UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

ESCOLA POLITÉCNICA

SARA MARTINS PION

MODELAGEM COMPUTACIONAL DE QUALIDADE DA ÁGUA APLICADA A RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO

São Paulo
2018

SARA MARTINS PION

MODELAGEM COMPUTACIONAL DE QUALIDADE DA ÁGUA APLICADA A RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Engenharia Hidráulica e Ambiental

Orientador: Profª. Drª. Monica Ferreira do Amaral Porto

São Paulo
2018

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catalogação-na-publicação

Pion, Sara Martins
Modelagem computacional de qualidade da água aplicada a reservatório de abastecimento público da Região Metropolitana de São Paulo / S. M. Pion - São Paulo, 2018.
101 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental.

1.Qualidade da água 2.Geometria e modelagem computacional 3.Eutrofização 4.Mananciais I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental II.t.

Aos meus pais, Oscar e Heloísa.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha orientadora Profa. Dra. Monica Ferreira do Amaral Porto, a quem muito admiro como profissional, pela inspiração e colaboração, que esteve presente mesmo à distância.

Ao Prof. Dr. Joaquin Ignacio Bonnecarrère Garcia, cuja participação em todos os momentos foi essencial para o desenvolvimento deste trabalho, tendo acompanhado cada uma de suas etapas. Sou grata por sua disponibilidade, dedicação e interesse contínuo no meu desempenho.

À equipe da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo responsável pelo monitoramento de qualidade da água do Reservatório Jundiaí, em especial ao biólogo Adilson Macedo e ao técnico de apoio Josevandro, pela recepção atenciosa, fornecimento de meio de transporte seguro no reservatório e por tornarem cada visita ao local uma experiência bastante rica e agradável.

Ao engenheiro Fábio Ferreira Nogueira, pelo acompanhamento das visitas e auxílio na instalação e manipulação dos equipamentos. Ao Prof. Dr. José Rodolfo Scarati Martins, pela recomendação do equipamento mais adequado para as atividades de monitoramento, essenciais para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos meus pais e eternos orientadores, fonte de inspiração e motivação para o enfrentamento de novos desafios; à minha mãe Heloísa, por me ajudar a lidar com a carga emocional inerente à realização de um trabalho de mestrado e também pela excelente revisão de texto; ao meu pai Oscar, por sempre me incentivar, acreditar em minha capacidade e comemorar comigo a cada pequena vitória. Nada teria sido possível sem seus ensinamentos, paciência e compreensão. Ser sua filha é um verdadeiro privilégio.

Ao meu irmão, Lucas, por ter me ensinado de diversas formas a respeitar meus limites e buscar o equilíbrio. Às minhas avós Ruth e Mercedes, pela incessante torcida, carinho e atenção. Ao meu falecido avô, Prof. Dr. José Augusto Martins, o qual sempre valorizou a vida acadêmica e sempre foi apaixonado por sua profissão durante toda

sua vida, e que, com certeza, guiou todas as etapas deste trabalho de onde quer que esteja. Espero que este trabalho esteja à altura de suas exigências.

Deixo agradecimentos póstumos à minha madrinha Maria Lucia, exemplo de mãe, guerreira e profissional e de quem sinto saudades eternas.

Também não posso deixar de prestar agradecimentos aos profissionais que me auxiliaram incessantemente fora do âmbito técnico; ao professor Ronaldo Silva, pela preocupação e elogios, por me ajudar a sempre manter o foco; à Dra. Ana Carolina Milani, por me ajudar a controlar a ansiedade, lidar com os obstáculos com mais calma e desenvolver minha autoconfiança.

Finalizo agradecendo aos meus amigos irmãos Rafael Silva e Rodolfo Neves, seus incentivos estiveram em meu pensamento durante toda a execução deste trabalho; agradeço por me apoiarem em todos os momentos. Aos colegas Bruno Pecini e Ícaro Almeida e às amigas Marilia Petrilli, Bárbara Vital, Patrícia Quintero e Sandra Uemura por confiarem incondicionalmente na minha capacidade, independentemente das dificuldades que se apresentaram durante este trabalho.

“Essencialmente, todos os modelos são errados,

mas, alguns deles são úteis”

(BOX; DRAPER, 1987)

RESUMO

PION, S.M. Modelagem computacional de qualidade da água aplicada a reservatório de abastecimento público da Região Metropolitana de São Paulo. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

No contexto da disponibilidade hídrica comprometida pela poluição de mananciais da Região Metropolitana de São Paulo e da preocupação dos gestores quanto à inadequação desta água para o abastecimento público, este trabalho apresenta a modelagem matemática como uma ferramenta de auxílio na identificação das causas e minimização de impactos negativos sobre proliferação de algas no reservatório Jundiaí. O modelo CE-QUAL-W2, bidimensional na longitudinal e vertical, é aplicado para a representação da hidrodinâmica e da qualidade da água no reservatório, para posterior avaliação de oxigênio dissolvido e clorofila-a. A calibração e a validação do modelo foram realizadas a partir de dados de monitoramento de perfil e superfície no reservatório, permitindo a caracterização do regime de mistura polimítico e das concentrações de algas e oxigênio dissolvido, entre os anos de 2012 e 2017. Notou-se que as discrepâncias entre as concentrações do epilímnio e do hipolímnio não permanecem por longos períodos, devido à frequência de mistura e estratificação instável no reservatório estudado. Evidenciou-se a necessidade de se caracterizarem as populações de algas e cianobactérias presentes no reservatório, por serem as variáveis de maior influência nos índices de algas e oxigênio. Quanto aos fatores externos que interferem na proliferação de algas, destaca-se o aporte difuso de nutrientes diretamente afluente ao reservatório, sendo também relevantes a radiação solar de onda curta, a elevação de temperatura do ar, e nutrientes provenientes dos tributários e da transferência de água do canal de interligação entre os reservatórios Biritiba e Jundiaí. Alternativas para controle de *blooms* de algas, no caso em estudo, incluem o controle da utilização de fertilizantes e pesticidas, preservação da mata ciliar e a implantação de bacias de retenção ou de alagados (*wetlands*).

Palavras-chave: Modelos de qualidade da água; reservatórios; algas.

ABSTRACT

PION, S.M. Water Quality Computational Model Applied to Water Supply Reservoir of the Metropolitan Region of São Paulo. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

In the context of water availability compromised by the pollution of water resources in the Metropolitan Region of São Paulo and the concern of managers regarding its inadequacy for water supply, this work presents mathematical modeling as a tool for identifying the causes of and minimizing negative impacts on algal blooms in the Jundiaí Reservoir. CE-QUAL-W2, a two-dimensional longitudinal-vertical model, is applied for hydrodynamics and water quality representation of the reservoir, for further evaluation of dissolved oxygen and chlorophyll-a. Model calibration and validation were performed based on profile and surface monitoring data, allowing the characterization of the polymictic regime and the concentrations of algae and dissolved oxygen, between the years 2012 and 2017. It was noted that the discrepancies between the concentrations of epilimnium and hypolimnium do not remain for long periods, due to the frequency of mixing and unstable stratification in the reservoir. It was evidenced the need to characterize populations of algae and cyanobacteria present in the reservoir, since they are the variables that have the greatest influence on algal and oxygen indices. As for the external factors that interfere in algal proliferation, the diffuse contribution of nutrients directly to the reservoir needs special attention, being also relevant short-wave solar radiation, rise of air temperature, nutrients from the tributaries and transfer from interconnection channel between the Biritiba and Jundiaí reservoirs. Alternatives for control of algae blooms in the present case include control of the use of fertilizers and pesticides, preservation of riparian vegetation, retention basins and wetlands.

Keywords: Water quality models; reservoirs; algae.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Curva de variação da densidade da água em função da temperatura – Fonte: Esteves, 2011 10
Figura 3.2 – Histórico da modelagem de qualidade da água - adaptado de Chapra (1997) 16
Figura 3.3 - Etapas da modelagem de qualidade da água - adaptado de Chapra (1997) 18
Figura 4.1 - Localização do reservatório Jundiaí na Bacia do Alto Tietê 24
Figura 5.1 - Esquema geral das etapas do estudo 26
Figura 5.2 - Representação dos principais elementos e processos envolvidos na produção e consumo de oxigênio dissolvido 30
Figura 5.3 - Representação dos principais elementos e processos envolvidos na produção e consumo de fósforo na forma de fosfato 31
Figura 5.4 - Processos e variáveis diretamente relacionados ao desenvolvimento de algas 33
Figura 5.5 - Processos e variáveis diretamente relacionados à matéria orgânica particulada 33
Figura 5.6 - Processos e variáveis diretamente relacionados à matéria orgânica dissolvida 34
Figura 5.7 - Processos e variáveis diretamente relacionados ao aporte externo de matéria orgânica 34
Figura 5.8 - Processos e variáveis diretamente relacionados ao nitrogênio na forma de amônio 35
Figura 5.9 - Processos e variáveis diretamente relacionados nitrogênio na forma de nitrato e nitrito . 35
Figura 5.10 - Curva cota-área-volume do reservatório Jundiaí. Fonte: Plano de Bacia do Alto Tietê/Níveis Notáveis das Represas que Abastecem a Região Metropolitana de São Paulo - Revisão 8, Dezembro/1998 - SABESP. 36
Figura 5.11 - Localização das estações meteorológicas de São Mateus (SAISP) e no Mirante de Santana (INMET). 37
Figura 5.12 – Locais de monitoramento de qualidade da água na bacia do reservatório Jundiaí. 38
Figura 5.13 – Esquema do sistema de monitoramento instalado para medições de perfis de temperatura no ponto JU101 39
Figura 5.14 - Sensores de medição de temperatura e leitor para transferência de dados 41
Figura 5.15 - Exemplo do perfil de densidades obtido a partir do perfil de temperaturas 43
Figura 5.16 - Exemplo do cálculo da profundidade do termoclina (z_T) a partir do perfil de gradiente de densidades 44
Figura 5.17 - Exemplo do cálculo dos limites do metalímnio a partir dos gradientes de densidade e do gradiente de densidade limite ($\boldsymbol{\delta min}$). 46
Figura 6.1 – Resultados da análise do ciclo de mistura do reservatório Jundiaí 57
Figura 6.2 – Frequência de excedência da profundidade de formação do termoclina, nos dias em que ocorreu estratificação 58
Figura 6.3 - Frequência de excedência do número de Schmidt, em todo o período de aquisição de dados (novembro/2016 a agosto/2017) 58

Figura 6.4 – Profundidade da zona misturada calculada pelo método de Read et al. (2011), no reservatório Jundiaí, de novembro de 2016 a agosto de 2017, com destaque para a maior sequência de dias sem a ocorrência de mistura completa 59
Figura 6.5 - Frequência de excedência da profundidade da zona misturada (epilímnio), nos dias em que ocorreu estratificação 60
Figura 6.6 – Espessura do metalímnio calculada pelo método de Read et al. (2011), no reservatório Jundiaí, de novembro de 2016 a agosto de 2017, com destaque para a maior sequência de dias sem a ocorrência de mistura completa..... 61
Figura 6.7 – Subdivisão em segmentos proposta para o reservatório Jundiaí (vista superior e corte transversal) 62
Figura 6.8 - Subdivisão em segmentos e camadas proposta para o reservatório Jundiaí (corte lateral dos braços 1 e 2) 62
Figura 6.9 – Curvas cota volume ajustada conforme dados do Plano da Bacia do Alto Tietê e gerada pelo pré-processador do modelo CE-QUAL-W2 63
Figura 6.10 – Dados observados e resultados do modelo CE-QUAL-W2, no ponto JU101, de temperatura da água na profundidade z = 0,70 m (superfície) 64
Figura 6.11 – Dados observados e resultados do modelo CE-QUAL-W2, no ponto JU101, de temperatura da água na profundidade z = 3,60 m 64
Figura 6.12 – Dados observados e resultados do modelo CE-QUAL-W2, no ponto JU101, de temperatura da água na profundidade z = 6,50 m 64
Figura 6.13 – Dados observados e resultados do modelo CE-QUAL-W2, no ponto JU101, de temperatura da água na profundidade z = 9,40 m (fundo)..... 64
Figura 6.14 - Temperatura da água na profundidade 0,70 m (ponto JU102) – observado e modelo... 65
Figura 6.15 - Temperatura da água na profundidade 0,70 m (ponto JU103) – observado e modelo... 66
Figura 6.16 - Temperatura da água na profundidade 0,70 m (ponto JU104) – observado e modelo... 66
Figura 6.17 - Resultados da análise do ciclo de mistura do reservatório Jundiaí, a partir dos dados do modelo CE-QUAL-W2 calibrado..... 68
Figura 6.18 - Resultados da análise do ciclo de mistura do reservatório Jundiaí, a partir dos dados obtidos na estação de monitoramento JU101, em intervalos de três horas 68
Figura 6.19 - Frequência de excedência do número de Schmidt, em todo o período de simulação do modelo CE-QUAL-W2 do reservatório Jundiaí..... 69
Figura 6.20 – Resultados da análise do ciclo de mistura do reservatório Jundiaí, a partir dos dados do modelo CE-QUAL-W2, com SHD 0.85..... 71
Figura 6.21 – Resultados da análise do ciclo de mistura do reservatório Jundiaí, a partir dos dados do modelo CE-QUAL-W2, com SHD 0.75..... 71
Figura 6.22 - Resultados de perfis de temperatura obtidos nas simulações, nos dias 10 e 11 de janeiro de 2017, com SHD 0.79, 0.75 e 0.85 72
Figura 6.23 – Resultados da análise do ciclo de mistura do reservatório Jundiaí, a partir dos dados do modelo CE-QUAL-W2, com WSC 0.65 73

Figura 6.24 – Resultados da análise do ciclo de mistura do reservatório Jundiaí, a partir dos dados do modelo CE-QUAL-W2, com WSC 0.75 73
Figura 6.25 - Resultados de perfis de temperatura obtidos nas simulações, nos dias 05 e 06 de dezembro de 2016, com WSC 0.69, 0.65 e 0.75 74
Figura 6.26 Temperatura da água na profundidade 0,70 m (ponto JU101) – observado e modelo, para o período 2012-2017 75
Figura 6.27 Temperatura da água na profundidade 0,70 m (ponto JU102) – observado e modelo, para o período 2012-2017 75
Figura 6.28 Temperatura da água na profundidade 0,70 m (ponto JU103) – observado e modelo, para o período 2016-2017 75
Figura 6.29 Temperatura da água na profundidade 0,70 m (ponto JU104) – observado e modelo, para o período 2016-2017 76
Figura 6.30 - Resultados da aplicação do método de Read et al (2011) para o modelo do reservatório Jundiaí no CE-QUAL-W2, no período total de simulação (2012-2017) 77
Figura 6.31 Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de oxigênio dissolvido no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU101) 79
Figura 6.32 Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de oxigênio dissolvido no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU102) 79
Figura 6.33 Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de oxigênio dissolvido no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU103) 80
Figura 6.34 Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de oxigênio dissolvido no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU104) 80
Figura 6.35 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de fósforo no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU101) 81
Figura 6.36 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de fósforo no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU102) 81
Figura 6.37 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de fósforo no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU103) 82
Figura 6.38 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de fósforo no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU104) 82
Figura 6.39 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de nitrogênio no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU101) 82
Figura 6.40 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de nitrogênio no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU102) 83
Figura 6.41 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de nitrogênio no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU103) 83

Figura 6.42 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de nitrogênio no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU104) 83
Figura 6.43 Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de oxigênio dissolvido na profundidade 0,70 m (ponto JU101) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí. 84
Figura 6.44 Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de oxigênio dissolvido na profundidade 0,70 m (ponto JU102) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí. 85
Figura 6.45 Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de oxigênio dissolvido na profundidade 0,70 m (ponto JU103) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí. 85
Figura 6.46 – Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de oxigênio dissolvido na profundidade 0,70 m (ponto JU104) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí. 85
Figura 6.47 - Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de fósforo na profundidade 0,70 m (ponto JU101) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí 86
Figura 6.48 – Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de fósforo na profundidade 0,70 m (ponto JU102) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí 86
Figura 6.49 - Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de nitrogênio na profundidade 0,70 m (ponto JU101) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí 86
Figura 6.50 - Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de nitrogênio na profundidade 0,70 m (ponto JU102) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí 87
Figura 6.51 – Concentrações de clorofila-a na superfície do reservatório Jundiaí, no ponto JU101 ... 88
Figura 6.52 - Concentrações de clorofila-a na superfície do reservatório Jundiaí, no ponto JU102 88
Figura 6.53 - Curva de permanência do índice XOD no reservatório Jundiaí, no período de 2012 a 2017 89
Figura 6.54 - Curva de permanência do índice XCla no reservatório Jundiaí, no período de 2012 a 2017 89
Figura 6.55 - Índices de oxigênio dissolvido calculados para o epilímnio (XOD,ep) e hipolímnio (XOD,hp) 90
Figura 6.56 – Índices de clorofila-a calculados para o epilímnio (XCla,ep) e hipolímnio (XCla,hp) 90
Figura 6.57 - Índices de oxigênio dissolvido calculados para o epilímnio ($X_{OD,ep}$) e hipolímnio ($X_{OD,hp}$) - gráfico em detalhe para 04/02/2016 a 06/02/2016..... 91
Figura 6.58 – Carga de fósforo afluente por local de monitoramento (tributários e canal de transferência Biritiba)..... 92
Figura 6.59 - Carga de nitrogênio afluente por local de monitoramento (tributários e canal de transferência Biritiba)..... 92

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1– Características gerais do Reservatório Jundiaí. Fonte: DAEE, 2016. 25
Tabela 5.1 - Equações governantes do modelo CE-QUAL-W2 (COLE; WELLS, 2013) 28
Tabela 5.2 –Profundidade da água no local selecionado para monitoramento de temperatura 40
Tabela 5.3 – Especificações técnicas do sensor de monitoramento de temperatura da água 40
Tabela 5.4 – Razões N:P no reservatório Jundiaí, calculadas nas datas de monitoramento de superfície realizado pela Sabesp 41
Tabela 5.5 – Espécies de cianobactérias encontradas no Reservatório Jundiaí, localizado no Sistema Produtor do Alto Tietê – SP (adaptado de Sant'anna et. al, 2007). 42
Tabela 5.6 - Coeficientes que afetam a calibração do modelo de temperaturas 48
Tabela 5.7 – Combinações de parâmetros SHD e WSC propostas para análise de sensibilidade do modelo CE-QUAL-W2 do Reservatório Jundiaí 51
Tabela 5.8 - Coeficientes que afetam a calibração do modelo de qualidade da água para oxigênio dissolvido 52
Tabela 5.9 - Coeficientes que afetam a calibração do modelo de qualidade da água para oxigênio dissolvido (cont.) 53
Tabela 5.10 - Valores sugeridos para os parâmetros AG, AR, AE e AM na literatura 53
Tabela 5.11 - Valores sugeridos para os parâmetros AHSP, AHSN, ASAT, ACHLA, AP e AN na literatura 54
Tabela 6.1 – Resultados da calibração do modelo, para as temperaturas da água no ponto JU101 .. 65
Tabela 6.2 – Resultados da calibração do modelo, para as temperaturas da água no ponto JU102, JU103 e JU104 67
Tabela 6.3 – Valores de erro médio absoluto (AME) obtidos para os cenários da análise de sensibilidade 70
Tabela 6.4 - Erros médios absolutos da validação do modelo CE-QUAL-W2 para o reservatório Jundiaí 76
Tabela 6.5 -Parâmetros de calibração do CE-QUAL-W2 para oxigênio dissolvido do reservatório Jundiaí 78
Tabela 6.6 - Erros médios absolutos da calibração do modelo de oxigênio dissolvido CE-QUAL-W2 para o reservatório Jundiaí 80
Tabela 6.7 - Erros médios absolutos da calibração do modelo de qualidade da água CE-QUAL-W2 para o reservatório Jundiaí para fósforo e nitrogênio 84
Tabela 6.8 - Erros médios absolutos da validação do modelo de oxigênio dissolvido CE-QUAL-W2 para o reservatório Jundiaí 84
Tabela 6.9 - Erros médios absolutos da validação do modelo de qualidade da água CE-QUAL-W2 do reservatório Jundiaí, para fósforo e nitrogênio 87

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 1

2. OBJETIVOS 4

2.1. OBJETIVOS GERAIS 4

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 4

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 6

3.1. HIDRODINÂMICA EM RESERVATÓRIOS 6

3.2. QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOS E RESERVATÓRIOS 10

3.3. MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS 15

4. ESTUDO DE CASO - RESERVATÓRIO JUNDIAÍ - SISTEMA PRODUTOR INTEGRADO DO ALTO TIETÊ 24

5. FERRAMENTAS DE ANÁLISE 26

5.1. O MODELO CE-QUAL-W2 26

5.2. LEVANTAMENTO DE DADOS 36

5.2.1. Dados geométricos 36

5.2.2. Dados meteorológicos 37

5.2.3. Temperatura da água, vazões e qualidade da água afluente 38

5.2.4. Temperatura e qualidade da água no interior do reservatório 39

5.3. ANÁLISE DOS PERFIS DE TEMPERATURA 42

5.3.1. Profundidade do termoclina 42

5.3.2. Profundidade do epilímnio e hipolímnio 44

5.3.3. Número de Schmidt 46

5.4. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO CE-QUAL-W2 47

5.4.1. Modelo hidrodinâmico 47

5.4.2. Análise de sensibilidade 50

5.4.3. Modelo de oxigênio dissolvido 51

5.5. APLICAÇÃO DO MODELO CE-QUAL-W2 PARA FINS DE GERENCIAMENTO DA PROLIFERAÇÃO DE ALGAS NO RESERVATÓRIO..... 55

5.5.1. Cálculo do índice X_t para oxigênio dissolvido e algas 55

5.5.2. Identificação dos principais fatores que interferem nas concentrações de oxigênio dissolvido e de algas 56

6. RESULTADOS 57

6.1. ANÁLISE DE DADOS DE TEMPERATURA 57

6.2. MODELAGEM MATEMÁTICA DO RESERVATÓRIO JUNDIAÍ 61

6.2.1. Representação da batimetria do reservatório 61

6.2.2. Calibração do modelo hidrodinâmico 63

6.2.3. Validação do modelo hidrodinâmico 75

6.2.4. Calibração e validação do modelo de qualidade da água..... 77

6.3. APLICAÇÃO DO MODELO CE-QUAL-W2 PARA FINS DE GERENCIAMENTO DA PROLIFERAÇÃO DE ALGAS NO RESERVATÓRIO 88

6.3.1. Cálculo do índice X_t para oxigênio dissolvido e algas 88

6.3.2. Identificação dos principais fatores que interferem nas concentrações de oxigênio dissolvido e de algas 92

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS 94

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 97

1. INTRODUÇÃO

A Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), localizada no Sudeste brasileiro, caracteriza-se por apresentar disponibilidade hídrica comprometida pela poluição. Lançamentos de cargas não-tratadas de esgoto doméstico, urbano e industrial, transporte de produtos perigosos e usos indevidos do solo, bem como exploração agrícola intensa, no entorno de mananciais da RMSP, são fontes de poluição com potencial para inviabilização do uso dos recursos hídricos para abastecimento público.

A qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo é avaliada anualmente pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), por meio da aplicação de índices, como o Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP), utilizado para indicar as condições de qualidade das águas para fins de abastecimento público. Este índice considera, além de parâmetros de qualidade da água (como oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes e demanda bioquímica de oxigênio), a presença de substâncias tóxicas e as características organolépticas da água.

Segundo o Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo (CETESB, 2017), oito dentre os quinze pontos monitorados pela CETESB nos mananciais da Bacia do Alto Tietê apresentaram, em 2016, IAP regular a péssimo, destacando-se a influência de substâncias tóxicas, especialmente relacionadas à presença de cianobactérias.

Há uma preocupação dos gestores quanto à inadequação desta água para o abastecimento público mesmo após o tratamento convencional. Buscam-se, então, métodos e ferramentas que auxiliem na identificação das causas e na minimização de impactos negativos sobre a qualidade da água nos mananciais.

Esta é uma análise de causa e efeito de alta complexidade, já que a qualidade da água resulta da influência de fatores extrínsecos (como a hidrologia e ocupação do solo na bacia contribuinte) e intrínsecos ao manancial (como a hidrodinâmica, o transporte e a capacidade de assimilação de poluentes), que podem variar em função de suas características físicas e bioquímicas.

Dentre os mananciais, os reservatórios se distinguem por apresentarem velocidades longitudinais de escoamento inferiores às dos rios, sendo mais suscetíveis à estratificação térmica, condição em que há a formação de camadas que podem se diferenciar substancialmente quanto à qualidade de suas águas. A turbulência reduzida configura cenário também favorável à proliferação de algas e cianobactérias, e, consequentemente, ao aumento da concentração de substâncias tóxicas no reservatório. Este processo pode se intensificar caso haja aumento da disponibilidade de nutrientes, provenientes de aporte externo e da decomposição da matéria orgânica acumulada no reservatório.

Os programas existentes de monitoramento nos reservatórios da Bacia do Alto Tietê raramente contemplam a medição de variáveis de qualidade da água em diversas profundidades, e, por conseguinte, não fornecem informações suficientes para caracterização integral do ciclo de algas e nutrientes. Este fato dificulta a identificação das causas e, consequentemente, das possíveis soluções para mitigação da proliferação de algas e cianobactérias.

Os modelos matemáticos se apresentam como ferramentas para compreender os padrões de circulação da água e os processos químicos que ocorrem no reservatório, assim como preencher falhas de monitoramento. Estes modelos fazem uso de equações matemáticas com o objetivo de representar de forma simplificada os fenômenos naturais de transporte de água e poluentes que ocorrem no interior do reservatório.

A aplicação de um modelo matemático a um problema de qualidade da água, quando adequado à situação estudada, pode ser útil ao gerenciamento para a identificação dos fatores mais determinantes na qualidade da água do reservatório, e a partir deles, para o emprego de medidas de controle do problema, sejam elas relacionadas à carga difusa, às cargas pontuais ou às transferências entre reservatórios interligados de um mesmo sistema. Adicionalmente, permite estimar o efeito das medidas de controle, facilitando a escolha de alternativas mais adequadas para a solução do problema.

Neste contexto, este estudo consiste na modelagem matemática aplicada ao reservatório Jundiaí, utilizado para abastecimento público da RMSP, associada à posterior utilização de índices para síntese dos resultados obtidos diretamente do

modelo. Com o objetivo de identificar os principais fatores a serem controlados para melhoria da qualidade da água no reservatório no que se refere à proliferação de algas, procurou-se representar os fenômenos hidrodinâmicos e de qualidade da água relacionados às concentrações de oxigênio dissolvido e ao ciclo de algas e nutrientes, caracterizar a qualidade da água do reservatório ao longo do tempo a partir de índices e, por fim, sugerir medidas mais adequadas para o controle de algas no reservatório.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVOS GERAIS

Este trabalho tem como objetivo apresentar um modelo de avaliação de qualidade da água aplicado ao caso do reservatório Jundiaí, localizado no Sistema Produtor Alto Tietê. Consiste na aplicação de um modelo matemático de qualidade da água, estruturado a partir de atividades de monitoramento, e da utilização de índices de qualidade da água, em termos de oxigênio dissolvido e concentração de algas, visando a identificar os fatores mais relevantes no controle da proliferação de cianobactérias no reservatório e, a partir deles, propor alternativas para efetuar este controle.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Com base nas características morfométricas e hidrológicas, na qualidade da água e nas regras de operação do reservatório Jundiaí e respectivos afluentes, apresentam-se:

- A calibração dos parâmetros dos módulos hidrodinâmico e de qualidade da água do modelo CE-QUAL-W2 (COLE; WELLS, 2013) para este reservatório, de forma a reproduzir as temperaturas, condições de estratificação e as concentrações de oxigênio dissolvido nele observadas;
- A identificação dos principais parâmetros da modelagem que interferem nos resultados do modelo;
- A validação do modelo obtido, para um período diferente daquele utilizado na etapa de calibração, com o objetivo de dispor de um modelo representativo dos fenômenos de transporte que ocorrem no reservatório Jundiaí;
- A utilização de índices de qualidade da água, calculados a partir dos resultados do modelo, que facilitem a avaliação da qualidade da água ao longo do tempo no reservatório e em diferentes zonas verticais homogêneas do mesmo, considerando a possibilidade de ocorrência de estratificação térmica;

- A identificação dos fatores externos de maior influência sobre os índices de oxigênio dissolvido e algas obtidos para o reservatório em estudo.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. HIDRODINÂMICA EM RESERVATÓRIOS

Reservatórios são corpos d'água artificiais, formados pela ação direta do homem, como o barramento artificial de um vale natural ou a formação artificial de lagos (NOGUEIRA, 1991).

Assim como lagos, reservatórios são caracterizados por menores velocidades longitudinais (quando comparados a rios ou estuários), de forma que apresentam turbulência reduzida, fator que dificulta a mistura de água na direção vertical. A quase totalidade da propagação do calor ocorre por transporte de massa d'água, sendo a eficiência deste transporte função da presença ou ausência de camadas de diferentes densidades. Propriedades físicas da água como elevado calor específico e índice de refração luminosa são decisivas para determinar variações espaciais, principalmente verticais, na distribuição térmica e luminosa no ambiente aquático (ESTEVES, 2011).

Verburg e Antenucci (2010) ressaltam a importância do balanço térmico em um lago para a limnologia física, sendo que este balanço é controlado pelas interações das águas do lago com a atmosfera.

A energia térmica total na coluna d'água, ou calor bruto, é resultado das trocas de energia térmica entre o corpo d'água e o ambiente, por meio dos processos de dissipação de energia cinética, utilização ou produção de calor pelas reações químicas e bioquímicas, transporte advectivo e trocas de calor na interface ar-água (ORLOB, 1981 apud NOGUEIRA, 1991).

Verburg e Antenucci (2010) e Nogueira (1991) apresentam o fluxo líquido de calor através da superfície (F_s) como um indicador das alterações no calor armazenado em um determinado corpo hídrico, considerando que as trocas atmosféricas são os fatores de contribuição dominantes no balanço térmico. O F_s é calculado como a diferença entre o fluxo de calor associado à radiação líquida (Q) e os fluxos de calor por evaporação (E) e por condução (H), como na equação 3.1.

$$F_s = Q - E - H \tag{3.1}$$

A radiação líquida Q é dada pela soma entre a radiação de onda curta absorvida (S) e a radiação atmosférica de onda longa absorvida (L_a), subtraídas da radiação atmosférica de onda longa refletida pelo corpo hídrico (L_r), variável em função da temperatura e umidade relativa do ar, da cobertura de nuvens e da temperatura do lago na superfície (VERBURG; ANTENUCCI, 2010).

$$Q = S + L_a - L_r \tag{3.2}$$

O ambiente lêntico, em algumas épocas do ano, favorece o aparecimento da estratificação térmica. Segundo Nogueira (1991), a estratificação térmica nos lagos e reservatórios é o resultado do balanço de calor entre a água armazenada e as contribuições externas.

O ecossistema aquático se encontra estratificado termicamente quando nele ocorre a formação de camadas d'água de diferentes densidades, decorrente da diminuição progressiva da temperatura da água da superfície em direção ao fundo do reservatório. As camadas formadas estabelecem uma barreira física à mistura das águas e, se a energia do vento não for suficiente para misturá-las, o calor não se distribuirá uniformemente na coluna d'água, criando uma condição de estabilidade térmica (ESTEVES, 2011).

Nogueira (1991) define estratificação como um acomodamento de camadas de fluido, ao longo da direção vertical, em decorrência de gradientes de densidade, que podem ser provocados por gradientes de temperatura, de concentração de sólidos dissolvidos e de sólidos em suspensão, com a predominância de efeitos de temperatura. Em decorrência deste acomodamento, formam-se, no eixo vertical, três regiões distintas no reservatório (ESTEVES, 2011; NOGUEIRA, 1991; WETZEL, 1983; LEMOS, 2015):

- Epilímnio: camada superficial de maior temperatura e menor densidade, que recebe a maior parte da energia solar;
- Hipolímnio: camada profunda, de menor temperatura e maior densidade;
- Metalímnio: região intermediária de separação entre o epilímnio e o hipolímnio, caracterizada por elevado gradiente de temperatura. Nesta região, encontra-se o termoclina (plano horizontal que delimita o epilímnio do hipolímnio).

A ausência de mistura entre as águas das duas regiões é suficiente para que a qualidade da água do epilímnio seja significativamente diferente da do hipolímnio; como mencionado por Nogueira (1991), a permanência da estratificação térmica determina que a esta se superponham estratificações químicas e biológicas.

Desta forma, tem-se um ambiente físico homogêneo horizontalmente, ou seja, não são observadas grandes variações na qualidade de água no interior do epilímnio e do hipolímnio, e heterogêneo no eixo vertical, verificando-se qualidade da água bastante variável ao longo da coluna d'água, com gradientes de concentrações ou valores de variáveis como oxigênio, pH, salinidade (ESTEVES, 2011). A distribuição da temperatura no lago altera não somente a qualidade da água, como também pode afetar seu regime térmico e todo o sistema fluvial a jusante (CHIN, 2006).

A desestratificação ou mistura das águas não depende somente da variação de temperatura, mas também da ação de outros fatores externos como o vento e a precipitação, funções de força que introduzem turbulência no sistema e provocam circulação das águas no interior do lago. Lemos (2015) destaca que a estratificação térmica ocorre principalmente em locais onde o vento não promove turbulência e circulação da água, mantendo as camadas de densidades diferentes separadas.

Os movimentos de água internos, em reservatórios, são também altamente dependentes de manipulações das estruturas dos mesmos (STRATŠKRABA; TUNDISI, 1999). A principal diferença entre lagos e reservatórios é a possibilidade de controle das vazões defluentes nestes últimos, de forma que o tempo de residência da água seja mais baixo em reservatórios do que em lagos naturais (NOGUEIRA, 1991; ESTEVES, 2011). O tempo de residência ou tempo de retenção hidráulica, definido por Nogueira (1991) como o intervalo de tempo em que uma determinada massa de água permanece no reservatório, desde a sua chegada até a sua saída, é uma medida da taxa de renovação das águas em um corpo hídrico. Esta variável é influenciada pelo volume de água no reservatório e pela vazão na saída do mesmo e dependerá, portanto, de suas regras de operação.

