peri-urbanos: O Caso da Bacia Hidrográfica do Rio Morto - RJ**. Dissertação (Mestrado). Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Rio de Janeiro/RJ, Brasil. PPEA/UERJ, 2009.

MACÊDO, J. A B. **Introdução à Química Ambiental**- Juiz de Fora - MG. 1ed. 487p. 2002.

MAIER, M.H. **Ecologia da bacia do Rio Jacaré-Pepira**(47° 55' - 48° 55' W; 22° 30' - 21° 55' S - Brasil). Qualidade da água do Rio Principal. Ciência & Cultura, 1987, 39 (2): p.164- 185.

Manoel, L. de O. **Dissertação de Mestrado. Avaliação e monitoramento da qualidade da água na microbacia do Córrego Caçula no Município de Ilha Solteira-SP**, 2013

MANAHAN, S. E. **Environmental Chemistry**. 7ed. Lewis Publishers.Londres. p 374-475. 1993.

MENDES, D. A. R., **Aplicação do modelo QUAL2Kw para avaliação de cargas pontuais no Rio Itapanhaú**. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Universidade de São Paulo. São Paulo. 206 p. 2010.

MINAS GERAIS (Estado). Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº01, Diário executivo Minas Gerais de 17 de mar. 2008. **Diário Oficial de Minas Gerais**, Poder executivo, Belo Horizonte, MG, 13 de maio 2008.

MIZUTORI, I. S., **Caracterização da Qualidade das Águas Fluviais em Meios Peri-urbanos: O Caso da Bacia Hidrográfica do Rio Morto - RJ**. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Rio de Janeiro/RJ, Brasil. PPEA/UERJ, 2009.

MONTEIRO, E. C. **Autodepuração dos corpos d'água**. Curso por correspondência de poluição das águas. CETESB, São Paulo (SP). 1975. Cap. 6.

NETO, D. G., HONÓRIO, C. M. A., OLIVEIRA, J. NASCIMENTO DE., Vantagens na medição de vazões utilizando o equipamento ADCP – **AcousticDoppler Current Profile**. Departamento de Engenharia Civil UNESP – SP, Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Disponível em: <<http://200.145.241.31/dec/lh2/documentos/CICDib.pdf>>, acessado em 20 de setembro de 2015.

NUNES, D. G., **Modelagem da Autodepuração e Qualidade da da Água do Rio Turvo Sujo**. 2008, 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008

O'CONNOR, D. J. & DOBBINS, W. E. **Mechanism of reaeration in natural streams**. Journal Sanitary Engineering Division, ASCE, 1958. 123. p. 641-666.

OPPA, L.F., 2007, **Utilização de Modelo Matemático de Qualidade da Água para Análise de Alternativas de Enquadramento do Rio Vacacaí Mirim**. Dissertação de

- M.Sc**, Curso de Pós Graduação em Engenharia Civil – UFSM, Rio Grande do Sul, Brasil. 2007.
- OWENS, M.; EDWARDS, R. W.; GIBBS, J. W. **Some reaeration studies in streams**, Int. Journal Air and Water Pollution, 8: 469-486, 1964
- PALMIERI, V., CARVALHO, J., **QUAL2E model for the Corumbataí River**. Ecological Modelling, v.198, p. 269-275, 2006.
- PANDEY, V.; DIXIT, V.; SHYAM, R. **Antioxidative response in relation to growth of mustard (*Brassicajunceacv. Pusajaikisan*) plants exposed to hexavalent chromium**. Chesmosphere61(01): 40-47. 2005.
- PAREDES-ARQUIOLA, J. et al. **Water quantity and quality models applied to the Jucar river basin, Spain**. *Journal of water resources planning and management*, v.24, n.11, p.2759-2779, 2010.
- PAREDES, J., LUND, J.R., **Refil and drawdown rules for parallel reservoirs: quantity and quality**. Water Resources Management, v.20, n.1, p.359-376. 2006.
- PARSONS, P and DIXON, G., *The periodictable: A fild guide to the elements*. Quercus Publishing Inc., 2014
- PAULA, L. M DE., **Avaliação da Qualidade da Água e Autodepuração do Rio Jordão, Araguari (MG)**, 2011, 196f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2011
- PAULA a, T. P.DE, **Diagnóstico e modelagem matemática da qualidade da água em trecho do rio Piabanha/RJ**, 2011, 267f. Dissertação (mestrado em Engenharia Civil)-Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.
- PESSOA, M. A. R., **IQAFAL: Índice Fuzzy de Qualidade de Água para Ambiente Lótico**. Dissertação (Engenharia de Computação) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro/RJ, Brasil. PPEC/UERJ, 2010.
- PIASENTIN, A. M., **Índice de Qualidade da Água – IQA da Bacia Contribuinte do Reservatório Tanque Grande, Município de Guarulhos, SP**. 2009, 165 f., Dissertação – Mestrado em Análise Geoambiental, Centro de Pós-Graduação, Pesquisa e Extensão, Guarulhos, 2009.
- QIAN X.W. **Mutagenic effects of chromium trioxide on root tip cells of *Vicia faba***. Journal of Zhejiang University SCIENCE. 5(12):1570-1576. 2004.
- Rauch, W. *et al.* **River Water Quality: I – State of the Art**. Water Science and Technology, 38(11), p. 237–244, 1998.
- RAUCH, M. H., KONCSONS, L., REICHERT, P. *et al.*, 1998, **River water quality modeling: I state of the art**. In: **IAWQ Biennial International Conference**, Vancouver, British Columbia, Canada, 1998.
- RIBEIRO, M. O., **Estudo da Poluição e Autodepuração nos Rios Melchior e Descoberto, na Bacia do Descoberto – DF-GO, com Auxílio de Modelos Matemáticos**

de Simulação de Qualidade da Água, para Estudos de Seu Comportamento Atual e Futuro. 2001, Dissertação de Mestrado, Distrito Federal: PTARH-UNB, 2001.

RODRIGUES, R. B. **SSD RB - Sistema de Suporte a Decisão Proposto Para a Gestão Quali-Quantitativa dos Processos de Outorga e Cobrança Pelo Uso da Água.** 2005. 155f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

ROSMAN, P.C.C. **Referência Técnica do SISBAHIA.** Rio de Janeiro, RJ: PUCRJ. 2005.

Regulamento nº 1881/2006 da Comissão Européia de 19 de Dezembro de 2006

SÁ FERREIRA, R. J., **Determinação de Metais Traço em Sedimentos de Rios: Caso da Bacia do Baixo Itajaí-Açu,** 2001, 121 f., Dissertação – Mestrado Interinstitucional em Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

SALLA, M. R., ARQUIOLA, J. P., SOLERA, A., ÁLVAREZ, J. A., PEREIRA, C. E., FILHO, F. E. A., OLIVEIRA, A. L. DE. **Sistema de suporte à decisão em recursos hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha, Minas Gerais,** Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH, vol. 19 n 1, 189-204, 2013

SALLA, M.R.; PAREDES-ARQUIOLA, J.; SOLERA, A.; ÁLVAREZ, J.A.; PEREIRA, C.E.; ALAMY FILHO; OLIVEIRA, A.L. **Integrated modeling of water quantity and quality in the Araguari River basin, Brazil. Modelación integrada de cantidad y calidad del agua en la cuenca del río Araguari,** Brasil. Latin American Journal of Aquatic Research. v. 42, n.1, 224-244, 2014.

