

GABRIELA PACHECO CORRÊA

APLICAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA SISBAHIA® NO
RESERVATÓRIO DO RIO VERDE, RMC/PR

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, no curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná

Orientadora: Profa. Dra. Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha

CURITIBA

2013

Corrêa, Gabriela Pacheco

Aplicação do modelo de qualidade de água SisBaHiA® no reservatório do rio verde, RMC/PR / Gabriela Pacheco Corrêa. – Curitiba, 2013.

127 f. : il.; tabs., graf.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Ambiental.

Orientadora: Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha

1. Reservatórios. 2. Hidrologia - Modelos. 3. Rio Verde – Curitiba, Região Metropolitana (PR). I. Cunha, Cynara de Lourdes da Nóbrega. II. Título.

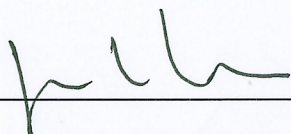
CDD: 627.042

TERMO DE APROVAÇÃO

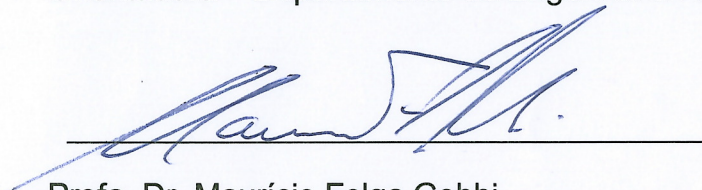
GABRIELA PACHECO CORRÊA

APLICAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA SISBAHIA® NO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE, RMC/PR

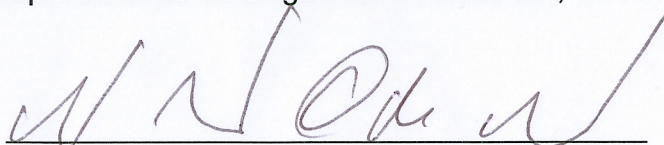
Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, pela seguinte banca examinadora:



Prof. Dra. Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha
Orientadora – Departamento de Engenharia Ambiental, UFPR



Prof. Dr. Maurício Felga Gobbi
Departamento de Engenharia Ambiental, UFPR



Dr. José Antônio Oliveira de Jesus
Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos -
COBRAPE

Curitiba, 25 de novembro de 2013.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Profa Dra Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha, pelo apoio e orientação às minhas escolhas de estudo, pela compreensão quanto à minha disponibilidade de horários e pela confiança que me foi depositada.

Aos colegas de mestrado, Bianca Luhm Crivellaro, Thomás Chor e Julio Werner, ao Prof. Tobias e ao Zé (SIMEPAR) pela ajuda nas saídas de campo ao reservatório.

À amiga Priscilla Kiyomi Endo e à minha tia Caca pela leitura e correções de português e ao colega Fernando Armani pelas contribuições.

Aos membros da banca, Prof. Dr. Maurício Gobbi e Dr. José Antônio Oliveira de Jesus pela disponibilidade e pelas contribuições na melhoria deste trabalho.

À COBRAPE, empresa que iniciei a minha vida profissional na área de recursos hídricos e que me apoiou durante a jornada do mestrado. Agradeço em especial aos colegas Maria Carolina Leal, Rodolfo Ramina e José Antônio Oliveira de Jesus, pelo incentivo e inspiração profissional.

Ao Prof. Masato Kobiyama, meu orientador durante a fase de graduação em Eng Sanitária e Ambiental na UFSC, por ter me introduzido ao mundo dos recursos hídricos e pelos ensinamentos de ciência e de vida.

À Letícia Uba da Silveira por ter me apresentado ao PPGEA através do Prof. Ricardo Henrique M. Godoi. Agradeço ao Prof. Ricardo pelo apoio e orientação no início do meu ingresso no Programa.

Às amigas Amanda, Karina, Claudianne, Camila, Luciana, Nicole e Hara pelo companheirismo nos dias cinza e frio de Curitiba. Agradeço à Carmo, ao Giovani, ao Gio, à Vanessa e ao Felipe pelos strogonoffs de domingo e pelo afeto que me receberam quando cheguei em Curitiba.

Agradeço aos meus pais e à minha irmã, pelo apoio incondicional na minha busca profissional e por fazerem com que 1.400 km sejam uma distância pequena quando se tem carinho.

O segredo é não correr atrás das borboletas...
É cuidar do jardim para que elas venham até você.

Mário Quintana

RESUMO

A análise da distribuição temporal e espacial das substâncias presentes nos corpos hídricos pode ser facilitada pelo uso de ferramentas matemáticas e computacionais. No presente trabalho foi aplicado o modelo de qualidade da água (MQA) 2DH do SisBaHiA[®] (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental) para o reservatório do rio Verde, localizado na Região Metropolitana de Curitiba (RMC) e destinado ao abastecimento industrial da REPAR/Petrobras e futuro abastecimento público da RMC. O objetivo do trabalho é analisar o efeito de eutrofização para diferentes condições de fósforo orgânico e inorgânico. Para aplicação do MQA foi feita a simulação do modelo hidrodinâmico e análise dos resultados obtidos pela comparação das observações de campo. Na sequência, foram delineados o Cenário 2010, utilizado na calibração do MQA, e os Cenários A e B, que apresentam condições de aporte de fósforo de origem agrícola e doméstica. Para a análise da carga difusa foi feita a estimativa dos coeficientes de exportação de fósforo na bacia de estudo. Os resultados promediados na vertical obtidos pelo SisBaHiA[®] permitiram a calibração pelo parâmetro temperatura da água e a comparação entre as concentrações de fósforo inorgânico, fósforo orgânico, amônia, nitrato e oxigênio dissolvido geradas pelo modelo e medidas pelo monitoramento de 2010, através da análise das diferenças relativas. O incremento da concentração de fósforo nos Cenários A e B provocou um aumento do crescimento fitoplanctônico em comparação com o Cenário 2010. As condições mais críticas em termos de clorofila-a foram observadas nos meses de abril e outubro. Apesar das alterações em termos de clorofila-a, é importante destacar que a variação de OD ao longo do período de simulação dos Cenários A e B foram bastante similares ao comportamento do parâmetro no Cenário 2010.

Palavras-chave: reservatório; eutrofização; modelagem; SisBaHiA; rio Verde

ABSTRACT

Analysis of temporal-spatial distribution of substances in waterbodies is facilitated by mathematical and computational tools. This study deals with the application of water quality module (MQA) of SisBaHiA[®] (Environmental Hydrodynamics Base System) for the Verde River Reservoir, located in Curitiba Metropolitan Area (RMC) and used for industrial water supply by REPAR/Petrobras and for future public supply. The aim of this study is to analyze the effects of eutrophication for different phosphorus conditions. For MQA application the hydrodynamic model was used and analyzed according to the field observations. After that, the characteristics of scenarios were defined: the Scenario 2010 was used for MQA calibration; and the Scenarios A and B considered the phosphorus contribution for agriculture and domestic sources. For non-point source, the estimative of phosphorus export coefficients was made. The vertical averaged results obtained by SisBaHiA[®] enabled the calibration of the water temperature parameter. The comparison between the concentrations of inorganic phosphorus, organic phosphorus, ammonia, nitrate and dissolved oxygen obtained by SisBaHiA[®] with the monitoring measures was also accomplished. The increasing phosphorus concentration shown in Scenarios A and B cause an increase of phytoplankton, with compared to Scenario 2010. Critical conditions for chlorophyll-a were observed between April and October. Despite the chlorophyll-a variation, it is worth noting that the results for dissolved oxygen concentration in Scenario A and B were similar to Scenario 2010 features.

Key-words: reservoir, eutrophication, modelling, SisBaHiA, Verde river.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 – COMPARTIMENTOS DE RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS	18
FIGURA 3.2 – PROCESSOS SIMULADOS NA DINÂMICA DOS PARÂMETROS CONSIDERADOS NO MQA DO SISBAHIA®	39
FIGURA 4.1 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	44
FIGURA 4.2 – VEGETAÇÃO SUBMERSA NO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE	45
FIGURA 4.3 – USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE	46
FIGURA 4.4 – TEMPERATURA DO AR PARA O PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010	49
FIGURA 4.5 – UMIDADE DO AR PARA O PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010	49
FIGURA 4.6 – RADIAÇÃO SOLAR PARA O PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010	49
FIGURA 4.7 – DADOS DE PRECIPITAÇÃO PARA O PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010	50
FIGURA 4.8 – ROSAS DOS VENTOS DOS MESES DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010 PARA DOIS PERÍODOS DO DIA – PERÍODO 1 E PERÍODO 2.....	51
FIGURA 4.9 – LOCALIZAÇÃO DA REDE DE MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA DO “ESTUDO INTERDISCIPLINAR NA BACIA DO RIO VERDE”	55
FIGURA 4.10 – (A) PERFIS DE TEMPERATURA NA ESTAÇÃO R4 PARA OS MESES DE JULHO/2008 A JULHO/2009; (B) PERFIS DE TEMPERATURA NA ESTAÇÃO R4 PARA OS MESES DE MARÇO/2010 A DEZEMBRO/2010.....	56
FIGURA 4.11 – PERFIS DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ESTAÇÃO R4 PARA OS MESES DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010	58
FIGURA 4.12 – VAZÕES DOS TRIBUTÁRIOS PARA O PERÍODO DE MARÇO/2010 A DEZEMBRO/ 2010	59
FIGURA 4.13 – DISCRETIZAÇÃO DO DOMÍNIO E LOCALIZAÇÃO DOS FLUXOS DE ENTRADA E SAÍDA NO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE	61

FIGURA 4.14 – AMPLITUDE DE RUGOSIDADE DE FUNDO NO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE.....	63
FIGURA 4.15 – DADOS DE ENTRADA UTILIZADOS NO MQA DO CENÁRIO 2010.....	67
FIGURA 4.16 – PROCESSO PARA ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO DECORRENTE DA ATIVIDADE AGRÍCOLA.....	69
FIGURA 4.17 – COEFICIENTE DE EXPORTAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL DA ESTAÇÃO TE10.....	71
FIGURA 5.1 – PADRÃO DE CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA PARA 26/06/2010 OBTIDO PELO SISBAHIA®.....	79
FIGURA 5.2 – PADRÃO DE CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA PARA 27/07/2010 OBTIDO PELO SISBAHIA®.....	79
FIGURA 5.3 – PADRÃO DE CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA PARA 17/03/2010 OBTIDO PELO SISBAHIA®.....	81
FIGURA 5.4 – PADRÃO DE CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA PARA 18/10/2010 OBTIDO PELO SISBAHIA®.....	81
FIGURA 5.5 – MOVIMENTAÇÃO da vegetação aquática PRÓXIMO AO TRAPICHE.....	82
FIGURA 5.6 – VALORES MEDIDOS DE TEMPERATURA DA ÁGUA NA ESTAÇÃO R4 E OBTIDOS PELO SISBAHIA®.....	84
FIGURA 5.7 – DISTRIBUIÇÃO DE TEMPERATURA DA ÁGUA OBTIDA PELO SISBAHIA® - PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010.....	85
FIGURA 5.8 – VALORES MEDIDOS DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ESTAÇÃO R4 E OBTIDOS PELO SISBAHIA®.....	88
FIGURA 5.9 – DISTRIBUIÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO OBTIDA PELO SISBAHIA® - PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010.....	89
FIGURA 5.10 – VALORES MEDIDOS DE nitrato NA ESTAÇÃO R4 E OBTIDOS PELO SISBAHIA®.....	90
FIGURA 5.11 – VALORES MEDIDOS DE AMÔNIA NA ESTAÇÃO R4 E OBTIDOS PELO SISBAHIA®.....	90
FIGURA 5.12 – DISTRIBUIÇÃO DE NITRATO OBTIDA PELO SISBAHIA® - PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010.....	91
FIGURA 5.13 – DISTRIBUIÇÃO DE AMÔNIA OBTIDA PELO SISBAHIA® - PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010.....	92