A contribuição destes fatores nos ciclos de estratificação e desestratificação em lagos pode ser estimada por meio da utilização e interpretação de índices físicos, como os utilizados por Read et al. (2011):

- Profundidade do termoclina: indicador da resposta do lago a alterações conjugadas no balanço térmico e na dinâmica de mistura;
- Profundidade da camada superficial homogênea (epilímnio): indicador da fração da coluna d'água que é diretamente influenciada pelo efeito de ventos e resfriamento convectivo, definida com base na ausência de gradientes verticais de temperatura e densidade;
- Índice Schmidt de estabilidade: indicador da resistência à mistura mecânica devida à energia potencial inerente à estratificação térmica;
- Número de Wedderburn: indicador da probabilidade de ocorrência de mistura por recirculação de água a partir do fundo do lago;
- *Lake Number*: indicador utilizado na descrição de processos de mistura induzidos pela ação dos ventos.

Estes índices possibilitam caracterizar a estabilidade da estratificação, bem como identificar e avaliar alterações na circulação de água em lagos e reservatórios e suas principais causas. São estimados por um método comparativo entre os gradientes verticais de densidade no reservatório e um valor de gradiente limite para a ocorrência da estratificação.

Esteves (2011) e Souza et al. (2006), em seus estudos, apontaram diferenças quanto às condições de estratificação e desestratificação entre lagos e reservatórios de regiões tropicais e temperadas.

Nos lagos rasos de clima tropical, há geralmente um ciclo diário de variação de temperatura, sendo frequentemente observadas, nestes ecossistemas, estratificações e desestratificações diárias da coluna d'água (ESTEVES, 2011; NOGUEIRA, 1991). Nestas regiões, a variação sazonal da temperatura é pouco acentuada em relação à variação diária (ESTEVES, 2011; STRATŠKRABA; TUNDISI, 1999).

Durante o dia, as camadas superficiais são continuamente aquecidas, até que se estabeleça a estratificação do lago; no período noturno, a diminuição de temperatura é suficiente para que ocorra a mistura (ou desestratificação) total, pela ação dos ventos.

Segundo Lewis (1996), lagos tropicais com profundidades de 1 a 3 metros apresentam tipicamente regime de mistura polimítico contínuo (mistura diária) e lagos com profundidades de 3 a 10 metros são frequentemente caracterizados por regime de mistura polimítico descontínuo (mistura irregular, que ocorre mais de uma vez ao ano).

Esteves (2011) ainda ressalta que este processo é facilitado pela pequena diferença de temperatura entre o epilímnio e o hipolímnio. A diferença de temperatura entre a camada superficial e a camada de fundo pode variar entre aproximadamente 1,5°C em lagos equatoriais e 5 a 6°C em lagos mais próximos aos trópicos (LEWIS, 1996).

Isto se deve à relação não-linear existente entre temperatura e densidade da água (Figura 3.1). Quando a água se encontra em temperaturas mais elevadas, a redução na densidade da água por grau de aumento na temperatura é maior do que a observada em faixas de temperatura mais baixas. Segundo Nogueira (1991), os altos gradientes de densidade podem assegurar estabilidade à estratificação, em aparente desproporção com as pequenas variações de temperatura. A variação da densidade que ocorre a elevadas temperaturas confere à estratificação condição de elevada estabilidade para pequenas diferenças de temperatura na faixa dos 24°C (LEWIS, 1996).

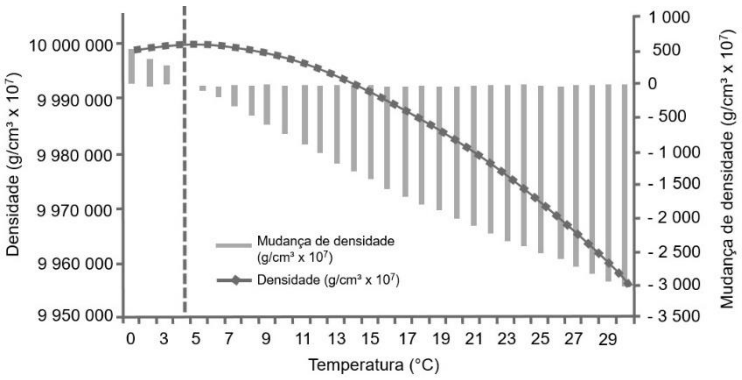

Figura 3.1 – Curva de variação da densidade da água em função da temperatura – Fonte: Esteves, 2011

3.2. QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOS E RESERVATÓRIOS

Em termos de qualidade da água, um reservatório deve ser analisado como um ecossistema resultante da interação entre bacia hidrográfica e afluências ao

reservatório, do funcionamento do reservatório propriamente dito e de suas defluências, além do seu gerenciamento e aspectos socioeconômicos envolvidos. Por serem sistemas abertos, estes corpos d'água são influenciados por sua bacia de drenagem, assim como também exercerão influência sobre ela; portanto, devem ser gerenciados como componentes dentro do sistema da bacia hidrográfica, uma vez que qualquer alteração na bacia pode ter efeitos sobre suas águas, tanto do ponto de vista de qualidade, quanto do ponto de vista de quantidade (STRATŠKRABA; TUNDISI, 1999; JØRGENSEN; VOLLENWEIDER, 1988).

Pompêo e Moschini-Carlos (2015) destacam que não bastam unicamente ações de manejo no próprio corpo de água; as ações mais importantes deveriam ser executadas fora do manancial, destacando a importância do planejamento, gerenciamento e controle dos usos e ocupações na bacia hidrográfica contribuinte, que podem refletir em alterações da qualidade da água.

Stratškraba e Tundisi (1999) enumeram as principais atividades antrópicas em uma bacia hidrográfica que podem causar alterações nas condições ambientais de um reservatório: disposição de esgotos domésticos, disposição ou escoamento superficial de agricultura; escoamento de áreas rurais ou solos que sofreram erosão; escoamento superficial em regiões sujeitas a poluição atmosférica (como chuva ácida); infiltrações provenientes de áreas de extração de minérios; compostos orgânicos tóxicos de pesticidas utilizados na agricultura e na indústria.

Cada uso a que se destina a água de um reservatório tem a ele associado um padrão de qualidade determinado por lei, que, no Brasil, é estabelecido pela Resolução CONAMA n.357/05. A Resolução CONAMA n.357/05 apresenta o enquadramento dos corpos hídricos no Brasil através de sua classificação em função do uso de suas águas, bem como os critérios para esta classificação. Usos de água mais restritivos (como abastecimento humano) apresentam maiores exigências quanto à qualidade da água. Desta forma, o diagnóstico e estudo contínuos da qualidade da água em reservatórios são essenciais tanto para o gerenciamento como para o tratamento de suas águas.

A qualidade da água em um reservatório depende de seu comportamento hidrodinâmico, da composição química da água e de suas características biológicas.

Diferenças longitudinais na hidrodinâmica ao longo do corpo do reservatório, desde a zona de entrada até a zona da barragem, são características limnológicas únicas de reservatórios, e exercem forte influência na qualidade de suas águas. Já as composições química e biológica dependerão da hidroquímica da região, do tempo de residência d'água e das afluências e aporte de substâncias resultante de atividades antrópicas na bacia de drenagem (STRATŠKRABA; TUNDISI, 1999).

Stratškraba e Tundisi (1999) ressaltam ainda a importância da determinação das vazões afluentes ao reservatório na estimativa de cargas afluentes de substâncias ao reservatório e na previsão de padrões de escoamento através dele. Para a maioria das variáveis, existirá uma relação entre a vazão e a concentração e, por este motivo, alterações sazonais na qualidade da água devem ser avaliadas juntamente com mudanças nas vazões afluentes.

Ademais, as frequentes variações de nível d'água de um reservatório, resultantes das retiradas de água, potencializam as interações entre sedimentos e coluna d'água e são responsáveis por aumentos na quantidade de sólidos suspensos dissolvidos e nas concentrações de nutrientes na coluna d'água. A localização de estruturas de tomada d'água, por sua vez, afeta o padrão de estratificação do reservatório e, consequentemente, pode provocar alterações na composição química e biológica e qualidade da água extraída.

Os padrões de estratificação e mistura no reservatório são determinantes no transporte de massa e constituintes no seu interior. A estratificação térmica em lagos e reservatórios implica numa estratificação química, física e biológica, gerando consequências na distribuição espacial de organismos e nos ciclos biogeoquímicos (LEMOS, 2015). Esta segregação vertical da coluna d'água interfere na disponibilidade de nutrientes e luz, bem como na distribuição vertical, migração e alimentação de níveis tróficos superiores, como zooplâncton e peixes (READ et al., 2011).

A condição de estratificação estável faz com que o transporte de constituintes entre as camadas do reservatório ocorra de forma lenta, o que dificulta a difusão do oxigênio dissolvido até camadas mais profundas, abaixo da linha do metalímnio. A condição de anoxia no hipolímnio pode, por exemplo, favorecer a liberação de nutrientes dos

sedimentos (fonte autóctone de fósforo), podendo intensificar o processo de eutrofização.

Como resultado, tem-se, frequentemente, elevada disponibilidade de nutrientes no hipolímnio, onde a produção primária é limitada pela baixa disponibilidade de luz, em contraste ao epilímnio, de elevada disponibilidade de luz, porém baixa disponibilidade de nutrientes (MACINTYRE et al., 1999 apud READ et al., 2011).

As condições de turbulência em um reservatório afetam o processo de fotossíntese do fitoplâncton e podem tanto favorecer quanto inibir sua eficiência. Quanto à circulação horizontal, esta pode afetar a distribuição horizontal de organismos fitoplanctônicos e macrófitas (STRATŠKRABA; TUNDISI, 1999; LEMOS, 2015).

As variáveis de maior relevância a serem analisadas na caracterização da qualidade da água, em reservatórios, são (STRATŠKRABA; TUNDISI, 1999; JØRGENSEN; VOLLENWEIDER, 1988; NOGUEIRA; 1991):

- Tempo de residência: reservatórios que apresentam tempos de residência elevados estão mais sujeitos ao processo de eutrofização, uma vez que maiores tempos de residência estão associados a maior retenção de nutrientes no corpo d’água e crescimento e proliferação de organismos fitoplanctônicos;
- Temperatura: medida em diferentes profundidades, fornece uma indicação dos padrões de mistura, estratificação e escoamento através do reservatório;
- Oxigênio dissolvido: é um dos mais importantes gases dissolvidos na água, tanto na dinâmica quanto na caracterização de ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011). Condições de anoxia no hipolímnio favorecem a liberação de algumas substâncias dos sedimentos, incluindo fósforo, ferro e manganês. Jørgensen e Vollenweider (1988) consideram esta liberação como uma fonte de constituintes interna ao reservatório (em inglês, “*internal loading*”);
- Transparência: determinada pela combinação de efeitos da cor da água devido a substâncias dissolvidas, turbidez devido à presença de minerais e de algas. Variações sazonais pronunciadas na transparência da água são indicativas de presença de fitoplâncton.

  Uma das formas de medir a transparência de um corpo é por meio da submersão do Disco de Secchi. A profundidade de Secchi é aquela a partir da qual não é

mais possível enxergar o disco submergido. Existem correlações entre a profundidade de Secchi e a atenuação vertical da radiação solar, como a proposta por Chapra (1997):

$$\lambda = \frac{\alpha}{z_{Secchi}}$$

onde λ é o coeficiente de atenuação vertical da radiação solar e α é uma constante que varia de 1.4 a 1.9.

Lorenzen (1980) apresenta um método para correlacionar a profundidade de Secchi à concentração de clorofila-a, mas afirma ser necessária a definição da absorção de luz não-associada à clorofila-a, pois a influência da clorofila-a na transparência pode variar entre corpos hídricos de águas turvas e límpidas.

- Nutrientes: o crescimento e a proliferação de macrófitas e fitoplâncton dependem da disponibilidade de cerca de 19 nutrientes (HENDERSON-SELLERS, 1984), sendo oxigênio, fósforo, carbono e nitrogênio os mais importantes (NOGUEIRA, 1991); a insuficiência de qualquer um desses nutrientes, de acordo com a Lei dos Mínimos de Liebig, pode provocar limitação de crescimento.
- Fitoplâncton: a determinação da composição e densidade do fitoplâncton é essencial na avaliação das condições tróficas de um reservatório. A presença de fitoplâncton é quantificada por meio de concentrações de clorofila-a ou medidas de biomassa. O fitoplâncton contribui para o conteúdo de matéria orgânica na água e pode prejudicar características organolépticas (como sabor e odor) da água, quando em elevadas concentrações.
- Compostos orgânicos: quando há abundância de algas, o valor de DBO_5 não é somente um indicador da quantidade de matéria orgânica dissolvida, mas também da respiração e decomposição de algas.

As medições ou estimativas destas variáveis são realizadas por meio de programas de monitoramento. Monitoramento da qualidade da água é definido pela Organização Internacional para Padronização (ISO) como a programação de amostragens, medições e posterior registro de variadas características da água, frequentemente com o objetivo de atingir a conformidade a fins específicos (BARTRAM; BALLANCE, 1996). Consiste na aquisição de dados a respeito de um determinado corpo hídrico,

em um conjunto de locais pré-selecionados e intervalos de tempo regulares, visando a definir a condição da água, detectar tendências e fornecer informações para o levantamento de possíveis causas de problemas de qualidade nele identificados (MEYBECK; HELMER, 1996).

Em aplicações de modelos de hidrodinâmica e qualidade da água em reservatórios, monitoramentos de temperatura da água na direção vertical são necessários por refletirem o regime de mistura e influenciarem diretamente a distribuição de oxigênio dissolvido, nutrientes e outros componentes químicos na água. De forma geral, modelos requerem um conjunto de variáveis e repetições que nem sempre são contemplados em monitoramentos contínuos iniciados com outros objetivos (ARRUDA, 2014).

3.3. MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS

Para Jørgensen e Vollenweider (1988), a essência do gerenciamento de lagos é encontrar as relações entre as funções de força e a variável de estado, e utilizar o conhecimento destas relações para alterar as funções de força controláveis e assim atingir o estado desejado para o lago.

Neste contexto, Fragoso Jr. et al. (2009) apresentam a modelagem matemática em reservatórios como uma alternativa bastante disseminada para avaliar principalmente os padrões de circulação da água e os cenários de impactos decorrentes da eutrofização, sendo uma ferramenta desenvolvida para auxiliar o entendimento comportamental de um determinado ecossistema aquático, avaliando os efeitos de diferentes ações antrópicas, naturais, climáticas, bióticas e a interação entre essas forçantes.

Chapra (1997) define modelo matemático como uma formulação matemática idealizada, que representa a resposta de um sistema físico a determinados estímulos externos. No caso de modelos de qualidade da água, procura-se estabelecer a relação de causa e efeito existente entre o aporte de poluentes e a sua concentração final no corpo d’água. Esta relação depende de suas características físicas, químicas e

biológicas. Modelos matemáticos de qualidade da água oferecem uma ferramenta quantitativa que integra diversas informações físicas, químicas e biológicas que constituem os sistemas ambientais complexos. Ao fornecer possíveis soluções para um problema de poluição específico, aumentam o conhecimento a respeito do funcionamento do ambiente em estudo.

Jørgensen e Vollenweider (1988) consideraram a modelação uma ferramenta útil no gerenciamento de lagos e reservatórios, por ser capaz de sintetizar as informações a respeito do sistema e os problemas enfrentados por este, de forma que pode ser utilizada na seleção das tecnologias ambientais mais adequadas para solucioná-los.

Modelos de qualidade d'água possibilitam o esclarecimento do comportamento do reservatório frente a alterações nos agentes externos, principalmente aqueles passíveis de controle antrópico. Além disso, servem de auxílio à identificação de falhas de informações a respeito do ecossistema, bem como ao estabelecimento de prioridades de pesquisa. Um breve histórico da modelagem matemática aplicada a problemas relacionados à qualidade da água é apresentado na Figura 3.2.

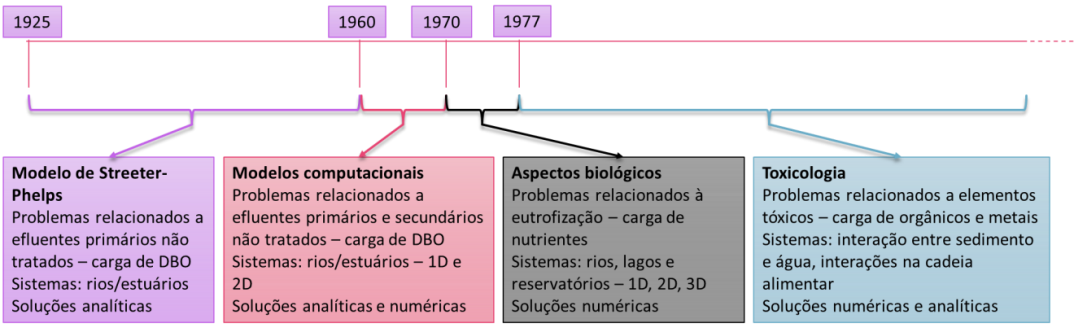

Figura 3.2 – Histórico da modelagem de qualidade da água - adaptado de Chapra (1997)

Modelos podem ser empíricos ou mecanicistas (CHAPRA, 1997; SOUZA, 2006). Ambos têm como objetivo determinar ou estimar a capacidade assimilativa de um ecossistema, porém diferem quanto aos meios de estimá-la.

Modelos empíricos determinam a capacidade assimilativa do ecossistema a partir de um extenso histórico de dados e informações de sistemas semelhantes ao sistema em estudo. Para isto, utilizam ferramentas de estatística, como regressão linear, para relacionar variáveis dependentes com variáveis independentes e sua utilização se

limita às condições ambientais com as quais o modelo foi calibrado (COX, 2003; WELLS, 2002; SOUZA, 2006).

Já os modelos mecanicistas aplicam relações teóricas e princípios de organização na estimativa da capacidade assimilativa (CHAPRA, 1997). Este conceito de simulação é baseado nas leis naturais das ciências básicas como, por exemplo, conservação de massa, conservação da quantidade de movimento e conservação de energia (SOUZA, 2006).

Os principais elementos da modelação de qualidade da água são (JØRGENSEN; VOLLENWEIDER, 1988; CHAPRA, 1997):

- Funções de força: fatores de natureza externa capazes de influenciar o estado do ecossistema.
- Variáveis de estado: variáveis de descrição do estado do ecossistema. São selecionadas com base no processo que se deseja modelar e na complexidade do modelo.
- Equações matemáticas: representação matemática dos processos biológicos, químicos e físicos do ecossistema, estabelecem as relações entre as funções de força e as variáveis de estado.
- Parâmetros: coeficientes que compõem as equações e fazem parte da representação matemática dos processos. Para que o modelo seja representativo, os parâmetros devem ser calibrados para que obtenha o melhor ajuste possível entre as variáveis de estado medidas no corpo hídrico e as resultantes do modelo.

A modelação é uma tarefa longa e complexa (COLE; WELLS, 2013), e envolve, resumidamente, as etapas da Figura 3.3 (adaptada de Chapra, 1997).

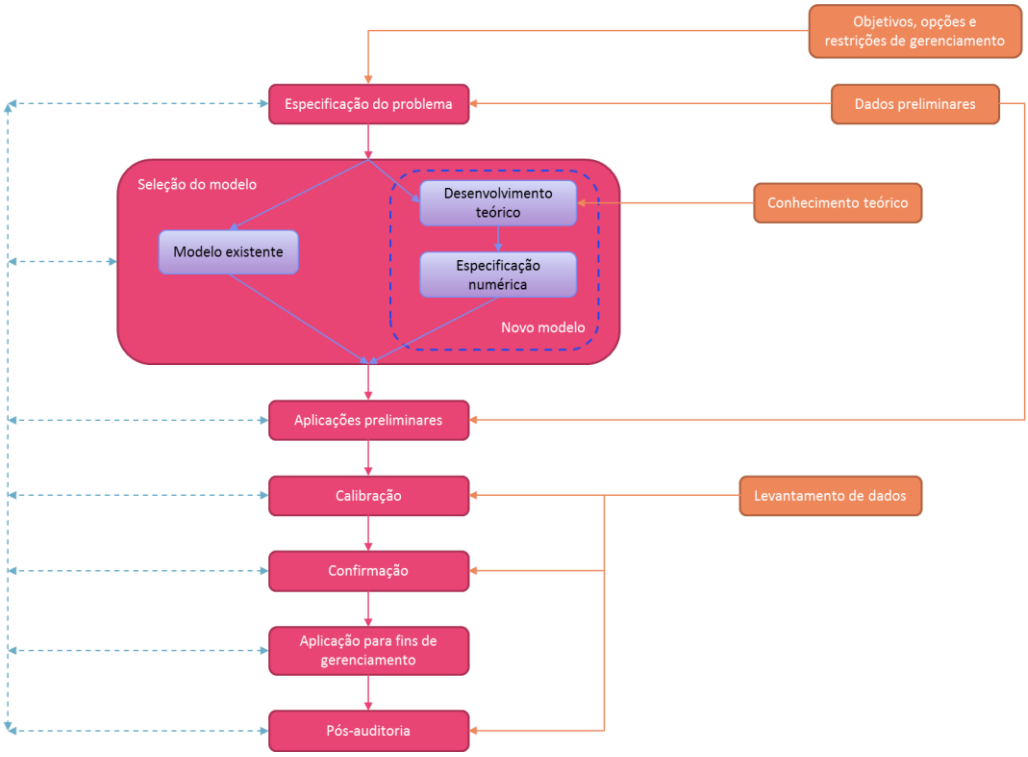

Figura 3.3 - Etapas da modelagem de qualidade da água - adaptado de Chapra (1997)

De forma simplificada, a modelação consiste na sequência de atividades detalhada abaixo:

- Especificação do problema: definição de objetivos, com base nas limitações físicas, legais, regulatórias e econômicas. Esta etapa é necessária para que o modelador determine as variáveis de qualidade da água que devem ser incluídas no estudo, para que se tenha ideia do funcionamento do sistema e da resolução (temporal, espacial e cinética) compatível com o problema estudado.

A partir dos objetivos definidos, deve-se realizar levantamento de dados disponíveis a respeito do corpo d'água e de sua bacia de drenagem e de demais dados necessários para a modelagem.

Para a modelação da qualidade de água, é necessário que os dados de entrada (*input*) no modelo sejam suficientes para caracterizar um cenário inicial de referência, com informações atuais sobre a hidrodinâmica, a qualidade da água e a situação do ecossistema. Escassez de dados e informações a respeito do corpo d'água a ser modelado dificulta e por vezes impossibilita as etapas de calibração e validação do

modelo. Quanto maior for a confiabilidade nos dados, maior será a confiabilidade no resultado final apresentado por um modelo calibrado e validado com estes dados.

Para o sistema reservatório, Souza (2006) destaca que as características abaixo (ou estimativas delas) devem estar presentes em todas as modelagens de qualidade de água:

- Características morfológicas: levantamento batimétrico do corpo d'água em estudo;
- Condições de contorno não-permanentes: vazão, concentração de substâncias dissolvidas e temperatura dos tributários pontuais e distribuídos;
- Dados meteorológicos: dados de vento, precipitação e condições atmosféricas, que influenciam na radiação incidente no reservatório e nas variações de temperatura.

Em simulações de qualidade da água, os dados mínimos necessários para a modelação incluem, além da caracterização hidrodinâmica, perfilagens com sonda multiparamétrica realizadas no reservatório, a fim de delinear perfis de oxigênio dissolvido. Por ser a variável de estado utilizada para a calibração e validação do módulo de qualidade da água, é essencial que se disponha de medições em pelo menos dois períodos (um para a calibração e outro para a validação). Perfis de temperatura também são necessários por influenciarem diretamente o regime de mistura e as concentrações de oxigênio dissolvido na água.

A adequada representação do ciclo de nutrientes e decomposição de matéria orgânica no reservatório, bem como seu nível de trofia, depende de medições de concentrações de nutrientes e algas.

- Seleção do modelo: consiste na escolha de um modelo existente ou na criação de um novo modelo próprio, com base na teoria (COLE; BUCHAK, 1995).

O modelo deve ser adequado às características do corpo hídrico. Além de se selecionar o modelo, deve-se determinar a resolução (grau de segmentação temporal e espacial) do mesmo, que depende do período de estudo, do processo a ser avaliado

(características e consequências, do comportamento do poluente), do nível de detalhamento do processo e características físicas do sistema.

Cole e Wells (2013) ressaltam que a compreensão dos processos a serem modelados, bem como o conhecimento do sistema submetido à simulação, são essenciais para o sucesso da modelação.

- Aplicação preliminar: esta etapa é essencial para a identificação de deficiências de dados que devem ser obtidos para aprimorar o desempenho do modelo. Esta fase preliminar também evidencia quais os parâmetros mais relevantes para o fenômeno estudado, ou seja, aqueles cuja variação exerce maior impacto nos resultados e estimativas obtidos com a aplicação do modelo, através de uma análise de sensibilidade.

- Calibração: os parâmetros do modelo são ajustados para que os resultados se aproximem da melhor forma a determinado conjunto de dados, selecionados para caracterizar o fenômeno em estudo. O ajuste pode ser avaliado de forma subjetiva ou através de medidas que quantifiquem sua qualidade (estatísticas de erro, por exemplo). Uma vez adotada a medida, os parâmetros são calibrados até que um valor mínimo de erro seja alcançado.

- Confirmação e refinamento: após a calibração, o modelo deve ser submetido à simulação com outros conjuntos de dados de entrada, para que a calibração seja confirmada. As funções de força são alteradas para a nova condição de simulação, e os parâmetros calibrados são mantidos, de forma a confirmar sua validade para a nova situação.

Se o ajuste não se confirmar para o novo conjunto de dados, o modelo deve ser reanalisado, para que se avaliem os mecanismos que devem ser mais bem caracterizados e a necessidade de refinamento do modelo.

Na etapa de confirmação, ou validação, deve-se estabelecer qual o rigor desta validação, uma vez que o modelo não irá representar a realidade exata.

Quanto maior o número e a diversidade das observações de confirmação, maior a probabilidade de a sua concepção não apresentar falhas.

- Avaliação de medidas de gerenciamento: após validação, o modelo pode ser aplicado para avaliação da eficiência e efetividade de medidas e ações de controle da qualidade da água. As funções de força são alteradas e o modelo é submetido a novas simulações, para avaliar os efeitos dessas alterações no sistema e suas variáveis de estado.

A eficiência obtida a partir das simulações para a medida implementada pode ser confirmada após a sua implementação. As discrepâncias observadas são uma forma adicional de identificar mecanismos e informações necessárias para se obter um modelo mais representativo.

No caso de reservatórios e lagos, devido aos fenômenos de estratificação térmica, química e biológica, a qualidade de água é variável ao longo da coluna d'água. Para prever estas variações, como explica Lemos (2013), utilizam-se modelos de duas dimensões no plano vertical. Tais modelos, como é o caso do CE-QUAL-W2, consideram o reservatório bem misturado lateralmente, e são utilizados na simulação de padrões de vazão e temperatura da água, descrevendo o movimento e a entrada de alguns constituintes da qualidade da água (COLE; WELLS, 2013).

Aplicações de modelos bidimensionais integrados lateralmente para previsão da qualidade da água, em especial do fenômeno da eutrofização, podem ser encontradas em estudos como os de Kuo et al. (2006), Ha e Lee (2008) e Berger et al. (2010). Estes estudos são exemplos de aplicação do modelo CE-QUAL-W2 para modelar projeções da qualidade da água após a implantação de medidas de controle, melhores práticas de manejo ou políticas de uso e ocupação do solo.

Martin et al. (2015) calibraram, validaram e aplicaram o CE-QUAL-W2 para realizar estimativas de baixas concentrações de oxigênio dissolvido na época de inverno no Rio Athabasca (Canadá), onde ocorre cobertura de gelo nesta estação do ano, demonstrando a sua utilidade na seleção de medidas de mitigação do problema.

O mesmo modelo foi utilizado por Park et al. (2013) para sugerir estratégias de redução da carga de nutrientes em um sistema de reservatórios múltiplos, através da movimentação de comportas e vazões nos canais de conexão entre eles. Outras aplicações do modelo incluem avaliação de cenários de operação e resposta de um reservatório a acidentes envolvendo derramamento de contaminantes (JEZNACH,

JONES, et al., 2016); estimativa da sensibilidade da água de um reservatório de abastecimento humano a potenciais aumentos na carga afluente de nutrientes, associadas a eventos extremos de precipitação na bacia contribuinte (JEZNACH, HAGEMANN, et al., 2017); otimização de redes de monitoramento de qualidade da água para reservatórios e lagos (MAYMANDI, KERACHIAN e NIKOO, 2018); avaliação de impactos da variação de nível d'água na ocorrência de *blooms* de algas em barragens (JI, WELLS, et al., 2017).

Como exemplo de aplicação no Brasil, Souza (2006) utilizou o CE-QUAL-W2 para simular a hidrodinâmica e variações na qualidade da água do Arroio Demétrio, Rio Grande do Sul. Também no Brasil, Deus et al. (2013) utilizaram este mesmo modelo para quantificar o transporte de massa, a estratificação térmica e alterações de estado trófico no reservatório de Tucuruí, no estado do Pará, em função de possíveis expansões na atividade de piscicultura, por meio da determinação de uma relação de causa e efeito entre cargas de nutrientes e a qualidade da água no reservatório.

Em aplicações de modelos de qualidade da água, gerenciar e processar os resultados espaço-temporais simulados em um elevado número de células computacionais pode ser extremamente complicado e demorado, devido à enorme quantidade de informações geradas pelos cálculos numéricos durante a simulação de longos períodos ou cenários (NOORI, YEH, et al., 2015). Os resultados obtidos nem sempre são adequados à tomada de decisão por parte dos gestores, uma vez que um aumento na discretização do modelo já é suficiente para tornar as simulações de qualidade da água mais complexas. A fim de superar estas dificuldades, utilizam-se indicadores ou índices que sejam capazes de sintetizar os resultados obtidos, traduzindo as condições de qualidade da água do reservatório e sua variação ao longo do tempo. Tais indicadores devem ser úteis para facilitar a compreensão do comportamento do corpo hídrico em estudo e, deste modo, balizar decisões de gerenciamento, permitindo que o processo decisório ocorra de forma mais direta e rápida.

Williams et al. (2014) avaliaram alterações de qualidade da água em um reservatório, por meio de um índice de massa total normalizada pelo volume total de água no reservatório, ao longo do tempo (equação 3.3).

$$X_t = \frac{\sum v_{i,t}}{\sum w_{i,t}} \tag{3.3}$$

Onde X_t é o índice, $v_{i,t}$ é a massa do elemento no interior da célula do modelo, $w_{i,t}$ é o volume da célula do modelo, i é o índice da célula e t é o tempo.

O índice X_t, calculado a partir dos resultados de um modelo bidimensional, permitiu aos autores analisar a influência de alterações isoladas e combinadas das condições meteorológicas e de uso do solo na bacia de drenagem sobre o oxigênio dissolvido e algas presentes no reservatório. É aplicável a análises que também envolvam outros elementos dissolvidos na água.

4. ESTUDO DE CASO - RESERVATÓRIO JUNDIAÍ - SISTEMA PRODUTOR INTEGRADO DO ALTO TIETÊ

O Reservatório Jundiaí está localizado no município de Mogi das Cruzes, na Região Metropolitana de São Paulo; é parte do Sistema Produtor do Alto Tietê (SPAT), juntamente com os reservatórios de Ponte Nova, Biritiba, Paraitinga e Taiaçupeba (Figura 4.1). Este reservatório, assim como demais reservatórios do SPAT, atende às demandas dos municípios de Arujá, Ferraz de Vasconcelos, Itaquaquecetuba, Guarulhos, Mauá, Mogi das Cruzes, Poá, Suzano e São Paulo.

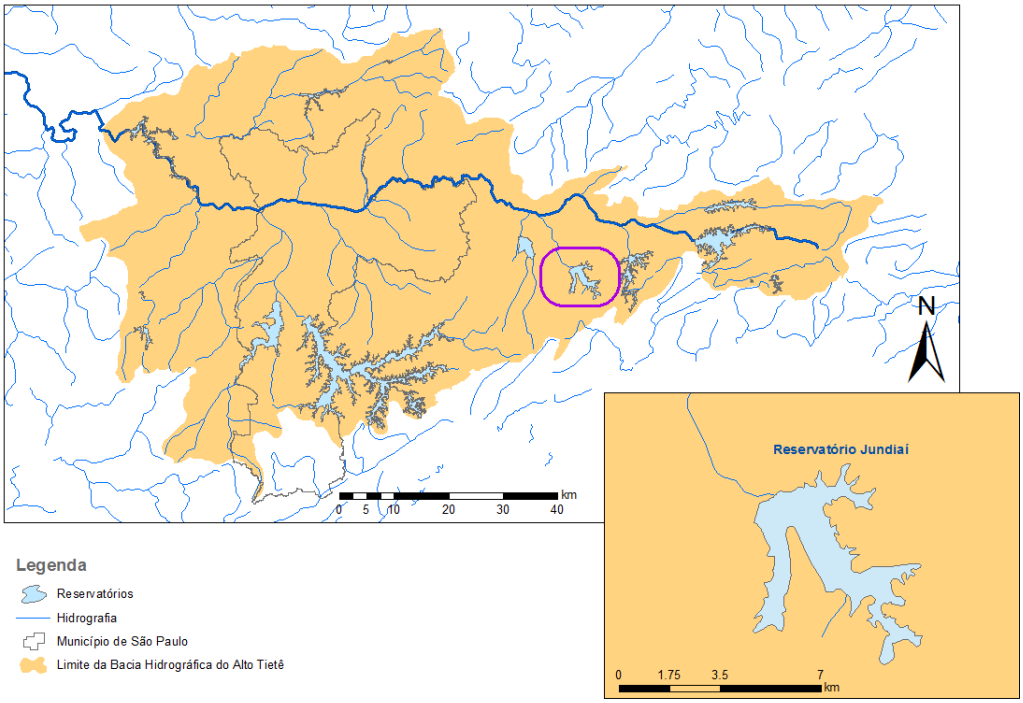

Figura 4.1 - Localização do reservatório Jundiaí na Bacia do Alto Tietê

É formado por dois braços principais (Jundiaí e Vargem Grande), recebendo contribuição de mais dois tributários (Ribeirão Barroso e Ribeirão São Lázaro) e do canal de transferência de águas do reservatório Biritiba. Teve sua construção concluída em 1989, com a finalidade de atender a usos de regularização do rio, abastecimento de água, irrigação, a recuperação de várzeas, piscicultura e lazer (Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo - DAEE, 2016). As principais características do reservatório Jundiaí são apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1– Características gerais do Reservatório Jundiaí. Fonte: DAEE, 2016.