SANTOS, E. I. A DOS., **Avaliação do Grau de Contaminação da Alface por Metais Pesados no Município de Gurupá – TO,** 2009, 76 f., Dissertação – Mestrado em Produção Vegetal, Universidade Federal do Tocantins, Gurupá, 2009.

SANTOS, A. R DOS. **Caracterização morfológica, hidrológica e ambiental da bacia hidrográfica do rio Turvo Sujo, micro-região de Viçosa, MG.** 2001, 143 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 2001.

SCHNEIDER, M. O. **Bacia do Rio Uberabinha: Uso agrícola do solo e meio ambiente.** 1996. 157 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Departamento de Geografia da Faculdade localizado na porção norte do município de Uberlândia de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996.

SCHVARTSMAN, S. **Intoxicações Agudas.** p.241-248. 3ª. Ed. São Paulo: Sarvier, São Paulo, 1985.

SEINFELD, J. H.; *Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution*, John Wiley & Sons: New York, 1986;

SETTI, A. A., LIMA, J. E. F. W., CHAVES, A. G. M. PEREIRA, I. C. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos.** 2ª ed. – Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000. 207 p. 2000

- SHANAHAN, P., HENZE, M., KONCSOS, L. *et al.*, 1998, **River water quality modeling: II Problems of the art**. In: IAWQ Biennial International Conference, Vancouver, British Columbia, Canada.
- SHOTYK, W. e LE ROUXY, G. **Biogeochemistry and cycling of lead**. Metal Ions Biological Systems 43:239-275. 2005.
- SILVA, A. L. **Utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da bacia do Ribeirão da Estiva/SP**. 2003. 158f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
- SILVA, M. M. A. R. DE M., **Modelagem da Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba-MG**. 2014. 164f. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) - Instituto de Geociências. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 2014
- SILVEIRA, A. **Desenvolvimento de metodologia para determinação do coeficiente de transferência térmica na interface água-ar**. São Carlos, 1999. ?f. Dissertação (Mestrado) - EESC, USP, São Carlos, 1999.
- SILVINO, O. N. A. **Avaliação e Modelagem da Qualidade da Água da Bacia do Rio Coxipó, no Município de Cuiabá – MT**. 2008. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente)- Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2008.
- SOMLYÓDY, L.; HENZE, M.; KONCSOS, L.; RAUCH, W.; SHANAHAN, P.; VANROLLEGHEM, P. **River water quality modelling: III Future of the art**. In: IAWQ Biennial International Conference, Vancouver, British Columbia, Canada. 1998.
- SOARES, A. M., DANTAS, R. A., SILVA, R. T. DOS S., **O uso e ocupação da bacia do alto curso do rio Uberabinha, MG e os reflexos na permeabilidade do sono e na recarga da zona saturada freática**. XVI Encontro Nacional dos Geógrafos – crise, práxis e autonomia: espaços de resistência e de esperança, Porto Alegre – RS, 10p., 2010
- SPERLING, M. V., **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento De Esgotos**. 3ª edição. Volume 1. Belo Horizonte/MG, Brasil. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFGM, 2005.
- STAMBUK-GILJANOVIC, N. **Water Quality evaluation by index in Dalmatia**. *WaterResearch*. [online]. 1999, v. 33, n. 162, p. 3423-3440. 1999.
- STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio river**. Vol III, Public Health Bulletin, Nº 146, U.S. Public Health Service. 1925.
- STRIEDER, M. N.; RONCHI, L. H.; STENERT, C.; SCHERER, R. T.; NEISS, U. G. **Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no Sul do Brasil**. *Acta Biológica Leopoldensia*, Porto Alegre, v. 28, n. 1, p. 17-24, 2006.
- Sulis, A. & G.M. Sechi. **Comparison of generic simulation models for water resource systems**, *Environ. Modell Softw.*, 40: 214-225. 2013.

TAO, H., **Calibration, Densitivitú and Uncertainty Analysis in Surface Water Quality Modeling**. A dissertation submitted by Hua Tao in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy in Environmental and Water Resources Engineering at Tufts University. 2008.

Tchobanoglous, G. e Schroeder, E. D. **Water Quality: Characteristics, Modelling, Modification**. Addison – Wesley Publishing Co. Estados Unidos. 1985.

THE RISK ASSESSMENT INFORMATION SYSTEM (RAIS) – **COPPER, 2015, disponível no sítio eletrônico** < <http://rais.ornl.gov/tox/profiles/copper.html> >, acessado em 14 de julho de 2015.

Thomann, R. V. e Mueller, J. A. **Principles of Surface Water Quality Modeling and Control**. Harper & Row Publishing Inc., Estados Unidos. 1987.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. **Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano**. Scientia Agrícola, Piracicaba, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002.

TUNDISI, J. G., “Recursos Hídricos”. **Multiciência: Revista Interdisciplinar dos Centros e Núcleos da Unicamp**. Volume 1. Número 1. Outubro de 2003.

_____, J. G., **Novas Perspectivas para a Gestão dos Recursos Hídricos**. Revista USP (Superintendência de Comunicação Social da Universidade de São Paulo). Volume 1. Número 70. p. 24-35. Julho/Agosto de 2006.

_____, J. G. TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2008. 631 p.

TUCCI, C.E.M.; Hespanhol, I.; Cordeiro Netto, O. **Gestão da Água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001, 192 p.

ULUOZLU, O. D., TUZEN, M., MENDIL, D., SOYLAK, M., **Assessment of trace element contents of chicken products from Turkey**, Journal of hazardous materials, vol. 163, n°. 2, pp. 982-987, 2009) (UKBAY, F. Z., KUYUMCU, E. Determination of trace element contents of *Tyhmus* species from Turkey, *Turk J Chem*, vol. 34, pp, 911-919, 2010

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA), *apud* VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG. 1985.

_____, **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS**. Documentation and user model. 189p., Athens, 1987.

_____, 2006, **WASP: Water Quality Analysis Simulation Program**, 2006.

Vale, P. N. C., Rosolen, V., **Uso do solo da bacia do Rio Uberabinha (Uberlândia, MG) e impactos na qualidade dos sedimentos do rio, 2008**, VII Encontro Interno, Uberlândia, 2008.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico e águas residuais: estudo e modelagem da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2007.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. **Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP.** *Eclet. Quím.* [online]. 1997, v. 22, p. 49-66.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água dos rios.** 1ª ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.7)

_____, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte: Ed. da UFMG, 2005.

_____, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos, Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** 2ª ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996. vol. 1.

_____, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** V.1, 2ª ed. Belo Horizonte: DESA/ UFMG, 1995, 240p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996. 243p.

_____, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 2005. 211 p.

WEINBERG, A., **Uso de Índices de Qualidade de Água Para a Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Guandu.** 2013. 178 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013

_____, Ágatha. **Uso de Índices de Qualidade de Água para a Caracterização da Bacia Hidrográfica do rio Guandu - Rio de Janeiro.** UFRJ/ Escola Politécnica, 2013.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION e UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Pollution Prevention and Abatement Handbook, 1998:** Toward Cleaner Production World bank, 1999.