FIGURA 5.14 – VALORES MEDIDOS DE FÓSFORO ORGÂNICO NA ESTAÇÃO R4 E OBTIDOS PELO SISBAHIA®	93
FIGURA 5.15 – VALORES MEDIDOS DE FÓSFORO INORGÂNICO NA ESTAÇÃO R4 E OBTIDOS PELO SISBAHIA®	94
FIGURA 5.16 – DISTRIBUIÇÃO DE FÓSFORO ORGÂNICO OBTIDA PELO SISBAHIA® - PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010.....	95
FIGURA 5.17 – DISTRIBUIÇÃO DE FÓSFORO INORGÂNICO OBTIDA PELO SISBAHIA® - PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010.....	96
FIGURA 5.18 – VALORES MÉDIOS DE CLOROFILA-A OBTIDOS PELO SISBAHIA®	98
FIGURA 5.19 – DISTRIBUIÇÃO DE CLOROFILA-A OBTIDA PELO SISBAHIA® - PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010.....	99
FIGURA 5.20 – CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL NA SUB-BACIA DA ESTAÇÃO F4 EM CADA CENÁRIO	101
FIGURA 5.21 – CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL NA SUB-BACIA DA ESTAÇÃO TE8 EM CADA CENÁRIO	101
FIGURA 5.22 – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL NAS SUB-BACIAS DOS TRIBUTÁRIOS DO RESERVATÓRIO PARA OS MESES DE ABRIL E OUTUBRO.....	102
FIGURA 5.23 – VALORES DE FÓSFORO INORGÂNICO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R4 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.	104
FIGURA 5.24 – VALORES DE FÓSFORO INORGÂNICO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R2 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.	104
FIGURA 5.25 – VALORES DE FÓSFORO INORGÂNICO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R1 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.	104
FIGURA 5.26 – VALORES DE FÓSFORO ORGÂNICO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R4 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.	106
FIGURA 5.27 – VALORES DE FÓSFORO ORGÂNICO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R2 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.	106
FIGURA 5.28 – VALORES DE FÓSFORO ORGÂNICO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R1 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.	106
FIGURA 5.29 – VALORES DE CLOROFILA-A OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R4 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.....	107

FIGURA 5.30 – VALORES DE CLOROFILA-A OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R2 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.....	107
FIGURA 5.31 – VALORES DE CLOROFILA-A OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R1 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.....	107
FIGURA 5.32 – VALORES DE NITRATO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R4 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.....	110
FIGURA 5.33 – VALORES DE NITRATO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R2 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.....	110
FIGURA 5.34 – VALORES DE NITRATO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R1 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.....	110
FIGURA 5.35 – VALORES DE AMÔNIA OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R4 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.....	111
FIGURA 5.36 – VALORES DE AMÔNIA OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R2 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.....	111
FIGURA 5.37 – VALORES DE AMÔNIA OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R1 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.....	111
FIGURA 5.38 – VALORES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R4 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.	113
FIGURA 5.39 – VALORES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R2 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.	113
FIGURA 5.40 – VALORES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R1 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.	113
FIGURA 5.41 – DISTRIBUIÇÃO DE FÓSFORO INORGÂNICO OBTIDA PELO SISBAHIA® EM ABRIL E OUTUBRO	114
FIGURA 5.42 – DISTRIBUIÇÃO DE FÓSFORO ORGÂNICO OBTIDA PELO SISBAHIA® EM ABRIL E OUTUBRO	115
FIGURA 5.43 – DISTRIBUIÇÃO DE CLOROFILA-A OBTIDA PELO SISBAHIA® EM ABRIL E OUTUBRO	115

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 – COMPONENTES RELEVANTES PARA A CARACTERIZAÇÃO DA ESTRUTURA LIMNOLÓGICA DA ÁREA DE ESTUDO	19
TABELA 3.2 – FATORES INTERVENIENTES AO NÍVEL DE TROFIA DE RESERVATÓRIOS	22
TABELA 3.3 – DIMENSÕES ESPACIAIS DOS MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA	28
Tabela 3.4 – MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA APRESENTADOS NO PROJETO <i>EVERGLADES AGRICULTURAL AREA STORAGE RESERVOIRS</i>	33
TABELA 4.1 – FREQUÊNCIA RELATIVA DO PARÂMETRO DE INTENSIDADE DO VENTO PARA O PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010	53
TABELA 4.2 – PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA ANALISADOS NO “ESTUDO INTERDISCIPLINAR NA BACIA DO RIO VERDE”	54
TABELA 4.3 – PARÂMETROS UTILIZADOS NA SIMULAÇÃO HIDRODINÂMICA DO SISBAHIA®	64
TABELA 4.4 – CONDIÇÃO INICIAL DO RESERVATÓRIO PARA O CENÁRIO 2010	65
TABELA 4.5 – COMPARAÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NOS ANOS DE 2000 E 2009	70
TABELA 4.6 – NUMERO DE HABITANTES EM CADA SUB-BACIA	73
TABELA 4.7 – PARÂMETROS UTILIZADOS NO MQA DO SISBAHIA®	75
TABELA 5.1- CARACTERÍSTICAS FLUVIOMÉTRICAS E DE DIREÇÃO E VELOCIDADE DO VENTO PARA DETERMINADO PERÍODO	77
TABELA 5.2 – DIFERENÇAS RELATIVAS ENTRE OS VALORES OBSERVADOS E OS OBTIDOS PELO SISBAHIA® NO INSTANTE DE 12:00 HS – ESTAÇÃO R4	87

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	16
2.1. OBJETIVO GERAL	16
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1. ESTUDOS LIMNOLÓGICOS	17
3.2. FÓSFORO EM RESERVATÓRIOS	24
3.3. MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS ..	26
3.3.1. Etapas do processo de modelagem	31
3.3.2. Modelos de qualidade da água disponíveis na literatura	33
3.3.3. SisBaHiA [®] – Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental	35
4. MATERIAIS E MÉTODOS	44
4.1. ÁREA DE ESTUDO	44
4.1.1. Características gerais	44
4.1.2. Características meteorológicas	47
4.1.3. Características quantitativas e qualitativas do reservatório	53
4.2. DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO	60
4.2.1. Aplicação do modelo hidrodinâmico	60
4.2.2. Cenários para aplicação do modelo de qualidade da água	64
4.2.3. Aplicação do modelo de qualidade da água	74
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	76
5.1. SIMULAÇÃO DO MODELO HIDRODINÂMICO	76
5.2. SIMULAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA	83
5.2.1. Resultados do cenário 2010	83
5.2.2. Comparação entre os cenários	100
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	116
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	120
ANEXO 1	127

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento da estrutura sócio-econômica de uma região é um processo que se relaciona diretamente às demandas quantitativas e qualitativas de uso dos recursos hídricos, como o abastecimento público e industrial, a navegação, a irrigação, a dessedentação de animais, o aproveitamento hidrelétrico, dentre outros.

Para atender o critério quantitativo, um dos mecanismos mais difundidos no país é a implantação de reservatórios artificiais em leitos de rios como medida estrutural para o acúmulo das águas superficiais interiores, possibilitando, inclusive, o uso do recurso nos períodos de estiagem (XAVIER, 2005). O critério qualitativo da água desses reservatórios vai depender do tipo de uso e da relevância ambiental do corpo d'água, como disposto na Resolução COANAMA nº 357/2005.

Nesse contexto, destaca-se a importância do desenvolvimento de estudos limnológicos com a finalidade de entender os mecanismos de transporte e mistura das substâncias no reservatório, caracterizados pelo comportamento hidrodinâmico do meio aquático e pelas reações de transformações dos parâmetros de qualidade da água.

As preocupações à cerca dos efeitos de eutrofização são temas de destaque dentro dos estudos limnológicos em reservatórios. No caso dos reservatórios da Região Metropolitana de Curitiba (RMC), inserida em uma das áreas de cabeceiras da Região Hidrográfica do Paraná, a problemática descrita acima é um fato recorrente, devido não apenas à urbanização da metrópole, mas, também, às características morfométricas e geomorfométricas regionais, como é apresentado por Andreoli *et al.* (2011a).

A coexistência do crescimento econômico e do equilíbrio ambiental dos corpos d'água conduz a uma atenção concentrada nos reservatórios existentes na RMC, com o intuito de promover o manejo sustentável da área e, assim, reduzir os impactos ambientais, sociais e econômicos, visando à utilização do recurso hídrico para diversos fins.

Como ferramenta facilitadora para os estudos limnológicos voltados à qualidade das águas, a literatura vem buscando a adoção de modelos

matemáticos computacionais como instrumento para o manuseio e análise das variáveis ambientais envolvidas.

A área de estudo do presente trabalho compreende a bacia do rio Verde, localizada na porção oeste da RMC. No ano de 2005, registrou-se, no reservatório do rio Verde, a floração algal da espécie *Cylindrospermopsis reciborskii*, uma cianobactéria potencialmente tóxica, atingindo o valor 96.489 células/mL. Em virtude dessa ocorrência e da importância do corpo hídrico para o abastecimento da Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR) da Petrobras e suas instalações, além da previsão para abastecimento da RMC (IAP, 2009), inclusive já com outorga concebida à SANEPAR (ANDREOLI *et al.*, 2011b), a Petrobras buscou a Fundação da Universidade Federal do Paraná (FUNPAR) para desenvolver estudos que permitissem o conhecimento da dinâmica ambiental da bacia hidrográfica e propusesse um plano de ação preventivo para o manejo da área.

No presente trabalho, tratado no âmbito do estudo da FUNPAR, é mostrada a implementação da modelagem hidrodinâmica e de qualidade da água através do modelo SisBaHiA[®] no reservatório do rio Verde, com o objetivo de determinar o comportamento dos parâmetros fósforo orgânico, fósforo inorgânico, oxigênio dissolvido e clorofila-a para diferentes condições de aporte de fósforo no sistema, analisando as distribuições temporal e espacial das concentrações nas regiões do reservatório.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Estudar o efeito de eutrofização no reservatório do rio Verde pela aplicação do modelo de qualidade da água do SisBaHiA[®] para diferentes condições de aporte de fósforo orgânico e inorgânico.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estabelecer, tratar e analisar os dados de entrada do modelo hidrodinâmico do SisBaHiA[®], incluindo a adequação do parâmetro rugosidade de fundo;
- Aplicar o modelo hidrodinâmico do SisBaHiA[®] no módulo 2DH para o período de 27/02/2010 a 31/12/2010;
- Analisar os resultados gerados pelo modelo hidrodinâmico com as observações de campo existentes na área de estudo, de modo a agregar confiabilidade à simulação;
- Estabelecer as condições de contorno do cenário de partida (Cenário 2010) e dos cenários de aporte de fósforo (Cenário A e Cenário B) para a aplicação do modelo de qualidade da água;
- Aplicar o modelo de qualidade da água do SisBaHiA[®] para o Cenário 2010. Comparar os resultados obtidos com os dados das campanhas de campo dos parâmetros trabalhados no modelo, a fim de verificar sua acurácia;
- Aplicar o modelo de qualidade da água do SisBaHiA[®] para os Cenário A e B;
- Por fim, analisar as variações espaciais e temporais dos parâmetros oxigênio dissolvido, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e clorofila-a.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. ESTUDOS LIMNOLÓGICOS

Os estudos relacionados à limnologia buscam entender o metabolismo de ecossistemas aquáticos continentais, incluindo as características hidrológicas e as propriedades físicas, químicas e biológicas da água. Como apresentado por Esteves (1998), os resultados encontrados por esses estudos permitem o direcionamento do manejo do uso da água e a maximização da sua produtividade, de modo a favorecer a coexistência entre o crescimento econômico e o ambiente natural.

Segundo Esteves (1982, citado por ESTEVES, 1998), esses estudos abrangem três etapas fundamentais: etapa de análise; etapa de síntese; e etapa holística. Durante a etapa de análise, são feitas as observações da área de estudo e também a coleta, avaliação e discussão dos dados de interesse para o objeto de investigação. Na etapa de síntese, são avaliadas as interações dos componentes do ecossistema através de modelos teóricos, matemáticos e computacionais. Por fim, a etapa holística busca relacionar o estudo do ecossistema aquático com as peculiaridades da bacia hidrográfica à qual está inserido. Cabe apontar que a etapa de análise é a condicionante base das etapas posteriores: é nesse momento que são identificadas as características do ecossistema da área de estudo e levantadas as hipóteses dos objetos de investigação.

O estudo da limnologia pode ser dividido em dois tipos de ambientes distintos: o ambiente lótico, que representa os corpos hídricos com fluxo longitudinal predominante, como rios e córregos, e o ambiente lêntico, que possui velocidades mais baixas na direção longitudinal e maior representatividade do transporte de nutrientes na direção vertical, como se observa em reservatórios e lagos de uma maneira geral.