Reservatório	Área de inundação (km²)	Volume útil (hm³)	Nível d'água máximo normal (m)	Profundidade máxima (m)
Jundiaí	17,4	74,1	754,5	23,0

Como determinado por anexo do Decreto nº10.755/77, são corpos de água de classe 1 (equivalente à classe especial da Resolução CONAMA n.357/05), na bacia do Alto Tietê:

"a) Rio Biritiba-Mirim e todos os seus afluentes até a barragem prevista da Represa de Biritiba-Mirim, no Município de Biritiba-Mirim;

b) Rio Jundiaí e todos os seus afluentes até a barragem prevista do Reservatório do Jundiaí, no Município de Moji das Cruzes;

c) Paraitinga e todos os seus afluentes até a barragem do Reservatório Paraitinga I, no Município de Salesópolis;

d) Rio Taiaçupeba e todos os seus afluentes até a barragem do Reservatório do Taiaçupeba na divisa dos Municípios de Suzano e Moji das Cruzes;

e) Rio Tietê e todos os seus afluentes até a barragem de Ponte Nova, na divisa do Municípios de Salesópolis e Biritiba-Mirim".

Este enquadramento serve como meta a ser atingida e/ou mantida para os reservatórios do SPAT e afluentes formadores, para que apresentem qualidade da água compatível com uso para abastecimento doméstico, sem tratamento prévio ou com simples desinfecção.

Segundo o Instituto da Pesca apud Simões (2007), destaca-se, no reservatório Jundiaí, a ocorrência de altas concentrações de fósforo total e clorofila-a, variáveis de qualidade da água associadas à intensificação do fenômeno de eutrofização, acompanhada do surgimento de florações de cianobactérias (algas azuis produtoras de toxinas prejudiciais à saúde e ao ambiente aquático).

5. FERRAMENTAS DE ANÁLISE

O procedimento adotado neste estudo corresponde, de forma sintética, a uma etapa preliminar de levantamento e aquisição dos dados necessários, seguida das etapas de calibração e validação do modelo CE-QUAL-W2, bidimensional, de hidrodinâmica e qualidade da água aplicado ao reservatório Jundiaí e, por fim, obtenção dos resultados e caracterização da qualidade da água no mesmo, conforme esquematizado na Figura 5.1.

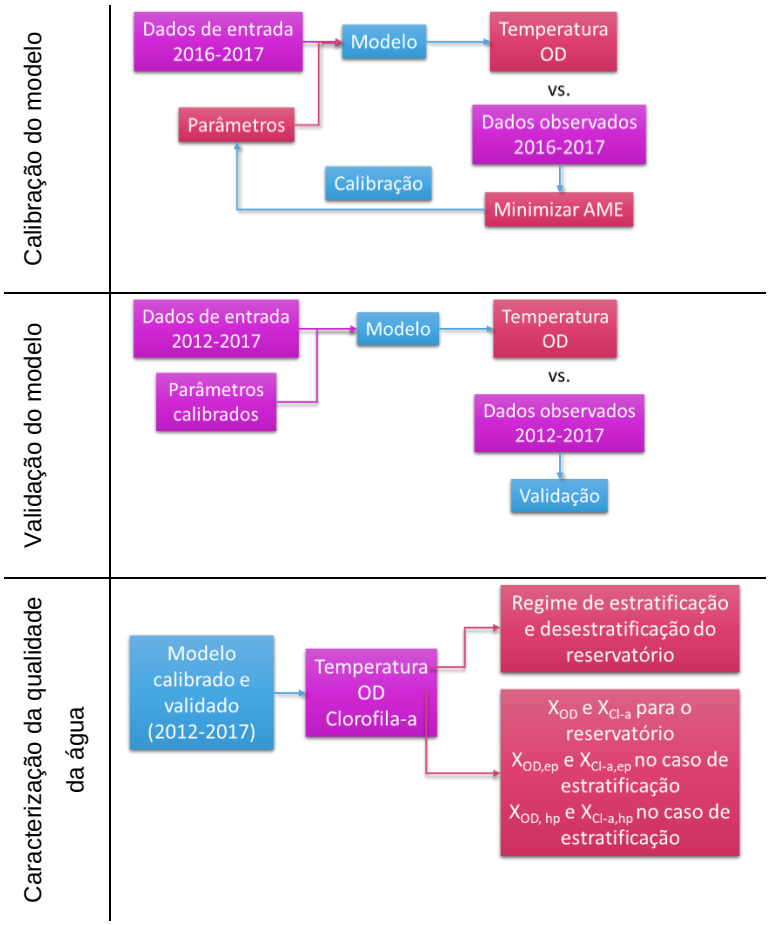

Figura 5.1 - Esquema geral das etapas do estudo

5.1. O MODELO CE-QUAL-W2

O CE-QUAL-W2 é um modelo hidrodinâmico e de qualidade da água bidimensional (longitudinal-vertical), desenvolvido pelo U.S. Army Corps Of Engineers. Pelo fato de assumir homogeneidade lateral, é adequado para corpos d'água que apresentam

gradientes longitudinais e verticais de qualidade da água. O modelo é aplicável a rios, lagos, estuários e suas combinações (COLE; WELLS, 2013).

É utilizado no cálculo de variações verticais e longitudinais na temperatura, concentrações de elementos dissolvidos, bem como processos hidrodinâmicos que ocorrem no corpo d'água, ao longo do tempo de simulação definido pelo modelador.

O modelo é dividido em dois módulos que se inter-relacionam (SOUZA, 2006; COLE; WELLS, 2013):

- Módulo hidrodinâmico: simula a elevação da lâmina d'água, campos de velocidade e temperatura; para isto, considera escoamento em regime não-permanente e simula condições de contorno variáveis ao longo do tempo (fenômenos transientes).

- Módulo de qualidade da água: a partir dos resultados do módulo hidrodinâmico, estima alterações em 28 variáveis de estado, dentre elas oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), concentração de sólidos suspensos, fósforo, nitrogênio (total, amoniacal, na forma de nitrato, nitrito), alcalinidade, carbono inorgânico total, ferro total, além de considerar as interações cinéticas existentes entre eles. É capaz de estimar alterações em indicadores de qualidade da água como bactérias, coliformes fecais, produtores primários, algas, perifíton e outros protozoários.

O CE-QUAL-W2 pode ser aplicado a reservatórios e sistemas de reservatórios em série; é adequado para representar corpos hídricos nos quais os processos na direção vertical apresentam maior relevância em relação aos que ocorrem nas demais direções. Na modelação, o corpo d'água é discretizado espacialmente em segmentos na direção longitudinal e em camadas na direção vertical, para simulação de fenômenos de estratificação (fluidos de diferentes densidades) e cálculo de gradientes de concentração dos diferentes constituintes. As limitações do software incluem (COLE; WELLS, 2013):

- Aplicações em corpos d'água rasos e extensos no plano horizontal (o modelo assume gradientes nulos na direção horizontal);

- Não simula a interação do zooplâncton com fitoplâncton e nutrientes;
- Não considera os efeitos das macrófitas aquáticas sobre a hidrodinâmica e qualidade da água do corpo d'água;
- Assume hipótese simplificadora no cálculo da demanda de oxigênio pelo sedimento.

As equações governantes do CE-QUAL-W2, exibidas na Tabela 5.1, se baseiam nos princípios de conservação de massa e de quantidade de movimento. Na última versão do software, estas equações são resolvidas por meio do método de diferenças finitas, cuja estabilidade numérica ao longo da simulação é garantida pelo algoritmo ULTIMATE.

Tabela 5.1 - Equações governantes do modelo CE-QUAL-W2 (COLE; WELLS, 2013)

Módulo hidrodinâmico
Equação da quantidade de movimento na direção horizontal
$\frac{\partial ub}{\partial t}+\frac{\partial uub}{\partial x}+\frac{\partial wub}{\partial z}=-\frac{1}{\rho}\frac{\partial bp}{\partial x}+\frac{\partial\left(bA_x\frac{\partial u}{\partial x}\right)}{\partial x}+\frac{\partial\left(bA_z\frac{\partial u}{\partial z}\right)}{\partial z}$
Equação da continuidade
$\frac{\partial ub}{\partial x}+\frac{\partial wb}{\partial z}=qb$
Equação da superfície livre
$\frac{\partial b_\eta \eta}{\partial t}=\frac{\partial}{\partial}\int_\eta^h ub\,dz-\int_\eta^h qb\,dz$
Aproximação hidrostática da equação da quantidade de movimento na vertical
$\frac{\partial p}{\partial z}=\rho g$
Dependência da massa específica da temperatura, concentração de sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos inorgânicos
$\rho=\varphi(T_w,\phi_{SDT},\phi_{SSI})$
Módulo de qualidade da água
Equação de transporte de massa
$\frac{\partial b\phi}{\partial t}+\frac{\partial ub\phi}{\partial x}+\frac{\partial wb\phi}{\partial z}-\frac{\partial\left(bD_x\frac{\partial\phi}{\partial x}\right)}{\partial x}+\frac{\partial\left(bD_z\frac{\partial\phi}{\partial z}\right)}{\partial z}=q_\phi b+S_\phi b$

Onde:

u: velocidade média longitudinal

x: coordenadas cartesianas longitudinais

z: coordenadas cartesianas verticais

t: tempo

b: largura do corpo d'água

ρ: densidade específica

p: pressão

A_x: viscosidade turbulenta na direção longitudinal

A_z: viscosidade turbulenta na direção vertical

w: velocidade média vertical

q: contribuição lateral para a vazão de entrada e saída

b_η: variação temporal e espacial da largura da superfície livre

z: localização da superfície livre

h: profundidade total

ϕ: concentração média transversal do elemento

D_x: coeficiente longitudinal de dispersão do constituinte e temperatura

D_z: coeficiente vertical de dispersão do constituinte e temperatura

q_ϕ: taxa da carga de entrada e saída lateral do constituinte

S_ϕ: termo de perdas ou ganhos das médias laterais do constituinte

O módulo hidrodinâmico é responsável pelo cálculo das velocidades de fluxo do escoamento, sendo indispensável para a etapa de modelação da qualidade da água. Conhecidas as concentrações iniciais e estabelecidas concentrações no contorno, a

modelagem da qualidade de água envolverá essencialmente a compreensão dos processos químicos e biológicos que ocorrem no interior do reservatório.

A resolução da equação do transporte de massa exige conhecimento prévio das velocidades de fluxo nas duas direções (modelo bidimensional), concentrações iniciais no corpo d'água e concentrações nas fronteiras (afluentes e defluentes), os coeficientes de dispersão (D_x e D_z) e o termo de fontes e perdas (S_Φ). Esta equação é solucionada para cada constituinte de qualidade da água incluído nas simulações.

O modelo CE-QUAL-W2 permite a seleção dos elementos de qualidade da água a serem avaliados, de acordo com os processos de qualidade e fenômenos de interesse.

O oxigênio dissolvido é o principal elemento a ser incluído na calibração do modelo de qualidade da água, por estar relacionado direta ou indiretamente a todas as reações químicas que ocorrem no reservatório, além de ser determinante para a ocorrência de respiração. A ausência deste gás dissolvido na água é uma condição propícia para a liberação de fósforo e amônio a partir do sedimento.

A modelagem do oxigênio dissolvido engloba a representação de todos os processos químicos, físicos e biológicos que dependem de sua presença na coluna d'água para ocorrer e que liberam este gás como produto de suas reações. A concentração de oxigênio dissolvido na água será resultado direto do balanço entre os processos de produção e consumo de oxigênio e concentrações dos principais componentes envolvidos, representados na Figura 5.2.

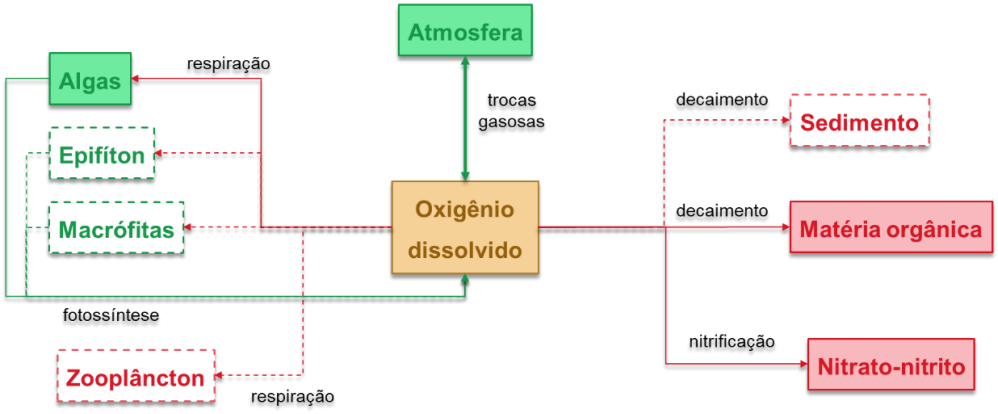

Figura 5.2 - Representação dos principais elementos e processos envolvidos na produção e consumo de oxigênio dissolvido

As principais fontes de oxigênio na água são as trocas gasosas superficiais com a atmosfera e a produção fotossintética (realizada por organismos fotossintetizantes – algas, macrófitas, epifíton e perifíton). Já os principais processos consumidores de oxigênio são as trocas gasosas superficiais com a atmosfera, respiração dos organismos (algas, macrófitas, epifíton e perifíton, zooplâncton), nitrificação, decaimento de DBO carbonácea, demanda de oxigênio no sedimento e decaimento de matéria orgânica. Cada um destes processos apresenta características e coeficientes próprios.

Apesar de estarem desconectados no diagrama da Figura 5.2, os compartimentos se inter-relacionam, o que aumenta a complexidade da modelagem. Nota-se que o fósforo não aparece no diagrama, por não apresentar relação direta com o oxigênio. No entanto, este nutriente deve ser incluído nas simulações, uma vez que a proliferação de algas no reservatório é sensível à sua disponibilidade no ambiente aquático, interferindo de forma indireta nas concentrações de oxigênio dissolvido. Os processos e elementos associados ao consumo e produção de fósforo, na forma de fosfato, são apresentados na Figura 5.3.

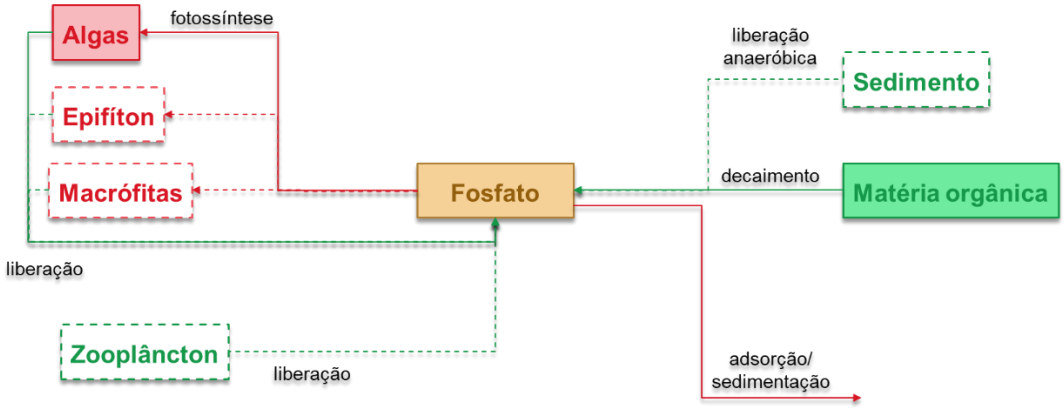

Figura 5.3 - Representação dos principais elementos e processos envolvidos na produção e consumo de fósforo na forma de fosfato

Em lagos e reservatórios, devido à reduzida turbulência de escoamento quando comparados a corpos hídricos lóticos, a importância dos efeitos de vento na entrada de oxigênio pela superfície da água é maior, sendo trocas superficiais de gases com a atmosfera controladas essencialmente pela intensidade, direção e frequência de

ocorrência de ventos. Dentre as equações recomendadas por Cole e Wells (2013), foi selecionada a equação 5.1 (COLE; BUCHAK, 1995).

$$K_a = \frac{0.5+0.05W^2}{H} \tag{5.1}$$

K_a: coeficiente de reaeração (s^{-1})

W: velocidade do vento (m/s)

H: profundidade média do canal (m)

Em ambientes lênticos, onde as velocidades de escoamento são menores e a turbulência é reduzida em relação às observadas em ambientes lóticos, a reaeração através da superfície do reservatório é mais dependente da ocorrência de ventos, de forma que a fotossíntese assume papel principal como fonte de oxigênio dissolvido na água.

Sendo as algas as principais responsáveis pela produção primária nestes ambientes, a representação adequada do seu comportamento no reservatório é essencial para a modelagem das concentrações de oxigênio dissolvido. O desenvolvimento e a proliferação de fitoplâncton são condicionados pela profundidade de penetração de luz solar no corpo d'água, condições adequadas de turbulência, temperatura, disponibilidade de nutrientes e existência de espécies predadoras.

O modelo CE-QUAL-W2 representa de forma simplificada os processos da dinâmica natural das algas em um corpo hídrico (Figura 5.4), por meio de equações matemáticas, que apresentam limitações quanto a imprevisibilidades impostas pela natureza.

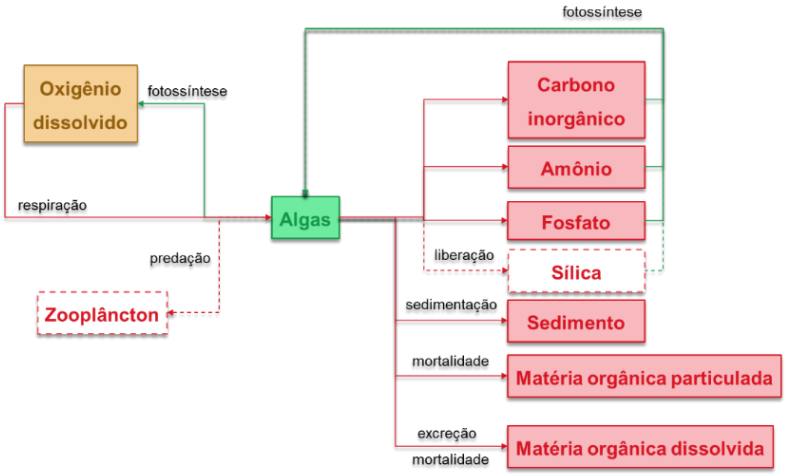

Figura 5.4 - Processos e variáveis diretamente relacionados ao desenvolvimento de algas

As espécies de algas se diferenciam por suas características metabólicas e condições ideais de desenvolvimento, proliferação e mortalidade, associadas a um conjunto de coeficientes cinéticos utilizados nas equações aplicadas pelo modelo.

Já os componentes que exercem demanda bioquímica de oxigênio são subdivididos em cinco compartimentos, modelados separadamente em função de suas diferentes origens, taxas de decomposição e solubilidade na água, conforme apresentado na Figura 5.5, na Figura 5.6 e na Figura 5.7.

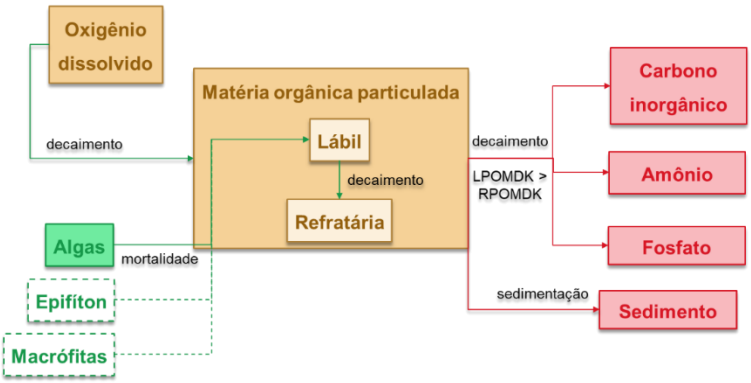

Figura 5.5 - Processos e variáveis diretamente relacionados à matéria orgânica particulada

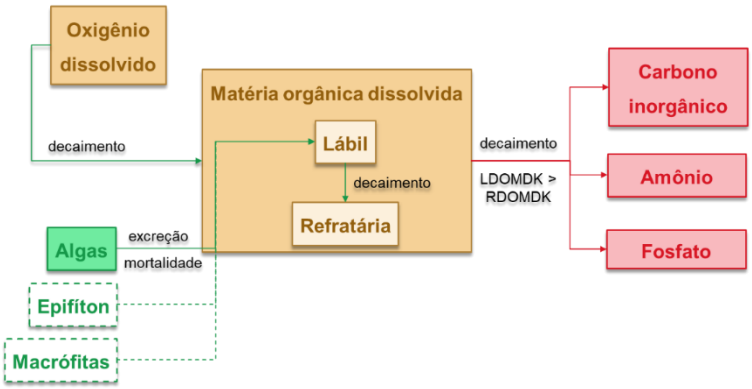

Figura 5.6 - Processos e variáveis diretamente relacionados à matéria orgânica dissolvida

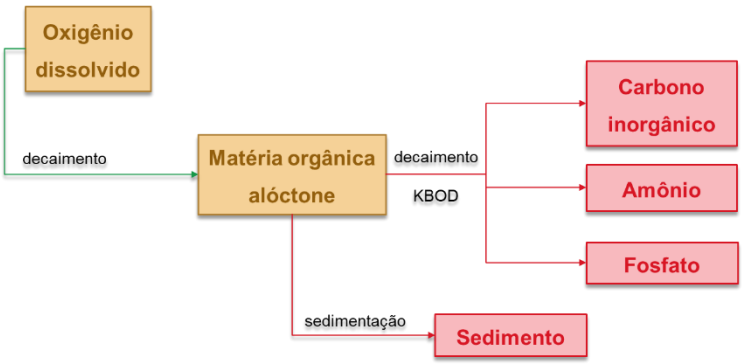

Figura 5.7 - Processos e variáveis diretamente relacionados ao aporte externo de matéria orgânica

A matéria orgânica autóctone consiste em compostos orgânicos provenientes de fontes internas ao reservatório; seu aumento na coluna d'água é resultante da morte de organismos, em especial algas, macrófitas e epifíton. Parte desta matéria é suscetível à sedimentação e é tratada como matéria orgânica particulada, subdividida em compostos lábeis (LPOM) e refratários (RPOM). A RPOM se decompõe a taxas menores e exerce demanda de oxigênio por períodos mais longos do que a LPOM.

A fração da matéria orgânica autóctone suspensa na coluna d'água, ou dissolvida (velocidade de sedimentação nula), também é subdividida em lábil (LDOM) e refratária (RDOM).

A matéria orgânica associada ao aporte externo é representada pelo compartimento da matéria orgânica de origem alóctone (CBOD). Sua decomposição contribui para o

aumento dos demais compartimentos que representam o conteúdo orgânico no interior do reservatório.

A decomposição da matéria orgânica, pertencente a quaisquer destes compartimentos, exercerá consumo de oxigênio e produzirá compostos inorgânicos de carbono, fósforo (fosfato) e nitrogênio (amônio), que podem ficar suspensos na coluna d'água ou formar outros compostos que se acumularão nos sedimentos.

O conteúdo de matéria orgânica será influenciado pelo aporte externo e pelos processos internos de excreção, mortalidade e sedimentação de algas. Aumentos nesse conteúdo influenciam diretamente o consumo de oxigênio.

Quanto ao nitrogênio, também deve ser incluído nas simulações, uma vez que o processo de nitrificação é consumidor do oxigênio dissolvido na água. Os processos de consumo e produção de nitrogênio, na forma de amônio e nitrato, são ilustrados na Figura 5.8 e na Figura 5.9, respectivamente.

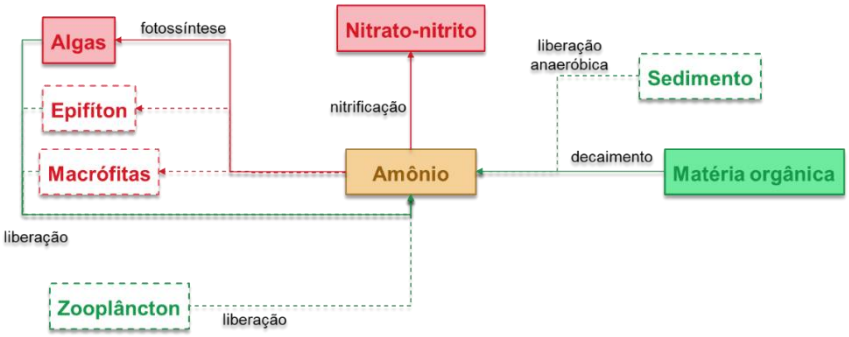

Figura 5.8 - Processos e variáveis diretamente relacionados ao nitrogênio na forma de amônio

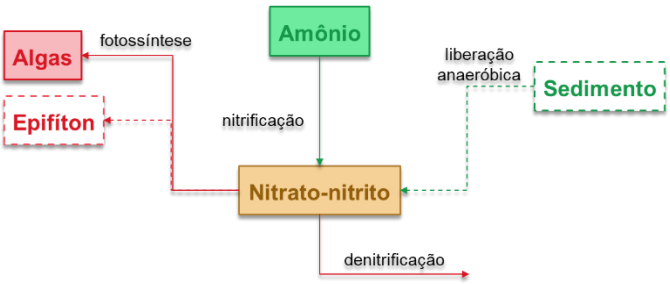

Figura 5.9 - Processos e variáveis diretamente relacionados nitrogênio na forma de nitrato e nitrito

As concentrações de amônio são influenciadas pelo decaimento da matéria orgânica e utilização e liberação deste nutriente pelas algas. O nitrogênio dissolvido na água nas diferentes formas iônicas (nitrato ou amônio) dependerá da taxa de denitrificação na coluna d'água. O nitrito, forma intermediária assumida pelo nitrogênio no processo de nitrificação, é agrupado pelo modelo CE-QUAL-W2 ao nitrato. Em condições de anoxia, há liberação destes íons a partir do sedimento (não considerado neste estudo).

5.2. LEVANTAMENTO DE DADOS

A etapa que precede a modelagem proposta consistiu no levantamento de dados disponíveis e aquisição dos demais dados necessários para o estudo. Foram levantados dados geométricos, meteorológicos, vazões, temperatura e qualidade da água do reservatório Jundiaí.

5.2.1. Dados geométricos

As curvas cota-volume e cota-área do reservatório Jundiaí (Figura 5.10) foram obtidas do Plano de Bacia do Alto Tietê - Níveis Notáveis das Represas que Abastecem a Região Metropolitana de São Paulo - Revisão 8, Dezembro/1998.

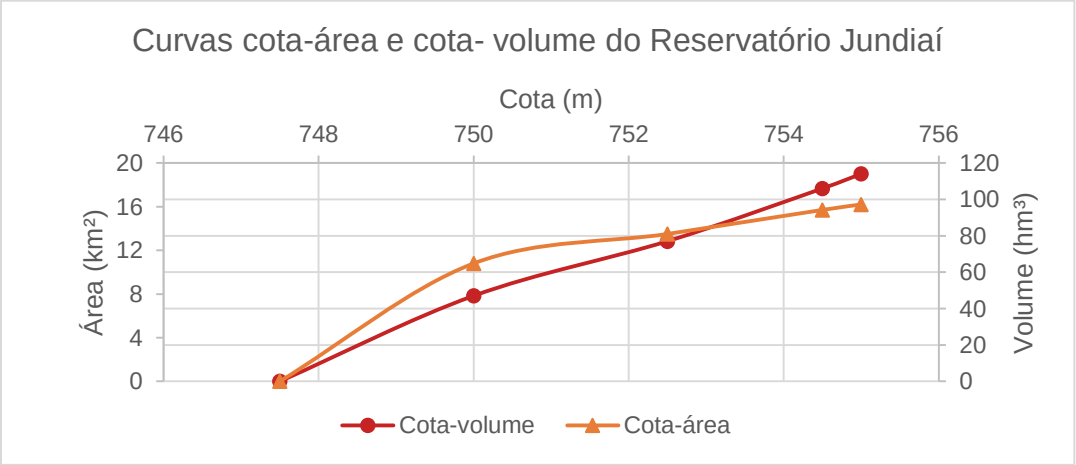

Figura 5.10 - Curva cota-área-volume do reservatório Jundiaí. Fonte: Plano de Bacia do Alto Tietê/Níveis Notáveis das Represas que Abastecem a Região Metropolitana de São Paulo - Revisão 8, Dezembro/1998 - SABESP.

5.2.2. Dados meteorológicos

Os dados de temperatura do ar, umidade relativa do ar, temperatura do ponto de orvalho e pressão atmosférica foram obtidos da Estação Meteorológica Automática São Paulo (Mirante de Santana – A701), operada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Estas informações são disponibilizadas pelo INMET, em um banco de dados de acesso livre pela internet.

A direção e velocidade do vento, bem como a precipitação, foram fornecidas pelo Sistema de Alerta de Inundações de São Paulo (SAISP) a partir dos dados da estação meteorológica de São Mateus, localizada a 16 km do reservatório Jundiaí. Trata-se da estação meteorológica mais próxima ao local.

A localização destas estações é apresentada na Figura 5.11, bem como a localização do reservatório Jundiaí e demais reservatórios do SPAT.

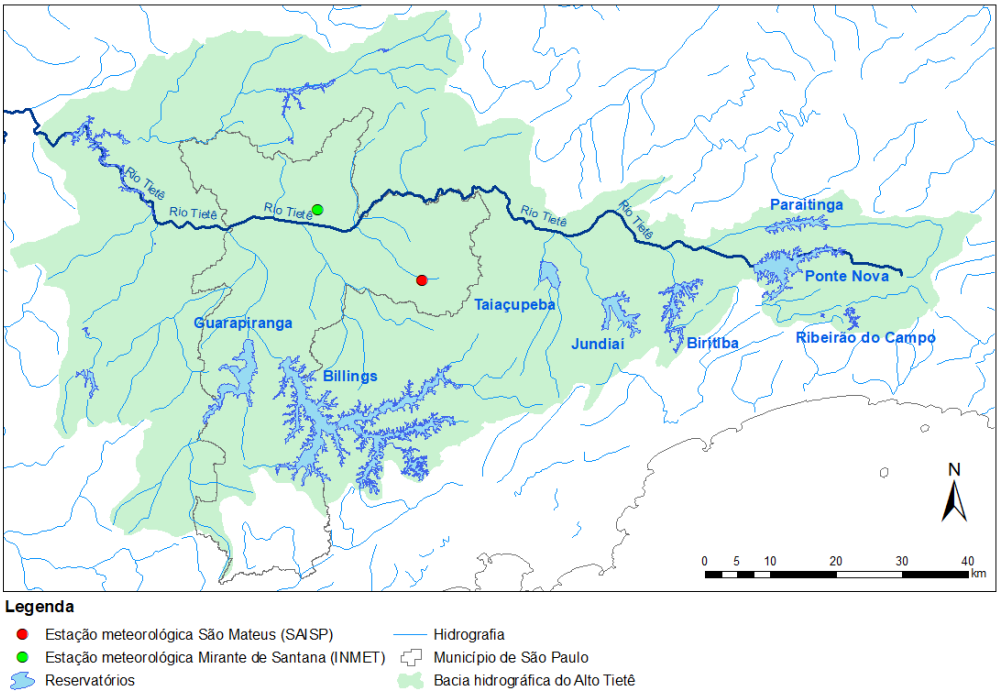

Figura 5.11 - Localização das estações meteorológicas de São Mateus (SAISP) e no Mirante de Santana (INMET).

Os dados meteorológicos foram posteriormente organizados no formato de texto de entrada para o modelo CE-QUAL-W2.

5.2.3. Temperatura da água, vazões e qualidade da água afluente

A temperatura da água, as vazões afluentes e defluentes e a qualidade da água monitoradas no período de 2012-2017 foram fornecidas pela equipe da Sabesp atuante no local. A localização dos pontos de monitoramento de quantidade e qualidade de água é apresentada na Figura 5.12.

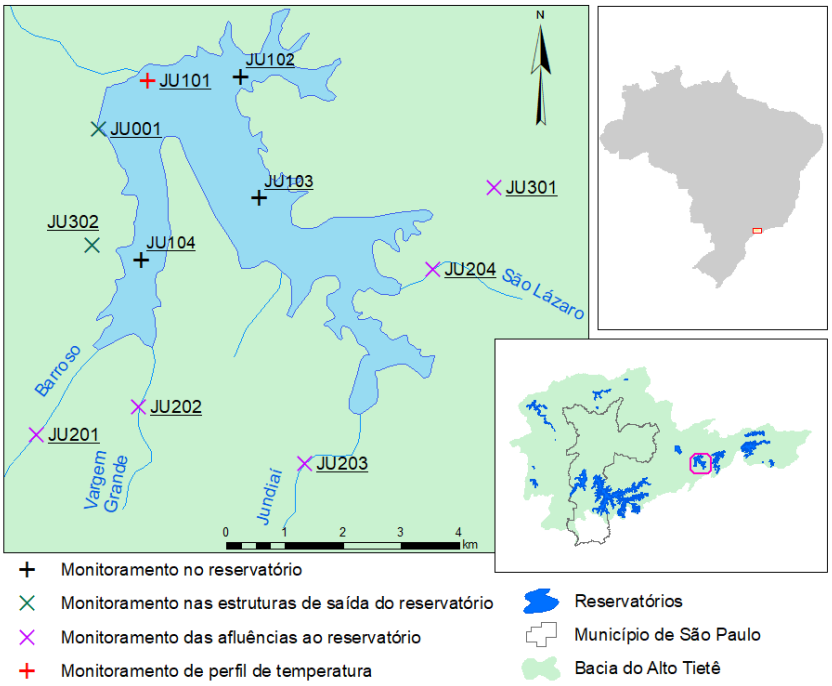

Figura 5.12 – Locais de monitoramento de qualidade da água na bacia do reservatório Jundiaí.