_____. (WHO). **Guidelines for drinking-water quality, Geneva, World Health Organization(2003).**

_____. (WHO), **Exposure to Cadmium: A Major Public Concern,** 2010

_____. (WHO), **Cadmium in Drinking-Water, Guidelines for Drinking-Water Quality.** 2011

_____. (WHO), **Exposure to Lead: A Major Public Concern,** 2010

_____(WHO), **Zinc in Drinking-Water**, Guidelines for drinking-waterquality. 2nd ed, 2003

_____(WHO), **Zinc in Drinking-Water, Guidelines for drinking-waterquality**. 2nd ed, 2003, Toxics A to Z: A guide to everyday pollution hazards. Univ. ofCallifornia Press, 1991

XIANGYANG, Bi., FENG, XINBIN,YANG, YUANGEN, LI, XINGDONG, SHIN, GRACE PY, LI, FELLI, QUI, GUANGLE, GUANGHUL, LIU, TAOZE, FU, ZHIYOU, *Aloocation and Source Attriburion of Lead and Cadmium in Maize Impacted by Smelting Emissions*, Environmental Pollution, vol. 157, no. 3, pp. 834-839, 2009

YENILMEZ, F., AKSOY, A., **Comparison of phosphorus reduction alternatives in control of nutrient concentrations in Lake Uluabat (Bursa, Turkey): Partial versus full sediment dredging**. Limnologica, v. 43, p. 1-9, 2013

YOGEEETHA, M.S.; PRAKAS, S.M.; RAMAKRISHNA, P.V.R **Effect of Cr in irrigation water on germination and growth of French beans (*Dalichor lablab* L.)** Journal Environmental Science Engineer46(3):194-202. 2004.

ZHANG, X., HUANG, G.H., NIE, X., LI. Q., **Model-based decision support system for water quality management under hydric uncertainty**. Expert Systems with Applications, v. 38, n. 3, march, p. 2809-2816, 2011.

ANEXO A

ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA - IQA

Trata-se de um instrumento matemático que gera um valor adimensional que indica a qualidade da água para os diversos fins da mesma. Tal valor é obtido a partir do somatório dos dados de avaliações químicas, físico-químicas e bacteriológicas provenientes de metodologias específicas. O intuito de se obter tal valor é exprimir em um único termo, associado a um conceito de qualidade, a análise de diversas variáveis ou indicadores bem como analisar a evolução da qualidade da água de um corpo hídrico, segundo um período de tempo ou espaço territorial, além de ser uma ferramenta de comparação da qualidade da água entre dois mananciais (GASTALDINI et al. 1994). Ao gerar um valor, o IQA permite que se faça a eliminação de avaliações subjetivas e influências individuais de especialistas em qualidade da água (STAMBUCK-GILJANOVIC, 1999).

Os resultados obtidos a partir de programas de monitoramento apresentam, em sua maioria, linguagem técnica e de entendimento de alta complexidade para ser compreendido pelo público de forma geral, logo, o IQA se torna uma alternativa a fim de informar, de maneira mais simples, a condição em que se encontra o corpo hídrico, bem como indicar seus problemas (DANTAS, 2009).

A *National Sanitation Foundation* – NSF, dos Estados Unidos foi a responsável pela criação do IQA (BROWN et al. 1970) por meio de pesquisa de opinião junto a 142 especialistas em gestão da qualidade da água utilizando-se o método *Delphi* - técnica de pesquisa de opinião que pode ser utilizada para extrair informações de um grupo de profissionais. Dentre os vários parâmetros sugeridos pelos especialistas, foram selecionados aqueles mais representativos para a caracterização da qualidade da água e atribuiu-se um peso para cada um de acordo com sua importância relativa no cálculo do IQA (CERETTA, 2004) conforme Tabela 22.

Tabela 22 - Parâmetros analisados no IQA e seus respectivos pesos relativos

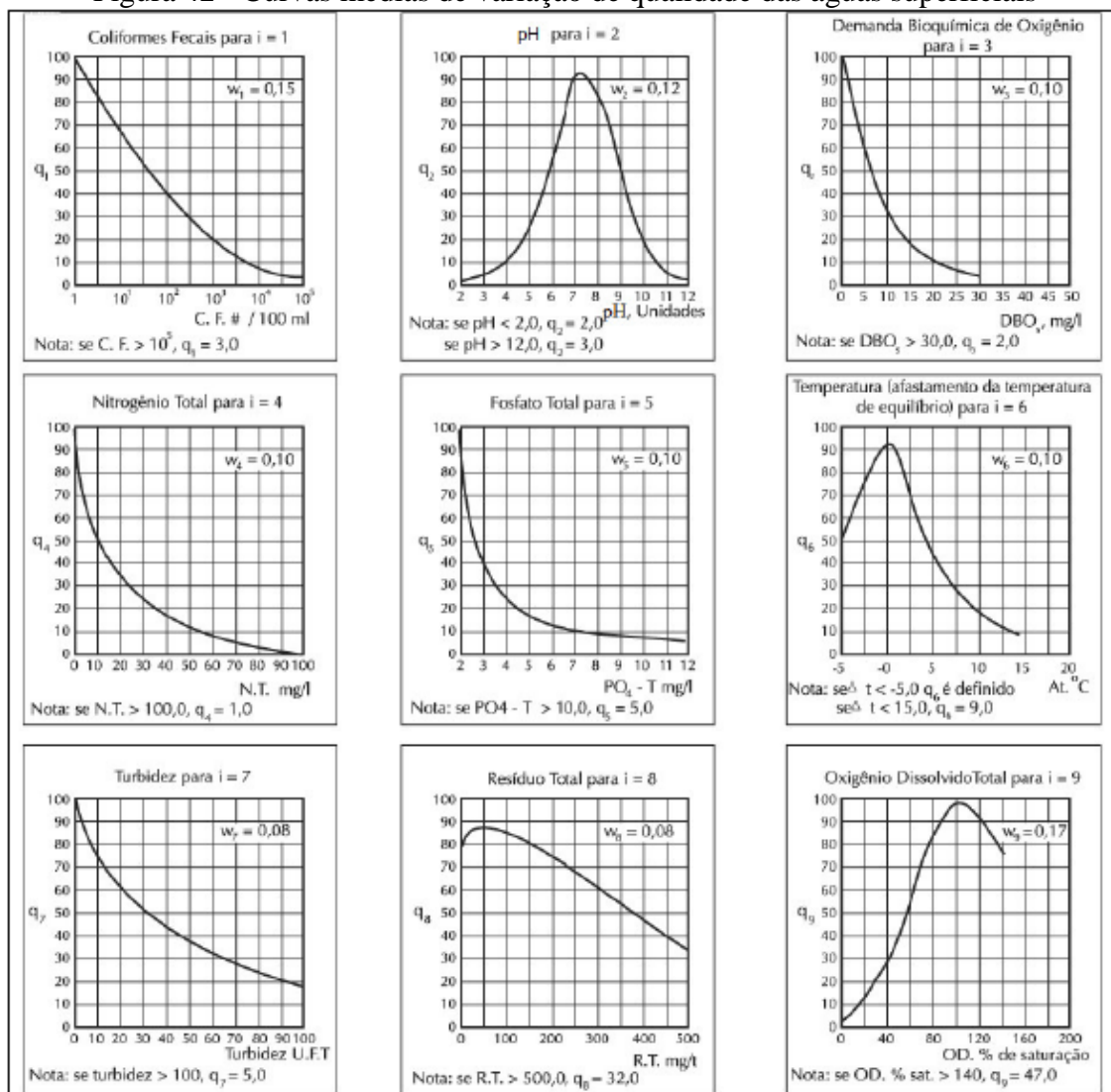
Parâmetro	Peso (wi)	Unidade
Coliformes termotolerantes (CT)	0,15	NMP 100 mL ⁻¹
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO _{5,20})	0,10	mg.L ⁻¹
Fosfato total (PO ₄ ⁻³)	0,10	mg. L ⁻¹
Nitrato total	0,10	mg. L ⁻¹
Oxigênio dissolvido (OD)	0,17	% OD
Potencial Hidrogeniônico (pH)	0,12	-
Sólidos totais (ST)	0,08	mg. L ⁻¹
Turbidez	0,08	NTU
Temperatura	0,10	°C

Fonte: adaptada de (ANA, 2015)

Uma versão adaptada da originalmente produzida pela NSF foi utilizada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), no ano de 1975, alterando-se os parâmetros nitrato e fosfato por nitrogênio total e fósforo total, porém ambos os pesos originais foram mantidos ($w = 0,10$). Desde então, outros Estados brasileiros adotaram o IQA e hoje é o principal índice de qualidade da água utilizado no país (ALVES, 2009).