No caso de reservatórios artificiais, o barramento do curso do rio pode levar a alterações na hidrodinâmica, e, por consequência, a formação de regiões com diferentes características de fluxo. De uma maneira geral, as regiões formadas são divididas nas zonas de montante, de transição e lacustre, como mostra a FIGURA 3.1.

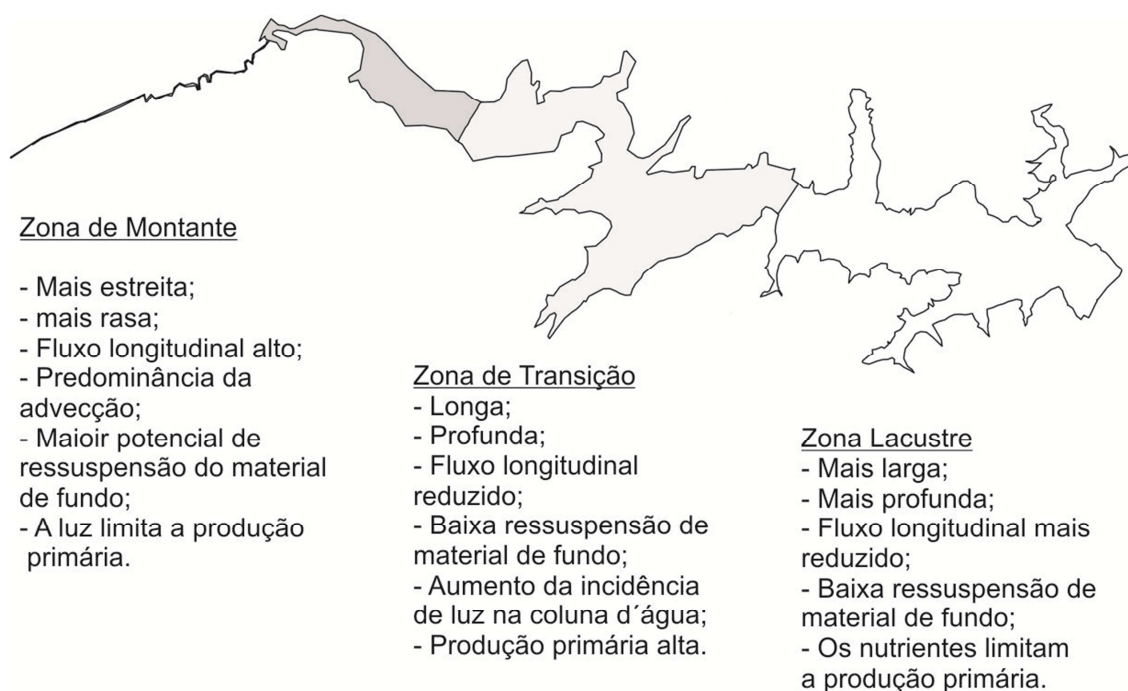


FIGURA 3.1 – COMPARTIMENTOS DE RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS
 FONTE: Adaptado de KIMMEL e GROEGER (1984)

Na zona de montante são encontrados valores mais baixos de profundidade e há predominância do termo advectivo no fluxo das correntes. Na zona de transição, o fluxo longitudinal é reduzido, e as profundidades passam a ser mais elevadas. Na zona lacustre, o reservatório apresenta características de ambiente lântico, com uma redução ainda maior do fluxo longitudinal e influência limitante da concentração dos nutrientes sobre a produção primária do meio aquático.

No entanto, nem sempre as alterações na hidrodinâmica conduzem à formação dessas três zonas. O baixo tempo de residência de reservatórios a fio d'água, por exemplo, pode não ser suficiente para formação de uma zona lacustre característica. Reservatórios com elevado tempo de residência, por outro lado, podem apresentar condições nas quais a zona de montante e a zona de transição são praticamente insignificantes e tem-se a predominância da zona lacustre.

De acordo com Horne & Goldman (1994), a limnologia dos ambientes lânticos é determinada pelas características morfométricas do local e pelas interações físicas, químicas e biológicas do corpo hídrico.

Na TABELA 3.1 é apresentada uma visão geral dos componentes que caracterizam a estrutura limnológica de reservatórios, de acordo com Horne & Goldman (1994), Porto *et al.* (1991) e Franz (2010).

TABELA 3.1 – COMPONENTES RELEVANTES PARA A CARACTERIZAÇÃO DA ESTRUTURA LIMNOLÓGICA DA ÁREA DE ESTUDO

ESTRUTURA LIMNOLÓGICA DE RESERVATÓRIOS	
Características Morfométricas	Representam as variáveis referentes ao formato do reservatório (como a largura, a profundidade e o volume) e as variáveis relativas à geologia. Um importante parâmetro que articula as características físicas à qualidade das águas, é atribuído ao tempo de residência (t_r). Naqueles reservatórios com baixo valor de t_r , como os construídos a fio d'água, por exemplo, a qualidade hídrica pode ser fortemente associada à qualidade da água dos tributários. Portanto, as alterações qualitativas no domínio do reservatório são maiores naqueles com t_r mais elevado.
Interações Físicas	Dadas principalmente pela distribuição de luz e de temperatura no corpo hídrico. A distribuição de luz influencia na fotossíntese e possui uma variação diária e sazonal, em função da radiação solar e do grau de transparência da água. A distribuição térmica influencia na densidade da coluna d'água, podendo levar ao fenômeno de estratificação térmica do reservatório, onde são formadas zonas com características distintas, o epilímnio, o metalímnio e o hipolímnio.
Interações Químicas	Dadas principalmente pelas reações de transformação dos parâmetros químicos das regiões litorânea, limnética e pelágica do reservatório. A região litorânea representa o entorno do corpo hídrico. No caso de reservatórios ela é pouco desenvolvida ou até mesmo inexistente. A região limnética representa a porção mais central do sistema, onde os efeitos das margens e do fundo diminuem de importância. A região pelágica corresponde a região próxima ao fundo do reservatório. A ocorrência da estratificação térmica pode levar a estratificações químicas, gerando gradientes verticais crescentes ou decrescentes de substâncias conforme os processos de transporte e mistura entre as camadas de epilímnio e o hipolímnio.
Interações Biológicas	Dadas pela distribuição dos organismos presentes nas regiões do reservatório. Na região litorânea são encontrados diversos nichos ecológicos e cadeias alimentares. Na região limnética são encontrados os principais produtores primários, como as algas, macrófitas aquáticas e algumas espécies de bactérias. Na região mais profunda, pelágica, tem-se a predominância da comunidade bentônica.

FONTE: Horne & Goldman (1994); Porto *et al.* (1991); Franz (2010)

Os processos biogeoquímicos no reservatório são governados pelos mecanismos de transporte e mistura das substâncias no meio aquático,

caracterizados pelo comportamento hidrodinâmico do sistema e pelas reações de transformações dos parâmetros de qualidade da água.

A característica hidrodinâmica do ambiente lântico proporciona ao reservatório um efeito de resposta mais significativo aos agentes externos, como a radiação solar e o vento, quando comparado aos ambientes lóticos.

A radiação solar absorvida tende a seguir uma distribuição de calor exponencial ao longo da coluna d'água, provocando temperaturas mais elevadas na superfície. O aumento da temperatura pode levar a uma diminuição da densidade da água, de modo a favorecer a ocorrência do efeito de estratificação térmica, pelo fato da diminuição da densidade da água na superfície funcionar como uma barreira física que dificulta a circulação vertical do sistema. Quando há a ocorrência da estratificação térmica, são formadas as zonas de epilímnio, metalímnio e hipolímnio, sendo que o metalímnio representa a região de mudança no gradiente térmico do sistema. A ação do vento, por sua vez, propicia a formação de ondas e correntes nas camadas mais superficiais do corpo hídrico, favorecendo a circulação vertical do meio. A circulação vertical promove a instabilidade térmica do reservatório e, por consequência, a mistura da coluna d'água (ESTEVES, 1998).

É importante destacar que, em momentos de estratificação térmica, as características de transporte das substâncias entre as camadas do epilímnio e do hipolímnio podem levar ao empobrecimento da zona eufótica pela dificuldade de circulação dos nutrientes resultantes do processo de decomposição da matéria orgânica na zona afótica, dependendo do tempo de permanência dessa estabilidade térmica.

A condição da qualidade da água do reservatório pode ser alterada também em função da condição de qualidade dos rios tributários e/ou dos efluentes oriundos das atividades antropogênicas. Quando o sistema está estratificado, a massa de entrada tende a mover-se em uma camada de densidade semelhante à sua própria, o que pode levar à depleção ou à melhoria da qualidade hídrica em uma determinada camada vertical.

Pelo fato da estratificação térmica levar a essas alterações no perfil vertical dos reservatórios, é comum a adoção de tomadas da água em alturas diferentes para atender os padrões de qualidade adequados aos usos que a mesma está sendo destinada (PORTO *et al.*, 1991).

De acordo com Esteves (1998), os reservatórios podem ser classificados em quatro grandes grupos, conforme o tempo de permanência da estratificação térmica:

- Dimíticos: com duas circulações no ano, uma no outono e outra na primavera, característico de clima temperado;
- Monomíticos: com uma circulação ao ano, podendo ocorrer ou no inverno – em regiões subtropicais – ou no verão – em regiões polares e em altas montanhas de regiões temperadas;
- Oligomíticos: com poucas circulações, característico de reservatórios mais profundos e com baixa variação sazonal de temperatura; e
- Polimíticos, com circulações frequentes, geralmente diárias, observados em reservatórios mais rasos e com extensa lâmina d'água.

O reservatório pode ser classificado, também, quanto ao nível de trofia, que representa um indicador do potencial de produção primária definido de acordo com as características físicas, químicas e biológicas do meio aquático. A produção primária é a quantidade de matéria orgânica, acrescida pela fotossíntese, realizada pelos organismos fotoautotróficos, como as algas e as macrófitas, e pela quimiossíntese, realizada pelos organismos quimiotróficos, como as bactérias nitrificantes.

De acordo com Esteves (2011), o nível oligotrófico representa uma condição de baixas taxas de ciclagem de nutrientes e de renovação da biomassa fitoplanctônica, resultando em uma menor produção primária. O nível eutrófico representa as condições opostas, onde as características físicas, químicas e biológicas favorecem a ocorrência de altas taxas de produção primária. Nessa condição, o reservatório é dito eutrofizado. O nível mesotrófico representa a condição intermediária entre os dois níveis anteriormente apresentados.

A variação da produtividade primária é dada por um conjunto de fatores intervenientes apresentados na TABELA 3.2, de acordo com Porto *et al.* (1991); Esteves (1998), e Martins (2006).

TABELA 3.2 – FATORES INTERVENIENTES AO NÍVEL DE TROFIA DE RESERVATÓRIOS

Fatores	Influência
Físicos	<p>Radiação solar: influencia na determinação da profundidade da zona eufótica e na taxa de fotossíntese;</p> <p>Temperatura da água: atua diretamente sobre a fisiologia dos organismos fitoplanctônicos e indiretamente sobre a distribuição das substâncias ao longo do perfil vertical, principalmente quando há a ocorrência da estratificação térmica;</p> <p>Forma da superfície: altos índices de desenvolvimento de margens (IDM) favorecem a maiores níveis de trofia, devido à maior produtividade das águas rasas na região litorânea, região que representa a porção do reservatório que está em contato direto com o ecossistema terrestre adjacente;</p> <p>Tempo de residência: articula-se com tempo de desenvolvimento ideal de organismos produtores.</p>
Químicos	<p>Nitrogênio: participa na formação de proteínas dos organismos aquáticos;</p> <p>Fósforo: participa do metabolismo dos seres aquáticos através do armazenamento de energia e da estrutura da membrana celular;</p> <p>Sílica: utilizada pelas diatomáceas (importante produto primário de muitos ambientes lênticos) na elaboração de sua carapaça.</p>
Biológicos	<p>Como forma de quantificação da biomassa fitoplanctônica, é comum a análise da clorofila-a (pigmento que agrega a cor verde do organismo). A clorofila-a é fundamental no processo de fotossíntese das algas, pois ela capta a luz solar, utiliza-a como fonte de energia para a transformação de dióxido de carbono e água em glicose, gerando o oxigênio como subproduto.</p>

FONTE: Porto *et al.* (1991); Esteves (1998); e Martins (2006)

Esteves (2011) salienta que, no caso de reservatórios localizados em regiões de clima temperado, a sazonalidade dos fatores intervenientes, radiação solar e temperatura, proporciona uma variação da produtividade primária. De uma maneira geral, espera-se um crescimento exponencial da produtividade fitoplanctônica nos meses de primavera, como consequência das condições favoráveis de luz e nutrientes. Nos meses de verão, o efeito da estratificação térmica pode levar a uma forte depleção de nutrientes na zona eufótica, e, portanto, o tempo de duração do fenômeno condiciona a produtividade nessa estação, uma vez que as condições de luz e temperatura são favoráveis ao crescimento fitoplanctônico. Nos meses de outono, a circulação vertical da coluna d'água favorece a produção primária em termos de nutrientes, mas a disponibilidade da radiação solar constitui o principal forçante do crescimento fitoplanctônico. Nos meses de inverno, são esperados

baixos níveis de produção primária, devido às condições climáticas características da estação, embora a coluna da água se encontre misturada.