O monitoramento de vazões naturais se faz nos pontos JU201, JU202, JU203 e JU204, com frequência trimestral. As vazões de transferência entre reservatórios Biritiba-Jundiaí e Jundiaí-Taiaçupeba são monitoradas diariamente nos pontos JU301 e JU302, respectivamente. O monitoramento de qualidade da água, nestes cinco locais, é trimestral. A jusante do reservatório, as vazões são monitoradas no ponto JU001, diariamente.

Para condição de contorno na saída do reservatório, foram introduzidos os níveis d'água diários medidos próximo à barragem do reservatório Jundiaí, no período de análise.

5.2.4. Temperatura e qualidade da água no interior do reservatório

Os dados do monitoramento da Sabesp de temperatura e qualidade da água no interior do reservatório Jundiaí foram utilizados para a calibração e validação do modelo.

A temperatura da água, as concentrações de oxigênio dissolvido (OD), fósforo (P), nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_3$), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e sólidos dissolvidos totais (SDT) foram obtidas na superfície do reservatório no período de agosto de 2012 a agosto de 2017, nas estações JU101, JU102, JU103 e JU104. OD e SDT foram monitorados semanalmente e demais variáveis mensalmente.

Para atender à necessidade de medições de temperatura da água ao longo da direção vertical para a aplicação do modelo, foi instalado, no ponto JU101, o sistema apresentado na Figura 5.13.

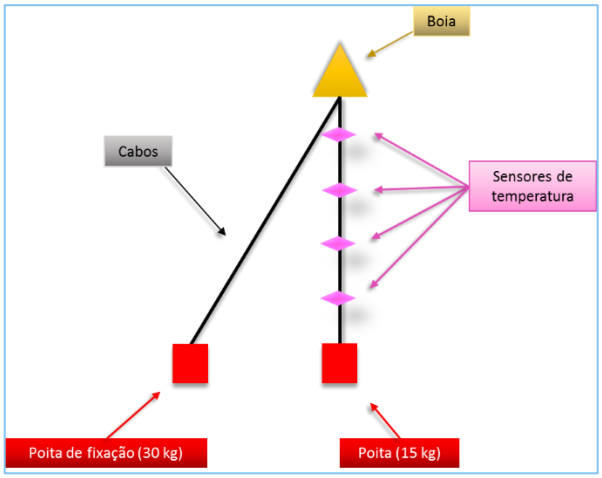

Figura 5.13 – Esquema do sistema de monitoramento instalado para medições de perfis de temperatura no ponto JU101

Constitui-se de um conjunto de quatro sensores de temperatura (termistores) do tipo *data logger* (ONSET HOBO DATA LOGGER U22-001). Cada sensor é atado à corda principal com uso de mosquetões e abraçadeiras plásticas. Prende-se a corda a uma boia náutica em uma de suas extremidades e a uma poita na outra extremidade, por meio de abraçadeiras de ferro. A segunda corda é amarrada a uma outra poita, mais pesada, para evitar a movimentação da boia.

O posicionamento vertical dos sensores foi determinado com base na profundidade do reservatório Jundiaí no ponto de monitoramento selecionado, de forma a representar adequadamente a presença e/ou ausência de gradientes verticais de temperatura no Reservatório Jundiaí. Os sensores foram instalados, respectivamente, a 0,70 m, 3,60 m, 6,50 m e 9,40 m da superfície do lago, definidas a partir das profundidades medidas no reservatório no período de 2008 a 2016 no ponto JU101, apresentadas na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 –Profundidade da água no local selecionado para monitoramento de temperatura

Profundidade máxima (m)	14,0
Profundidade média (m)	10,4
Profundidade mínima (m)	6,1
Percentil 75% (m)	12,0
Percentil 25% (m)	8,9

As especificações técnicas dos sensores são apresentadas na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Especificações técnicas do sensor de monitoramento de temperatura da água

ONSET HOBO DATA LOGGER U22-001 - TEMPERATURA	
Faixa de medição	-40°C a 70°C
Precisão	±0,2°C
Resolução	0,02°C
Suporta submersão em água até 120 metros	
Intervalo de aquisições programável	1 segundo a 18 horas
Memória	42.000 medições

A transferência dos dados é realizada por meio de um leitor dos dados armazenados nos *data loggers* para um software de aquisição de dados, via cabo USB. Para isto, é necessário o deslocamento em barco, de dois ou mais técnicos equipados com computador portátil e o leitor de dados. Retira-se da água a corda principal e, um a um, os sensores são conectados ao leitor, para imediata transferência de medições de temperatura. Após a leitura dos dados, o sensor deve ser reprogramado para medições no período subsequente.

Os sensores e o leitor de dados podem ser visualizados na imagem da Figura 5.14.

Figura 5.14 - Sensores de medição de temperatura e leitor para transferência de dados

No que se refere aos nutrientes, a relação N:P para o reservatório Jundiaí foi determinada nas datas em que havia disponibilidade de dados, apresentada na Tabela 5.4. A proporção entre estes nutrientes no ambiente é um indicador do nutriente limitante para a produção primária. Quanto maior o seu valor, maiores são as concentrações de nitrogênio na água e, portanto, maior será a dependência da disponibilidade de fósforo para a produção primária, tornando este o nutriente limitante.

Tabela 5.4 – Razões N:P no reservatório Jundiaí, calculadas nas datas de monitoramento de superfície realizado pela Sabesp

Data	N:P - JU101	N:P - JU102	N:P - JU103	N:P - JU104
16/03/2017	5.00	24.44	12.00	26.36
12/04/2017	4.80	4.24	0.92	2.11
04/05/2017	2.29	4.40	2.42	4.12
06/07/2017	3.17	2.94	2.94	3.43
03/08/2017	10.32	4.12	1.18	4.58

Ambientes com razões N:P baixas (inferiores a 10:1) são indicativos de eutrofização com florações de cianobactérias, já que o crescimento do fitoplâncton passa a ser limitado pela disponibilidade relativa do nitrogênio, favorecendo o crescimento de espécies capazes de fixar o nitrogênio atmosférico (COTOVICZ JÚNIOR, 2013 apud VIDAL; CAPELO, 2013).

Sant’anna et al. (2007) identificaram vinte espécies de cianobactérias no reservatório Jundiaí, sete delas já identificadas em estudos anteriores (SANT’ANNA et al., 2004), em especial do gênero *Microcystis*. As espécies de cianobactérias encontradas são apresentadas na Tabela 5.5.

Tabela 5.5 – Espécies de cianobactérias encontradas no Reservatório Jundiaí, localizado no Sistema Produtor do Alto Tietê – SP (adaptado de Sant'anna et. al, 2007).

Ordem	Espécie	Ordem	Espécie
Chroococcales	*Aphanocapsa delicatissima*(*) *Coelomoron tropicale* *Merismopedia punctata* *Merismopedia tenuissima*(*) *Microcystis aeruginosa*(*) *Microcystis panniformis*(*) *Microcystis protocystis*(*) *Microcystis wesenbergii*(*) *Snowella lacustris*(*) *Sphaerocavum brasiliense*(*)	Nostocales	*Anabaena circinalis* *Anabaena crassa* *Anabaena planctonica* *Cylindrospermopsis raciborskii*
		Oscillatoriales	*Geitlerinema amphibium* *Limnothrix planctonica* *Planktolyngbya limnetica* *Pseudanabaena galeata* *Pseudanabaena mucicola*

(*) Espécies encontradas em estudos anteriores.

5.3. ANÁLISE DOS PERFIS DE TEMPERATURA

Read et al. (2011) propuseram a utilização do software *Lake Analyzer* para cálculo de índices físicos que facilitem a compreensão dos fenômenos de mistura e estratificação em lagos. Estes índices são uma forma de estimar a contribuição de fatores externos (como o vento e a precipitação) nos ciclos de estratificação e desestratificação em um lago, pois auxiliam a caracterizar a estabilidade da estratificação, bem como identificar e avaliar alterações na circulação de água em lagos e reservatórios e suas principais causas.

O método descrito em Read et al. (2011) foi utilizado no estudo do reservatório Jundiaí, para análise de perfis de temperatura obtidos no ponto JU101 com a finalidade de caracterizar o ciclo hidrodinâmico do reservatório Jundiaí no período de coleta de dados.

5.3.1. Profundidade do termoclina

A profundidade do termoclina é definida como a profundidade onde ocorre o máximo gradiente de densidade na direção vertical. É um indicador da resposta do lago a alterações conjugadas no balanço térmico e na dinâmica de mistura.

As densidades em cada profundidade são calculadas a partir da temperatura pela Equação 5.2 (MARTIN; MCCUTCHEON, 1999), resultando em um gráfico de densidades semelhante ao da Figura 5.15.

$$\rho_i = \left[1 - \frac{T_i + 288.9414}{508929.2\,(T_i + 68.12963)}(T_i - 3.9863)^2\right] \times\ 1000 \tag{5.2}$$

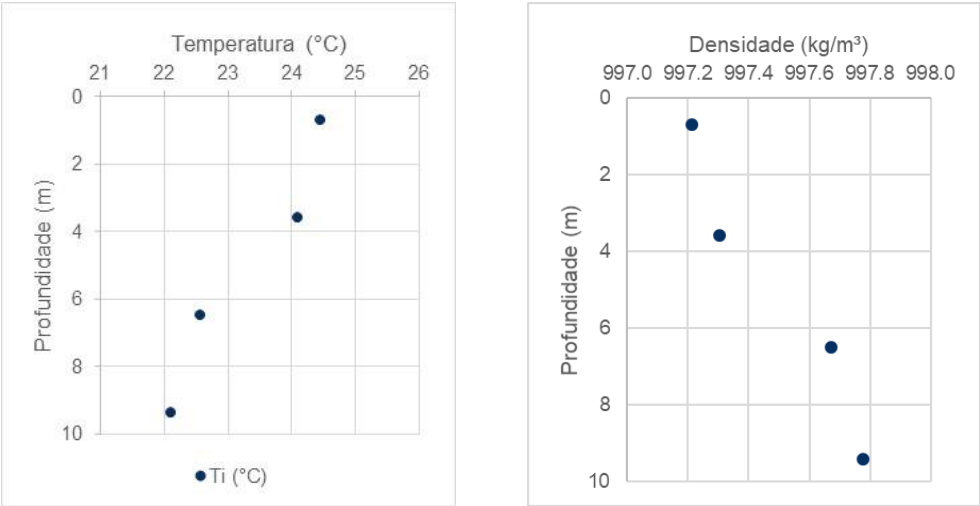

Figura 5.15 - Exemplo do perfil de densidades obtido a partir do perfil de temperaturas

Em seguida, calculam-se os gradientes de densidade entre as profundidades de medição. De i = 1 a i = k – 1, sendo k o número total de medições realizadas, o gradiente de densidade ($\frac{\partial \rho}{\partial z_{i\Delta}}$), entre duas profundidades de medição, é dado por:

$$\frac{\partial \rho}{\partial z_{i\Delta}} = \frac{\rho_{i+1} - \rho_i}{z_{i+1} - z_i} \tag{5.3}$$

Onde:

ρ_i: densidade da água na profundidade i

z_i: profundidade i

A localização vertical do termoclina (z_T) é estimada pela equação 5.4:

$$z_T \approx z_{\zeta+1}\left(\frac{\Delta\rho_{+1}}{\Delta\rho_{-1} + \Delta\rho_{+1}}\right) + z_{\zeta}\left(\frac{\Delta\rho_{-1}}{\Delta\rho_{-1} + \Delta\rho_{+1}}\right) \tag{5.4}$$

Onde

$$\Delta\rho_{+1} = \frac{\left(z_{\zeta\Delta+1} - z_{\zeta\Delta}\right)}{\left(\frac{\partial\rho}{\partial z_{\zeta\Delta}} - \frac{\partial\rho}{\partial z_{\zeta\Delta+1}}\right)} \tag{5.5}$$

$$\Delta\rho_{-1} = \frac{\left(z_{\zeta\Delta} - z_{\zeta\Delta-1}\right)}{\left(\frac{\partial\rho}{\partial z_{\zeta\Delta}} - \frac{\partial\rho}{\partial z_{\zeta\Delta-1}}\right)} \tag{5.6}$$

ζ: valor de i no qual ocorre o máximo gradiente de densidade medido

$z_{i\Delta}$: profundidade média entre z_{i+1} e z_i.

$z_{\zeta\Delta}$: profundidade média entre $z_{\zeta+1}$ e z_ζ.

Obtêm-se os gradientes de densidade e a posição do termoclina, como apresentado na Figura 5.16.

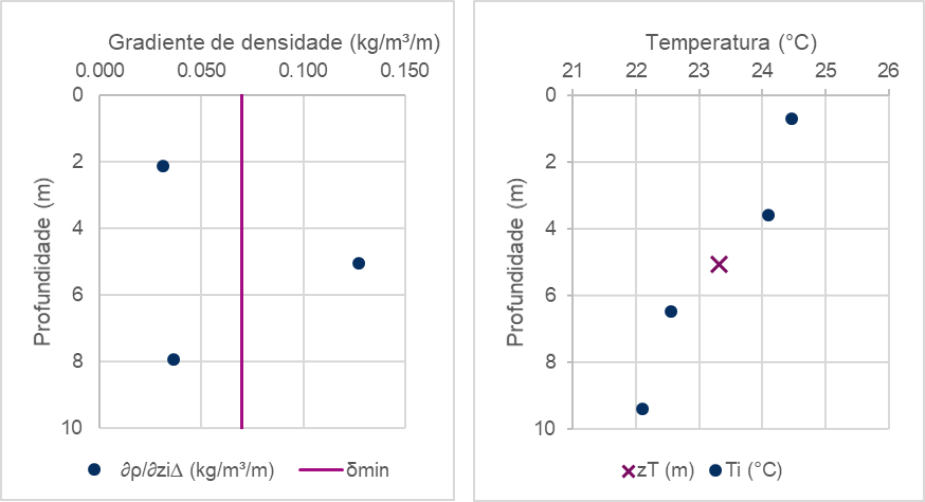

Figura 5.16 - Exemplo do cálculo da profundidade do termoclina (z_T) a partir do perfil de gradiente de densidades

5.3.2. Profundidade do epilímnio e hipolímnio

O epilímnio e o hipolímnio são regiões distintas entre si, ambas caracterizadas pela ausência de gradientes verticais de temperatura e densidade. As profundidades do epilímnio (z_e) e do hipolímnio (z_h) delimitam o metalímnio, região onde ocorre o gradiente máximo de densidade. Considerando que o metalímnio se caracteriza pela

ocorrência de gradientes de densidade superiores a um valor limite de gradiente de densidade (δ_{min}), z_e e z_h são estimadas conforme as equações 5.7 e 5.8.

$$z_e = z_{i\Delta} + \left(\delta_{min} - \frac{\partial \rho}{\partial z_{i\Delta}}\right)\left(\frac{z_{i\Delta} - z_{i\Delta+1}}{\frac{\partial \rho}{\partial z_{i\Delta}} - \frac{\partial \rho}{\partial z_{i\Delta+1}}}\right) \tag{5.7}$$

onde:

z_e: profundidade do epilímnio ou topo do metalímnio

$z_{i\Delta}$ é a profundidade entre i = ζ e i = 1 na qual o gradiente de densidade $\frac{\partial \rho}{\partial z_{i\Delta}}$ é menor ou igual a δ_{min}.

E

$$z_h = z_{i\Delta-1} + \left(\delta_{min} - \frac{\partial \rho}{\partial z_{i\Delta-1}}\right)\left(\frac{z_{i\Delta} - z_{i\Delta-1}}{\frac{\partial \rho}{\partial z_{i\Delta}} - \frac{\partial \rho}{\partial z_{i\Delta-1}}}\right) \tag{5.8}$$

onde:

z_h: profundidade do hipolímnio ou base do metalímnio

$z_{i\Delta}$ é a profundidade entre i = ζ e i = k – 1 na qual o gradiente de densidade $\frac{\partial \rho}{\partial z_{i\Delta}}$ é menor ou igual a δ_{min}.

Ao término dos cálculos, é obtido o gráfico de perfil completo, semelhante ao gráfico da Figura 5.17.

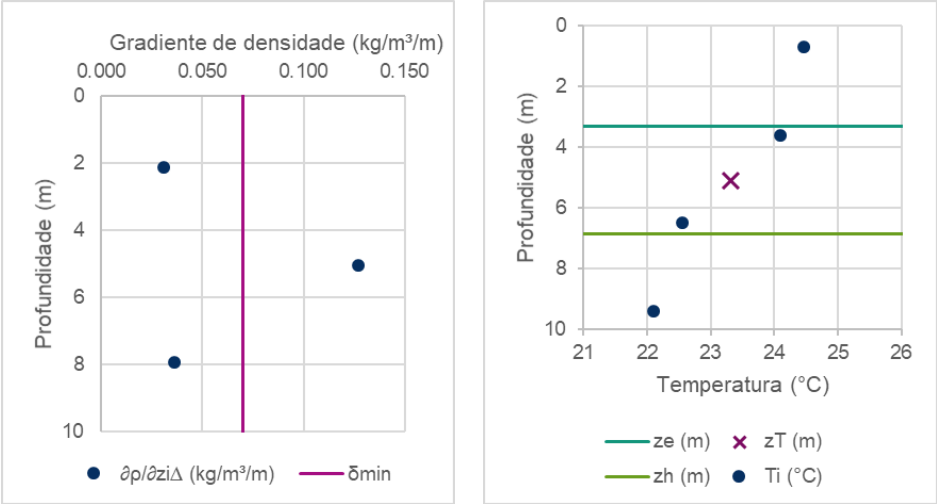

Figura 5.17 - Exemplo do cálculo dos limites do metalímnio a partir dos gradientes de densidade e do gradiente de densidade limite (δ_{min}).

5.3.3. Número de Schmidt

O número de Schmidt (1928) é um indicador da resistência à mistura mecânica devida à energia potencial inerente à estratificação térmica. Representa a quantidade de energia necessária para que ocorra mistura total das águas de um determinado corpo hídrico, de forma que ele apresente temperatura uniforme, ou seja, para que a temperatura deste corpo hídrico seja homogênea sem que haja adição ou subtração de calor do sistema.

Se a densidade é a mesma do fundo à superfície do reservatório, nenhuma energia é necessária para promover a mistura e o número de Schmidt (St) será igual a zero.

O índice estabelece uma comparação entre a localização do centro de massa do lago estratificado e a localização do centro de massa do mesmo lago após a mistura.

Foi utilizada a equação de Schmidt modificada por Idso (1973)

$$St = \frac{g}{A_0}\int_0^{z_m}(z - z_*)(\rho_z - \langle\rho\rangle)A_z\,dz \tag{5.9}$$

Onde

g: aceleração da gravidade

z_m: profundidade máxima do lago

$(z - z_*)$: distância vertical de atuação da força gravitacional

z_*: profundidade na qual o valor $\langle\rho\rangle$ se localiza no perfil estratificado (antes da ocorrência da mistura)

$(\rho_z - \langle\rho\rangle)$: gradiente de densidade a ser superado por cada elemento de volume

$\langle\rho\rangle$: densidade média

$$\langle\rho\rangle = \frac{1}{V}\int_0^{z_m} A_z \rho_z \, dz \tag{5.10}$$

A_z: área do lago na profundidade z.

ρ_z: densidade na profundidade z.

V: volume total do lago.

5.4. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO CE-QUAL-W2

A etapa de modelagem engloba as etapas de simulações preliminares, calibração e validação do modelo CE-QUAL-W2, hidrodinâmico e de qualidade da água.

5.4.1. Modelo hidrodinâmico

O modelo hidrodinâmico do reservatório Jundiaí no CE-QUAL-W2 foi calibrado com o objetivo de reproduzir os perfis de temperatura da água medidos no ponto JU101 (de três em três horas) e as temperaturas da água na superfície nos pontos JU102, JU103 e JU104, visando à minimização do erro médio absoluto (*absolute mean error*) entre os dados medidos e os resultados do modelo, conforme a equação 5.11. Esta estatística reflete a magnitude do erro cometido pelo modelo em relação aos dados observados, em média, no período considerado. Para este estudo, o modelo foi calibrado com dados de entrada dos meses de novembro de 2016 a agosto de 2017.

$$AME = \frac{\sum|v_m - v_o|}{n} \quad (5.11)$$

Onde AME é o erro médio absoluto, v_mé o valor da variável calculado pelo modelo; v_o é o valor da variável observado ou medido em campo e n é o número de observações ou medições realizadas.

Os principais parâmetros que influenciam os cálculos da hidrodinâmica e temperaturas são os apresentados na Tabela 5.6 (COLE; WELLS, 2013). Os coeficientes de viscosidade turbulenta, o coeficiente de Chèzy e o coeficiente de proteção do vento afetam diretamente a hidrodinâmica, que, por sua vez, afeta o transporte de calor e massa no interior do reservatório. Coeficientes de extinção de radiação solar associados à presença de sólidos e matéria orgânica afetam a temperatura apenas se constituintes químicos forem incluídos nas simulações. Os desenvolvedores do CE-QUAL-W2 sugerem a utilização dos valores padrão do modelo, exceto para o WSC (Wind Sheltering Coefficient), sendo este o parâmetro ajustado para a calibração do modelo.

Tabela 5.6 - Coeficientes que afetam a calibração do modelo de temperaturas

Coeficiente	Abreviação	Valores padrão do software (default)
Viscosidade turbulenta longitudinal	[AX]	1,0 m²/s
Difusividade turbulenta longitudinal	[DX]	1,0 m²/s
Coeficiente de Chèzy	[FRICT]	70 m²/s
Índice de proteção do vento	[WSC]	Parâmetro de calibração
Radiação solar absorvida na camada superficial	[BETA]	0,45
Coeficiente de extinção de luz da água pura	[EXH2O]	0,45 m^{-1}
Coeficiente de extinção de luz de sólidos inorgânicos	[EXINOR]	0,01 m^{-1}
Coeficiente de extinção de luz de sólidos orgânicos	[EXOR]	0,2 m^{-1}

As temperaturas também podem ser afetadas pelo algoritmo escolhido para o cálculo de troca de calor através da superfície ar-água, vazões afluentes e defluentes, dados meteorológicos e dados batimétricos.

A diminuição da intensidade luminosa com o aumento da profundidade é quantificada por meio de um coeficiente de atenuação da radiação solar, cujo valor depende dos constituintes dissolvidos no corpo hídrico e suas respectivas concentrações. A presença de compostos dissolvidos na água pode dificultar a passagem da radiação luminosa através do meio, sendo que alguns compostos têm maior capacidade de dificultá-la do que outros.

No modelo CE-QUAL-W2, determina-se a atenuação de luz solar total pela soma de um coeficiente de atenuação de radiação atribuído à água pura (EXH2O), aos coeficientes de atenuação de radiação associados à presença de sólidos inorgânicos dissolvidos, matéria orgânica particulada, algas, macrófitas e zooplâncton, sendo que na ausência de quaisquer desses elementos na simulação, seu efeito deve ser compensando por aumento do valor de EXH2O.

O coeficiente de atenuação de radiação solar na água (EXH2O) varia entre diferentes corpos hídricos, de acordo com as características do meio aquático e substâncias nele dissolvidas. Estimativas deste parâmetro podem ser feitas a partir de valores medidos da profundidade de Secchi, em metros. A profundidade de Secchi é um indicador da transparência da água; quanto maior o valor desta profundidade em um determinado corpo hídrico, maior será a transparência de suas águas e, por conseguinte, a radiação solar penetrará a regiões mais profundas. Chapra (1997) apresenta a equação 5.12 para cálculo do coeficiente de atenuação da radiação solar na água (λ) a partir da profundidade do disco de Secchi:

$$\lambda = \frac{\alpha}{z_{Secchi}} \tag{5.12}$$

Onde α é uma constante que varia de 1.4 a 1.9.

Para a determinação deste coeficiente no caso de reservatório Jundiaí, utilizou-se $\alpha = 1.9$. A profundidade de Secchi de cálculo foi de 1,5 m, equivalente à média das profundidades de Secchi medidas durante as atividades de monitoramento da SABESP, no período de novembro de 2016 a julho de 2017. Foi utilizado, desta forma, $\lambda = 1.25\, m^{-1}$ no modelo CE-QUAL-W2, para o caso específico do reservatório Jundiaí.

O coeficiente β (BETA) representa o efeito da mudança de meio de propagação da radiação (interface atmosfera-água), equivalente à porcentagem da energia solar incidente que é imediatamente absorvida ao atingir a superfície da água. Recomenda-se o uso do valor padrão de 0,45 (45% da radiação solar incidente é absorvida na camada superficial do reservatório).

O parâmetro SHD (*shade factor*) influencia a quantidade de radiação solar que atinge a superfície do reservatório, e pode ser um parâmetro importante na etapa de ajuste do modelo.

Uma vez calibrado, o modelo do reservatório Jundiaí foi submetido a simulações com dados dos anos de 2012 a 2016, para validação da calibração realizada. Na etapa de validação, foram utilizados dados fornecidos a partir do monitoramento da SABESP, realizado apenas na superfície da água.

5.4.2. Análise de sensibilidade

A etapa de análise de sensibilidade do modelo hidrodinâmico do reservatório Jundiaí contemplou a identificação do parâmetro cujo valor teve maior interferência nos resultados de temperatura obtidos nas simulações. Para isto, a influência de cada parâmetro foi avaliada de forma isolada: enquanto se aplicavam variações ao parâmetro de interesse (WSC ou SHD), os demais parâmetros da calibração permaneceram inalterados. Foram compostas as combinações apresentadas na Tabela 5.7.

A medida utilizada para determinar a influência dos parâmetros WSC e SHD foi a variação percentual do erro médio absoluto obtido no ponto JU101 (Δ_{AME}), dada por:

$$\Delta_{AME} = \left|\frac{AME_i - AME_{calib}}{AME_{calib}}\right| \tag{5.13}$$

Onde:

AME_i: erro médio absoluto obtido para a combinação i de parâmetros (WSC,SHD)

AME_{calib}: erro médio absoluto obtido na calibração

O método de Read et al. (2011) foi novamente utilizado sobre os resultados obtidos para cada uma das combinações de parâmetros, com a finalidade de serem verificadas as alterações nas respostas do modelo referentes aos padrões de estratificação e mistura do reservatório, decorrentes das modificações dos parâmetros.

Tabela 5.7 – Combinações de parâmetros SHD e WSC propostas para análise de sensibilidade do modelo CE-QUAL-W2 do Reservatório Jundiaí

SHD = 0.79	WSC = 0.65	**WSC = 0.69**	SHD = 0.75
	WSC = 0.66		SHD = 0.76
	WSC = 0.67		SHD = 0.77
	WSC = 0.68		SHD = 0.78
	WSC = 0.69		SHD = 0.79
	WSC = 0.70		SHD = 0.80
	WSC = 0.71		SHD = 0.81
	WSC = 0.72		SHD = 0.82
	WSC = 0.73		SHD = 0.83
	WSC = 0.74		SHD = 0.84
	WSC = 0.75		SHD = 0.85

5.4.3. Modelo de oxigênio dissolvido

A partir da definição das condições de contorno de qualidade da água e concentrações iniciais dos elementos no reservatório, o modelo de qualidade da água para o reservatório Jundiaí foi calibrado com o objetivo de representar as concentrações de oxigênio dissolvido na superfície da água, no período de novembro de 2016 a agosto de 2017, e validado para os anos de 2012 a 2016, visando a reduzir o valor do erro médio absoluto (AME) entre medições e resultados do modelo.

Para adequada representação da variação das concentrações de oxigênio dissolvido do reservatório Jundiaí no modelo CE-QUAL-W2, é necessário que se compreenda a dinâmica da qualidade da água e organismos aquáticos neste reservatório para, então, proceder ao ajuste dos parâmetros de qualidade da água do modelo.

Os elementos e respectivos parâmetros que influenciam as concentrações de oxigênio dissolvido são apresentados na Tabela 5.8 e na Tabela 5.9. Por ausência de informações e medições que permitissem a estimativa de comunidades de epifíton, zooplâncton e macrófitas, bem como a caracterização do sedimento, estes elementos não foram incluídos nas simulações.

Tabela 5.8 - Coeficientes que afetam a calibração do modelo de qualidade da água para oxigênio dissolvido

Coeficientes de extinção de radiação – *Extinction coefficients*	EXH2O – Coeficiente de atenuação de radiação solar da água pura EXA – Coeficiente de atenuação de radiação solar pela presença de algas EXOM – Coeficiente de atenuação de radiação solar pela presença de matéria orgânica EXSS – Coeficiente de atenuação da radiação solar pela presença de sólidos inorgânicos suspensos BETA – Absorção de radiação solar na superfície do reservatório
Algas – *Algal rates and constants*	AG – Taxa máxima de crescimento AR – Taxa máxima de respiração na ausência de luz AE – Taxa máxima de excreção AM – Taxa máxima de mortalidade AS – Taxa máxima de sedimentação AHSP – Limite de concentração de fósforo abaixo do qual o fósforo é o nutriente limitante para a fotossíntese AHSN – Limite de concentração de nitrogênio abaixo do qual o nitrogênio é o nutriente limitante para a fotossíntese ASAT – Limite superior de radiação solar acima do qual não ocorre fotossíntese ACHLA – Relação entre a concentração de algas e clorofila-a AP – Conteúdo de fósforo na biomassa das algas AN - Conteúdo de nitrogênio na biomassa das algas
Demanda bioquímica de oxigênio – *BOD rates and constants*	KBOD – Taxa de decaimento da matéria orgânica alóctone
Nutrientes – *Nutrient rates and constants*	NH4DK – Taxa máxima de nitrificação

Tabela 5.9 - Coeficientes que afetam a calibração do modelo de qualidade da água para oxigênio dissolvido (cont.)

Matéria orgânica – *Organic rates and constants*	LDOMDK – Taxa máxima de decaimento da matéria orgânica autóctone lábil dissolvida RDOMDK - Taxa máxima de decaimento da matéria orgânica autóctone refratária dissolvida LPOMDK - Taxa máxima de decaimento da matéria orgânica autóctone refratária particulada RPOMDK - Taxa máxima de decaimento da matéria orgânica autóctone refratária particulada POMS – Taxa de sedimentação da matéria orgânica particulada
Trocas gasosas – *Fe-Stoich-Reaeration-CO2*	EQN – Equação de reaeração

A limitação da fotossíntese por radiação solar depende das características do meio onde ela se propaga, e das características dos organismos fotossintetizantes. O meio aquático é representado pelos coeficientes de atenuação da radiação. Foram utilizados os valores padrão do modelo, à exceção do parâmetro EXH2O, calculado para o reservatório Jundiaí a partir da profundidade de Secchi determinada em campo.

Os valores dos parâmetros relacionados às algas para este estudo foram estimados a partir de valores aplicados na modelagem tridimensional aplicada Robson & Hamilton (2004) e sugeridos pelos autores do modelo, com base na literatura (COLE; WELLS, 2013), apresentados na Tabela 5.10 e na Tabela 5.11.

Tabela 5.10 - Valores sugeridos para os parâmetros AG, AR, AE e AM na literatura

AG (dia^{-1})	AR (dia^{-1})	AE (dia^{-1})	AM (dia^{-1})	AS ($m\ dia^{-1}$)	Fonte
0.25 – 1.6	0.04	0.04	< 10% AG 0.03 - 0.3	0.0 – 0.05	Cole & Wells (2013) Valores de AG recomendados para *Microcystis aeruginosa*; AR, AE, AM e AS para cianobactérias
1.2	0.08				Robson & Hamilton (2004), para *Microcystis aeruginosa*

Tabela 5.11 - Valores sugeridos para os parâmetros AHSP, AHSN, ASAT, ACHLA, AP e AN na literatura

AHSP (mg/L)	AHSN (mg/L)	ASAT (W/m²)	ACHLA (mg algas/µg cl-a)	AP	AN	Fonte
0.006	-	-	-	0.0034	0.038	Cole & Wells (2013) AHSP, AP e AN recomendados para *Microcystis aeruginosa*;
-	-	-	0.01 – 0.4	0.007 - 0.011	0.08 - 0.11	Cole & Wells (2013) ACHLA, AP e AN recomendados para cianobactérias
0.006	0.03	85 – 150	0.086	-	-	Robson & Hamilton (2004), para *Microcystis aeruginosa*

A limitação da fotossíntese pelo excesso de radiação solar é calculada a partir do parâmetro ASAT, que representa o nível de intensidade luminosa acima do qual ocorre inibição do processo de fotossíntese.

As limitações de crescimento do fitoplâncton por cada nutriente são calculadas a partir dos limites de concentração AHSN (para nitrogênio) e AHSP (para fósforo), abaixo dos quais o crescimento de algas é diretamente proporcional a qualquer aumento na concentração de determinado nutriente.

Valores recomendados para a taxa de decaimento da matéria orgânica dissolvida lábil (LDOMDK) variam de 0.01 a 0.64 dia^{-1}; a matéria orgânica refratária dissolvida sofre decaimento equivalente a 1% da LDOMDK.

O decaimento da matéria orgânica particulada depende dos tipos de detritos presentes no reservatório, com LPOMDK superior à RPOMDK. Foram testados valores para predominância de algas, entre 0.007 e 0.111 dia^{-1}. O mesmo ocorre para a velocidade de sedimentação da matéria orgânica particulada (POMS), que apresenta extensa faixa de valores (0.001 a 20 m/dia).