Para cada parâmetro foram traçadas curvas médias de variação da qualidade das águas, em função de sua concentração (q), e atribuído um peso (w), de acordo com sua importância relativa no cálculo do IQA, como disposto na Figura 42.

Figura 42 - Curvas médias de variação de qualidade das águas superficiais



Fonte: ANA (2015)

O IQA é determinado pelo produtório ponderado da qualidade de água, correspondente a cada um dos 9 parâmetros dispostos na Tabela 22, de acordo com a Equação 19.

$$IQA_{NSF} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

19

onde,

q_i = qualidade do i -ésimo parâmetro (entre 0 e 100), que é obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade” da água, em função de sua concentração ou medida;

w_i = peso correspondente do i -ésimo parâmetro, um número que varia de 0 a 1, atribuído em função de sua importância para a conformação global da qualidade.

A partir de então, é possível obter a Equação 20:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (20)$$

onde,

n = número de parâmetros que entram no cálculo de IQA.

Os valores obtidos por meio do IQA são classificados em faixas que variam entre os Estados brasileiros, como apresentado na Tabela 23.

Tabela 23 - Faixa de valores de IQA segundo diferentes Estados brasileiros

Faixas de IQA utilizadas nos Estados: AL, MG, MT, PR, RJ, RN, RS	Faixas de IQA utilizadas nos Estados: BA, CE, ES, GO, MS, PB, PE, SP	Avaliação da Qualidade da Água
91-100	80-100	Ótima
71-90	52-79	Boa
51-70	37-51	Razoável
26-50	20-36	Ruim
0-25	0-19	Péssima

Fonte: Autor adaptada de Ana (2015)

A Tabela 24 dispõe das variáveis segundo parâmetros físicos, químicos e biológicos, e em seguida, apresentada suas características bem como interferentes.

Tabela 24 - Variáveis de IQA de acordo com o parâmetro

Parâmetro	Variável
Físico	Turbidez
	Temperatura
	Sólidos totais
Químico	pH
	DQO
	DBO _{5,20}
	Oxigênio dissolvido
	Fósforo total
	Nitrogênio total
Biológico	Coliformes termotolerantes

Fonte: Autor (2015)

- Parâmetros Físicos

São assim denominados, pois podem ser detectados mediante medição de propriedades físicas. Tais parâmetros se relacionam diretamente com os sentidos sensoriais (visão, paladar e olfato), responsáveis pela condição estética da água (CETESB, 2003).

- Turbidez

Representa o grau de interferência da passagem da luz através do líquido, causada por partículas insolúveis. No caso da água tais partículas são relacionadas ao solo, matéria orgânica, microrganismos e outros materiais que desviam e/ou absorvem os raios luminosos que incidem na água, responsáveis pela aparência turva da mesma. (Brasil, 2006).

O principal interferente natural é a erosão dos solos, sobretudo em épocas de chuva onde as águas pluviais transportam quantidades consideráveis de material sólidos para os corpos d'água. Ações humanas como atividades de mineração, bem como lançamento de esgotos e de efluentes industriais, contribuem para o aumento da turbidez das águas (ANA, 2015).

Ao se aumentar a turbidez de um corpo hídrico, a penetração da luz solar na água diminui fazendo com que os organismos fotossintetizantes que habitam neste ambiente aquático tenham seus processos biológicos e de manutenção de vida, como a fotossíntese, comprometidos, prejudicando a oxigenação da água (BRANCO, 1986).

O resultado obtido para este parâmetro é expresso em NTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez).

- Temperatura

Trata-se do parâmetro físico responsável por medir a intensidade de calor. Mudanças na temperatura de um curso hídrico podem ocorrer tanto pela transferência de calor por radiação, convecção e condução nos processos naturais, como de origem antropogênica

devido aos despejos industriais e águas de resfriamento e caldeiras (VON SPERLING, 2011).

Os corpos hídricos apresentam naturalmente mudanças de temperatura segundo regimes sazonais e diurnos, bem como estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, profundidade e taxa de fluxo (CETESB, 2010).

Elevadas temperaturas geram o aumento de reações químicas e físicas, taxa de transferência de gases na interface água-atmosfera bem como diminuição da solubilidade de gases, como o oxigênio, e influenciam nas atividades metabólicas dos organismos aquáticos (CETESB, 2010 e VON SPERLING, 2011).

○ Sólidos Totais

Sólidos, é toda matéria suspensa ou dissolvida na água, nos despejos domésticos ou industriais. No contexto da análise de águas, refere-se a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo determinado. As operações de secagem, calcinação e filtragem são responsáveis por selecionar qual fração de sólidos, presentes na água, se deseja obter (sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis). A quantificação da porção de sólidos é feita utilizando-se balança analítica ou de precisão (CETESB, 2010).

Todos os contaminantes presentes no corpo hídrico, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para o aumento da carga de sólidos. Os sólidos podem ser classificados de acordo com as suas características físicas, em sólidos em suspensão, coloidais ou dissolvidos, ou pelas suas características químicas, em sólidos orgânicos ou inorgânicos. A somatória de todos os sólidos resulta no parâmetro sólidos totais (VON SPERLING, 2005).

O impacto que os sólidos podem causar no corpo hídrico abrange danos aos peixes e à vida aquática, podem destruir organismos que fornecem alimentos, caso se sedimentem no leito do corpo hídrico, além de danificar os leitos de desova de peixes e reter bactérias e

resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbica (CETESB, 2010).

- Parâmetros Químicos

Estes parâmetros podem ser determinados segundo propriedades ou reações químicas dos elementos de interesse, orgânico ou inorgânico, presentes no corpo hídrico.

- Potencial Hidrogeniônico (pH)

Consiste na concentração dos íons hidrônio (H^+) em solução e representa a intensidade das condições ácidas ou alcalinas do ambiente aquático (LIBÂNIO, 2005). A escala de pH varia de 0 a 14 e oscila de ácido a básico. Para valores inferiores a 6 e superiores a 8, são classificadas como ácido e básico, respectivamente. Valores de pH próximos a 7 são denominados como neutros.

As variações que ocorrem com o pH em águas naturais, possuem várias origens, podendo ser o resultado do consumo e/ou produção de dióxido de carbono (CO_2) pelos organismos fotossintetizantes e pelos fenômenos de respiração/fermentação de todos os organismos que compõem a massa de água, produzindo ácidos orgânicos fracos (BRANCO, 1989).

O aumento da disponibilidade de matéria orgânica, ao sofrer decomposição pela ação de ácidos produzidos por organismos decompositores, faz com que o pH do meio diminua. Algumas características da região e solo em que o corpo hídrico se encontra também interferem em seu pH, como, as águas que margeiam terrenos de solo alcalino apresentam elevado caráter básico (CAMARGO, 1996).