Como apresentado por Von Sperling (2005), os reservatórios eutrofizados podem levar ao crescimento expressivo de organismos aquáticos autotróficos, de modo a provocar efeitos indesejáveis em relação à qualidade da água e ao uso do recurso hídrico, tais como:

- Condições anaeróbias no perfil vertical do reservatório com uma diminuição mais significativa na zona pelágica, devido à demanda bentônica de oxigênio causada pela deposição das algas mortas no fundo do reservatório;
- Variações de oxigênio dissolvido ao longo do dia, o que pode ocasionar a anoxia noturna e a consequente mortandade de peixes;
- Complicações aos usos da água, podendo criar condições de toxicidade dependendo da alga presente na floração;
- Ocorrência do fenômeno de alta densidade de alga no ambiente aquático, o que pode elevar o custo do tratamento quando a água é utilizada para abastecimento público ou industrial; e,
- Redução da navegação e capacidade de transporte, em especial, quando há o crescimento de macrófitas enraizadas.

A eutrofização é um fenômeno que pode ocorrer por causas naturais ou artificiais. De acordo com USEPA (2000), citado por Bittencourt (2003), lagos mais rasos e com ausência de atividades antrópicas tendem a ter uma maior quantidade de biomassa que em lagos profundos. Portanto, o aumento da biomassa é um fenômeno inevitável, quando o lago fica mais antigo e raso. A eutrofização provocada por causas artificiais está relacionada ao lançamento de nutrientes pelas atividades humanas (principalmente compostos fosfatados e nitrogenados), seja pelas fontes pontuais, como efluentes domésticos e industriais, ou difusas, como o escoamento da água superficial de áreas urbanas, agrícolas e pecuárias (ESTEVES, 1998; VON SPERLING, 2005).

A importância da presença de fósforo para o fenômeno de eutrofização proporciona a utilização desse parâmetro como medida quantitativa do crescimento da comunidade fitoplanctônica. Valores na faixa de 4 a 10 µg/L

representam ambientes oligotróficos; valores na faixa de 10 a 35 µg/L caracterizam ambientes mesotróficos; e valores acima de 35 µg/L significam ambientes eutróficos (ESTEVES, 2011).

Outra forma de análise do potencial de eutrofização também pode ser feita a partir das características do parâmetro clorofila-a, utilizado-o como indicador da quantidade da biomassa fitoplanctônica. Valores inferiores a 4 µg/L representam ambientes oligotróficos; valores entre 4 e 10 µg/L caracterizam ambientes mesotróficos; e valores acima de 10 µg/L significam ambientes eutróficos (PORTO *et al.*, 1991).

3.2. FÓSFORO EM RESERVATÓRIOS

A utilização do parâmetro fósforo total como medida quantitativa do nível de trofia se deve à influência dessa substância na capacidade de desenvolvimento da biomassa de algas, pois participa do metabolismo dos seres aquáticos através do armazenamento de energia e da estrutura da membrana celular. Como é apresentado por Simard *et al.* (2000) e USEPA (2000), citado por Bittencourt (2003), o fósforo atua normalmente como o fator limitante dessa produção na maioria dos lagos e reservatórios.

De acordo com Veiga (2010), a dinâmica do fósforo na coluna d'água depende das condições de mistura vertical, da ocorrência do processo de estratificação térmica, sedimentação, decomposição, difusão e assimilação vegetal.

Na zona eufótica, o fósforo inorgânico dissolvido é assimilado pelo fitoplâncton para a formação da biomassa. Com a morte desses organismos, o fósforo na forma orgânica pode associar-se a outros elementos químicos e se depositar sobre os sedimentos de fundo do reservatório. A deposição não é um processo imediato e, portanto, o fósforo orgânico pode ser mineralizado em fósforo inorgânico e reaproveitado por novas colônias de fitoplâncton. O fósforo da fração depositada pode retornar ao corpo d'água por mecanismos de transporte, dado pela condição de oxigênio dissolvido na zona afótica, pela turbulência induzida pelo vento, pelo enraizamento de plantas aquáticas, pelo borbulhamento de gases e pela bioturbação.

As concentrações de fósforo presentes no corpo hídrico estão relacionadas com as características geológicas do local e com as condições de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica.

Bittencourt (2003) apresenta que as concentrações de fósforo total em águas superficiais de ambientes naturais estão entre 0,01 a 0,05 mg/L; no entanto, a variabilidade dessa condição é elevada, devido à estrutura geoquímica da própria região. Em regiões montanhosas de geomorfologia cristalina, os níveis de fósforo são geralmente inferiores, quando comparados aos níveis de regiões de menor altitude, que geralmente derivam de depósitos de rochas sedimentares. Os níveis de fósforo no sedimento comumente apresentam magnitudes superiores aos níveis no corpo hídrico, estando na ordem de 0,06 a 10 mg/L. Em condições anaeróbias, pode-se observar uma liberação de fosfatos dos sedimentos até 1.000 vezes mais rápida que em condições aeróbias (WETZAL, 1981; PORTO *et al.* 1991; HORNE & GOLDMAN, 1994, citado por BITTENCOURT, 2003).

No caso de áreas com intervenção antropogênica, a concentração da substância dependerá, também, da característica qualitativa do lançamento pontual de efluentes domésticos e industriais e do lançamento difuso do escoamento superficial das áreas urbanas, agrícolas e pecuárias, decorrente dos eventos de precipitação na bacia.

Nos efluentes domésticos, o fósforo encontrado está relacionado à matéria orgânica e ao uso de produtos de limpeza, ainda que a Resolução CONAMA nº 359/2005 estabeleça limites máximos de fósforo na composição dos produtos. Von Sperling (2005) apresenta um valor médio de contribuição per capita de fósforo total em esgoto bruto na ordem de 1 g/hab.dia e a concentração média de 7 mg/L. No nível industrial, a presença do fósforo relaciona-se à atividade da indústria e ao sistema de tratamento de efluente por ela adotada. Dentre as tipologias industriais, destacam-se aquelas associadas ao processamento de alimentos.

Dentre as fontes de lançamento difuso, as atividades agrícolas ganham maior atenção em virtude do uso intensivo de fertilizantes fosfatados como meio de incrementar a produção. No caso da atividade pecuária, a contribuição de fósforo provém do esterco dos animais criados, podendo representar uma

importante contribuição dependendo do número de animais por hectare, do tipo do animal e do manejo que é dado à área.

A quantidade de fósforo oriundo das fontes difusas vai depender do efeito de erosão e lixiviação do solo dado pelo escoamento superficial da bacia, que, por sua vez, está ligado às condições de intensidade, frequência e duração dos eventos de precipitação, ao tipo de solo, à declividade do terreno, bem como ao manejo da área da bacia e à cobertura vegetal presente.

Nesse contexto, é possível observar a não regularidade do controle das condições das fontes difusas de fósforo e a diversidade de situações críticas através da articulação das variáveis envolvidas. Nesse ponto, as cargas de origem pontuais são mais facilmente tratadas devido ao controle que se tem do sistema e, portanto, do conhecimento da situação da bacia. No entanto, mesmo com a dificuldade na generalização da identificação das cargas difusas, é importante a consideração dessa fonte principalmente se a bacia hidrográfica de estudo possuir atividades agrícolas, pecuárias e áreas urbanas significativas, além de apresentar características pluviométricas, topográficas e geológicas favorecerem os efeitos de erosão e lixiviação.

3.3. MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS

Os estudos voltados à qualidade da água em reservatórios buscam entender os mecanismos de transformações, transporte e mistura das substâncias no meio aquático, com o objetivo de avaliar a variabilidade dos parâmetros químicos e biológicos. A distribuição temporal e espacial dessa variabilidade gera um conjunto de resultados que podem auxiliar na tomada de decisão da gestão da bacia hidrográfica. Nesse contexto, o uso de ferramentas matemáticas e computacionais vem a facilitar o manuseio das variáveis envolvidas e permitir a discussão dos resultados.

O conhecimento da hidrodinâmica dos reservatórios é de fundamental importância para a análise dos processos de transporte das substâncias no meio. De acordo com Chapra (1997), o transporte no ambiente lântico envolve os processos de advecção, ligados às velocidades do escoamento, de difusão molecular, dada pelo movimento das moléculas que compõem o fluido, de difusão turbulenta, ocasionada pelo movimento aleatório das partículas do

meio, e de convecção, provocada pela existência de gradientes verticais de temperatura.

De acordo com Rosman (2001), a representação matemática geral dos processos envolvidos nos estudos de qualidade da água baseia-se no princípio da conservação de massa, representando a equação de transporte advectivo-difusivo em função da hidrodinâmica e das reações de transformações das substâncias decorrentes dos processos físicos, químicos e biológicos, como mostra a equação 01 abaixo:

$$\frac{\partial(C)}{\partial t} + \frac{U\partial(C)}{\partial x} + \frac{V\partial(C)}{\partial y} + \frac{W\partial(C)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left[(D + \varepsilon_x) \frac{\partial C}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[(D + \varepsilon_y) \frac{\partial C}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[(D + \varepsilon_z) \frac{\partial C}{\partial z} \right] \pm \Sigma R \quad (\text{Eq. 01})$$

onde $C(x,y,z,t)$ é a concentração da substância (mg/L); t é o tempo (s); x é a direção longitudinal (m); y é a direção transversal (m); z é a direção vertical (m); U é a velocidade na direção longitudinal (m/s); V é a velocidade na direção transversal (m/s); W é a velocidade na direção vertical (m/s); D é o coeficiente de difusão molecular (m^2/s); ε_x é o coeficiente de difusão turbulenta na longitudinal (m^2/s); ε_y é a difusão turbulenta na transversal (m^2/s); ε_z é a difusão turbulenta na vertical (m^2/s); e R representa as reações de produção e consumo da substância em análise.

No que diz respeito ao número de dimensões espaciais, os modelos de qualidade da água podem ser classificados em quatro categorias, como disposto da TABELA 3.3, conforme apresentado por Porto *et al.* (1991) e Almeida *et al.* (1997).

TABELA 3.3 – DIMENSÕES ESPACIAIS DOS MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA

DIMENSÃO	DESCRIÇÃO
<p align="center">Modelos de dimensão zero C(t)</p>	<p>Nesse grupo são desconsiderados os gradientes espaciais das variáveis hidrodinâmicas, tem-se, portanto, apenas a variação temporal. Sua utilidade é limitada a casos em que se pode admitir que a concentração da substância é uniforme dentro do volume de controle.</p>
<p align="center">Modelos unidimensionais C(z, t); C(x,t)</p>	<p>Representam os modelos que consideram a variação da concentração da substância em função do tempo e de uma direção espacial. A direção vertical (1DV) é muito utilizada em ambientes lânticos estratificados, ou em reservatórios com profundidade elevada e com pequenas velocidades de escoamento. Modelos unidimensionais na direção longitudinal (1DH) são comumente aplicados principalmente em corpos hídricos superficiais correntes, como rios e córregos, mas no caso de reservatórios, não são capazes de refletir situações em que os efeitos da estratificação são representativos.</p>
<p align="center">Modelos bidimensionais C(x,y,t); C(x,z,t)</p>	<p>São consideradas a variação temporal e duas direções espaciais, podendo ser no plano horizontal (2DH) ou na direção longitudinal e vertical (2DV). Em reservatórios com velocidades longitudinais mais significativas, é comum a adoção dos modelos 2DV. Os modelos 2DH são comumente empregados em simulações de correntes, onde as variações verticais das grandezas hidrodinâmicas não são muito significativas, como no caso de reservatórios mais rasos, e em situações que as substâncias estão bem misturadas na coluna d'água.</p>
<p align="center">Modelos tridimensionais C(x,y,z,t)</p>	<p>Esses modelos consideram a variação temporal e as três dimensões como variáveis da concentração da substância. De maneira global, esses modelos são os mais adequados para representar a espacialidade hidrodinâmica do reservatório, no entanto, apresentam dificuldades práticas relacionadas às demandas de tempo e custo computacional.</p>

FONTE: Porto *et al.* (1991) e Almeida *et al.* (1997)

A escolha da representação espacial a ser adotada no modelo de qualidade da água depende do objeto de investigação do estudo, do nível de detalhamento exigido pelo estudo e da disponibilidade computacional (PORTO *et al.*, 1991 e ALMEIDA *et al.*, 1997).