A taxa de nitrificação é definida pelo parâmetro NH4DK (taxa de decaimento da amônia, em dia^{-1}). A faixa de valores obtidos para este coeficiente é de 0.001 - 0.95 (Cole & Wells, 2013). As concentrações de nitrogênio nas diferentes formas são

também influenciadas pelos valores de taxas de decaimento da matéria orgânica (dissolvida e particulada) e de utilização e liberação deste nutriente pelas algas. A taxa de denitrificação (NO3DK) foi mantida no valor padrão do software (0.03 dia^{-1}).

5.5. APLICAÇÃO DO MODELO CE-QUAL-W2 PARA FINS DE GERENCIAMENTO DA PROLIFERAÇÃO DE ALGAS NO RESERVATÓRIO

5.5.1. Cálculo do índice X_t para oxigênio dissolvido e algas

Após calibração e validação, os resultados obtidos para cada célula do modelo foram utilizados para o cálculo dos índices $X_{t,OD}$ e $X_{t,Clorofila\text{-}a}$ do reservatório, a fim de caracterizar a variação da qualidade da água do reservatório como um todo, considerando as concentrações calculadas ao longo da profundidade em toda a extensão do reservatório modelado.

$$X_{t,OD} = \frac{\sum(OD_{k,i} \times B_i \times H_k)}{\sum B_i \times H_k} \tag{5.14}$$

$$X_{t,cl-a} = \frac{\sum(cla_{k,i} \times B_i \times H_k)}{\sum B_i \times H_k} \tag{5.15}$$

Onde:

$OD_{k,i}$: concentração de OD na camada k do segmento i

B_i: largura do segmento i

H_k: espessura da camada k

Os mesmos índices foram calculados separadamente para o epilímnio e para o hipolímnio, para detectar possíveis diferenças entre a qualidade da água na camada superficial e nas camadas mais profundas do reservatório. A profundidade equivalente ao limite dessas camadas foi previamente obtida a partir do método de Read et al (2011), e o volume de cada região foi calculado como o volume das células (e frações

de células) no interior da zona delimitada acima da profundidade do epilímnio e abaixo da profundidade do hipolímnio.

5.5.2. Identificação dos principais fatores que interferem nas concentrações de oxigênio dissolvido e de algas

A partir dos índices X_{OD} e $X_{Cl\text{-}a}$ obtidos, foram avaliados os possíveis fatores externos de maior interferência nas concentrações destes elementos e, consequentemente, na qualidade da água do reservatório Jundiaí. Destacam-se, neste item, as cargas de nutrientes afluentes provenientes das fontes naturais, pontuais e difusas, que por serem passíveis de controle, poderiam ser modificadas de forma a promover melhorias na qualidade da água do reservatório.

6. RESULTADOS

6.1. ANÁLISE DE DADOS DE TEMPERATURA

A aplicação do método de análise proposto por Read et al. (2011) aos dados obtidos do monitoramento de perfis de temperatura no reservatório Jundiaí possibilitou uma análise mais detalhada das informações referentes ao ciclo de mistura e estratificação do reservatório.

Os resultados indicaram que houve estratificação em 202 dias, sendo que, em 137 dias, esta estratificação foi quebrada, ocorrendo mistura total em algum instante do dia. O reservatório esteve em condição de mistura total durante as 24 horas em um total de 78 dias, porém não mais do que 7 dias em sequência. O maior período de estratificação em sequência foi de 32 dias, entre os meses de dezembro e janeiro de 2017 (Figura 6.1).

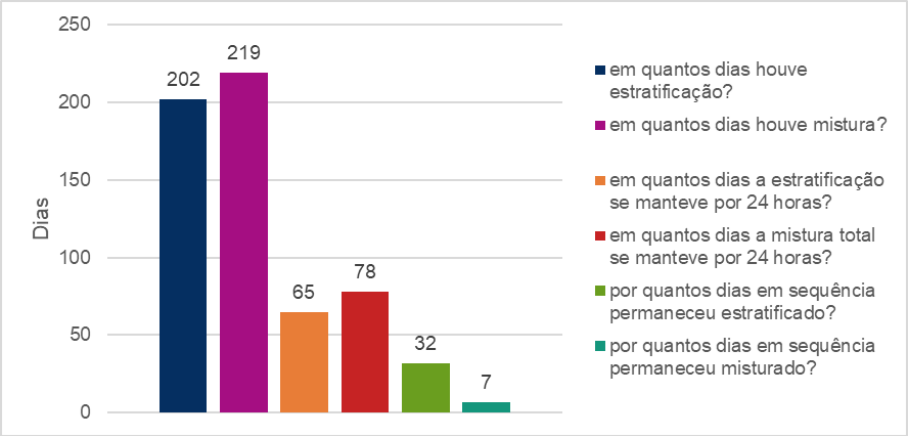

Figura 6.1 – Resultados da análise do ciclo de mistura do reservatório Jundiaí

A estratificação ocorreu em 41% dos instantes de medição. A profundidade do termoclina foi calculada para todos os instantes em que o perfil de temperatura indicava estratificação, e distribuída graficamente em função da frequência de excedência, resultando no gráfico da Figura 6.2. Dentre estes registros, o termoclina se formou, predominantemente, entre os 4,0 e 6,0 m de profundidade (aproximadamente 50%).

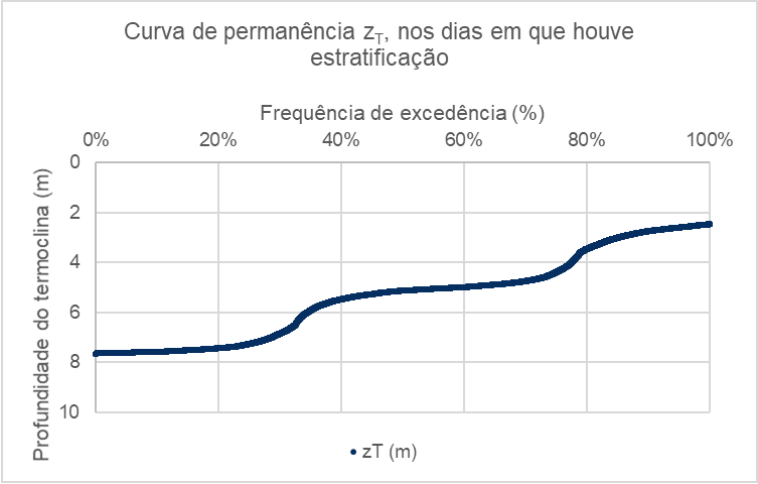

Figura 6.2 – Frequência de excedência da profundidade de formação do termoclina, nos dias em que ocorreu estratificação

Distribuição semelhante foi realizada para o número de Schmidt calculado ao longo do período de aquisição de dados, como observado na Figura 6.3. A linha vertical indica o limite de ocorrência de estratificação, equivalente aos 45% de instantes em que se observou estratificação no reservatório Jundiaí. Este limite indica que a estratificação, para este estudo de caso, ocorreu para valores de St superiores a 10.6 J/m².

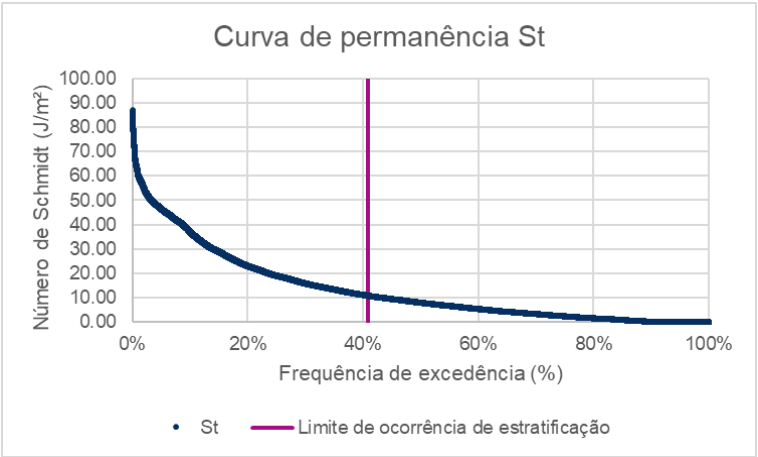

Figura 6.3 - Frequência de excedência do número de Schmidt, em todo o período de aquisição de dados (novembro/2016 a agosto/2017)

Em relação aos valores apresentados na primavera e no verão, observa-se redução do número de Schmidt, em decorrência da diminuição dos gradientes de densidade ao longo da profundidade. As menores temperaturas do ar registradas ao longo dos

meses de outono e inverno não foram suficientes para promover o aquecimento superficial frequente ao final da primavera e durante a estação do verão. Consequentemente, o índice também sofreu menor variação ao longo do período de 24 horas.

Nos meses de maio a agosto, a energia necessária para promover a mistura completa do reservatório não apresentou variações diárias e mensais tão elevadas quanto as observadas na primavera e no verão. O número de Schmidt variou de 0.0 a 18.90 J/m², com valor médio de 3.81 J/m², em contraposição à variação de 0.0 a 87.02 J/m² e valor médio de 27.88 J /m² obtida nos meses mais quentes (dezembro a fevereiro).

A profundidade da zona misturada (epilímnio) ao longo do tempo é apresentada na

Figura 6.4, onde o valor $z_e = 10\ metros$ representa a condição de mistura completa. A elevada variação foi confirmada por desvio padrão calculado de 2,11 m. A maior sequência de dias nos quais não houve mistura completa (32 dias) é destacada em roxo.

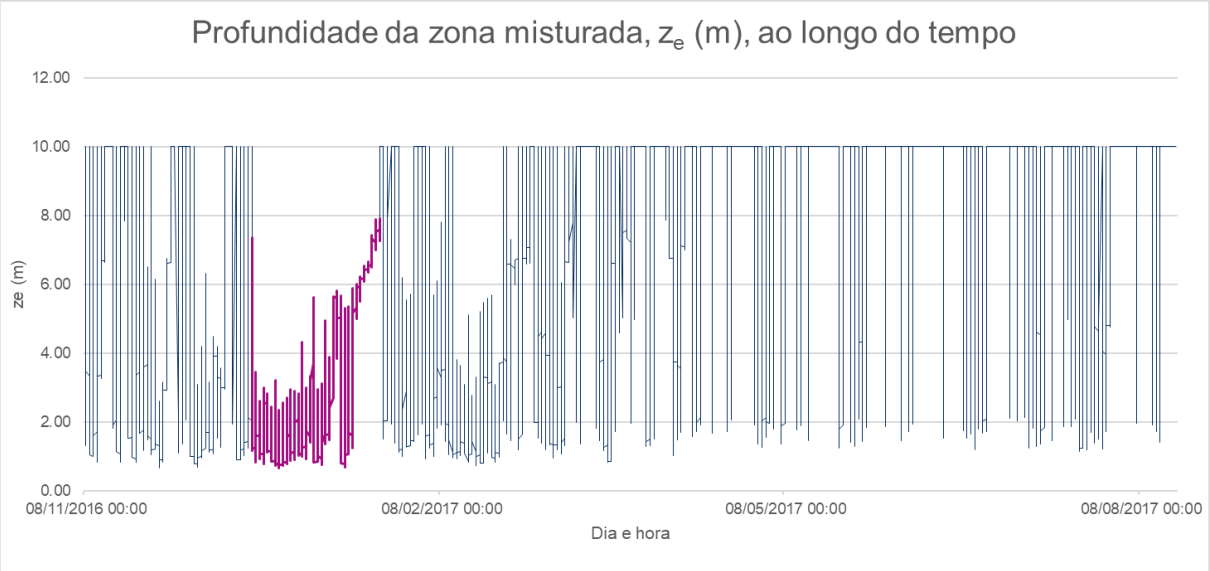

Figura 6.4 – Profundidade da zona misturada calculada pelo método de Read et al. (2011), no reservatório Jundiaí, de novembro de 2016 a agosto de 2017, com destaque para a maior sequência de dias sem a ocorrência de mistura completa

O epilímnio apresentou, predominantemente, profundidade de 1,7 a 3,8 m (correspondendo a 45% dos instantes em que houve estratificação), como apresentado na Figura 6.5.

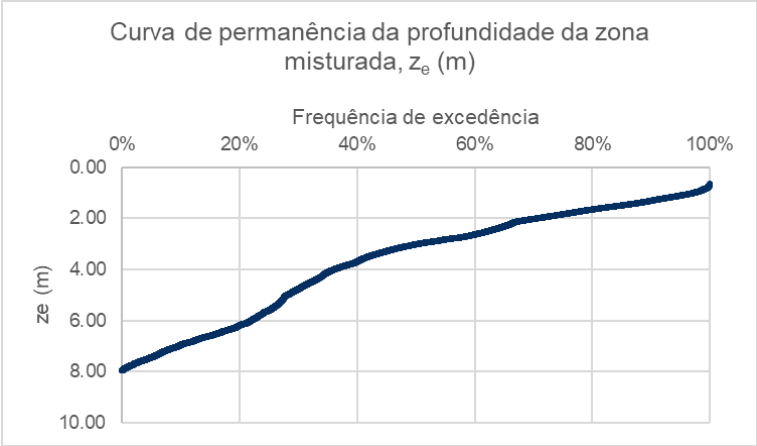

Figura 6.5 - Frequência de excedência da profundidade da zona misturada (epilímnio), nos dias em que ocorreu estratificação

A espessura do metalímnio (diferença entre a profundidade do epilímnio e do hipolímnio) ao longo do tempo é apresentada na Figura 6.6, onde o valor $\Delta z = 0$ representa a condição de mistura completa. A elevada variação foi confirmada por desvio padrão calculado de 2,11 m. A maior sequência de dias nos quais não houve mistura completa (32 dias) é destacada em roxo. Quando a região do metalímnio apresenta maior espessura, confere maior estabilidade à estratificação. Neste período, o metalímnio atingiu espessura máxima de 8,50 m, registrado no dia 14 de janeiro de 2017.

Os resultados indicam que o reservatório sofre estratificação, porém instável. Nos meses de verão, a ocorrência de apenas um dia de temperaturas do ar abaixo de 20°C é suficiente para que o lago sofra mistura completa (como observado nos dias 05 e 15 de dezembro de 2016). A intercalação diária e, por vezes, horária, do estado de estratificação para mistura completa é característica dos chamados lagos polimíticos. Nestes lagos, as misturas são frequentes e contínuas. Apresentam variações diurnas de temperatura mais significativas que as variações sazonais, e a estratificação é formada e mantida por um período curto de tempo, desaparecendo rapidamente (CHIN, 2006).

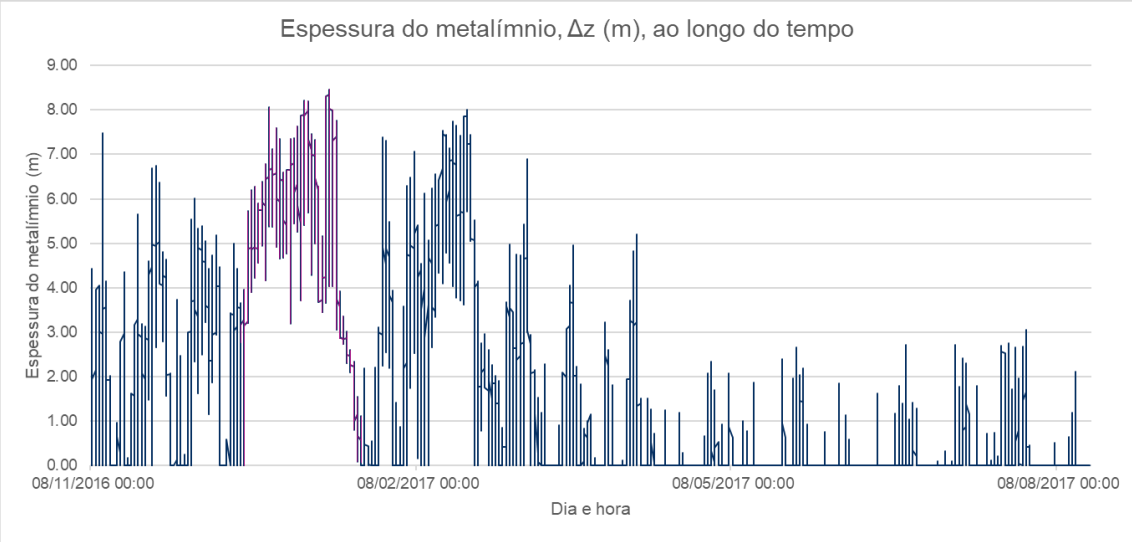

Figura 6.6 – Espessura do metalímnio calculada pelo método de Read et al. (2011), no reservatório Jundiaí, de novembro de 2016 a agosto de 2017, com destaque para a maior sequência de dias sem a ocorrência de mistura completa

6.2. MODELAGEM MATEMÁTICA DO RESERVATÓRIO JUNDIAÍ

6.2.1. Representação da batimetria do reservatório

O reservatório Jundiaí é formado por dois braços principais (Jundiaí e Vargem Grande), recebendo contribuição de mais dois tributários (Ribeirão Barroso e Ribeirão São Lázaro) e do canal de transferência de águas do reservatório Biritiba.

No modelo CE-QUAL-W2, o corpo hídrico em estudo é subdividido em braços (*branches*), segmentos (*segments*) e camadas (*layers*). Para cada segmento, determina-se a largura média do segmento em cada camada.

As larguras médias dos segmentos na superfície do reservatório foram medidas com auxílio de ferramenta SIG. A área de cada segmento, na superfície, foi obtida multiplicando a largura média pelo comprimento do segmento, de forma a obter o percentual de área correspondente a cada segmento.

A largura média de um segmento em cada camada específica foi obtida multiplicando este percentual pela área do reservatório na camada, e dividindo-o pelo comprimento de segmento.

A cada duas camadas, foram removidos três segmentos para estabelecer a declividade de fundo do reservatório, sendo a área destes segmentos compensada por um aumento de largura média dos segmentos remanescentes.

A orientação dos segmentos (em radianos) foi obtida diretamente da ferramenta SIG.

A subdivisão final proposta para o reservatório Jundiaí apresenta dois braços, com segmentos de comprimento igual a 200 metros e camadas de 1 metro de profundidade, sendo 44 segmentos no braço 1 e 20 segmentos no braço 2, como exibido na Figura 6.7 e Figura 6.8.

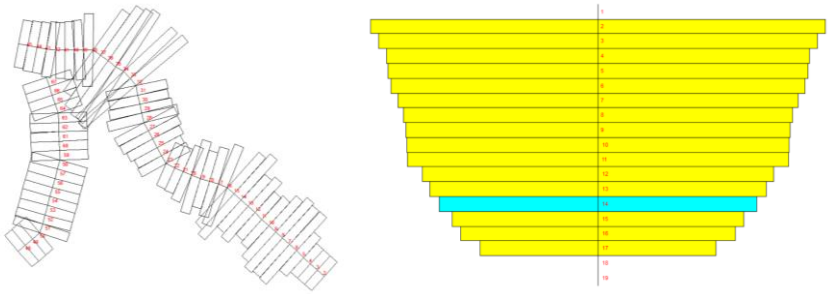

Figura 6.7 – Subdivisão em segmentos proposta para o reservatório Jundiaí (vista superior e corte transversal)

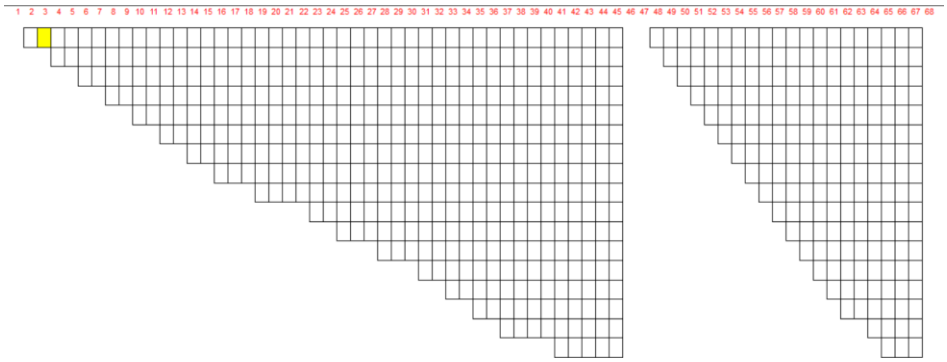

Figura 6.8 - Subdivisão em segmentos e camadas proposta para o reservatório Jundiaí (corte lateral dos braços 1 e 2)

A Figura 6.9 exibe a comparação entre a curvas cota-volume gerada pelo pré-processador do modelo CE-QUAL-W2 e a real, extraída do PBAT.

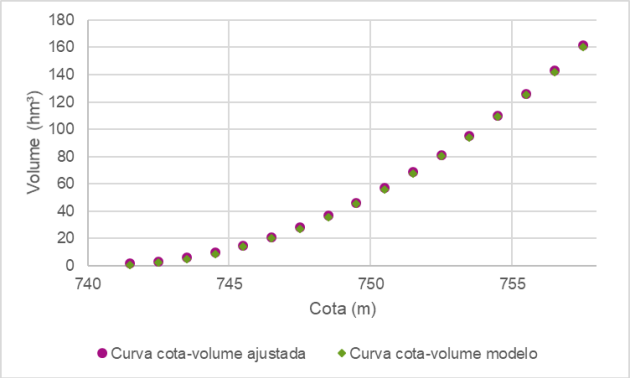

Figura 6.9 – Curvas cota volume ajustada conforme dados do Plano da Bacia do Alto Tietê e gerada pelo pré-processador do modelo CE-QUAL-W2

6.2.2. Calibração do modelo hidrodinâmico

A quantificação dos efeitos da radiação solar e dos ventos na hidrodinâmica pode representar o maior desafio na modelagem, por serem estas as variáveis meteorológicas que apresentam maior incerteza na medição, já que estão sujeitas à interferência da topografia e vegetação locais.

Desta forma, os parâmetros associados ao vento (WSC) e à radiação solar (SHD) são, frequentemente, os principais parâmetros de ajuste do modelo. Os parâmetros WSC e SHD foram ajustados, de forma isolada, por tentativa e erro em diferentes simulações. Inicialmente, manteve-se o parâmetro WSC constante, enquanto se variou o valor do parâmetro SHD Em seguida, fixou-se o SHD no valor obtido, sendo variado o parâmetro WSC. Por fim, novas simulações foram realizadas com o novo valor de WSC, para revisar o valor obtido para o SHD.O melhor ajuste foi obtido para WSC = 0,69 e SHD = 0,79. Este ajuste é, em termos numéricos, uma representação simplificada do conjunto de interferências físicas externas – como relevo e vegetação – que confere proteção ao reservatório, de forma que apenas 69% do vento e 79% da radiação solar de onda curta medidos na estação meteorológica atuam efetivamente sobre a hidrodinâmica do mesmo. Os resultados da calibração do modelo são apresentados na Tabela 6.1 e nos gráficos da Figura 6.10 a Figura 6.13, onde se visualiza a comparação entre os resultados do modelo e os dados observados, em cada profundidade de medição.

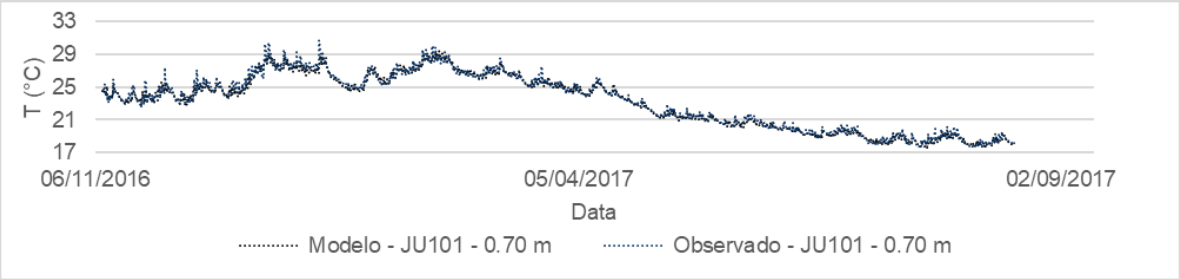

Figura 6.10 – Dados observados e resultados do modelo CE-QUAL-W2, no ponto JU101, de temperatura da água na profundidade z = 0,70 m (superfície)

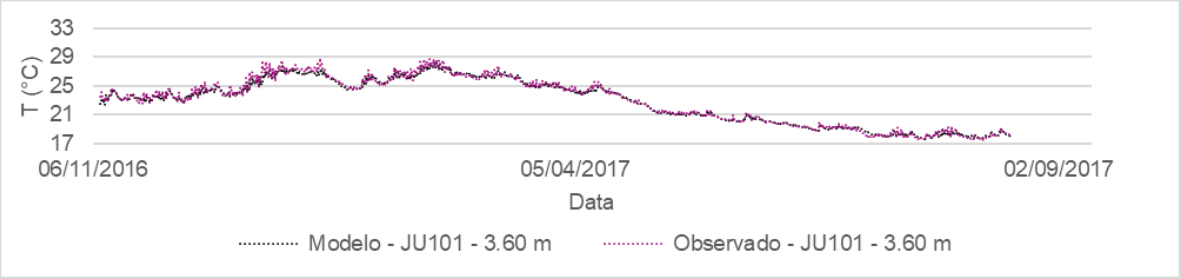

Figura 6.11 – Dados observados e resultados do modelo CE-QUAL-W2, no ponto JU101, de temperatura da água na profundidade z = 3,60 m

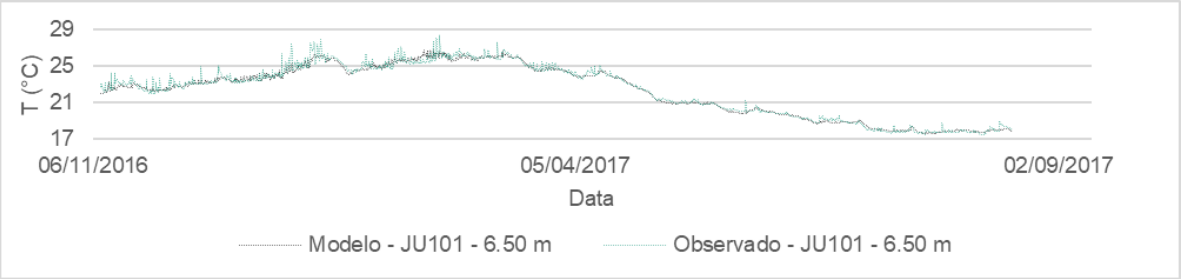

Figura 6.12 – Dados observados e resultados do modelo CE-QUAL-W2, no ponto JU101, de temperatura da água na profundidade z = 6,50 m

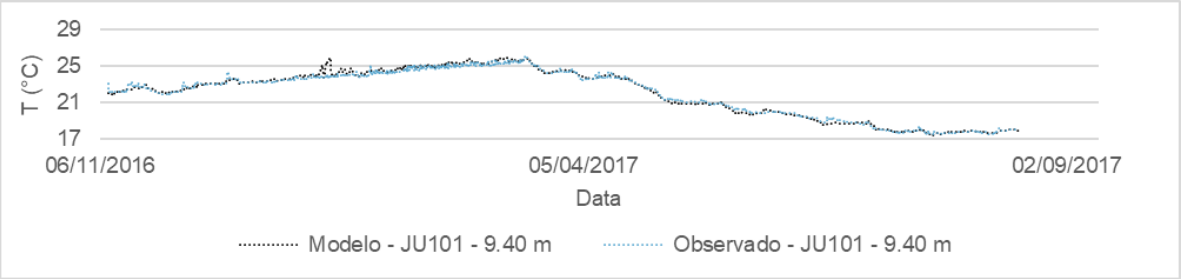

Figura 6.13 – Dados observados e resultados do modelo CE-QUAL-W2, no ponto JU101, de temperatura da água na profundidade z = 9,40 m (fundo)

Tabela 6.1 – Resultados da calibração do modelo, para as temperaturas da água no ponto JU101

Resultados da calibração do modelo				
Profundidade (m)	0.7	3.6	6.5	9.4
AME	0.288	0.274	0.264	0.194
Diferença máxima (°C)	3.32	2.88	2.81	2.10
Dia e hora da diferença máxima	14/01/2017 15:00	28/12/2016 15:00	06/01/2017 15:00	16/01/2017 06:00

Verifica-se que o modelo calibrado representou as variações de temperatura no reservatório de forma adequada, apesar de se ter notado maior sensibilidade na representação de picos acentuados de temperatura, em especial na superfície da água, na estação quente. Os erros cometidos pelo modelo, no ponto JU101, foram inferiores a 0,3°C, em média. A diferença máxima entre temperaturas do modelo e medições, no ponto JU101, foi de 3.32 °C, registrada no dia 14 de janeiro, às 15 horas, próxima à superfície do reservatório.

No fundo do reservatório, o modelo gerou resultados de temperatura predominantemente superiores às observadas em campo, sendo registrada diferença máxima de 2.10°C a 9,40 m de profundidade.

Os resultados da calibração para os demais pontos (JU102, JU103 e JU104) é apresentado na Figura 6.14 a Figura 6.16. Observa-se que a tendência de variação da temperatura foi também adequadamente representada, apesar de as temperaturas calculadas terem permanecido acima das observadas em todo o período analisado. O erro médio absoluto não foi superior aos 1,90°C, obtidos no ponto JU102 (Tabela 6.2).

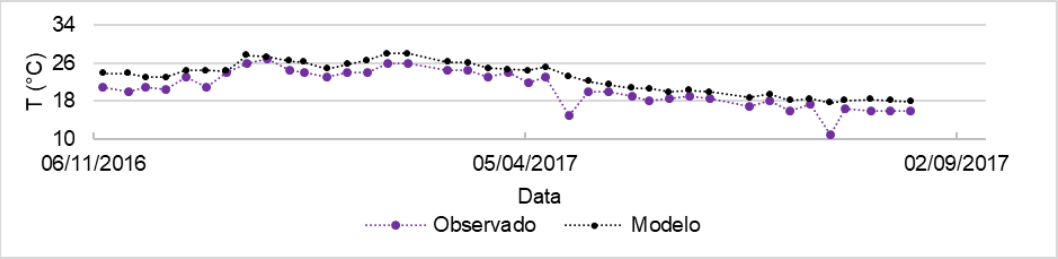

Figura 6.14 - Temperatura da água na profundidade 0,70 m (ponto JU102) – observado e modelo

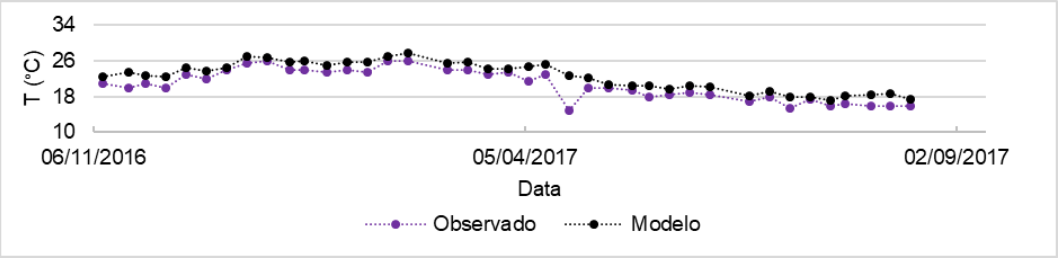

Figura 6.15 - Temperatura da água na profundidade 0,70 m (ponto JU103) – observado e modelo

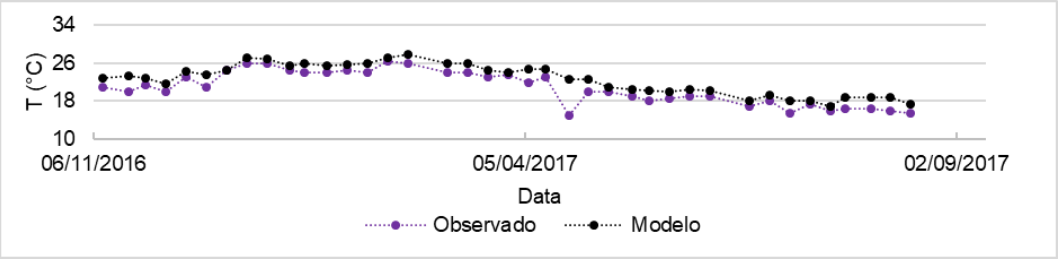

Figura 6.16 - Temperatura da água na profundidade 0,70 m (ponto JU104) – observado e modelo

As maiores diferenças de temperatura, nos pontos JU102, JU103 e JU104, podem ser decorrentes do fato de estarem mais distantes das estações meteorológicas, não sendo consideradas possíveis interferências presentes entre as estações e estes locais. A utilização de um único valor para o parâmetro SHD é uma simplificação adotada que tem potencial para interferir nas temperaturas obtidas nestes locais, pois não considera a real variabilidade espacial deste parâmetro, de acordo com as particularidades de cada região do reservatório.

As temperaturas da água medidas nos dias 20 de abril e 20 de julho foram significativamente inferiores às demais, em todos os locais de monitoramento do reservatório. A título de verificar a confiabilidade das medições nestas datas, as medições do monitoramento da Sabesp no ponto JU101 foram comparadas às obtidas por meio dos sensores de temperatura instalados para fins deste estudo. Em 20 de abril, as temperaturas do sensor na superfície e do monitoramento por sonda foram de 23,3 °C e 15,0°C, respectivamente; em 20 de julho, 17,7°C e 11,0°C, respectivamente. Por este motivo, as medições realizadas nestas datas foram

descartadas na calibração do modelo, uma vez que estas reduções bruscas de temperatura podem ser atribuídas a imprecisões na medição da temperatura em campo.

Tabela 6.2 – Resultados da calibração do modelo, para as temperaturas da água no ponto JU102, JU103 e JU104

Ponto	JU102	JU103	JU104
AME(*)	1.905	1.655	1.645
Diferença máxima	3.82	3.47	3.34
Data da diferença máxima	18/11/2016	18/11/2016	18/11/2016

(*)desconsiderando os picos não representados pelo modelo

O modelo apresentou resultados compatíveis com as variações de temperatura da água no reservatório Jundiaí. Aumentos e diminuições de temperatura da água, no modelo, ocorreram em instantes próximos aos do reservatório, em todos os locais avaliados.