O pH dos rios brasileiros, em sua maioria, são neutros ou ácidos, como alguns rios da Amazônia cujas águas têm pH próximos a 3, ácido o bastante para somente algumas formas de vida adaptadas suportarem. Rios de mangue e rios que cortam regiões pantanosas apresentam pH baixos devido à grande disponibilidade de matéria orgânica nos corpos hídricos (MAIER, 1987).

A qualidade da água, bem como a sua utilização, estão diretamente relacionadas com o pH, dentre outros parâmetros, que esta apresenta. Exemplo disto é a faixa de pH ideal para águas destinadas à irrigação de cultura, que varia de 6,5 a 8,4 de modo que as águas cujo pH estejam fora desta faixa, podem provocar deterioração de equipamentos de irrigação (AYERS & WESTCOT, 1999).

- Demanda química de oxigênio (DQO)

É responsável por quantificar a porção de oxigênio necessária para que ocorra a oxidação química da fração de material orgânico não biodegradável presente em uma amostra ou parcela de água do corpo hídrico.

- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20})

Representa a quantidade de oxigênio necessária para que se realize a oxidação da matéria orgânica presente em uma amostra ou parcela de água do corpo hídrico por meio da decomposição microbiana aeróbia. Este parâmetro refere-se ao consumo de oxigênio durante 5 dias (DBO₅) a uma temperatura controlada de 20 °C.

Valores elevados de DBO₅, geralmente, são indicadores de lançamento de cargas orgânicas, principalmente esgotos domésticos, no corpo hídrico. Como resultado, ocorre uma diminuição dos valores de oxigênio dissolvido na água, o que provoca um aumento no índice de mortalidade dos organismos aeróbios e aquáticos deste meio, além de conferir sabor e odor desagradável à esta água (ANA, 2010).

Naturalmente os corpos d'água apresentam matéria orgânica como constituinte de suas águas cujo oxigênio é consumido para que ocorra a oxidação química e, principalmente, bioquímica desta matéria orgânica via respiração dos microrganismos presentes na água. Portanto, a análise conjunta do DQO e DBO_{5,20} avalia a concentração de matéria orgânica em termos de concentração de oxigênio necessário para oxidá-la (VALENTE et al., 1997).

- Oxigênio dissolvido (OD)

Como o próprio nome sugere, este parâmetro é responsável por medir a concentração de oxigênio dissolvido livre na água do corpo hídrico, que está disponível para a respiração de organismos aquáticos (aeróbios) (CETESB, 2015).

A oxigenação do corpo d'água pode ocorrer segundo a introdução do oxigênio proveniente da atmosfera que se dissolve nas águas naturais devido à diferença de pressão parcial, além das próprias características hidráulicas do corpo hídrico de modo que quanto mais veloz e turbulento forem as águas do rio, maior reaeração ocorre, aumentando assim a concentração de oxigênio dissolvido dessa água (CETESB, 2005).

Outra fonte de oxigênio é resultado do processo de fotossíntese das algas que compõem este cenário, de modo que esta flora é também um indicativo de poluição das águas. Em casos em que o corpo d'água se encontra eutrofizado, o elevado crescimento de algas, em geral, “mascara” a avaliação do nível de poluição apresentada por estas águas ao se embasar como medida somente o nível de oxigênio dissolvido. Águas poluídas apresentam como característica a baixa concentração de oxigênio dissolvido, resultante dos processos de decomposição pelos organismos aeróbios, ao contrário de águas com baixa poluição ou limpas que apresentam elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, chegando próximo ao nível de saturação. Entretanto, águas eutrofizadas ou próximas deste estado podem apresentar, durante o período diurno, concentrações de oxigênio bem superiores a 10 mg/L, mesmo em temperaturas superiores a 20 °C, caracterizando um estado de supersaturação destas águas, indicando um falso “bem estar”. Isto ocorre devido a momentânea explosão de oxigênio gerado em uma parte do dia pelas algas, resultante do processo de fotossíntese. Comumente, casos como este ocorrem em lagos cujas águas têm baixa velocidade, formando camadas de algas em sua superfície (CETESB, 2009).

- Fósforo total

Trata-se de uma espécie indispensável para o crescimento biológico e demográfico de algas e quando em elevadas concentrações, pode conduzir o corpo hídrico a um estado de eutrofização (ANA, 2015).

Em águas, o fósforo pode se apresentar em 3 formas distintas. Fosfato orgânico, forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas, como a de um detergente, por exemplo. Ortofosfato, representados pelos radicais que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas, se tornando diretamente disponíveis para que ocorra a metabolização, por organismos biológicos, sem que haja necessidade de conversões a formas mais simples. E os polifosfatos, que são moléculas mais complexas, constituídas por dois ou mais átomos de fosforo, e que sofrem rápida hidrólise em meio aquoso, convertendo-se rapidamente em ortofosfatos (MANOEL, 2013). O fósforo total diz respeito à todas as formas, anteriormente citadas, em que o fósforo se encontra no corpo hídrico, sendo possível assim quantificar esta fonte de nutrientes disponível em uma fração ou parte do rio.

- Nitrogênio total

Os compostos de nitrogênio são nutrientes utilizados por organismos vivos para processos biológicos e, depois do carbono, é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas. Quando presentes em águas naturais, juntamente com compostos fosforados e outros nutrientes, provocam o enriquecimento nutritivo deste meio, propiciando para que organismos que se utilizam destes nutrientes para seu crescimento possam se desenvolver mais facilmente. No caso de algas, o crescimento descontrolado desta espécie pode fazer com que o corpo d'água chegue ao estado de eutrofização (CETESB, 2009).

A introdução de compostos nitrogenados em águas de corpos hídricos pode ter origem natural, quando provenientes da dissolução de compostos presentes no solo e da decomposição da matéria orgânica, ou antropogênicas, oriundos de águas de despejos domésticos e/ou industriais (MANOEL, 2013).

Nos corpos hídricos, a presença de nitrogênio pode ocorrer em formas distintas como nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). As fontes responsáveis pela introdução do nitrogênio, em suas várias formas, é bastante ampla e variada, contudo, o lançamento de esgotos sanitários e efluentes industriais são as principais fontes. Em áreas agrícolas, o escoamento das águas das chuvas em solos que recebem fertilizantes, bem

como a drenagem de águas pluviais em áreas urbanas, são fontes secundárias de lançamento de nitrogênio nos corpos d'água (BRAGA et al., 2005).

Portanto, a determinação da forma predominante do nitrogênio, em um corpo hídrico, pode fornecer informações sobre o estágio de sua poluição. Sendo que, poluições mais recentes estão associadas ao nitrogênio na forma orgânica ou amoniacal, enquanto que em sua forma de nitrito e nitrato estão relacionadas a poluições mais remotas (VON SPERLING, 2007).

O cálculo deste parâmetro fornece a quantidade total de nitrogênio em suas várias formas, e por consequência, uma visão geral da quantidade destes nutrientes presentes nas águas do corpo hídrico.

- Parâmetros biológicos

São assim denominadas por se tratarem de organismos vivos, mais especificamente, microrganismos.