De acordo com Dias (2003), a maioria dos fenômenos físicos ambientais são descritos matematicamente através de equações diferenciais parciais, isso significa dizer que as incógnitas são representadas por funções que dependem de mais de uma variável e envolvem as derivadas dessas relações.

A utilização de métodos numéricos é um mecanismo comumente adotado para a solução de problemas ambientais, em virtude da complexidade da solução analítica dada pelas variáveis envolvidas. No entanto, Dias (2003) destaca que a obtenção da solução analítica, quando possível, é de fundamental importância para a validação da solução numérica e também para a análise dos parâmetros adimensionais.

Hirsch (1988) e Wrobel *et al.* (1989) apresentam que a ideia básica da análise por métodos numéricos é a solução aproximada do problema por meio do processo de discretização, ou seja, da transformação das equações físicas contínuas em sistemas de equações algébricas lineares ou não lineares, de maneira discretas no espaço e no tempo. Em relação a discretização espacial, destacam-se os métodos das diferenças finitas (MDF), dos elementos finitos (MEF) e volumes de controle (MVC).

No MDF, o domínio do problema é discretizado a uma malha estruturada formada por pontos discretos nos quais são calculadas as incógnitas. Segundo Hirsch (1998), a malha pode ser organizada tanto de maneira retilínea ou curvilínea, sendo que em malhas uniformes o método é mais facilmente aplicado. Conforme apresentado por Wrobel *et al.* (1989) e Hirsch (1998), o MDF obtém as aproximações das derivadas através de séries de Taylor truncadas, com operadores progressivos, regressivos ou centrais.

Diferentemente do MDF, o domínio espacial no MEF é subdividido em um conjunto de elementos de tamanhos e formatos arbitrários, ou seja, sem a necessidade de uma malha estruturada. A delimitação dos elementos é comumente representada por polígonos triangulares ou quadrangulares. Em cada elemento, define-se uma quantidade de nós, que são posicionados ao longo das linhas de delimitação ou dentro do elemento. São nos nós que a análise numérica é realizada. Nesse método, a aproximação é feita via funções de interpolação polinomial (HIRSCH, 1998).

Assim como no MEF, discretização espacial do MVF pode ser realizada por malhas não estruturadas, o que favorece a análise numérica em domínios de geometria complexas. As equações de aproximação desse método são obtidas considerando a diferencial na forma conservativa, o que conduz a análise numérica pelo centroide de cada elemento. De acordo com Maliska (1995), a forma conservativa é aquela em que, na equação diferencial, os

fluxos aparecem dentro do sinal da derivada, ou seja, a análise é feita através do balanço de conservação das propriedades envolvidas no volume elementar.

Quando o problema ambiental é analisado em termos temporais, ele é chamado de problema transiente, e, logo, a solução numérica necessita da discretização do fenômeno em relação ao tempo. Segundo Hirsch (1988), essa discretização pode ser avaliada basicamente em duas famílias de métodos: explícito; ou implícito.

No esquema explícito, são utilizados os valores do tempo anterior para resolver a incógnita no tempo seguinte; e a forma de organização do cálculo busca minimizar o número de operações em cada passo de tempo. No entanto, de acordo com Pereira (2006), a determinação do passo de tempo é dependente da condição de estabilidade de Courant. A instabilidade numérica pode ocorrer devido ao aumento ao passo que os cálculos são realizados.

No esquema implícito, são utilizados os valores do tempo anterior e posterior para resolver a incógnita no tempo seguinte; nesse método, o número de operações é maior quando comparado com o explícito, no entanto o passo de tempo é uma condição que independe da resolução espacial, o que permite o uso de valores mais elevados.

Em relação à equação de transporte advectivo-difusivo, a análise numérica pode ser feita por modelos eulerianos, lagrangeanos, e eulerianos-lagrangeanos. Como apresentado por Pereira (2006) e Melchtry (1991), os modelos eulerianos resolvem a equação a partir de um referencial fixo em relação ao espaço, e os modelos lagrangeanos representam o transporte por um número finito de partículas que se movimentam com o escoamento, portanto o sistema de coordenadas se move conforme a velocidade da partícula. No caso dos modelos eulerianos-lagrangeanos, a equação de transporte é desacoplada, de modo que se tenha a combinação do uso da abordagem lagrangeana na porção advectiva e da abordagem euleriana nos termos restantes.

De acordo com Wrobel *et al.* (1989) e Soto (2004), a utilização do modelo euleriano requer a aplicação de métodos de discretização espacial, dentre os quais se destaca o MDF, o MEF e o MVC, apresentados anteriormente nos parágrafos acima.

Como apresentado por Rosman (2001) e Garção (2010), os modelos lagrangeanos são adequados para simulações de escalas de pluma ou manchas de contaminantes, em virtude do tratamento do termo advectivo da equação de transporte. Os modelos eulerianos, por sua vez, são mais adequados na simulação do transporte de escalares que se encontram dissolvidos na coluna d'água.

É importante destacar que a simplicidade ou complexidade de um modelo de qualidade da água é uma questão relativa ao objetivo do estudo, às dimensões espaciais, às reações de produção e consumo da substância e às especificações numéricas adotadas pelo modelo durante o desenvolvimento teórico do mesmo. No âmbito dos estudos voltados à qualidade da água em reservatórios, modelos muito simplificados podem demonstrar uma condição distorcida do que se observa em campo. Modelos muito complexos, por outro lado, também podem apresentar resultados equivocados, em decorrência das incertezas relacionadas à definição dos parâmetros de entrada, da calibração do modelo, das simplificações intrínsecas às equações, entre outros (FRANZ, 2010).

De acordo com Rosman (2001), as escolhas das adequações em prol da melhoria do resultado do modelo computacional devem ser estabelecidas a partir do conhecimento completo das etapas iniciais do desenvolvimento do processo de modelagem, dadas pelas observações de campo, pelas medições dos parâmetros de interesse e pelo desenvolvimento do modelo conceitual adotado para o modelo matemático.

3.3.1. Etapas do processo de modelagem

Para qualquer que seja o modelo usado para a análise de estudo do pesquisador, Rosman (2001) salienta que é fundamental seguir alguns passos básicos do processo de modelagem.

No primeiro momento, são feitas as observações de campo e o levantamento qualitativo inicial dos parâmetros relacionados ao fenômeno de estudo, de modo a propiciar um entendimento das causas, efeitos e agentes intervenientes. Em seguida, é desenvolvido o modelo conceitual das variáveis envolvidas no estudo do fenômeno de interesse e realizada a tradução do mesmo para uma linguagem matemática, através de modelos físicos,

analíticos, analógicos e numéricos. As equações diferenciais que regem o escoamento e o transporte de escalares qualitativos em corpos hídricos são comumente trabalhadas por métodos numéricos.

Para alimentar o modelo computacional, faz-se a coleta, o tratamento, a análise e a organização dos dados de entrada do modelo, etapa chamada de pré-processamento. Após preparada a informação de entrada, o modelo computacional é executado de maneira que origine um conjunto de resultados a serem trabalhados e interpretados quantitativa e qualitativamente no formato de mapas, gráficos, tabelas e animações, facilitando sua compreensão. Essa etapa é chamada de pós-processamento.

A verificação do resultado do modelo computacional frente ao que se observa em campo é feita através da calibração do mesmo. Para tanto, o modelador deve ter o conhecimento da fundamentação teórica do método adotado, de modo a buscar os ajustes viáveis na etapa de pré-processamento, como acertos de dados de entrada e coeficientes do modelo matemático. Se, mesmo com os ajustes viáveis, o modelo não for capaz de reproduzir resultados satisfatórios, a escolha do método numérico e a fundamentação teórica devem ser revisadas. Caso os ajustes mostrem sucesso nos resultados, é necessário validar o modelo, através de simulações em diferentes condições iniciais, com o intuito de assegurar que o mesmo reproduza resultados favoráveis para situações distintas.

Dependendo da condição dos dados medidos e do tempo computacional das simulações, nem sempre é possível realizar as etapas de calibração e validação para todos os parâmetros envolvidos. No entanto, a aplicação do modelo ainda pode ser pertinente, quando o estudo tem interesse na comparação dos resultados para diferentes condições. Na comparação, os erros associados aos resultados do modelo se repetem em todas as simulações e, portanto, é possível analisar a diferença entre as mesmas.

Durante o processo de modelagem, é importante que sejam reportadas as dificuldades e facilidades encontradas nas etapas de pré-processamento, pós-processamento, calibração e validação, de modo que auxilie o desenvolvimento de novas concepções para o modelo utilizado a fim de aperfeiçoá-lo frente às limitações encontradas.

3.3.2. Modelos de qualidade da água disponíveis na literatura

Na literatura é possível encontrar uma série de modelos de qualidade da água com o objetivo de investigar o comportamento e o efeito de resposta de diversos componentes químicos e biológicos no meio aquático.

No projeto *Everglades Agricultural Area Storage Reservoirs Project*, elaborado pela *US Army Corps of Engineers* e pela *South Florida Water Management District* (CHIMNEY *et al.*, 2003) foram apresentados 8 modelos de qualidade da água comumente utilizados na literatura para analisar a variabilidade química e biológica de reservatórios naturais e artificiais.

Na TABELA 3.4 são exibidas as características gerais dos oito modelos do estudo, conforme as observações de Chimney *et al.* (2003) e Franz (2010).

TABELA 3.4 – MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA APRESENTADOS NO PROJETO EVERGLADES AGRICULTURAL AREA STORAGE RESERVOIRS

MODELO	CARACTERÍSTICAS
DMSTA <i>(Dynamic Model for Stormwater Treatment Area)</i>	<p>O modelo DMSTA foi desenvolvido com o objetivo de auxiliar a análise da redução de fósforo de águas provindas do escoamento superficial através do tratamento por sistema <i>wetland</i>, como parte do <i>Everglades Protection Project</i> (EPP), que tem a finalidade de diminuir os possíveis impactos ambientais da <i>Everglades Protection Area</i> (EPA) – Florida, Estados Unidos.</p> <p><i>Algumas Limitações:</i> certos tipos de vegetações aquáticas submersas têm baixas taxas de absorção que não são consideradas no conjunto de dados; o modelo não foi calibrado para reservatórios profundos; apesar de a simulação poder ser trabalhada no intervalo de tempo diário, os coeficientes usados no modelo são valores médios anuais.</p>
CE-QUAL-R1	<p>No modelo CE-QUAL-R1 é unidimensional na vertical e considera o reservatório como uma sequência vertical de camadas horizontais onde a energia térmica e as substâncias são uniformemente distribuídas em cada uma. O modelo é utilizado para simular a distribuição da energia térmica na coluna d'água e de outras 26 variáveis físicas e químicas em reservatórios nas condições aeróbicas e anaeróbicas.</p> <p><i>Algumas Limitações:</i> não realiza simulações nas direções transversais e longitudinais</p>