A análise dos perfis de temperatura calculados pelo modelo no ponto JU101 gerou os resultados apresentados na Figura 6.17. Para estabelecer uma base de comparação, a análise inicial dos dados obtidos em intervalos de cinco minutos (item 6.1, Figura 6.1) foi novamente realizada após a aplicação de uma ferramenta de seleção dos dados obtidos de três em três horas (Figura 6.18).

Em relação aos dados obtidos, houve uma boa representação da ocorrência de estratificação. A análise dos resultados do modelo indicou equivocadamente não-ocorrência de estratificação em um total de 42 dias (erro de 15%) e, portanto, observa-se este acréscimo no total de dias em que as águas permaneceram totalmente misturadas por mais de 24h. O modelo não representou a ocorrência da estratificação em um total de 14 dias (erro de 5%).

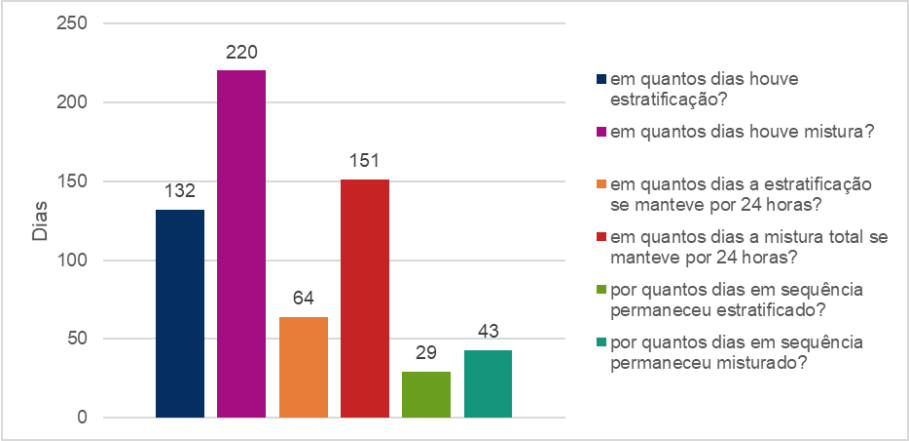

Figura 6.17 - Resultados da análise do ciclo de mistura do reservatório Jundiaí, a partir dos dados do modelo CE-QUAL-W2 calibrado

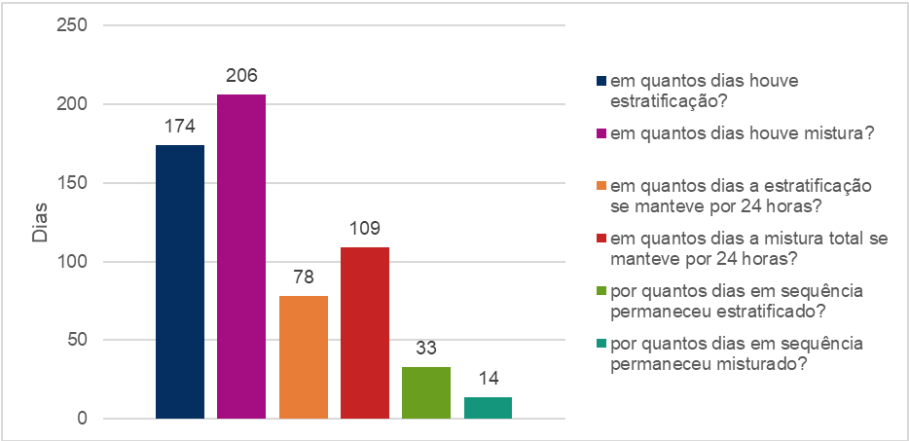

Figura 6.18 - Resultados da análise do ciclo de mistura do reservatório Jundiaí, a partir dos dados obtidos na estação de monitoramento JU101, em intervalos de três horas

Pelo modelo CE-QUAL-W2 calibrado, o reservatório Jundiaí se manteve em condição de estratificação em 33% dos instantes registrados, frequência menor do que a calculada a partir dos dados medidos no reservatório, assim como o limite do número de Schmidt para a ocorrência da estratificação é maior, com valor de 13.0 J/m² (Figura 6.19).

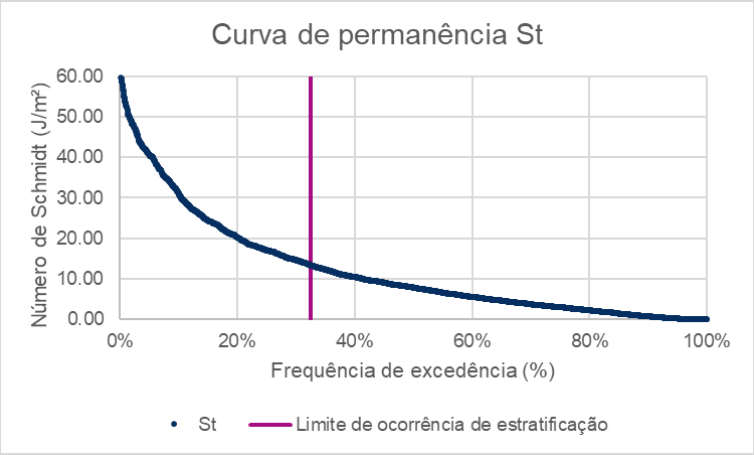

Figura 6.19 - Frequência de excedência do número de Schmidt, em todo o período de simulação do modelo CE-QUAL-W2 do reservatório Jundiaí

A aplicação de um método de calibração dos coeficientes WSC e SHD por regiões do reservatório, subdividindo-o espacialmente em zonas com diferentes características de exposição à ação do vento e da radiação solar seria uma alternativa para melhorar a qualidade dos resultados obtidos nos pontos JU102, JU103 e JU104. Pelo maior grau de complexidade, este método teria como requisito a aquisição de dados adicionais de campo, como maior detalhamento das características do entorno do reservatório e instalação de uma estação de monitoramento contínuo de perfil de temperatura em cada um dos três pontos.

6.2.2.1. Análise de sensibilidade

As simulações das diferentes combinações de parâmetros SHD e WSC propostas para análise de sensibilidade do modelo CE-QUAL-W2 do Reservatório Jundiaí resultaram nos erros médios absolutos (AME_i) e nas variações percentuais (Δ_{AME}) da Tabela 6.3. O modelo se mostrou mais sensível à variação do parâmetro SHD, evidenciando ser este o principal fator a influenciar o resultado apresentado pelo modelo. Verifica-se que, para uma alteração de 5% no valor de calibração, a variação do erro médio absoluto atinge 6.32%, enquanto uma alteração equivalente no valor de calibração do WSC resultou em apenas 0.97% de variação do erro médio absoluto obtido.

Tabela 6.3 – Valores de erro médio absoluto (AME) obtidos para os cenários da análise de sensibilidade

SHD = 0.79	**AME**	**Variação Δ_{AME} (%)**	**WSC = 0.69**	**AME**	**Variação Δ_{AME} (%)**
WSC = 0.65	0.2574	0.97%	SHD = 0.75	0.2710	6.32%
WSC = 0.66	0.2570	0.79%	SHD = 0.76	0.2661	4.38%
WSC = 0.67	0.2569	0.76%	SHD = 0.77	0.2620	2.76%
WSC = 0.68	0.2568	0.72%	SHD = 0.78	0.2582	1.29%
WSC = 0.69	**0.2549**	**0.00%**	**SHD = 0.79**	**0.2549**	**0.00%**
WSC = 0.70	0.2554	0.19%	SHD = 0.80	0.2558	0.34%
WSC = 0.71	0.2557	0.31%	SHD = 0.81	0.2558	0.33%
WSC = 0.72	0.2560	0.41%	SHD = 0.82	0.2567	0.67%
WSC = 0.73	0.2564	0.58%	SHD = 0.83	0.2580	1.18%
WSC = 0.74	0.2568	0.72%	SHD = 0.84	0.2592	1.68%
WSC = 0.75	0.2568	0.73%	SHD = 0.85	0.2618	2.69%

O SHD não é considerado parâmetro de ajuste do modelo CE-QUAL-W2, mas representativo da vegetação e da topografia locais, que interferem na radiação solar incidente na superfície do reservatório. O fator SHD é, portanto, um modificador dos valores de radiação solar medidos na estação meteorológica, considerando que há interferências entre o reservatório e a estação capazes de reduzir o valor de radiação obtido diretamente das medições. É um fator de difícil estimativa, uma vez que deveria ser específico para cada segmento do modelo, e para cada horário do dia. Como simplificação, neste estudo, foi selecionado um valor único para todos os segmentos que fornecesse temperaturas compatíveis com as medidas no ponto JU101, e na superfície do reservatório nos pontos JU102, JU103 e JU104.

O aumento do SHD é equivalente ao aumento da intensidade da radiação solar que atinge o reservatório, sendo uma representação da região de sombra sobre o mesmo.

Quanto maior o valor de SHD, maior será a quantidade de calor absorvida pela água na superfície do reservatório, resultando em valores mais elevados de temperatura em toda a coluna d'água, principalmente nas camadas superficiais. Em todo o período analisado (novembro de 2016 a agosto de 2017), a maior diferença de temperatura entre os cenários foi aumento de 2.08°C, para o dia 26 de julho de 2017 na superfície do reservatório, obtida para o aumento do parâmetro SHD.

Avaliou-se o efeito da alteração do SHD sobre o número de dias em que houve estratificação no período de estudo (novembro de 2016 a agosto de 2017), como

mostrado nos gráficos da Figura 6.20 e Figura 6.21. O aumento deste índice teve como consequência o aumento do número de dias em que houve estratificação e em que ela se manteve por mais de 24 horas. Isto ocorre porque, há períodos, notadamente nos meses de janeiro e fevereiro, nos quais as temperaturas resultantes do modelo são mais baixas no fundo do reservatório, mesmo com aumento do SHD; o termoclina (plano onde ocorre o gradiente de densidade máximo) se forma mais próximo à superfície do reservatório, o que dificulta a transferência de calor para maiores profundidades.

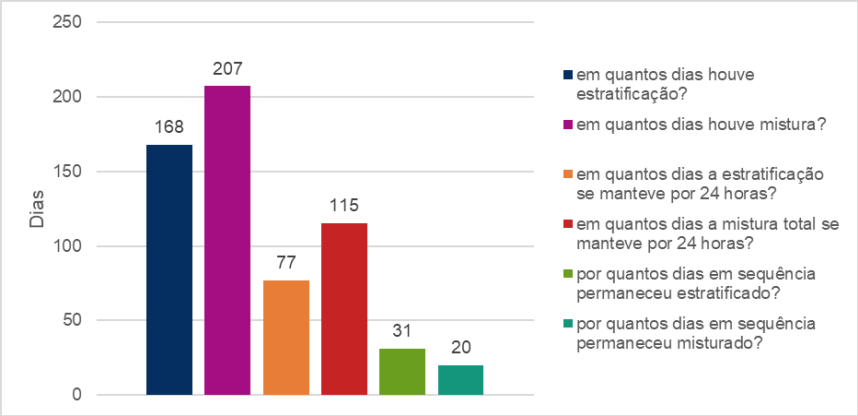

Figura 6.20 – Resultados da análise do ciclo de mistura do reservatório Jundiaí, a partir dos dados do modelo CE-QUAL-W2, com SHD 0.85

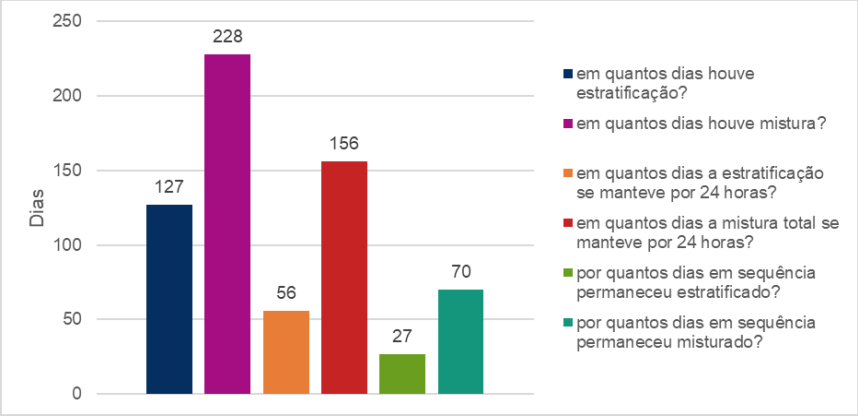

Figura 6.21 – Resultados da análise do ciclo de mistura do reservatório Jundiaí, a partir dos dados do modelo CE-QUAL-W2, com SHD 0.75

Quando há redução do SHD, observa-se efeito inverso, com maiores temperaturas no fundo e menores temperaturas na superfície, e, consequentemente, menor frequência de ocorrência de estratificação e maior frequência de mistura. Os resultados desta

variação no perfil de temperatura no ponto JU101 são exemplificados pelos gráficos dos dias 10 e 11 de janeiro de 2017 (Figura 6.22).

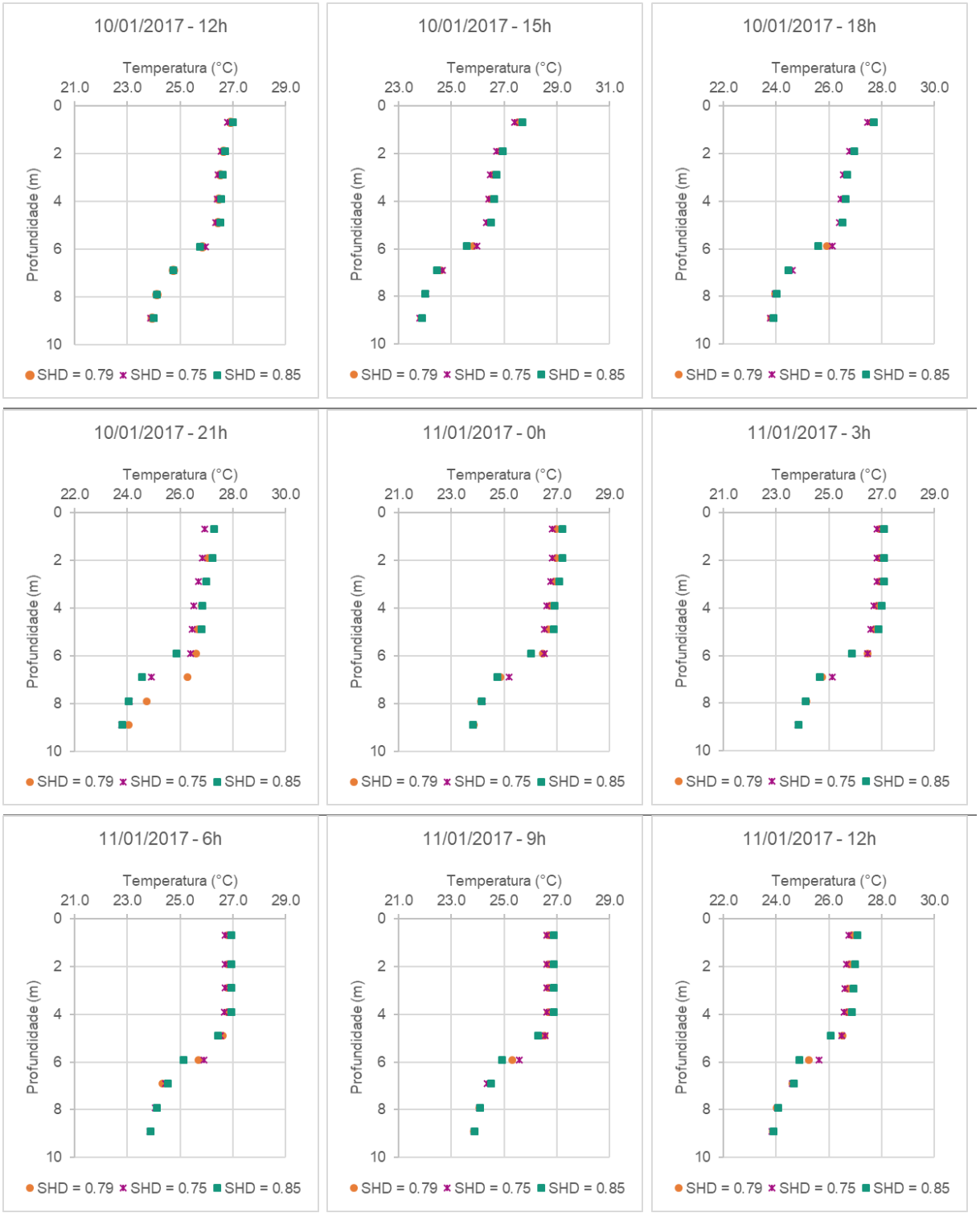

Figura 6.22 - Resultados de perfis de temperatura obtidos nas simulações, nos dias 10 e 11 de janeiro de 2017, com SHD 0.79, 0.75 e 0.85

A análise de sensibilidade do WSC mostrou que o aumento deste parâmetro proporcionou redução da temperatura na superfície, acompanhada de aumento da temperatura nas camadas mais profundas, por representar maior atuação dos ventos sobre o reservatório, promovendo a mistura com maior frequência e deslocando o plano de máximo gradiente de densidade para uma profundidade maior nos dias em que a estratificação se manteve. A alteração do WSC interferiu, desta forma, nas ocorrências de estratificação.

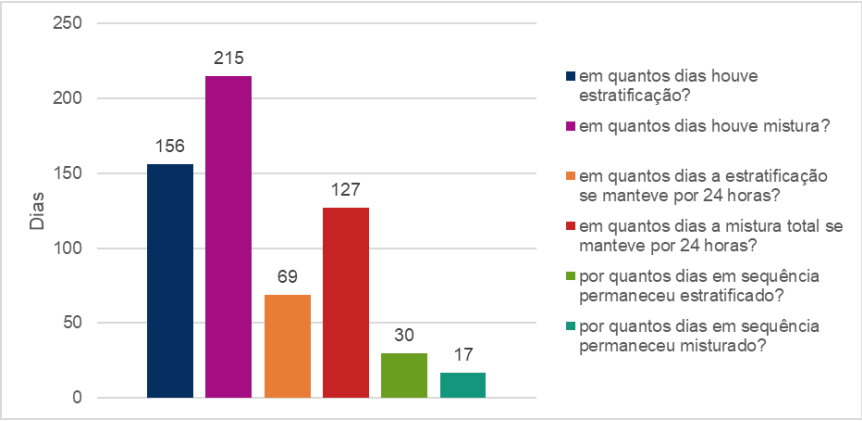

Figura 6.23 – Resultados da análise do ciclo de mistura do reservatório Jundiaí, a partir dos dados do modelo CE-QUAL-W2, com WSC 0.65

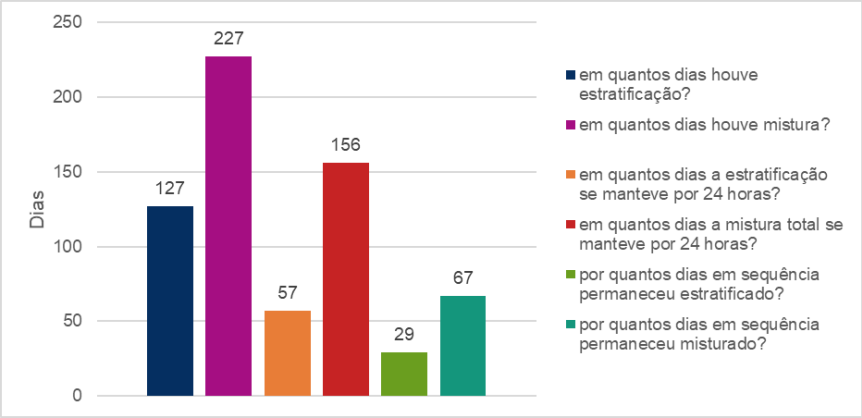

Figura 6.24 – Resultados da análise do ciclo de mistura do reservatório Jundiaí, a partir dos dados do modelo CE-QUAL-W2, com WSC 0.75

Exemplo deste efeito pode ser visualizado nos perfis de temperatura dos dias 05 e 06 de dezembro de 2016 (Figura 6.25). As alterações realizadas no parâmetro WSC tiveram menor importância em relação às do parâmetro SHD, com redução máxima

de 0.30°C na temperatura da superfície do reservatório em relação ao cenário de calibração, para o aumento deste parâmetro, no dia 08 de dezembro de 2016, às 21h.

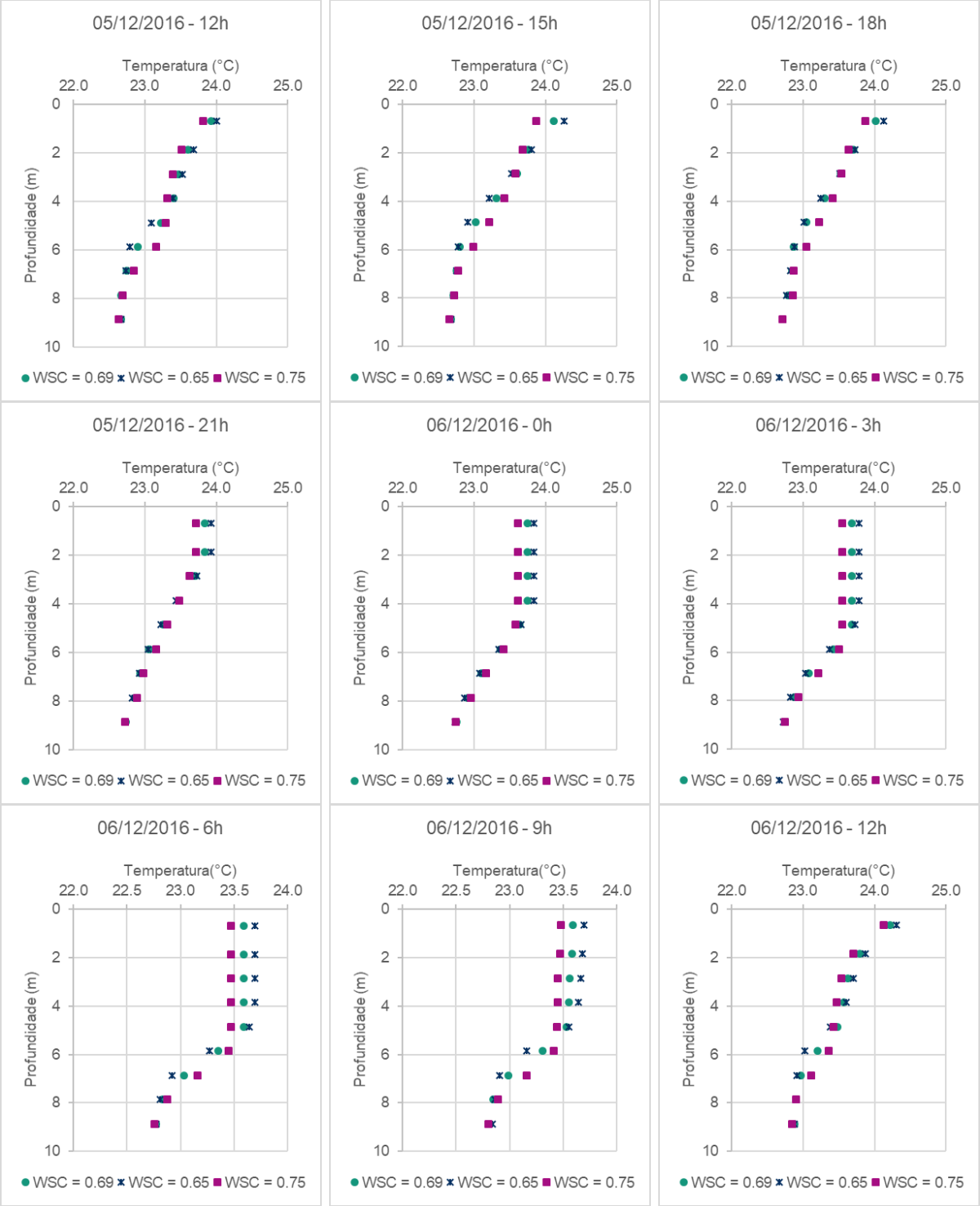

Figura 6.25 - Resultados de perfis de temperatura obtidos nas simulações, nos dias 05 e 06 de dezembro de 2016, com WSC 0.69, 0.65 e 0.75

6.2.3. Validação do modelo hidrodinâmico

Após a calibração, o modelo foi submetido a simulações no período de agosto de 2012 a agosto de 2017. A comparação entre resultados do modelo e os dados observados, no período selecionado para a validação do modelo, é apresentada na Figura 6.26 a Figura 6.29.

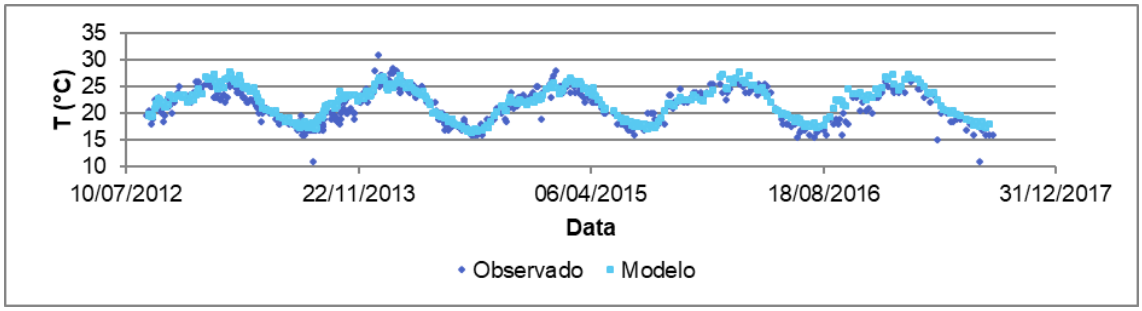

Figura 6.26 Temperatura da água na profundidade 0,70 m (ponto JU101) – observado e modelo, para o período 2012-2017

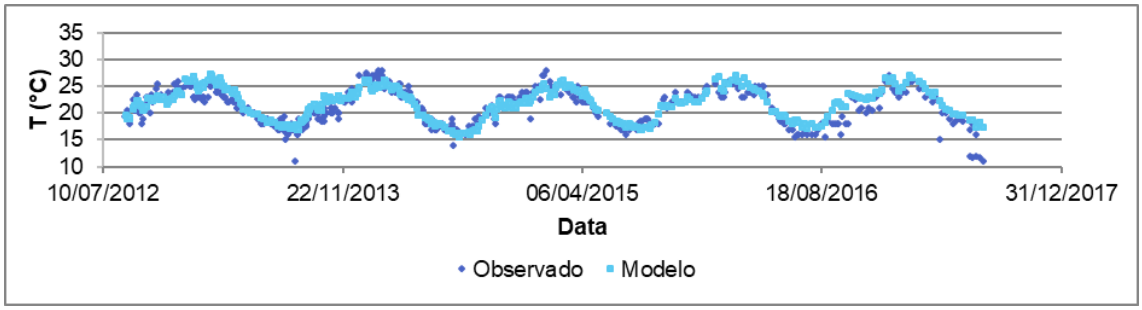

Figura 6.27 Temperatura da água na profundidade 0,70 m (ponto JU102) – observado e modelo, para o período 2012-2017

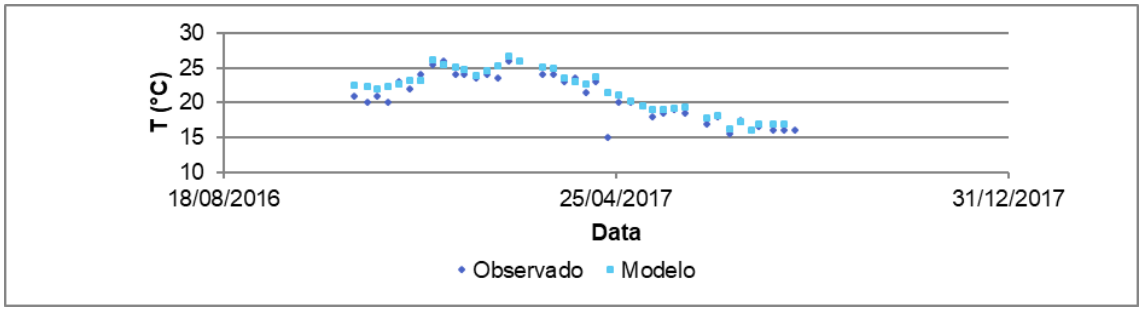

Figura 6.28 Temperatura da água na profundidade 0,70 m (ponto JU103) – observado e modelo, para o período 2016-2017

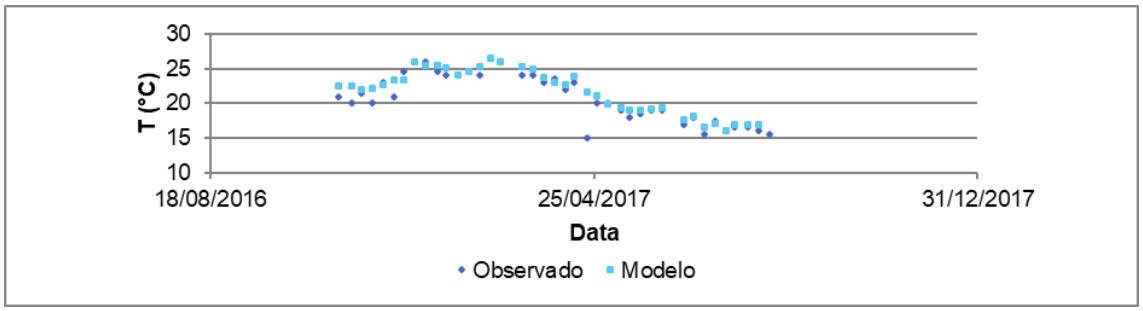

Figura 6.29 Temperatura da água na profundidade 0,70 m (ponto JU104) – observado e modelo, para o período 2016-2017

O comportamento do modelo, na validação, foi semelhante ao da calibração. Os erros médios absolutos obtidos na etapa de validação do modelo são apresentados na Tabela 6.4. Os AME foram inferiores aos da etapa de calibração, exceto no local JU101, o que pode ser devido à menor frequência de medições neste ponto, quando comparada à do período de calibração.

Tabela 6.4 - Erros médios absolutos da validação do modelo CE-QUAL-W2 para o reservatório Jundiaí

Ponto	JU101	JU102	JU103	JU104
Profundidade (m)	0.70	0.70	0.70	0.70
AME $_{temperatura}$	1.357	1.350	0.934	0.892

Os resultados da aplicação do método de Read et al (2011) para análise da ocorrência de estratificação térmica e mistura total, com base nos gradientes de densidade calculados a partir do modelo do reservatório Jundiaí são apresentados na Figura 6.30.

O reservatório, segundo os cálculos do modelo, teria sofrido estratificação em 942 dias (aproximadamente 52% do período total simulado). Dentre estes dias, o reservatório teria passado à condição de mistura total em 709 dias. A estratificação se manteve durante 24h em 25% dos dias em que ocorreu.

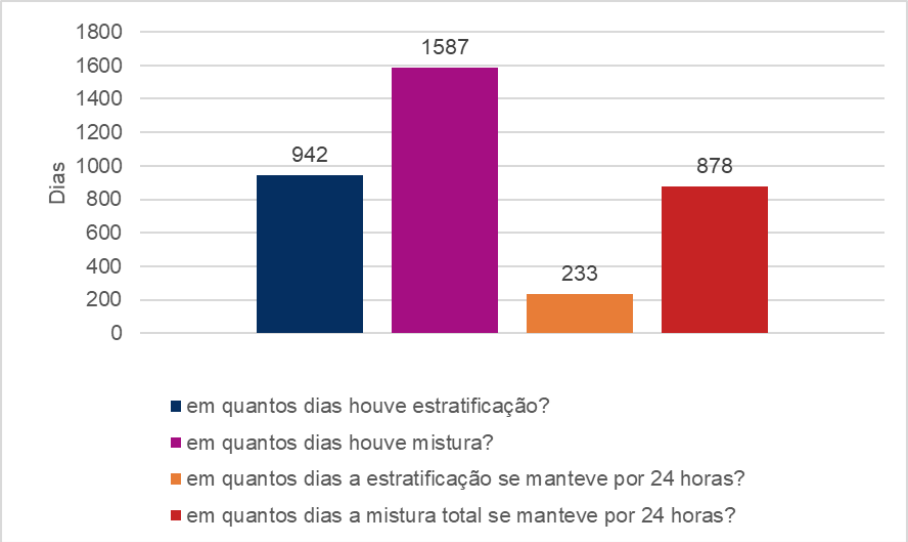

Figura 6.30 - Resultados da aplicação do método de Read et al (2011) para o modelo do reservatório Jundiaí no CE-QUAL-W2, no período total de simulação (2012-2017)

Considerando que o modelo apresentado é representativo da hidrodinâmica do reservatório Jundiaí, o regime de mistura observado no ano de 2016-2017 é também verificado nos demais anos da série histórica. A hipótese de reservatório com regime de mistura polimítico, a partir dos dados e do modelo utilizado neste estudo, se confirma para um maior período de análise. Os resultados do modelo indicam um reservatório que se encontra completamente misturado a maior parte do tempo, porém, está sujeito à ocorrência de estratificação térmica, principalmente no verão.

6.2.4. Calibração e validação do modelo de qualidade da água

A calibração do modelo de oxigênio dissolvido consistiu no ajuste dos parâmetros associados ao módulo de qualidade da água no modelo CE-QUAL-W2, estimados a partir da literatura, dos valores recomendados pelos autores do modelo e de informações químicas e biológicas particulares do reservatório Jundiaí.

Os parâmetros do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2, calibrados para o reservatório Jundiaí, no período de novembro de 2016 a agosto de 2017 são apresentados na Tabela 6.5.