- Coliformes Termotolerantes

São definidos como microrganismos do grupo coliforme capazes de fermentar a lactose a 44-45°C, sendo representados principalmente pela *Escherichia coli*, membro da família Enterobacteriaceae, e também por algumas bactérias dos gêneros *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Dentre esses microrganismos, somente a *E. coli* é de origem exclusivamente fecal e é considerada a melhor espécie indicadora desse tipo de contaminação uma vez que faz parte da flora intestinal de animais de sangue quente, incluindo os seres humanos, seu habitat preferencial. Temperaturas compreendidas entre 7 e 46°C favorecem seu crescimento, porém é em temperatura de 37°C e pH 7,0 que encontra condições ótimas de sobrevivência e proliferação. À temperaturas iguais ou superiores a 60°C não consegue sobreviver, entretanto, são capazes de sobreviver em ambientes com temperatura de 4°C e pH próximo a 4,5 por longos períodos de tempo (BIER, 1985).

Tais bactérias representam possíveis riscos à saúde pública em razão da existência de linhagens patogênicas que podem causar infecções intestinais e urinárias, bacteremia e meningite, podendo chegar a quadros onde o indivíduo humano chegue a óbito. Vale salientar que as manifestações clínicas causadas por *E. coli* dependem de algumas variáveis, como o grau de patogenicidade e virulência da cepa, bem como a idade e saúde dos indivíduos (PIASENTIN, 2009).

Infecções por *E. coli* têm maior incidência em regiões tropicais, onde predominam aglomerações populacionais, precárias condições sanitárias e frequente contaminação dos suprimentos aquíferos (ESTEVES e SANT'ANNA, 2006).

ANEXO B

METAIS

Dos elementos químicos conhecidos e catalogados pela espécie humana, os metais são os que apresentam maior número de representantes na Tabela Periódica dos Elementos, de modo que apenas 25 de todos estes elementos não exibem características para serem classificados como metal (Chang, 2010). Dentre os metais, existem aqueles cujas características os tornam essenciais à vida, como o zinco e o ferro, por participarem de reações bioquímicas e enzimáticas importantes para o normal funcionamento do corpo humano (Goyer, 1997). Entretanto, existem os metais que não apresentam função vital para a sobrevivência de espécies animais e vegetais, e em elevadas concentrações, podem causar efeitos negativos ao organismo desses seres vivos (GONÇALVES, 2008).

O termo metal pesado é utilizado por diferentes autores de forma distinta, segundo uma determinada característica. Analisando a densidade, pode variar de $4,5 \text{ g.cm}^{-3}$ (Macêdo, 2002) a $6,5 \text{ g.cm}^{-3}$ (Fergusson, 1991) como valor mínimo. Outra definição utilizada define metal pesado como o elemento cujo peso específico seja maior que 5 g.cm^{-3} ou que possua número atômico superior a 20 (Macêdo, 2002).

Outra alternativa utilizada para se referir a esse grupo de elementos químicos é metal traço devido a sua ocorrência em níveis muito baixos naturalmente no ambiente, na ordem de partes por milhão ou inferior (MANAHAN, 1993).

Os metais presentes em águas de leitos e rios possuem duas origens distintas. Aqueles provenientes de processos naturais, sendo encontrados principalmente como componentes traços de minerais detríticos. Já os de origem antrópica, oriundos de atividades industriais e de mineração, em sua maioria, uma vez lançados nas águas superficiais são rapidamente associados a materiais em suspensão, tornam-se passíveis de serem transportados nas formas dissolvidas, coloidais ou particuladas (BELÓ, 2010 e TUNDISI et al., 2008).

Das fontes antropogênicas responsáveis por grande parcela da concentração elevada de metais em águas, destacam-se indústrias e atividades de mineração. Nas indústrias, o meio mais comum de contaminação é devido à descarga de efluentes não devidamente tratados em corpos hídricos (JARDIM, 1983). Entretanto, não existe um padrão pré-estabelecido que informe os metais que constituem as águas de efluente, oriundas de indústrias, uma vez que indústrias de diferentes segmentos produzem diferentes produtos e necessitam de diferentes matérias primas, gerando assim, efluentes com diferentes contaminantes, inclusive metais.

A Tabela 25 contém informações gerais a respeito da origem de metais de acordo com o segmento da indústria.

Tabela 25 - Segmento de indústrias geradoras de metais em seus efluentes

Segmento de indústria	Metal controlado no efluente
Base metal e mineração de ferro	arsênio, cádmio, cromo, cobre, ferro, chumbo, mercúrio, níquel, zinco
Mineração e produção de carvão	ferro
Refinamento de cobre	arsênio, cádmio, cromo, ferro, chumbo, mercúrio, zinco
Produção de tinta	cobre, cromo, zinco
Produção de eletrônicos	arsênio, cromo, cádmio, cobre, chumbo, mercúrio, níquel, estanho
Galvanização	arsênio, cádmio, cromo, cobre, chumbo, mercúrio, níquel, prata, zinco
Fundição	cobre, zinco
Produção de vidro	chumbo, arsênio
Produção de ferro e aço	cromo, cádmio, chumbo, mercúrio, zinco
Fundição de chumbo e zinco	arsênio, cádmio, cobre, ferro, chumbo, mercúrio, zinco
Fertilizantes	cádmio
Fundição e refinamento de níquel	níquel, ferro
Produção de pesticidas	arsênio, cromo, cobre, mercúrio
Produção petroquímica	cádmio, cromo, cobre
Refinamento de petróleo	cromo, chumbo
Produção farmacêutica	arsênio, cádmio, cromo, mercúrio
Fertilizantes a base de fosfatos	cádmio
Impressão	cádmio, cromo, cobre, prata, zinco
Revestimento de couro	cromo
Têxtil	cromo, cobalto, cobre, níquel, zinco
Termoelétricas	cromo, cobre, ferro, zinco

Fonte: Adaptada de WHO e UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (1999).

Já as atividades de mineração podem contribuir de maneira direta, em decorrência a maior exposição das rochas e solos (resultado do decapeamento) às ações dos agentes intempéricos e lixiviação de metais, além dos problemas de drenagem das águas superficiais e subterrâneas, em geral carregadas com grandes concentrações de metais pesados. De maneira indireta, as atividades minerárias podem interferir na mobilidade dos metais por meio da variação do pH das águas, principalmente nos depósitos com mineralizações sulfetadas que, expostos ao oxigênio atmosférico, geram uma solução ácida, altamente reativa e com elevada capacidade de alteração dos constituintes mineralógicos (LAYBAUER, 1995).

A água é considerada a principal via de transporte de metais pesados, de maneira que este transporte pode ocorrer com os metais em duas formas físicas: como espécies dissolvidas ou como espécies associadas a partículas sólidas (FORSTNER & WITTMANN, 1981). Caso não ocorra o transporte de metais, presentes no corpo hídrico, por estas duas formas físicas, tais metais podem estar precipitados, tornando-se insolúvel em determinadas condições físico-químicas e, assim, sem risco, no momento, para este ambiente. A solubilização dos metais neste meio é governada por parâmetros físico-químicos como pH, alcalinidade, teor de matéria orgânica dissolvida, sólidos suspensos (em especial MnO_2 , Fe_2O_3 e SiO_2), oxigênio dissolvido e temperatura, de modo que tais características influenciam todos os estágios de transferência do metal, desde sua fonte até as cadeia alimentares (LAYBAUER, 1995).

Os metais analisados no presente estudo foram escolhidos levando-se em consideração os equipamentos, reagentes e aparelhagem (lâmpadas de cátodo oco) disponíveis em laboratório, bem como os impactos que tais metais causam tanto no meio ambiente como para os serem vivos.

A seguir são apresentados os metais escolhidos para análise, bem como suas características e respectivos impactos que podem causar.