MODELO	CARACTERÍSTICAS
CE-QUAL-W2	<p>É um modelo em 2DV integrado na lateral utilizado na simulação hidrodinâmicas e de 21 variáveis de qualidade da água, inclusive para longos intervalos de tempo. O modelo pode ser aplicado para sistemas estratificados e misturados e é capaz de simular processos relacionados à eutrofização, representando diversos grupos de algas, perifíton, zooplâncton e macrófitas.</p> <p><i>Algumas Limitações:</i>; não inclui transferência para níveis tróficos superiores de zooplâncton e peixes.</p>
<p>LOWQM (Lake Okeechobee Water Quality Model)</p>	<p>O modelo LOWQM foi desenvolvido para analisar o efeito de eutrofização de algas verdes, diatomáceas e cianobactérias na coluna da água e em sedimentos de fundo no lago Okeechobee, na Florida.</p> <p><i>Algumas Limitações:</i> grande quantidade de parâmetros para calibração.</p>
<p>WQRRS (Water Quality for River and Reservoir System)</p>	<p>O WQRRS é capaz de simular 18 diferentes variáveis físicas, químicas e biológicas de qualidade da água em reservatórios e rios. No caso de reservatórios o modelo trabalha em 1D na vertical com o objetivo de analisar a estratificação física, química e biológica do sistema.</p> <p><i>Algumas Limitações:</i> grande quantidade de parâmetros para calibração.</p>
<p>MIKE 3, 11, 12 e 21</p>	<p>Esses modelos são utilizados para a simulação hidrodinâmica e de qualidade da água na relação de DBO/OD, eutrofização e metais pesados na coluna d'água e sedimentos. A extensão MIKE 3 trabalha em 3D, a MIKE 11 em 1D na horizontal ou vertical; a MIKE 12 na dimensão 2DV e a MIKE 21 na 2DH ou 1D na vertical.</p> <p><i>Algumas limitações:</i> à medida que o problema de investigação abrange mais dimensões e mais variáveis, o modelo requer uma maior quantidade de parâmetros para calibração e validação.</p>
<p>WASP6 (Water Quality Analysis Simulation Program)</p>	<p>O WASP6 é um modelo gratuito que analisa a qualidade da água para avaliar o efeito de eutrofização e a toxicidade hídrica. Ele pode ser trabalhado no módulo 1D, 2D ou ainda 3D e ainda aplicável em rios, reservatórios, lagos, estuários e oceanos.</p> <p>O WASP6 possui dois compartimentos, coluna d'água e sedimentos, que podem ser segmentados em epilímio e hipolímio, no caso da coluna d'água, e em camada superior e inferior, no caso dos sedimentos.</p> <p><i>Algumas limitações:</i> o modelo não trabalha com zonas de mistura; não permite a análise de materiais flutuantes; demanda uma grande quantidade de variáveis para calibração.</p>
<p>HydroQual Wetlands</p>	<p>O modelo HydroQual foi desenvolvido para simular a circulação do material de fundo e o efeito de eutrofização através dos parâmetros nitrogênio, fósforo, carbono e biomassa fitoplanctônica.</p> <p><i>Algumas Limitações:</i> grande quantidade de parâmetros para calibração.</p>

Como apresentado por Juliano *et al.* (2012) e Franz (2010), destaca-se também o MOHID (Modelo Hidrodinâmico), desenvolvido pelo Instituto Superior Tecnológico na Universidade de Lisboa. O modelo pode ser trabalhado em 1D, 2D ou 3D pelo método dos volumes finitos. Da mesma forma que o modelo WASP6, o MOHID é capaz de simular os processos físicos e biológicos na coluna d'água e dos sedimentos. O módulo de qualidade da água avalia os parâmetros de oxigênio dissolvido, nitrogênio, fósforo e sílica, além do fitoplâncton, zooplâncton e bactérias.

O presente trabalho utilizou o SisBaHiA[®] (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental), um modelo que tem sido desenvolvido desde 1987 pelo Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE) da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

O SisBaHiA[®] foi o modelo adotado para o estudo de eutrofização do reservatório do rio Verde desde o início das pesquisas do “Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde”, desenvolvido pela Universidade Federal do Paraná em parceria com a Petrobras. No ITEM 3.3.3 são apresentadas as características e as limitações do SisBaHiA[®].

3.3.3. SisBaHiA[®] – Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental

O SisBaHiA[®] é constituído de um modelo de circulação hidrodinâmica tridimensional (3D) ou bidimensional na horizontal (2DH), um modelo de transporte euleriano advectivo-difusivo com reações, um modelo de qualidade da água e eutrofização, um modelo de transporte lagrangeano determinístico e outro probabilístico, e um modelo de geração de ondas. O grupo de equações que governam o SisBaHiA[®] é formado por equações diferenciais parciais de primeira ordem em relação ao tempo, e diferenciais parciais de segunda ordem em relação ao espaço.

De acordo com Rosman (2013), o modelo utiliza para a discretização espacial horizontal o método de elementos finitos, preferencialmente do tipo quadrangulares biquadráticos, mas também pode ser feita utilizando elementos finitos triangulares quadráticos ou uma combinação de ambos os tipos de elementos. Esse método permite que os elementos tenham tamanhos adaptados aos contornos do domínio, proporcionando uma ótima representação de reservatórios com irregularidades das fronteiras de terra.

Para a discretização espacial vertical é usado o método das diferenças finitas com transformação sigma, de modo que se tenha uma pilha de elementos finitos em cada nível Z de transformação sigma. A discretização temporal é processada via um esquema implícito de diferenças finitas, com erro de truncamento de segunda ordem. Dependendo da escala de interesse para os resultados das simulações, a discretização deve ser reformulada para a escala resolvível, levando em consideração que, para ser resolvível, o fenômeno precisa ter uma escala quatro vezes maior que a escala de discretização.

O modelo hidrodinâmico é composto por dois módulos: um módulo promediado na vertical ou bidimensional na horizontal (2DH), através do qual a elevação da superfície livre e velocidades de corrente 2DH promediadas na vertical são calculadas; e outro módulo que trabalha em 3D, avaliando as velocidades tridimensionais de maneira totalmente numérica ou de maneira analítico-numérico, para obter os perfis de velocidade no campo de escoamento horizontal.

A utilização do módulo 3D na hidrodinâmica permite analisar o perfil de velocidade da coluna d'água com a variação do vento ao longo do tempo e também possibilita a calibração do modelo hidrodinâmico, caso haja medições verticais de velocidade em pontos espaciais distintos no corpo do reservatório. O tratamento no módulo 3D agrega maior confiabilidade ao modelo hidrodinâmico que será aplicado ao modelo de qualidade da água, trabalhado no SisBaHiA[®] de modo 2DH promediado na vertical.

Nos modelos hidrodinâmicos, são necessárias as definições dos contornos abertos e fechados do domínio de estudo. Os contornos abertos representam a entrada e saída do fluxo da água em condições de níveis impostas, e os contornos fechados compreendem a limitação física do sistema, como as margens e secções dos corpos hídricos afluentes que estejam no domínio da modelagem, nos quais são impostas condições de vazões. No sistema do SisBaHiA[®], os contornos no módulo 2DH são identificados na horizontal, correspondendo às fronteiras de terra e aos contornos abertos. No módulo 3D, são identificados, também, os contornos verticais, dados pela velocidade zero no fundo e pela tensão de atrito do vento na superfície livre estimada a partir das velocidades de vento fornecidas (SOTO, 2004).

O modelo de qualidade da água SisBAHiA[®] (MQA) avalia 11 parâmetros de qualidade da água: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura da água, fósforo inorgânico, fósforo orgânico, nitrogênio orgânico, amônia (NH₄), nitrato (NO₃), salinidade, zooplâncton e fitoplâncton (através da clorofila-a).

A equação de advecção-difusão é resolvida para cada substância separadamente no módulo 2DH promediado na vertical. Esta equação é formada por três parcelas: o transporte advectivo, o transporte difusivo e os processos de transformação, conforme é apresentada pela equação 02 definida por Sheng & Villaret (1989).

$$\frac{\partial C_m}{\partial t} + U_i \frac{\partial C_m}{\partial x_i} = \frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial x_i} \left[H \left(D_{ij} \delta_{jk} + \frac{\Lambda_k^2}{12} \left| \frac{\partial U_j}{\partial x_k} \right| \right) \frac{\partial C_m}{\partial x_k} \right] - \frac{C_m}{H} (q_p - q_e \pm q_i) + \sum R_{C_m} + I_m \quad (\text{Eq. 02})$$

onde C_m é a concentração da substância de interesse (mg/L), t é o tempo (s); U_i são as componentes da velocidade na direção x_i promediada na direção vertical (m/s), H é a altura da coluna d'água (m), D_{ij} é o termo que representa o coeficiente de difusão turbulenta (m²/s), δ_{jk} representa o delta de Kronecker e $\Lambda_k = \alpha_k \Delta x_k$ é a largura do filtro na dimensão x_k , sendo α_k um parâmetro de escala; q_p , q_e , q_i representam os valores de vazão por unidade de área (m³/s.m²) de precipitação, evaporação e infiltração, respectivamente; $\sum R_{C_m}$ representa a soma das reações cinéticas de produção ou consumo e I_m representa a soma das fontes e sumidouros. Na Eq.02, $i, j = 1, 2$, $k = 1, 2, 3$, sendo $k = 3$ correspondente ao tempo t , e m é interpretado como variável para cada substância.

Os processos cinéticos de transformações incluem fotossíntese, respiração, desnitrificação, nitrificação, oxidação, reaeração, decaimento e deposição (MUHAMMETOGLU & SOYUPAK, 2000). Em sua maior parte, estes processos são modelados usando reações de primeira ordem, estabelecendo valores dentro de uma faixa específica, apresentada no ANEXO 1 desse trabalho. Durante o processo de calibração do MQA, é importante analisar os

valores dos coeficientes adotados para as reações de transformações, com o intuito de aproximar os resultados do modelo aos dados de campo.

Os processos de transformações trabalhados no MQA consideram o ciclo do oxigênio, do nitrogênio, do fósforo, além da biomassa de fitoplâncton e zooplâncton, como mostra a FIGURA 3.2.

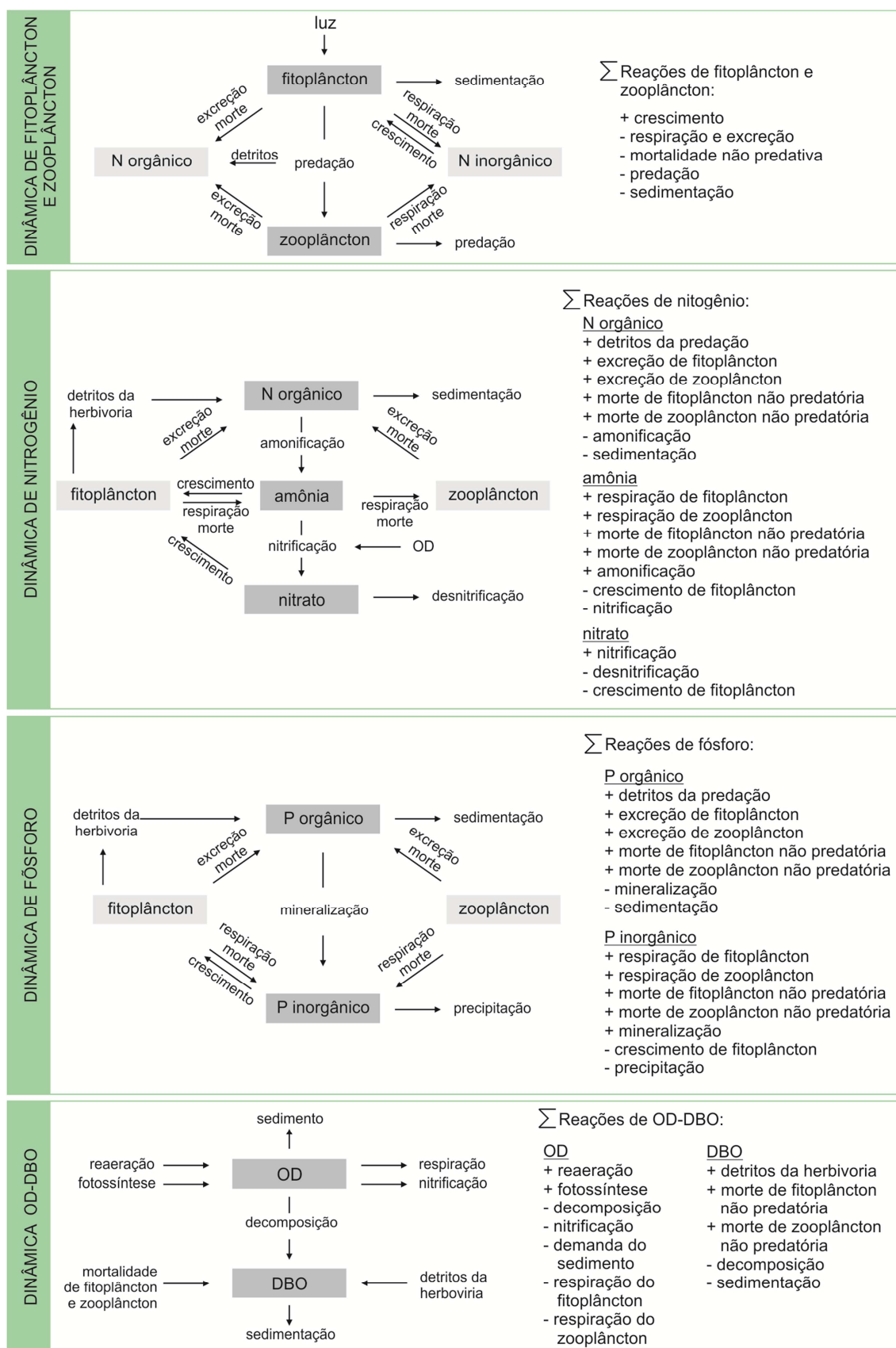


FIGURA 3.2 – PROCESSOS SIMULADOS NA DINÂMICA DOS PARÂMETROS CONSIDERADOS NO MQA DO SISBAHIA®

FONTE: Adaptado de Rosman (2013)

Na FIGURA 3.2, são apresentadas as interações entre as substâncias envolvidas no MQA do SisBaHiA[®]. Cada uma das reações químicas e bioquímicas é trabalhada de acordo com conceitos existentes na literatura, que se relacionam, principalmente, com a ordem e as taxas de velocidade das reações.