Tabela 6.5 -Parâmetros de calibração do CE-QUAL-W2 para oxigênio dissolvido do reservatório Jundiaí

Parâmetro	Valor
EXH2O – Coeficiente de atenuação de radiação solar da água pura	1.25
EXA – Coeficiente de atenuação de radiação solar pela presença de algas	0[1]
EXOM – Coeficiente de atenuação de radiação solar pela presença de matéria orgânica	0[1]
EXSS – Coeficiente de atenuação da radiação solar pela presença de sólidos inorgânicos suspensos	0[1]
BETA – Absorção de radiação solar na superfície do reservatório	0.45 [2]
AG – Taxa máxima de crescimento de algas	**1.1**
AR – Taxa máxima de respiração na ausência de luz	**0.04**
AE – Taxa máxima de excreção	0.04 [3]
AM – Taxa máxima de mortalidade	**0.03**
AS – Taxa máxima de sedimentação	0.00
AHSP – Limite de concentração de fósforo abaixo do qual o fósforo é o nutriente limitante para a fotossíntese	0.006 [3]
AHSN – Limite de concentração de nitrogênio abaixo do qual o nitrogênio é o nutriente limitante para a fotossíntese	0.03 [3]
ASAT – Limite superior de radiação solar acima do qual não ocorre fotossíntese	85
ACHLA – Relação entre a concentração de algas e clorofila-a	0.02
AP – Conteúdo de fósforo na biomassa das algas	0.0034 [3]
AN - Conteúdo de nitrogênio na biomassa das algas	0.08 [3]
LDOMDK – Taxa máxima de decaimento da matéria orgânica autóctone lábil dissolvida	0.1 [2]
RDOMDK - Taxa máxima de decaimento da matéria orgânica autóctone refratária dissolvida	0.001 [2]
LPOMDK - Taxa máxima de decaimento da matéria orgânica autóctone refratária particulada	0.007
RPOMDK - Taxa máxima de decaimento da matéria orgânica autóctone refratária particulada	0.001
POMS – Taxa de sedimentação da matéria orgânica particulada	10
KBOD – Taxa de decaimento da matéria orgânica alóctone	**0.05**
NH4DK – Taxa máxima de nitrificação	0.006
NO3DS - Taxa máxima de denitrificação	0.03 [2]
EQN – Equação de reaeração	6[4]

Os valores previamente utilizados na calibração do modelo hidrodinâmico para os parâmetros de atenuação da radiação solar foram mantidos nas simulações de qualidade de água. As taxas máximas de crescimento de algas, respiração na

[1] efeito incorporado ao índice EXH2O
[2] valores default do CE-QUAL-W2 (Cole & Wells, 2013)
[3] estimados com base na literatura, considerando os limites para cianobactérias, com destaque para o gênero *Microcystis*.
[4] Cole & Buchak (1995)

ausência de luz e de mortalidade de algas e a taxa de decaimento da matéria orgânica alóctone tiveram maior influência sobre as concentrações de oxigênio dissolvido calculadas pelo modelo.

As taxas máximas de crescimento e de respiração de algas na ausência de luz – AG e AR – afetam diretamente a concentração de oxigênio dissolvido, pelos processos de fotossíntese (produção de oxigênio) e respiração (consumo de oxigênio). O mesmo ocorre para a taxa de decaimento da matéria orgânica – KBOD – por interferir na velocidade de consumo de OD para decomposição da matéria orgânica. Já as taxas máximas de excreção e mortalidade de algas – AE e AM – afetam a concentração de OD indiretamente, pelo aumento da matéria orgânica dissolvida e particulada (no caso da mortalidade) e o consequente aumento de consumo de OD para sua decomposição.

A calibração do módulo de qualidade da água apresentou como resultado as curvas da Figura 6.31 a Figura 6.34.

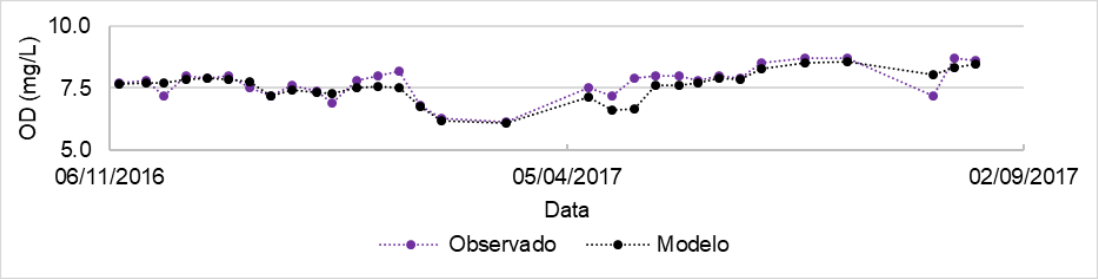

Figura 6.31 Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de oxigênio dissolvido no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU101)

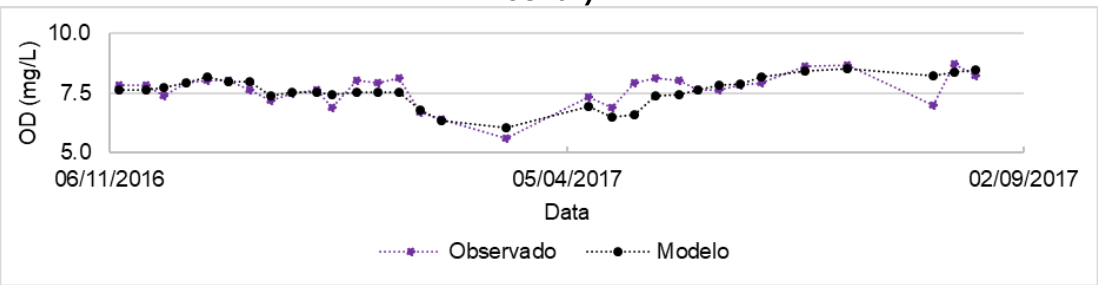

Figura 6.32 Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de oxigênio dissolvido no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU102)

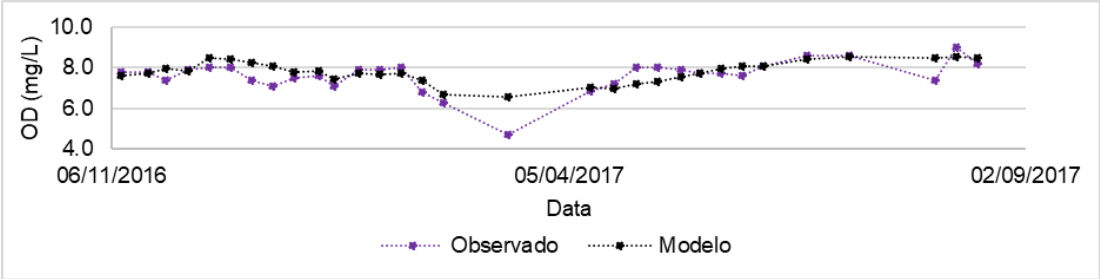

Figura 6.33 Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de oxigênio dissolvido no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU103)

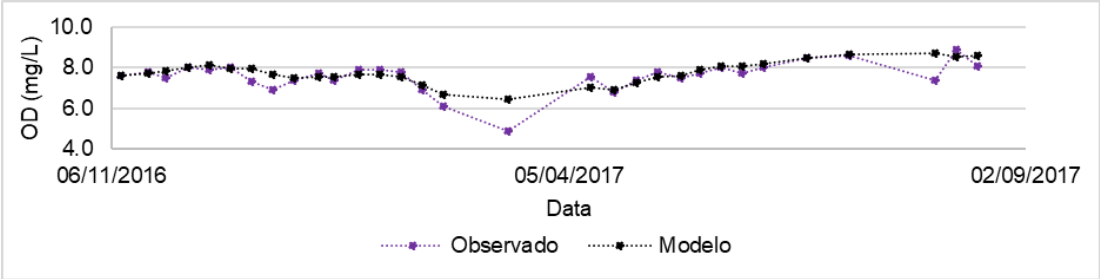

Figura 6.34 Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de oxigênio dissolvido no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU104)

Para esta condição, foram obtidos, em cada um dos quatro locais no interior do reservatório, os erros médios absolutos da Tabela 6.6, calculados para a concentração de oxigênio dissolvido no reservatório. O máximo AME e a máxima diferença entre dados monitorados e resultados do modelo foram registrados no ponto JU103, com valores de 0.418 e 1.82 mg/L. As variações de oxigênio dissolvido na superfície foram representadas pelo modelo, em especial nos pontos JU101 e JU102, à exceção de variações bruscas na concentração. Nestes casos, realizar o monitoramento dos dados de entrada com maior frequência poderia ser um fator que diminuísse o erro cometido pelo modelo.

Tabela 6.6 - Erros médios absolutos da calibração do modelo de oxigênio dissolvido CE-QUAL-W2 para o reservatório Jundiaí

Ponto	JU101	JU102	JU103	JU104
Profundidade (m)	0.70	0.70	0.70	0.70
AME	0.275	0.330	0.418	0.325

As concentrações de nitrogênio e fósforo na superfície também foram avaliadas na calibração do modelo, de forma a verificar os valores dos coeficientes adotados na calibração para representação dos processos de consumo e produção de oxigênio. Destaca-se a menor frequência de monitoramento destas variáveis, sendo estas utilizadas apenas a título de verificação do ajuste prévio dos parâmetros para representação das concentrações de oxigênio dissolvido. A Figura 6.35 a Figura 6.38 apresentam os resultados obtidos para o nutriente fósforo, e a Figura 6.39 a Figura 6.42 para o nitrogênio, na superfície da água, nos pontos JU101 a JU104.

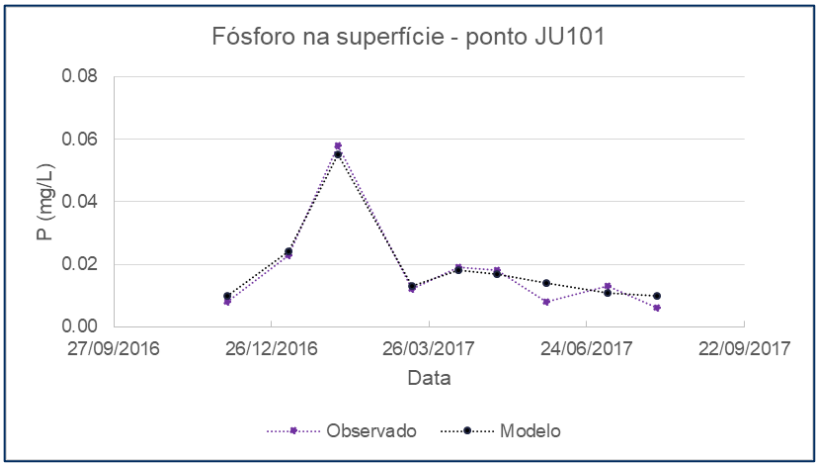

Figura 6.35 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de fósforo no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU101)

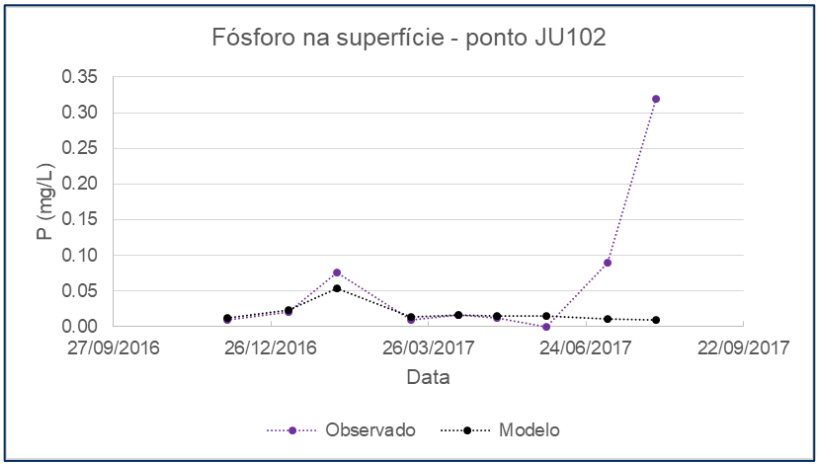

Figura 6.36 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de fósforo no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU102)

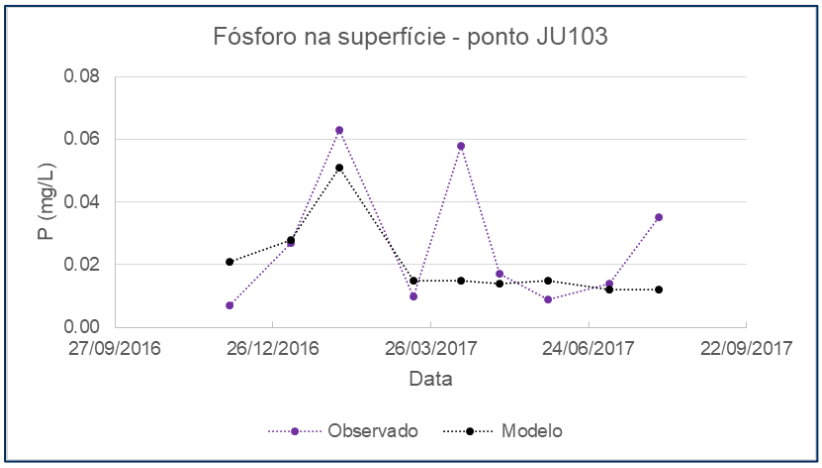

Figura 6.37 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de fósforo no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU103)

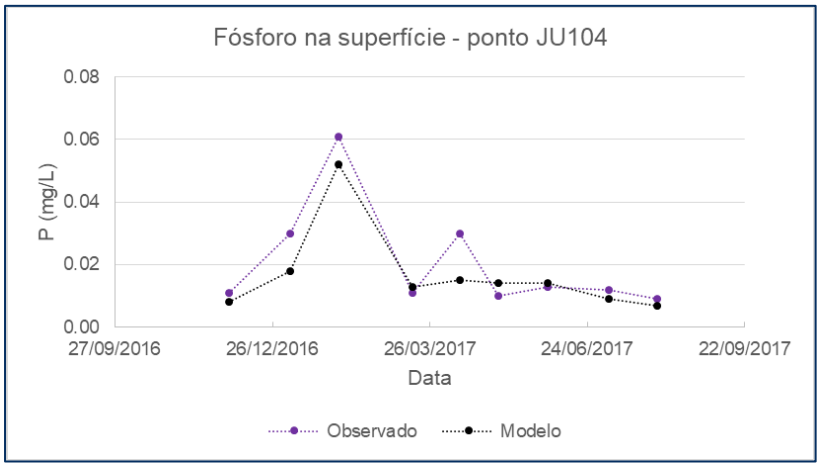

Figura 6.38 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de fósforo no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU104)

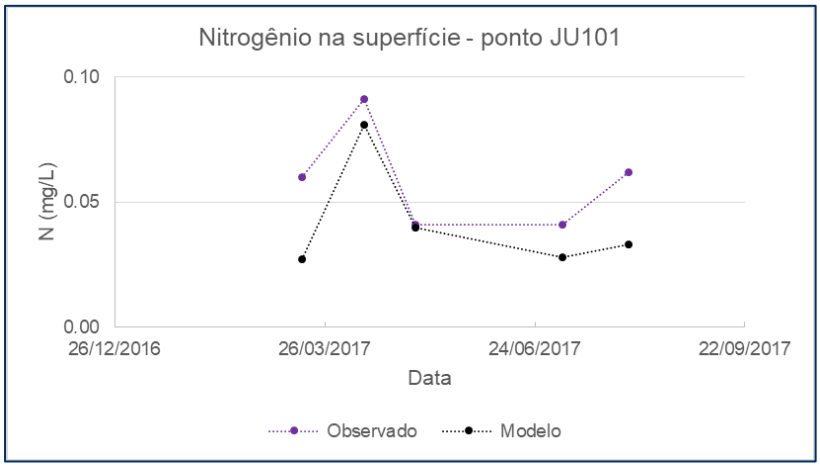

Figura 6.39 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de nitrogênio no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU101)

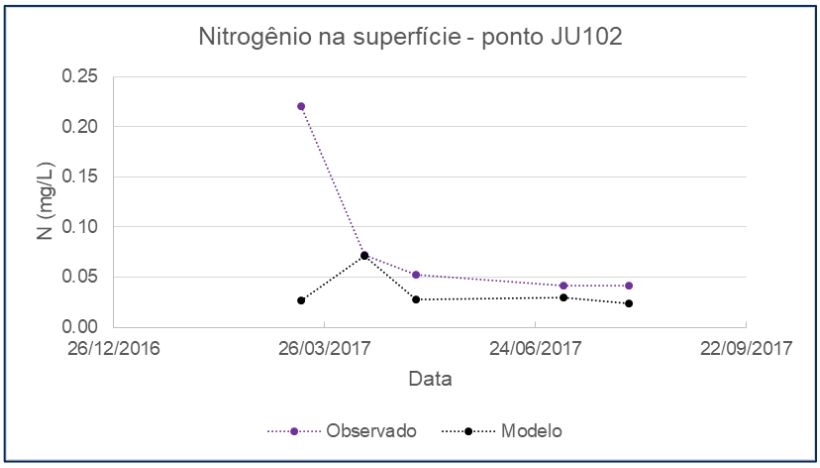

Figura 6.40 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de nitrogênio no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU102)

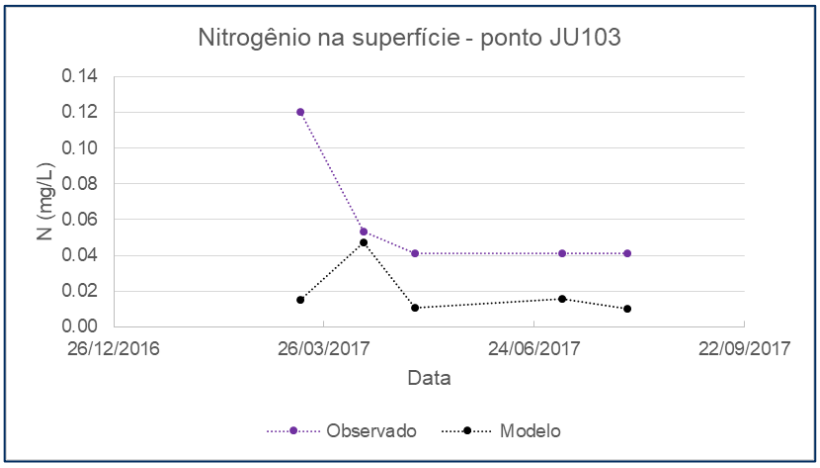

Figura 6.41 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de nitrogênio no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU103)

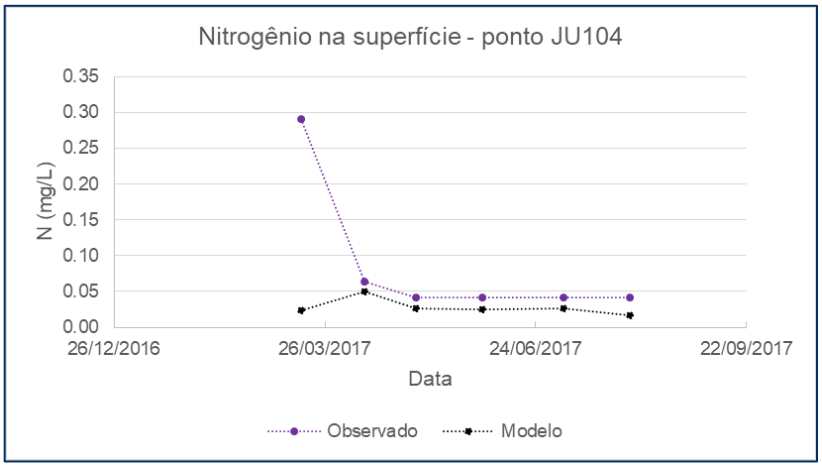

Figura 6.42 - Resultados da calibração do módulo de qualidade da água do CE-QUAL-W2 para concentrações de nitrogênio no reservatório Jundiaí na profundidade 0,70 m (ponto JU104)

Para ambos os nutrientes considerados nas simulações, as concentrações foram representadas de forma adequada pelo modelo. Foram obtidos valores predominantemente inferiores às medições. Os picos mais elevados de nutrientes observados no monitoramento não foram reproduzidos no modelo. Por não serem observadas em todos os locais de monitoramento, nas mesmas datas, é possível que estes picos estejam associados a descargas pontuais mais próximas ao local onde foram registrados. Os erros médios da calibração, para nitrogênio e fósforo, são apresentados na Tabela 6.7.

Tabela 6.7 - Erros médios absolutos da calibração do modelo de qualidade da água CE-QUAL-W2 para o reservatório Jundiaí para fósforo e nitrogênio

Ponto	**JU101**	**JU102**	**JU103**	**JU104**
Profundidade (m)	0.70	0.70	0.70	0.70
AME_P (mg/L)	0.002	0.049	0.012	0.006
AME_N (mg/L)	0.020	0.046	0.036	0.058

Na validação, observou-se comportamento semelhante ao da calibração, conforme pode-se visualizar na Figura 6.43 a Figura 6.46. Os valores mais elevados de AME, apresentados na Tabela 6.8, são indicativos da dificuldade de representação das diminuições bruscas de OD na superfície do reservatório. No entanto, as tendências de variação, bem como o padrão cíclico anual evidenciado pelo monitoramento realizado no reservatório, foram adequadamente representadas pelo modelo.

Tabela 6.8 - Erros médios absolutos da validação do modelo de oxigênio dissolvido CE-QUAL-W2 para o reservatório Jundiaí

Ponto	JU101	JU102	JU103	JU104
Profundidade (m)	0.70	0.70	0.70	0.70
AME_{OD}	0.727	0.337	0.425	0.419

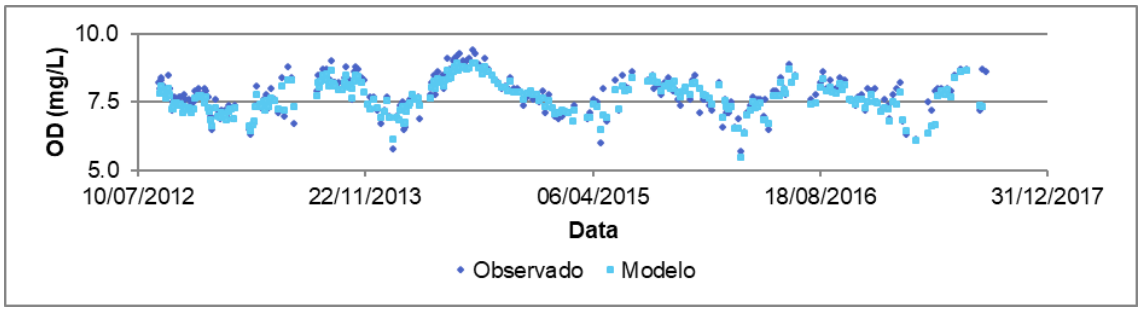

Figura 6.43 Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de oxigênio dissolvido na profundidade 0,70 m (ponto JU101) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí.

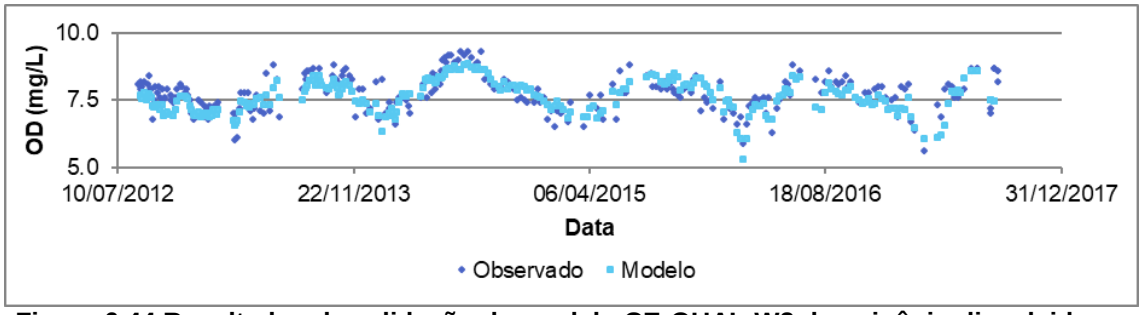

Figura 6.44 Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de oxigênio dissolvido na profundidade 0,70 m (ponto JU102) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí.

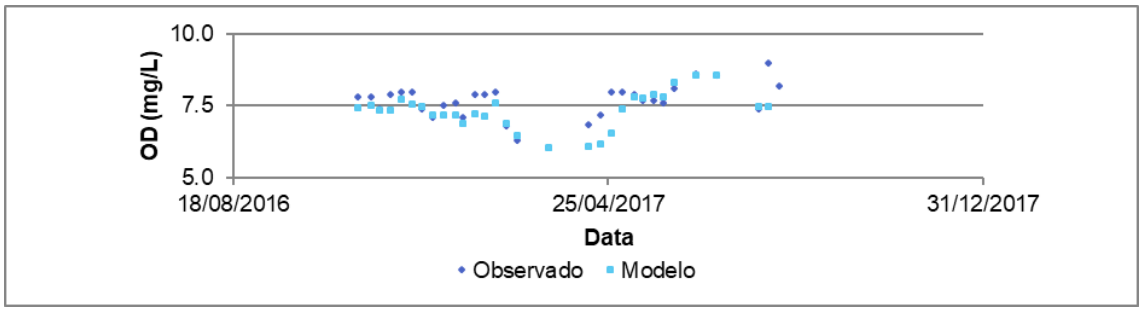

Figura 6.45 Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de oxigênio dissolvido na profundidade 0,70 m (ponto JU103) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí.

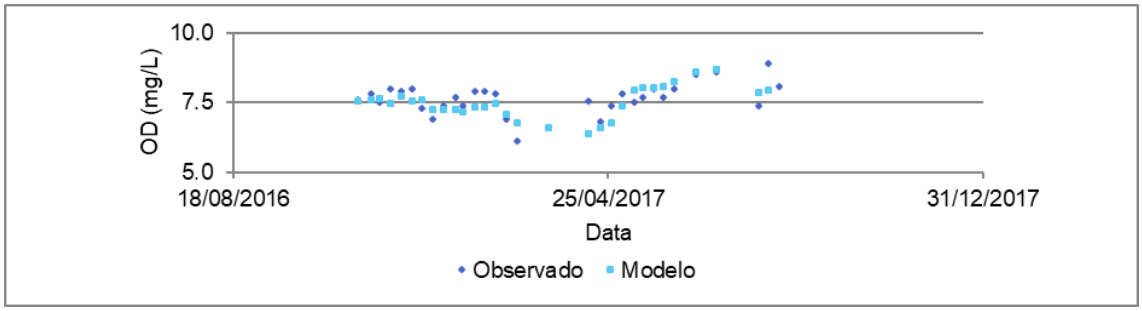

Figura 6.46 – Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de oxigênio dissolvido na profundidade 0,70 m (ponto JU104) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí.

No que se refere aos nutrientes, também se observou o mesmo padrão encontrado na calibração do modelo, com concentrações inferiores às do monitoramento, tanto para fósforo quanto para nitrogênio. A validação contemplou as informações dos pontos JU101 e JU102, conforme a Figura 6.47 a Figura 6.50. O monitoramento nos outros dois locais forneceu dados apenas a partir do último trimestre de 2016 (anteriormente utilizados na etapa de calibração).

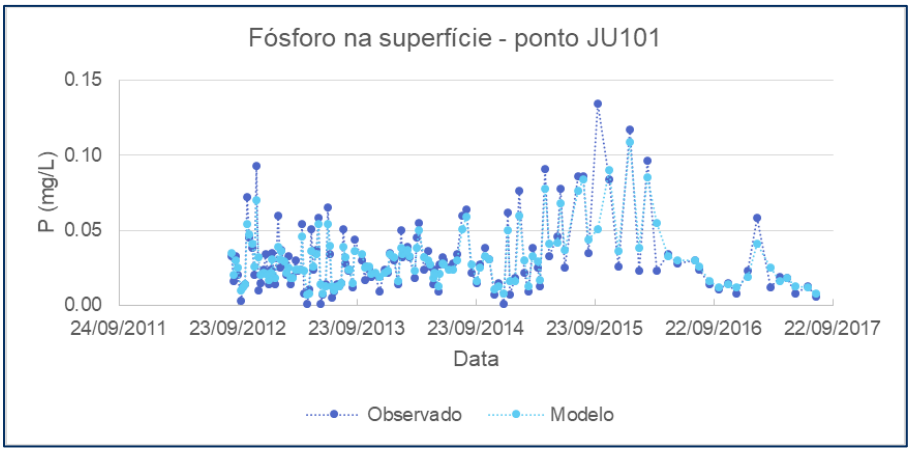

Figura 6.47 - Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de fósforo na profundidade 0,70 m (ponto JU101) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí

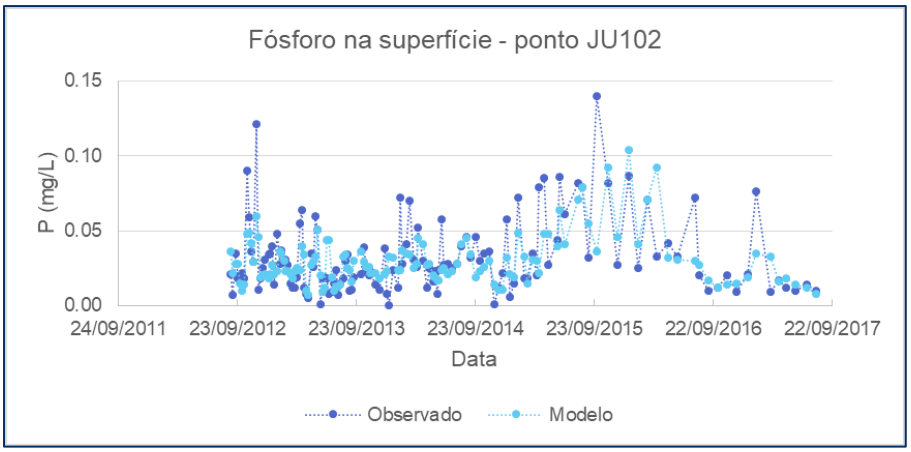

Figura 6.48 – Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de fósforo na profundidade 0,70 m (ponto JU102) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí

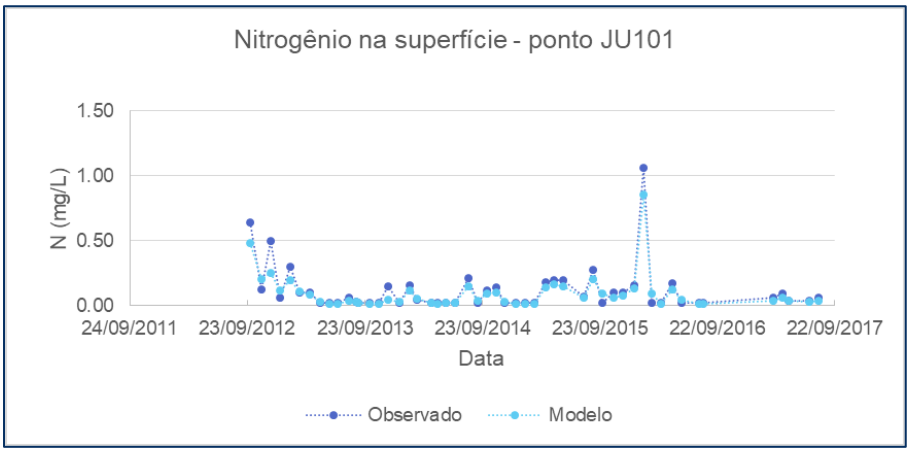

Figura 6.49 - Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de nitrogênio na profundidade 0,70 m (ponto JU101) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí

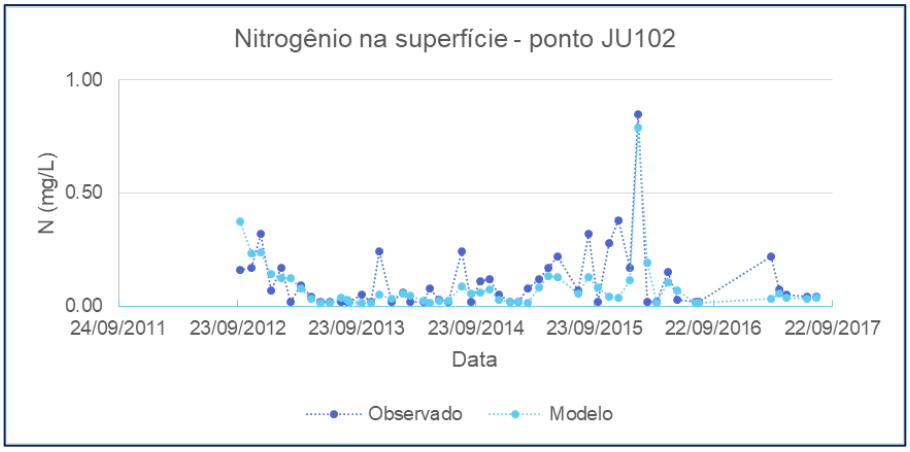

Figura 6.50 - Resultados da validação do modelo CE-QUAL-W2 de nitrogênio na profundidade 0,70 m (ponto JU102) – observado e modelo, para o período 2012-2017, no reservatório Jundiaí

Os erros médios absolutos resultantes, nestas condições, para fósforo e nitrogênio, são os apresentados na Tabela 6.9.

Tabela 6.9 - Erros médios absolutos da validação do modelo de qualidade da água CE-QUAL-W2 do reservatório Jundiaí, para fósforo e nitrogênio

Ponto	**JU101**	**JU102**
Profundidade (m)	0.70	0.70
AME_P (mg/L)	0.006	0.013
AME_N (mg/L)	0.035	0.058

Quanto à presença de algas, foram avaliadas as concentrações de clorofila-a resultantes do modelo, nos pontos JU101 e JU102, apresentadas na Figura 6.51 e Figura 6.52, respectivamente.

Notam-se maiores concentrações de clorofila-a pelos resultados do modelo, com destaque para o ponto JU102, podendo estar associada à aplicação de algicidas para controle do aumento da população de algas.