- Cádmio (Cd)

Metal não essencial e de baixa abundância na natureza, podendo ser encontrado de forma pontual em regiões onde ocorrem fenômenos naturais como erupções vulcânicas, desintegração de rochas, erosão ou transporte fluvial (WHO, 2010). Por apresentar resistência à corrosão, é utilizado na galvanização do aço e em agentes anticorrosivos (WHO, 2011).

Os alimentos que apresentam maiores concentrações de cádmio são as espécies marinhas, como ostras, vieiras, moluscos e crustáceos, e órgãos de mamíferos como fígado e rins. Os cereais e vegetais contêm teores inferiores deste metal, entretanto, por serem alimentos com taxa de consumo superior, em relação aos outros alimentos citados, são a principal fonte de cádmio na alimentação humana (WHO, 2010).

No organismo humano, os órgãos-alvo do cádmio são os rins e o fígado (de 50 a 85 % do cádmio ingerido) de modo que os rins acumulam cerca de 30 a 60% deste valor (WHO, 2011).

A absorção de quantidades elevadas de cádmio pode levar a um quadro de alteração no metabolismo do cálcio, o que gera o enfraquecimento dos ossos e surgimento de osteoporose (WHO, 2010). Já a ingestão de alimentos e bebidas com elevada concentração de cádmio, provocam vômito, diarreia e choque (HARTE, 1991). Em 2006, foi estabelecido pela comissão europeia um limite de ingestão semanal admissível de 7 µg de cádmio.Kg⁻¹ de peso corporal, visto sua periculosidade para a saúde pública (Comissão Européia, 2006).

- Chumbo (Pb)

Este elemento é um metal não essencial de relativa abundância na natureza, cuja concentração média no solo é de 10 a 20 mg.kg⁻¹, na atmosfera em cerca de 0,0005 µg.m⁻³ (SCHVARSMAN, 1985) e em águas superficiais em torno de 0,02 µg.L⁻¹ (WHO, 2003). Algumas atividades naturais, como erupções vulcânicas e movimentos tectônicos, contribuem para o aumento dos níveis de chumbo nestas regiões (WHO, 2010). Ainda

assim pode ser encontrado em objetos comercializados, como, baterias, canalizações, tintas e cerâmicas, revestimento de telhados e em protetores de radiação na região dos raios-x (PARSONS et al., 2014 e WHO, 2010).

É um elemento com baixa solubilidade em água e capaz de realizar interações fortes com determinadas partículas do solo, o que determina que a sua taxa de absorção pelas plantas seja baixa. Utiliza a atmosfera como principal meio de transporte e é por esta via que as plantas e vegetais absorvem este tóxico (HARTE, 1991 e XIANGYANG et al., 2009).

Das várias fontes de contaminação à que o ser humano está sujeito, a alimentação é a principal delas, sendo que os vegetais são responsáveis por 50% das fontes neste grupo (INTAWONGSE et al., 2006). Especiarias e cereais apresentam maior índice de acúmulo de chumbo, embora o consumo de alimentos enlatados contribua para o aumento da probabilidade de exposição a este metal (WHO, 2010).

No organismo humano, o chumbo tem a capacidade de mimetizar o cálcio, além de interagir com os metabolismos referentes ao ferro e zinco, resultando no aumento de chumbo no sangue, ossos, rins (GOYER, 1997) cérebro e fígado. Para exposições pontuais e elevadas concentrações, o indivíduo pode apresentar os sintomas de perturbações gastrintestinais (anorexia, náuseas, vômitos e dores abdominais), lesões renais e hepáticas, hipertensão e efeitos neurológicos (mal-estar, sonolência e encefalopatia) (WHO, 2010). Caso a exposição ao chumbo ocorra de forma prolongada, enfermidades como anemia, dores de cabeça, irritabilidade, letargia, convulsões, fraqueza muscular, ataxia, tremores, paralisia e cancro, podem surgir (WHO, 2010 e HARTE, 1991).

- Cobre (Cu)

O cobre é um metal encontrado na forma elementar na natureza além de ser um micronutriente essencial para as plantas (HAEHNEL, 1984) e humanos em uma grande variedade de tecidos, possui grande atividade bioquímica e se acumula em plantas e algas, tornando-se significativo para a biota. As fontes de poluição antrópica são variadas e podem ser provenientes de mineração, fundição, fabricação de fios elétricos, ligas metálicas e uso excessivo de agroquímicos. O sulfato de cobre é largamente empregado

como fungicida em plantas ornamentais, parreiras (também conhecidas como vinhas) e em reservatórios de água, que são afetados pelo crescimento desordenado de algas, além de ser utilizado em poços artesianos para consumo, embora não apresente perigo caso o pH seja mantido em uma faixa de 6,5 a 8,5 (RAIS, 2015).

Em sistemas aquáticos naturais é encontrado em pequenas concentrações e geralmente na forma cúprica (Cu^{+2}), ligado a carbonatos, cianetos, aminoácidos e outras substâncias químicas. Entretanto, em sedimentos, apresenta-se depositado nas formas de hidróxidos, fosfatos e sulfetos (SHOTYK e LE ROUXY, 2005).

O cobre pode penetrar nos tecidos biológicos por diferentes vias, como oral, inalação ou absorção cutânea. Em seres humanos a ingestão de sais desse metal pode causar patologias gastrointestinais e renais, com sintomas variando entre dores abdominais profundas, vômito, necrose hepática, hipertensão, taquicardia, convulsão e morte. Enfermidades gastrointestinais e hepáticas podem ocorrer pela ingestão de água potável contendo teores de cobre na faixa de 2,2 a 7,8 mg.L^{-1} . A exposição prolongada a este metal pode causar o “Mal de Wilson” que se trata de uma desordem genética com sintomas: cirrose hepática, anormalidades hemolíticas e opacidade das córneas (RAIS: CUPPER, 2015).

- Cromo (Cr)

Este metal é um micronutriente essencial no metabolismo da glicose, como o controle da homeostase deste processo biológico (LAMSON e PLAZA, 2002), bem como no metabolismo do colesterol de animais e do homem. O cromo não é encontrado na natureza em sua forma elementar, mas sim de maneira combinada (FeOCr_2O_3) em jazidas. Nos casos em que ocorrem elevada concentração de cromo em certas rochas, estas não são consideradas como poluídas mas sim enriquecidas naturalmente ou geoquimicamente (SÁ FERRERIA, 2001). A presença de cromo, proveniente de fontes naturais, em corpos hídricos é raro, mas pode se apresentar nas formas de NOX +2, +3 e +6, sendo Cr (III) e Cr (VI) seus estados principais. Em águas com pH superior a 5, sua forma trivalente não é encontrada devido a baixa solubilidade de seus óxidos hidratados. Sob condições oxidantes o Cr (III), presente em águas naturais, é lentamente convertido a Cr (VI), sendo sua forma mais tóxica. Embora a forma trivalente do cromo seja absorvida por materiais particulados,

sua forma hexavalente permanece em solução aquosa (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA, 1998). O aumento dos níveis deste metal na natureza tem como fonte antropogênica indústrias de corante, esmaltes, tintas, liga com aço e curtumes (DOS SANTOS, 2009).

O cromo é pouco absorvido, contudo, a absorção do Cr (VI) é mais rápida (SÁ FERREIRA, 2001). Sua toxicidade se manifesta gerando, principalmente, problemas renais em humanos (LAMSON e PLAZA, 2002), efeitos mutagênicos (QIAN, 2004), inibição de germinação de sementes, crescimento de plântulas (YOGEEETHA et al., 2004) e peroxidação de lipídios associada à formação de espécies reativas de oxigênio em plantas.