Como apresentado por Rosman (2013), no caso do crescimento fitoplanctônico (k_g), por exemplo, o processo considera três fatores intervenientes, como mostra a equação 03: intensidade de luz, $\Phi(I)$; disponibilidade dos nutrientes, $\Phi(n)$; e temperatura da água, $k_g(T)$.

$$k_g = k_g(T)\Phi(I)\Phi(n) \quad (\text{Eq. 03})$$

onde os fatores limitantes $\Phi(I)$ e $\Phi(n)$ possuem valores entre 0,0 e 1,0, sendo 0,0 para limitação total e 1,0 para nenhuma limitação.

A taxa de crescimento dada pela temperatura da água, $k_g(T)$, (equação 04) baseia-se na equação de Arrhenius, que reconhece a constante de velocidade das reações com a temperatura.

$$k_g(T) = k_{g20}\theta^{(T-20^\circ\text{C})} \quad (\text{Eq. 04})$$

onde: k_{g20} é a taxa máxima de crescimento a 20°C sob condições ótimas de luz e com excesso de nutrientes; e θ é o fator de correção da temperatura, normalmente no valor de 1,066, como proposto por Eppley (1972).

A disponibilidade de nutrientes, $\Phi(n)$, (equação 05) utiliza a ideia da equação de Michaelis-Menten, trabalhada no estudo da cinética enzimática para descrever a formação do produto em função da concentração do substrato.

$$\Phi(n) = \min\left(\frac{C_1 + C_2}{k_{sN} + (C_1 + C_2)}; \frac{C_2}{k_{sP} + C_2}\right) \quad (\text{Eq. 05})$$

onde: C_1 , C_2 e C_3 são as concentrações de amônia, nitrato e fósforo inorgânico, respectivamente; e k_{sN} e k_{sP} são constantes de meia saturação para as concentrações de nitrogênio e fósforo, nessa ordem.

O efeito da intensidade de luz no processo de crescimento fitoplanctônico, $\Phi(I)$, (equação 06) é representado pela equação de Steele (1965) integrada na profundidade e no tempo.

$$\Phi(I) = \frac{2.718f_p}{k_e H} \left[\exp\left(-\frac{I_0}{I_s} e^{-k_e z}\right) - \exp\left(\frac{I_0}{I_s}\right) \right] \quad (\text{Eq. 06})$$

onde: I_s é a intensidade ótima da luz; f_p é o fotoperíodo; H é a profundidade; I_0 é a intensidade da luz na superfície, k_e é o coeficiente de extinção da luz.

Dentre os parâmetros de qualidade da água trabalhados no SisBaHiA[®] cabe ressaltar que a salinidade é um escalar conservativo no MQA e, portanto, não tem reações cinéticas. A temperatura da água, por sua vez, é um parâmetro físico que depende das trocas de calor entre a superfície da água e a atmosfera. O balanço do fluxo de calor é apresentado pela equação 07, definida por Thomann & Muller (1987):

$$H_n = H_s + H_a - H_{br} - H_e - H_c \quad (\text{Eq. 07})$$

onde H_n é o fluxo total de calor na interface ar-água (W/m^2), H_s é o fluxo de calor referente à radiação atmosférica de onda curta (W/m^2) medida diretamente na estação meteorológica, H_a é o fluxo de calor referente à radiação atmosférica de onda longa (W/m^2) estimada em função da temperatura ao ar e umidade relativa do ar, H_{br} é o fluxo de calor relativo à radiação de onda longa da água em direção à atmosfera (W/m^2) determinado em função da temperatura na superfície da água, H_e é o fluxo de calor por evaporação (W/m^2) e H_c é o fluxo de calor por condução (W/m^2), ambos definidos a partir da intensidade do vento obtida na estação meteorológica.

Na análise dos resultados do MQA, o parâmetro temperatura da água é particularmente importante, devido à influência que exerce na densidade da água e, por consequente, nas alterações dos processos de transporte, assim como na influência que exerce nos processos de transformações dos parâmetros químicos e biológicos.

Em função da importância descrita acima, o parâmetro temperatura da água é utilizado no processo de calibração do MQA, embora o módulo de

trabalho do SisBaHiA[®] seja em 2DH. Em reservatórios com períodos de mistura da coluna d'água definidos é esperado que o módulo 2DH consiga reproduzir resultados mais próximos ao que se observa em campo.

Para a aplicação MQA, é necessária a simulação da hidrodinâmica e a inserção dos dados meteorológicos de radiação solar, temperatura do ar e umidade relativa do ar, bem como as condições iniciais de qualidade para o reservatório e para os tributários do sistema.

De acordo com Cunha, *et al.* (2011), o SisBaHiA[®] vem sendo adotado em muitos estudos de modelagem de corpos d'água continentais e costeiros. Dentre os estudos em corpos hídricos continentais, destacam-se alguns estudos mostrados abaixo:

- FRANZ (2010): realizado na bacia do Rio Verde com o objetivo de desenvolver o modelo de qualidade da água e eutrofização do SisBaHiA[®] através de modificações do processo de transformação de suas variáveis e da implementação do parâmetro zooplâncton herbívoro;
- CUNHA, *et al.* (2011): realizado na bacia do Rio Verde com o objetivo de estudar a hidrodinâmica e o transporte de nutrientes no reservatório;
- COPPETEC (2007): realizado nos reservatórios de Furnas e Três Marias (MG) com o objetivo de determinar os padrões de circulação hidrodinâmica, a pista de vento e o tempo de residência para o planejamento de aquicultura;
- LEITE (2004): estudo que realizou simulações de lançamento de esgoto doméstico em rios para diferentes cenários, com o objetivo de analisar a sensibilidade do modelo à variação dos coeficientes das reações cinéticas e, dessa forma, os componentes do MQA que tem maior importância no processo do modelo;
- JUNIOR (2011): realizado no reservatório de Moxotó (PE/AL/BA) com o objetivo de traçar o transporte de do aporte de fósforo no corpo hídrico e o impacto sobre os projetos de aquicultura;

Em relação às limitações do SisBaHiA[®], o modelo de circulação hidrodinâmica considera forçantes barotrópicos e foi desenvolvido para corpos de água naturais nos quais efeitos de densidade variável possam ser desprezados. Em alguns corpos de água naturais, o uso de um modelo hidrodinâmico puramente barotrópico é inadequado para análises de circulação hidrodinâmica, como, por exemplo, corpos hídricos que possuem significativa variação de massa específica da água ao longo da vertical, usualmente causada por gradientes de temperatura e/ou salinidade. Nesse caso, a análise requereria um modelo hidrodinâmico que incluía termos baroclínicos.

No caso do modelo de qualidade da água, a análise é feita no módulo 2DH e, portanto, as simulações apresentam melhores resultados em corpos hídricos que não apresentam grande representatividade de transporte de nutrientes ao longo da vertical ou em situações em que não ocorre a estratificação térmica do sistema.

No estudo de Leite (2004) os resultados dos processos que envolvem os parâmetros amônia e nitrato mostraram que à medida que a concentração de amônia se reduz a concentração de nitrato se eleva, mas não ao ponto das curvas se cruzarem, situação que representaria a tendência natural da relação de ambas as variáveis. A limitação da atividade bacteriana por falta de amônia ou de oxigênio foi apresentada como possibilidade de justificativa do resultado encontrado, no entanto o OD mínimo da análise foi de 0,8 mg/L e a condição crítica para a não ocorrência do processo de nitrificação seria inferior a 0,2 mg/L, como é apresentado por Barnes & Bliss (1993), citado por Leite (2004). Esse resultado orientou a inclusão da limitação de OD no processo de nitrificação no MQA do SisBaHiA[®], através da constante de meia saturação de nitrificação por limitação de oxigênio. Esse mesmo estudo aponta também a relevância de se incluir a possibilidade de perda dos compostos nitrogenados por deposição, tanto para orgânicos particulados como para amônia e nitrato solubilizados que podem se adsorver nos sedimentos.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. ÁREA DE ESTUDO

4.1.1. Características gerais

O reservatório do rio Verde está localizado na porção oeste da Região Metropolitana de Curitiba (RMC) e inserido na bacia do rio Verde, com área total de 239 km² e delimitada pelos municípios de Araucária, Balsa Nova, Campo Magro, Campo Largo e Contenda, como mostra a FIGURA 4.1.

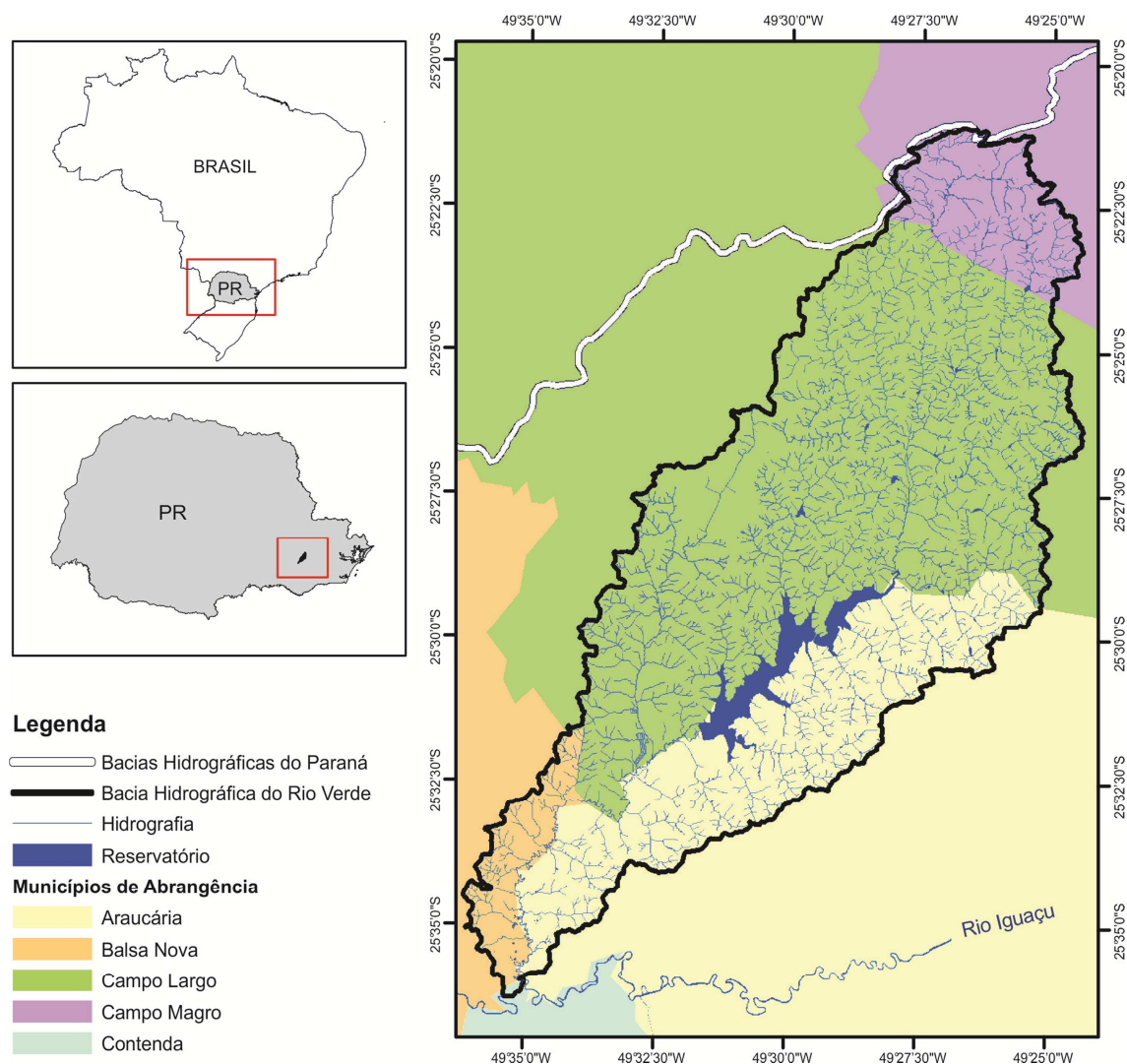


FIGURA 4.1 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

FONTE: Bases de referência – IBGE e Instituto das Águas do Paraná

A barragem do reservatório foi construída entre os anos de 1974 e 1976 pela Petróleo Brasileiro S. A (PETROBRAS) com a finalidade de atender a Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR). Atualmente, o reservatório conta