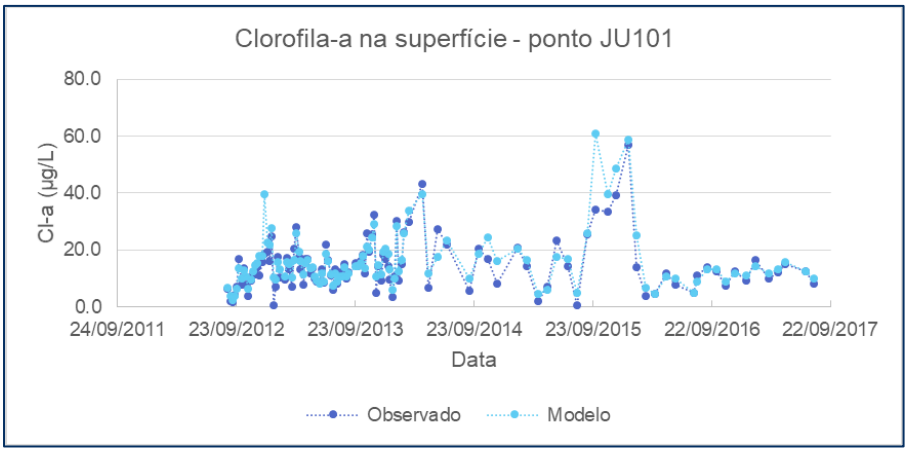

Figura 6.51 – Concentrações de clorofila-a na superfície do reservatório Jundiaí, no ponto JU101

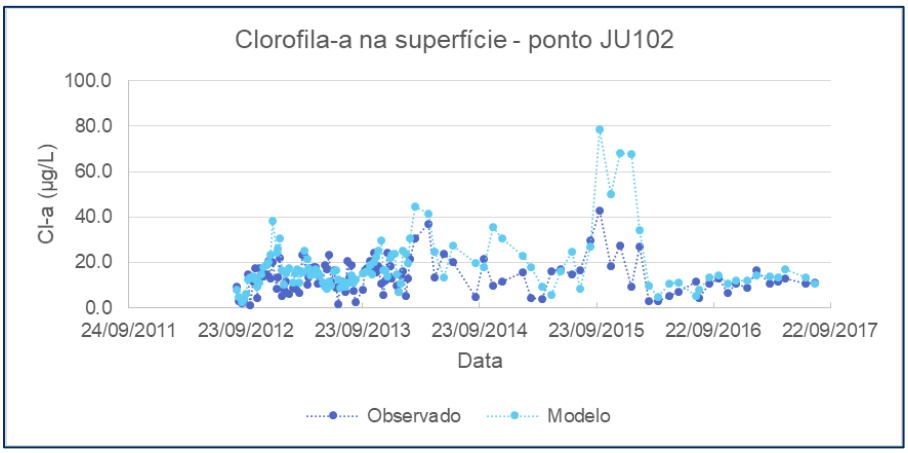

Figura 6.52 - Concentrações de clorofila-a na superfície do reservatório Jundiaí, no ponto JU102

6.3. APLICAÇÃO DO MODELO CE-QUAL-W2 PARA FINS DE GERENCIAMENTO DA PROLIFERAÇÃO DE ALGAS NO RESERVATÓRIO

6.3.1. Cálculo do índice X_t para oxigênio dissolvido e algas

Com o objetivo de caracterizar ao longo da série observada a qualidade da água no reservatório, calcularam-se os índices X_{OD} de massa total de oxigênio e X_{Cla} de massa total de clorofila-a, ponderada pelo volume do reservatório, a cada três horas,

equivalentes às concentrações médias de oxigênio e clorofila-a no reservatório, respectivamente.

Os índices X_{OD} calculados a partir dos resultados do modelo apresentaram valores máximo de 8,8 mg/L e mínimo de 5,5 mg/L, com índice X_{OD} médio de 7,6 mg/L no período de 2012 a 2017. A Figura 6.53 e a Figura 6.54 ilustram a permanência dos valores dos índices X_{OD} e X_{Cla}, respectivamente, no período de análise.

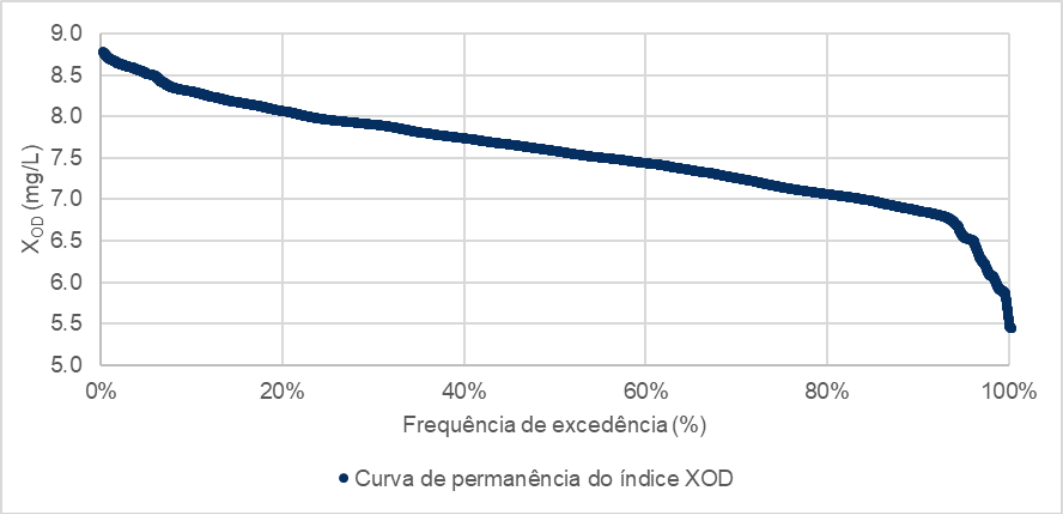

Figura 6.53 - Curva de permanência do índice XOD no reservatório Jundiaí, no período de 2012 a 2017

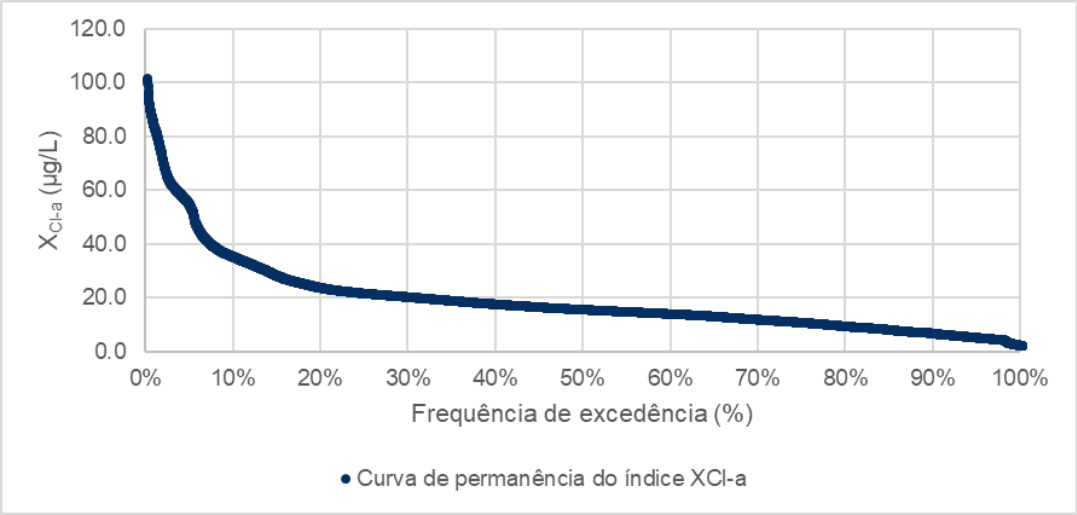

Figura 6.54 - Curva de permanência do índice XCla no reservatório Jundiaí, no período de 2012 a 2017

Os índices X_{OD} e X_{Cla} foram calculados considerando todo o volume do reservatório Jundiaí, representando uma condição média do reservatório quanto às concentrações de oxigênio dissolvido e algas, abrangendo os resultados obtidos em todos os pontos

do reservatório, no modelo. Da forma como foi apresentado, não é suficiente para que se avalie a variação vertical da qualidade da água no interior do reservatório.

Dada a importância dos gradientes de variáveis de qualidade da água em reservatórios, notadamente em períodos de estratificação térmica, os índices X_{OD} e X_{Cla} foram calculados para o epilímnio e hipolímnio, separadamente.

A Figura 6.55 e a Figura 6.56 mostram os gráficos dos índices obtidos para as duas regiões.

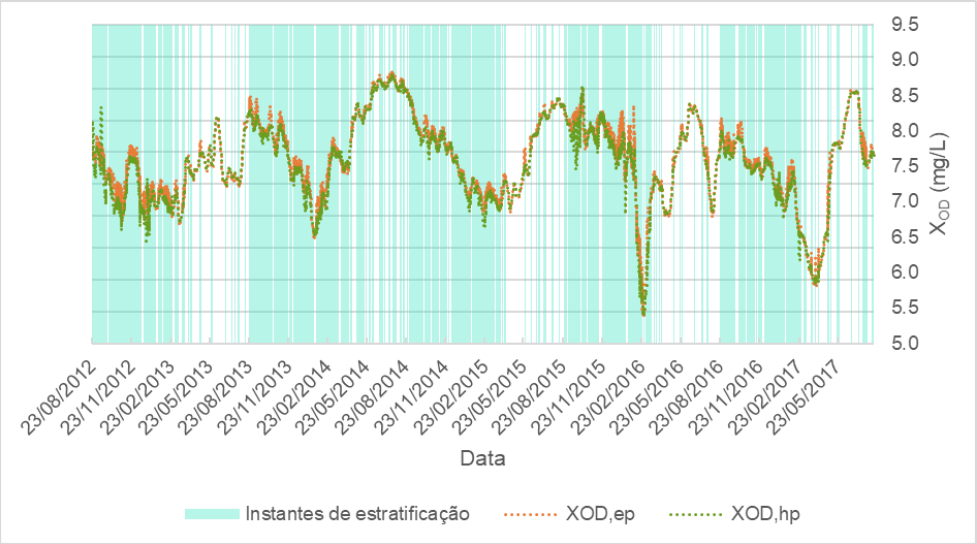

Figura 6.55 - Índices de oxigênio dissolvido calculados para o epilímnio (XOD,ep) e hipolímnio (XOD,hp)

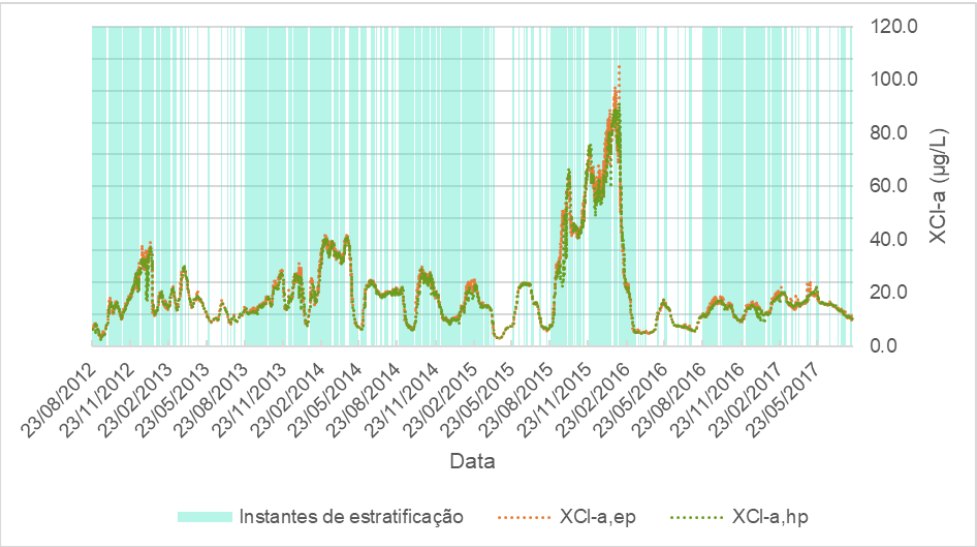

Figura 6.56 – Índices de clorofila-a calculados para o epilímnio (XCla,ep) e hipolímnio (XCla,hp)

Nota-se que, em períodos de estratificação, há um afastamento entre as curvas X_{ep} e X_{hp} , tanto para oxigênio dissolvido quanto para algas, evidenciando que há, pelos resultados do modelo, diferenças entre as concentrações médias de oxigênio dissolvido e algas na superfície e no fundo do reservatório.

No caso do oxigênio dissolvido, as diferenças entre regiões não ultrapassam o valor de 1,1 mg/L, provavelmente devido à instabilidade de estratificação e frequente ocorrência de mistura total. Nos instantes de mistura completa, observa-se sobreposição das curvas, com valores iguais ao X_{OD} total do reservatório. A Figura 6.57 mostra o detalhe da variação dos índices num período de 48h (entre os dias 04/02 e 06/02/2016). É possível visualizar a diferença entre os índices X_{OD} calculados por região, e a sobreposição das curvas em períodos de mistura.

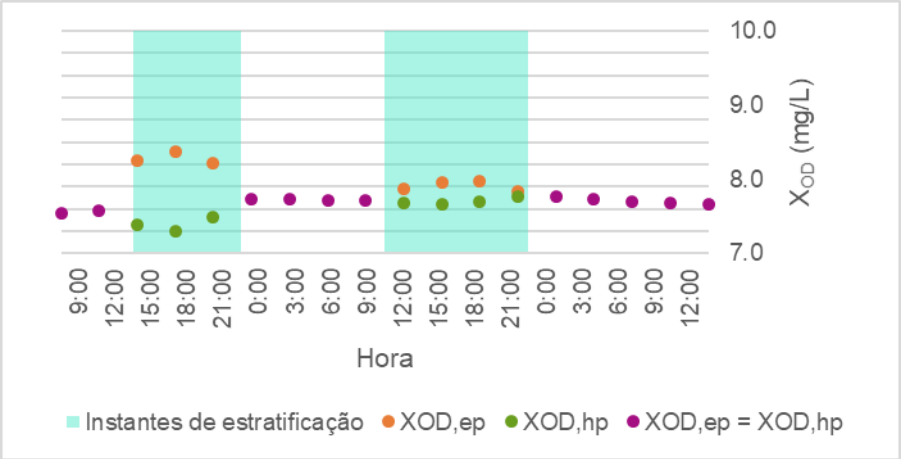

Figura 6.57 - Índices de oxigênio dissolvido calculados para o epilímnio ($X_{OD,ep}$) e hipolímnio ($X_{OD,hp}$) - gráfico em detalhe para 04/02/2016 a 06/02/2016

Quanto à clorofila-a, observa-se aumento do índice durante a estação quente e chuvosa entre o fim de 2015 e o início de 2016, superior aos demais anos do período analisado. Este *bloom* de algas é acompanhado por redução dos índices de oxigênio dissolvido no mesmo período, decorrente do aumento da matéria orgânica e do consumo de oxigênio no seu processo de decomposição. Assim como observado para os índices X_{OD}, o afastamento entre as curvas do epilímnio e hipolímnio fica mais evidente quando há uma maior densidade de instantes de estratificação térmica.

6.3.2. Identificação dos principais fatores que interferem nas concentrações de oxigênio dissolvido e de algas

O monitoramento da Sabesp, bem como os resultados obtidos no modelo matemático, indicou aumento da concentração de algas no reservatório Jundiaí, no verão de 2016, superior às concentrações observadas nos demais meses do período analisado, em especial no ponto JU101, mais próximo à barragem.

Visando a identificar os fatores externos potencialmente responsáveis por este aumento, verificaram-se as cargas afluentes, tanto nos tributários quanto no canal que transporta a água a partir do reservatório Biritiba, conforme Figura 6.58 e Figura 6.59.

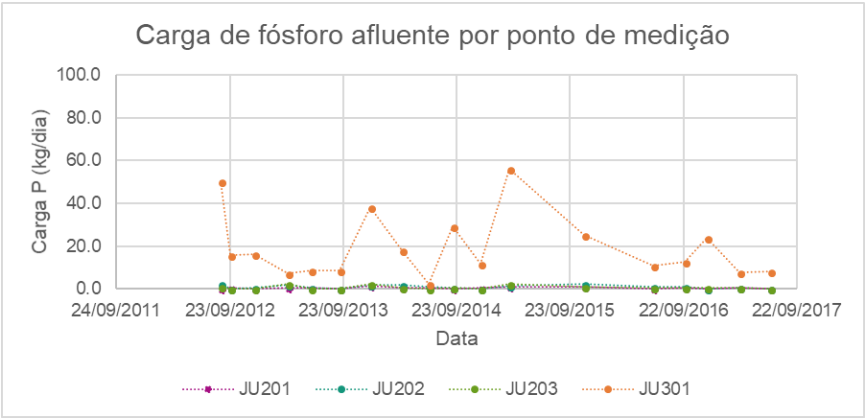

Figura 6.58 – Carga de fósforo afluente por local de monitoramento (tributários e canal de transferência Biritiba)

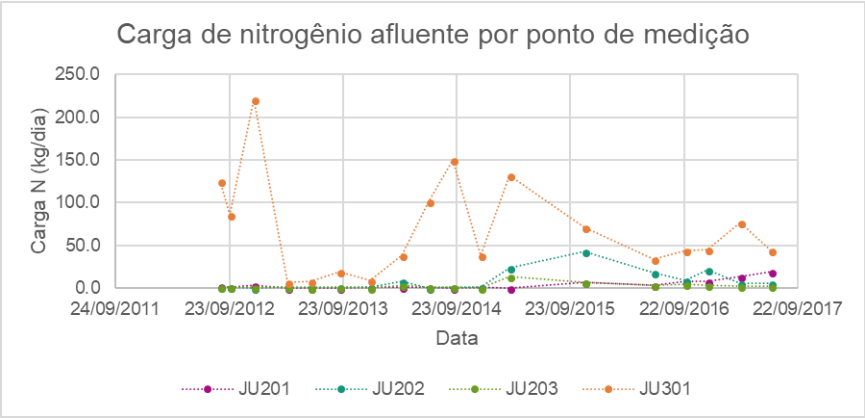

Figura 6.59 - Carga de nitrogênio afluente por local de monitoramento (tributários e canal de transferência Biritiba)

No período em que ocorreu o maior *bloom* de algas, nota-se redução da carga de nutrientes afluente nos locais de monitoramento, dificultando a associação entre a carga de nutrientes proveniente dessas fontes ao aumento da carga orgânica no reservatório.

Uma causa mais provável para tal comportamento seria o aumento do aporte difuso de nutrientes e matéria orgânica ao reservatório. Em termos de pluviosidade, o verão de 2015-2016 foi marcado pelo aumento dos índices pluviométricos, na Região Metropolitana de São Paulo, após um período de seca prolongado. O aumento do escoamento superficial, em uma bacia de uso do solo predominantemente agrícola, seria então responsável pelo maior aporte de nutrientes e, consequentemente, do maior desenvolvimento de algas e da redução das concentrações de oxigênio dissolvido para decomposição da matéria orgânica acumulada no reservatório.

No modelo CE-QUAL-W2, a representação da carga difusa afluente está atrelada à temperatura atribuída à água que escoa superficialmente, desconsiderada para simplificação, por ser uma variável de estimativa mais complexa. As temperaturas introduzidas de forma distribuída no reservatório interferem tanto na hidrodinâmica quanto nas concentrações dos componentes químicos e biológicos simulados. Desta forma, os coeficientes aqui obtidos, para efeito de calibração e validação do modelo, compensariam a não-representação destas contribuições, para a condição modelada. Caso fosse possível caracterizar adequadamente o escoamento superficial em termos de temperatura e qualidade da água, permitindo a consideração do aporte difuso nas simulações, seria necessário rever os coeficientes obtidos neste estudo.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O modelo CE-QUAL-W2, selecionado, calibrado e validado para o reservatório Jundiaí, foi adequado para a representação da hidrodinâmica e das concentrações de oxigênio dissolvido neste reservatório. Na etapa de calibração do modelo (novembro de 2016 a agosto de 2017), obteve-se boa representação da ocorrência de estratificação. Mesmo calibrado para um período de curta duração (inferior a doze meses, durante o qual houve monitoramento dos perfis de temperatura), o modelo gerou bons resultados na etapa de validação, em que foram utilizados os dados de monitoramento na superfície do reservatório de anos anteriores (2012-2016).

Os resultados da aplicação do modelo, associados à utilização dos métodos de análise da literatura, foram suficientes para caracterizar o regime de mistura no reservatório. O reservatório Jundiaí se encontra completamente misturado a maior parte do tempo, porém, está sujeito à ocorrência de estratificação térmica de característica instável, principalmente no verão, sendo assim considerado um reservatório de regime de mistura polimítico. Em um reservatório em que a formação e a quebra da estratificação ocorre em menos de 24 horas, o monitoramento semanal de qualidade da água não contempla a total caracterização da hidrodinâmica e, consequentemente, das variações de qualidade da água de maior importância no reservatório. Neste sentido, a modelagem se mostrou complementar ao monitoramento, pois, a partir dos resultados obtidos com o modelo, foi possível estimar a ocorrência de eventos de estratificação no reservatório, que não pode ser realizada somente a partir dos dados de superfície coletados em campo.

Destaca-se que a representatividade obtida neste estudo só foi possível devido à atividade intensa de monitoramento realizado especificamente para atender às exigências de dados de entrada para simulações de um reservatório no modelo CE-QUAL-W2. Na estação de monitoramento de perfis de temperatura, observou-se melhor ajuste do modelo aos dados, sendo recomendado dispor de monitoramento semelhante em, pelo menos, mais um ponto no interior do reservatório.

Em termos de qualidade da água, foi possível representar os padrões cíclicos anuais de variação de oxigênio dissolvido na superfície do reservatório, à exceção de

diminuições bruscas das concentrações. A maior influência dos parâmetros relacionados ao ciclo de vida de algas e decomposição de matéria orgânica evidenciou a necessidade de caracterizar adequadamente as populações de algas e cianobactérias presentes no reservatório. Considerada a insuficiência de dados de monitoramento relacionadas a estas variáveis no reservatório, a simplificação adotada, com parâmetros da literatura equivalentes aos das espécies encontradas no reservatório, foi razoável para a representação dos nutrientes e das concentrações de clorofila-a no modelo.

As concentrações de oxigênio dissolvido e de clorofila-a resultantes da aplicação do modelo no período de 2012 a 2017 foram, então, utilizadas no cálculo dos índices de massa total normalizada pelo volume total de água no reservatório para oxigênio dissolvido e clorofila-a (X_{OD} e $X_{Cl\text{-}a}$, respectivamente), para avaliação da qualidade da água no reservatório Jundiaí, sendo segregados os valores obtidos para epilímnio e hipolímnio, uma vez que, quando o reservatório está estratificado, há a possibilidade de que a qualidade da água na superfície seja distinta daquela encontrada nas camadas profundas.

No reservatório Jundiaí, em períodos de estratificação, há um afastamento entre as curvas do epilímnio e do hipolímnio, para ambos X_{OD} e $X_{Cl\text{-}a}$. Notou-se que as discrepâncias entre os valores destes índices para o epilímnio e o hipolímnio não permanecem por longos períodos, devido à ocorrência frequente de mistura e condição de estratificação instável neste reservatório.

Quanto à identificação de fatores externos que interferem na qualidade da água, destaca-se a influência da radiação solar sobre as temperaturas resultantes do modelo, verificada a partir da maior influência dos valores do parâmetro relacionado a este fator natural atuante sobre o reservatório (o fator SHD, ou *shade factor*). A atuação do vento (relacionada ao fator WSC ou *wind sheltering coefficient*), por sua vez, interferiu na ocorrência de estratificação, porém em menor intensidade. É importante destacar que estes parâmetros foram ajustados com dados medidos em estações meteorológicas distantes do reservatório. Quando da utilização de dados de outras estações, se faz necessária a revisão da calibração.

Adicionalmente, constatou-se, nas análises, a ocorrência de pico elevado dos índices de clorofila-a no verão do fim do ano 2015 e início do ano 2016. Comportamento semelhante foi registrado no Relatório de Qualidade da Águas Interiores no Estado de São Paulo (CETESB, 2017), onde se indicou que houve aumento significativo das concentrações de clorofila-a, acompanhado do aumento do número de espécies de algas potencialmente produtoras de cianotoxinas no reservatório Jundiaí em 2015, sofrendo redução no ano seguinte.

Os *blooms* de algas, em especial de cianobactérias, resultantes da maior disponibilidade de nutrientes no reservatório, destacam-se por apresentarem potencial de aumento do grau de toxicidade no mesmo, e, deste modo, inviabilizarem o uso da água para abastecimento público, tornando essencial a identificação das causas de eventos como o observado em 2015. A análise deste evento incluiu as cargas de nutrientes provenientes do escoamento natural afluente de cada tributário e da transferência de água do canal de interligação entre os reservatórios Biritiba e Jundiaí, monitorados pela Sabesp. A ausência de correlação entre o aporte de nutrientes proveniente destas fontes e o aumento das concentrações de clorofila-a no reservatório no período avaliado é indicativa de que este aumento tenha ocorrido em decorrência da carga difusa diretamente afluente ao reservatório neste ano. Outros fatores a serem considerados para a maior proliferação de algas neste período são os índices de radiação solar de onda curta e temperaturas do ar mais elevados.

Da perspectiva da gestão de qualidade da água, a seleção de medidas que atuem sobre o controle da carga difusa afluente ao reservatório seriam mais propícias para a diminuição da disponibilidade de nutrientes e, consequentemente, do desenvolvimento acelerado de algas e cianobactérias no caso do reservatório Jundiaí. Alternativas incluem políticas aplicadas à bacia hidrográfica contribuinte, como o controle da utilização de fertilizantes e pesticidas, preservação da mata ciliar, bem como resíduos de solo e vegetação e a implantação de bacias de retenção ou de alagados (*wetlands*) que retenham os nutrientes e a matéria orgânica de forma distribuída na bacia. Estas ações evitariam que situações como o *bloom* de algas observado em 2015 sejam recorrentes e prejudiquem a qualidade da água para abastecimento público, acarretando na necessidade de medidas de controle aplicadas diretamente no reservatório, como o uso de produtos algicidas.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil. Brasília, 2012.

ARRUDA, Nicole Machuca Brassac de. **Avaliação de variáveis de qualidade de água nos reservatórios das usinas hidrelétricas de Foz do Areia, Segredo e Caxias, como instrumento de gestão de bacias hidrográficas**. Tese (doutorado). Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2014.

BARTRAM, Jamie; BALLANCE, Richard. (1996). **Water Quality Monitoring. A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes.** United Nations Environment Programme (UNEP).

BERGER, Chris; WELLS, Scot; LAWLER, Ken; WELLS, Vanessa. Reservoir Downstream Modeling Amaila Falls Hydroelectric Project. **Model Development and Scenarios**. Appendix D.1, Dez. 2010.

BOX, G. E. P., DRAPER, N. R. **Empirical Model Building and Response Surfaces**. John Wiley & Sons, New York, NY, 1987.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ (São Paulo). Plano da Bacia do Alto Tietê. Relatório Final, Versão 2.0. São Paulo, 2002.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. McGraw-Hill, New York. 1997.

CHIN, David A. **Water-quality engineering in natural systems**. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey. 2006. 610p.

COLE, T. M.; BUCHAK, E.M. CE-QUAL-W2: **A Two-Dimensional, laterally averaged, hydrodynamic and water quality model, version 2.0.** Instruction report EL-95-1. Vicksburg, MS: Army Engineer Waterways Experiment Station, 1995.

COLE, T. M.; WELLS, S. A. **CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.7**. Department of Civil and Environmental Engineering, Portland State University, Portland, OR, 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Alterado pela Resolução CONAMA 397/2008. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/conama>.

COX, B.A. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. **Science of the Total Environment.** pp.335-377. 2003.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (São Paulo). As funções das barragens do DAEE. Disponível em: < http://www.daee.sp.gov.br/index.php?option=com_content&id=856:barragens>. São Paulo, 2016.

DEUS, Ricardo et al. Impact evaluation of a pisciculture in the Tucuruí reservoir (Pará, Brazil) using a two-dimensional water quality model. **Journal of Hydrology**, v. 487, p. 1-12, 2013.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

FRAGOSO Jr., Carlos Ruberto; MARQUES, David de Motta; FERREIRA, Tiago Finkler. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos.** São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

HA, Sung-Ryong; LEE, Jae-Yil. Application of CE-QUAL-W2 Model to Eutrophication Simulation in Daecheong Reservoir Stratified by Turbidity Storms. In: **Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference**. 2007. p. 833.

HENDERSON-SELLERS, B. **Engineering limnology**. Boston: Pitman Advanced Pub. Program, 1984.

IDSO, S.B., 1973. On the concept of lake stability. **Limnology and Oceanography** 18, 681-683.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (Brasil). Estações Automáticas. Disponível em: < http://www.inmet.gov.br/portal /index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>.

JEZNACH, L. C. et al. A framework for modeling contaminant impacts on reservoir water quality. **Journal of Hydrology**, 537, 2016. 322-333.

JEZNACH, L. C. et al. Proactive modeling of water quality impacts of extreme precipitation events in a drinking water reservoir. **Journal of Environmental Management**, 201, 2017. 241-251.

JI, D. et al. Impacts of water level rise on algal bloom prevention in the tributary of Three Gorges Reservoir, China. **Ecological Engineering**, 98, 2017. 70-81.

JØRGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. **Principles of lake management**. International Lake Environment Committee. 1988.

KUO, Jan-Tai et al. Eutrophication modelling of reservoirs in Taiwan.**Environmental Modelling & Software**, v. 21, n. 6, p. 829-844, 2006.

LEMOS, W.E.D. **Previsão climática sazonal do regime térmico e hidrodinâmico de reservatório**. Fortaleza. 2015. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Ceará.

LEWIS, W. M. Tropical lakes: how latitude makes a difference. **In**: Perspectives in Tropical Limnology. p. 43-64. 1996.

LORENZEN, M.W. Use of chlorophyll-Secchi disk relationships. **Limnology and Oceanography.** v. 25, n. 2, p. 371-372, 1980.

MARTIN, J.L., MCCUTCHEON, S.C. Hydrodynamics and Transport for Water Quality Modeling, **Lewis Publ.**1999.

MARTIN, N.; MCEACHERN, P.; YU, T. ZHU, D.Z. Model development for prediction and mitigation of dissolved oxygen sags in the Athabasca River, Canada. **Science of The Total Environment**. v. 443; pp. 403-412. 2013.

MAYMANDI, N.; KERACHIAN, R.; NIKOO, M. R. Optimal spatio-temporal design of water quality monitoring networks for reservoirs. Application of the concept of value of information. **Journal of Hydrology**, 558, 2018. 328-340.

MEYBECK, M.; HELMER, R. (1996). **An Introduction to Water Quality. In Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring**. Org. por Chapman, Deborah. Chapman & Hall.

NOGUEIRA, V.P.Q. Qualidade da água em lagos e reservatórios. **In**: Coleção ABRH de Recursos Hídricos; v.3. Editora da Universidade de São Paulo; 1991.

NOORI, R. et al. A reduced-order based CE-QUAL-W2 model for simulation of nitrate concentration in dam reservoirs. **Journal of Hydrology**, 530, 2015. 645-656.

PARK, Yongeun et al. Developing a flow control strategy to reduce nutrient load in a reclaimed multi-reservoir system using a 2D hydrodynamic and water quality model. **Science of The Total Environment**, v. 466, p. 871880, 2014.

POMPÊO, M; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P.Y.; SILVA, S.C.; SANDOVAL, J.C.L. **Ecologia de reservatórios e interfaces**. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015. 460 p.

READ, Jordan S. *et al.* Derivation of lake mixing and stratification indices from high-resolution lake buoy data. **Environmental Modelling & Software** v.26, pp.1325-1336. 2011.

ROBSON, B. J.; HAMILTON, D. P. Three dimensional modelling of a Microcystis bloom event in the Swan River estuary, Western Australia. **Ecological Modelling**, 174, 2004. 203-222.

SANT'ANNA, C. L. et al. Planktic cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. **Revista Brasileira de Botânica**, 27, 2004. 213-227.

SANT'ANNA, C. L. et al. Planktic cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, 30, jan-mar 2007. 1-17.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 10.755 de 22 de novembro de 1977**. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no

Decreto n. 8.468 (1), de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas. Disponível em: <http://www.daee.sp.gov.br/legislacao/arquivos/835/decreto_10755.pdf>.

SIMÕES, A.C. Bacia hidrográfica do Alto Tietê: pesquisas do Instituto de Pesca analisam complexidade do sistema. Disponível em: < http://www.apta.sp.gov.br/noticias.php?id=2598>. São Paulo. 2007.

SOUZA FILHO, F. A.; MARTINS, Eduardo Sávio; PORTO, Mônica. Processo de Mistura em Reservatórios do Semi-Árido e sua Implicação na Qualidade da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, Out/Dez. 2006.

SOUZA, R.S. **Simulação hidrodinâmica da qualidade da água. Estudo de caso: ajuste do modelo CE-QUAL-W2 à sub-bacia do Arroio Demétrio, Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí/RS.** Porto Alegre. 2006. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

STRATSKRABA, M.; TUNDISI, J. G.. **Reservoir water quality management**. International Lake Environment Committee. 1999.

VERBURG, Piet; ANTENUCCI, Jason P. Persistent unstable atmospheric boundary layer enhances sensible and latent heat loss in a tropical great lake: Lake Tanganyika. **Journal of geophysical research**, v. 115, pp.1-13. 2010.

VIDAL, Ticiana F.; CAPELO NETO, José. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.18, n.4, pp.402-407. 2014.

WELLS, S.A.; COLE, T.M. TMDLS: Statistical Correlations or Mechanistic Modeling?. **In**: Proceedings National TMDL Conference, Phoenix, Arizona, 2002.

WETZEL, R G. **Limnology**. Philadelphia: Saunders, (1975) 1983. 860 p.

WILLIAMS, G. P. et al. Sensitivity of water quality indicators in a large tropical reservoir to selected climate and land-use changes. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, 19, 2014. 293-305.