- Zinco (Zn)

Trata-se de um metal essencial, disponível a nível traço, encontrado em alguns alimentos, solos e rochas vulcânicas, além de estar presente na água potável na forma de sais ou de complexos orgânicos. Embora a concentração de zinco na água de superfície e no escoamento superficial normalmente não ultrapassem valores de 0,01 e 0,05 mg.L⁻¹, respectivamente, as concentrações nas águas de abastecimento que saem das torneiras, podem ultrapassar tais valores devido a dissolução do zinco presente nas tubulações (WHO, 2003).

A exigência diária de zinco que um ser humano em fase adulta deve ingerir é de 15 a 20 mg.dia⁻¹, sendo que as principais fontes de zinco na dieta são a carne, o peixe, as aves, os produtos lácteos, os cereais, os grãos, os vegetais e os frutos, embora estes últimos três contribuam com menores concentrações do que os primeiros (WHO, 2003 e HARTE et al., 1991). Este metal apresenta uma ação protetora contra os efeitos tóxicos do cádmio e chumbo (WHO, 2003), portando, para alguns autores, a falta do zinco no organismo gera mais preocupações do que seu excesso (HARTE et al., 1991).

A carência de zinco no organismo pode causar pele seca e áspera, perda de apetite e danos ao sistema imunológico. Já em casos em que essa deficiência se torna crônica, efeitos como nanismo, hipogonadismo, dermatite e morte podem ocorrer (WHO, 2003; ULUOZLU et al., 2009 e UKBAY et al., 2010). Casos em que os níveis de zinco se tornam

elevados, podem ocorrer proveniente ao consumo excessivo de sais de zinco, seja de maneira acidental ou proposital, tais como complementos alimentares. A ingestão exagerada de alimentos contendo este metal pode provoca cólicas, náusea, vômitos, diarreia e febre. Já a inalação de fumos de zinco pode causar lesões pulmonares, arrepios, suores, febre, fraqueza e gastroenterite (HARTE et al., 1991 e WHO, 2003).

APÊNDICE

Tabela 26 - DBO remanescente e demanda de fundo de oxigênio dissolvido no rio para amostras de fundo dos pontos 5 e 6 para o mês de junho

Dias de ensaio	Ponto			
	5		6	
	DBOr(mg O ₂ /L)	D_f (g O ₂ /m ²)	DBOr(mg O ₂ /L)	D_f (g O ₂ /m ²)
1	56		56	
2	43,3637903	2,85887096	43,7080132	2,78099247
3	33,578898	2,21377645	34,1141146	2,17056528
4	26,0019341	1,71424531	26,6260745	1,69412672
5	20,1346860	1,32743168	20,7816575	1,32226630
6	15,5913625	1,02790123	16,2200886	1,03202916
7	12,0732246	0,79595881	12,659783	0,80549900
8	9,34894250	0,61635341	9,88096362	0,62869216
9	7,2393854	0,47727536	7,71209444	0,49069438
10	5,60584268	0,36957979	6,01929154	0,38298708
11	4,34090333	0,28618537	4,69805847	0,29892150
12	3,36139325	0,22160861	3,66683575	0,23330830
13	2,60290629	0,17160338	2,86196617	0,18209719
14	2,01556933	0,13288166	2,23376527	0,1421269
15	1,56076296	0,10289736	1,74345432	0,11093007
16	1,20858210	0,07967892	1,36076651	0,08658095
17	0,93586966	0,06169964	1,06207858	0,06757645
18	0,72469385	0,04777733	0,8289525	0,05274343
19	0,56116914	0,03699654	0,6469976	0,04116626
20	0,434543236	0,028648396	0,5049818	0,03213028

Fonte: Autor (2015)

Tabela 27 - DBO remanescente e demanda de fundo de oxigênio dissolvido no rio para amostras de fundo dos pontos 5 e 6 para o mês de julho

Dias do ensaio	Ponto			
	5		6	
	DBOr(mg O ₂ /L)	<i>D_f</i> (g O ₂ /m ²)	DBOr(mg O ₂ /L)	<i>D_f</i> (g O ₂ /m ²)
1	44		48	
2	35,0626924	2,02201527	37,4554700	2,38564025
3	27,9407364	1,61130227	29,2273382	1,86156827
4	22,2653965	1,28401354	22,8067436	1,45262322
5	17,7428352	1,02320391	17,7966104	1,13351428
6	14,1388994	0,81537009	13,8870918	0,88450646
7	11,2669973	0,64975160	10,8364073	0,69020011
8	8,97843780	0,51777365	8,45589025	0,53857853
9	7,15473190	0,41260314	6,59831967	0,42026483
10	5,70145828	0,32879493	5,14881593	0,32794202
11	4,54337450	0,26200990	4,01773585	0,25590047
12	3,62052143	0,20879028	3,13512885	0,19968484
13	2,88511885	0,16638067	2,44641093	0,15581853
14	2,29909170	0,13258532	1,90898899	0,12158867
15	1,83209876	0,10565451	1,48962666	0,09487835
16	1,45996171	0,08419390	1,16238889	0,07403569
17	1,16341337	0,06709238	0,90703796	0,05777170
18	0,92710012	0,05346453	0,70778194	0,04508054
19	0,73878696	0,042604787	0,552298032	0,035177356
20	0,588724095	0,033950876	0,430970467	0,027449675

Fonte: Autor (2015)

Tabela 28 - DBO remanescente e demanda de fundo de oxigênio dissolvido no rio para amostras de fundo do ponto 6 para o mês de outubro

Dias de ensaio	Ponto	
	6	
	DBOr(mg O ₂ /L)	D_f (g O ₂ /m ²)
1	218	
2	128,4045206	20,27047045
3	75,63174729	11,93954147
4	44,54797364	7,032527976
5	26,23927155	4,142240291
6	15,45523433	2,439827425
7	9,103311721	1,437086564
8	5,36195586	0,846460602
9	3,158253998	0,498575082
10	1,860248122	0,293666488
11	1,095707653	0,172972957
12	0,645384476	0,101883072
13	0,380138919	0,060010307
14	0,223906218	0,035346765
15	0,131883352	0,020819653
16	0,077680819	0,012263016
17	0,045754901	0,007223058
18	0,026950165	0,004254465
19	0,015873959	0,002505929
20	0,009349945	0,001476021

Fonte: Autor (2015)

Tabela 29 - DBO remanescente e demanda de fundo de oxigênio dissolvido no rio para amostras de fundo do ponto 6 para o mês de novembro

Dias de ensaio	Ponto	
	6	
	DBOr(mg O ₂ /L)	D_f (g O ₂ /m ²)
1	44	
2	39,83545053	0,942205763
3	36,06507088	0,85302707
4	32,65155333	0,772289037
5	29,5611213	0,699192767
6	26,76319512	0,633014974
7	24,23008943	0,573100834
8	21,93673929	0,518857498
9	19,86045211	0,469748232
10	17,98068312	0,425287101
11	16,27883211	0,385034165
12	14,73805934	0,348591124
13	13,34311895	0,315597374
14	12,08020806	0,285726445
15	10,93683024	0,258682765
16	9,901671819	0,234198738
17	8,964489951	0,212032097
18	8,116011271	0,191963502
19	7,347840124	0,173794377
20	6,652375494	0,157344939

Fonte: Autor (2015)