com 1,9 m³/s de vazão regularizada e com duas outorgas concebidas, a da própria PETROBRAS, com 0,84 m³/s e a da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), com 0,25 m³/h para futuro abastecimento público (DOETZER *et al*, 2009).

O reservatório é orientado na direção nordeste, com largura máxima de 1,3 km e comprimento de aproximadamente 7,5 km. A delimitação do entorno da área alagada possui característica morfométrica dendrítica, formada pelos braços dos rios afluentes.

De acordo com Cunha *et al.* (2011) e Andreoli *et al.* (2011b), as campanhas batimetrias realizadas entre os dias 07 e 10 de abril de 2008 demonstraram que os dados de profundidades máxima e média do reservatório caracterizá-lo como um reservatório raso, com máxima de 11m e média de 5,6m.

Na porção central do reservatório é possível encontrar a vegetação que não foi retirada previamente ao processo de enchimento. Na FIGURA 4.2 são apresentadas as imagens da vegetação submersa obtidas pelas observações de campo e pelo *Google Earth*.

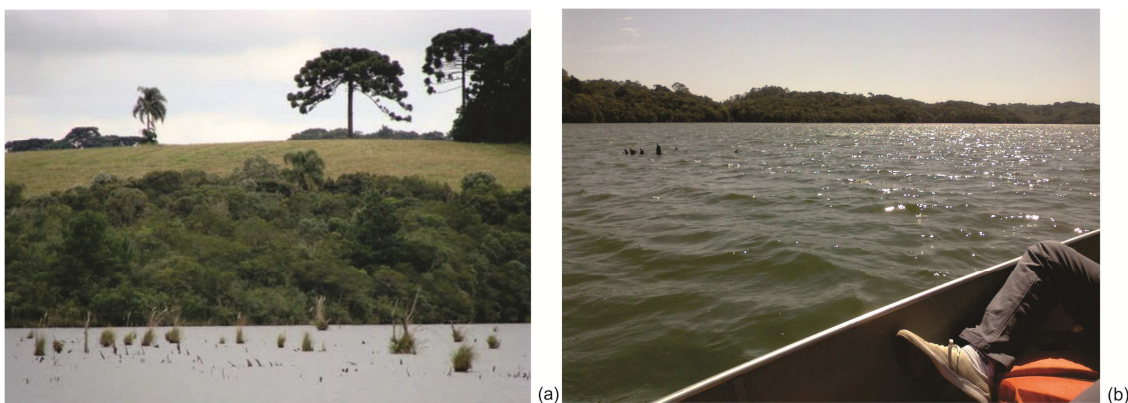


FIGURA 4.2 – VEGETAÇÃO SUBMERSA NO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE
FONTE: (a) Imagem do *Google Earth* 2010 – Coordenada (25° 30' 11.70" S 49° 30' 4.00" O);
(b) Saída de campo realizada no dia 21 de agosto de 2012

As informações mais recentes a respeito do uso e ocupação do solo na bacia do rio Verde foram elaboradas no estudo de Roderjan (2009) e apresentadas em sete categorias: 'Floresta Ombrófila Mista Montana (FOMM)'; 'Sucessão em estágio inicial da FOMM'. 'Planície de inundação com campos

edáficos'; 'Área rural'; 'Área edificada'; 'Corpos d'água'; e 'Reflorestamento'. A distribuição espacial desses elementos é apresentada na FIGURA 4.3.

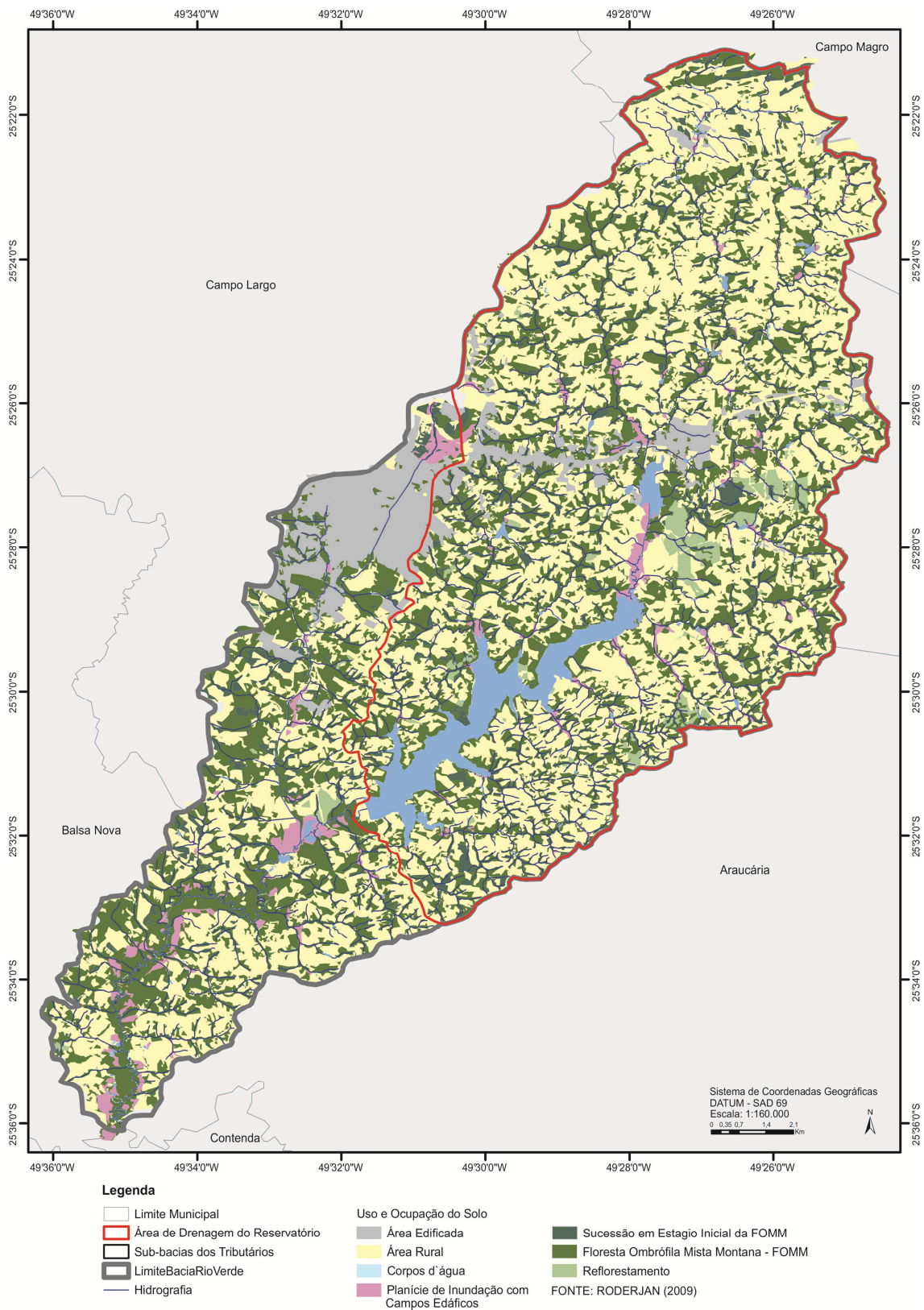


FIGURA 4.3 – USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE
 FONTE: Elaborado pelo *shapefile* de uso o ocupação do solo estudo de Roderjan (2009)

A área correspondente à bacia de drenagem do reservatório (marcada pela demarcação vermelha da FIGURA 4.3) contempla a Área de Proteção Ambiental (APA) do rio Verde, abrangendo parte dos municípios de Araucária e Campo Largo, e a Unidade de Planejamento Territorial (UTP) de Campo Magro. A APA foi instituída pelo Decreto Estadual nº 2.375 de 31 de julho de 2000 a fim de proteger e conservar a qualidade ambiental dos sistemas naturais, especialmente em termos de quantidade e qualidade para fins de abastecimento público.

Observando a bacia de drenagem do reservatório, destaca-se a categoria de uso do solo 'Área rural', representando 53,05% (87,92 km²) da área total. Dentro dessa categoria, cabe apontar a importância das atividades agrícolas na bacia do rio Verde em comparação às atividades pecuárias, com sistema predominante de cultivo direto e uso de fertilizantes e agrotóxicos (ANDREOLI *et al.*, 2011a)

A porção relativa à categoria 'Área edificada' corresponde em torno de 3,28% do espaço. Apesar de menos expressiva quando comparada à 'Área rural', destaca-se o eixo de expansão populacional, localizado principalmente na sede do município de Campo Largo e na BR 277, conforme apresentado no estudo de Caneparo *et al.* (2011).

4.1.2. Características meteorológicas

As características meteorológicas da região foram identificadas a partir da análise do banco de dados da estação de monitoramento meteorológico instalada junto à captação da REPAR (25°31'36.52"S e 49°31'38.52"O). A estação registra, no intervalo de 15 minutos, as informações referentes a seis parâmetros: temperatura do ar; umidade relativa do ar; radiação solar; precipitação; direção e velocidade do vento. O período considerado para a caracterização considerou os dados dos meses de março a dezembro de 2010.

O conjunto de dados apresentou falhas entre os dias 13 e 23 de outubro para os seis parâmetros monitorados, além de falhas pontuais dispersas e de curto intervalo de tempo. Para os parâmetros de direção e velocidade do vento, identificaram-se ainda falhas em todo mês de dezembro.

O preenchimento feito para as falhas de curto intervalo de tempo considerou a média entre o registro anterior e posterior, critério considerado

pertinente, uma vez que o monitoramento é realizado no intervalo de 15 minutos. Para as falhas de maior intervalo de tempo foram considerados os dados do monitoramento da mesma estação no ano de 2009, respeitando o dia e o mês correspondente à falha.

A análise dos dados de temperatura do ar e umidade relativa do ar foi realizada pela distribuição gráfica dos dados brutos e da média móvel no período de 30 dias. O parâmetro de radiação solar foi analisado pela média de cada intervalo de 15 minutos para cada um dos meses, em função da grande variabilidade diária que o parâmetro apresenta. Os registros pluviométricos foram avaliados pelas precipitações diárias e mensais.

Os dados de direção e velocidade do vento foram estudados pelo formato de rosa dos ventos, elaborado através do *software* WRPLOT View versão 7.0 (*Wind Rose Plots and Meteorological Data*) para cada mês e também para dois momentos do dia: o período 1, que representa o início do dia (00:00hs às 12:00hs); e o período 2, que representa o final do dia (12:00hs às 00:00hs). Essa divisão no tratamento dos dados de vento buscou facilitar a articulação dos perfis identificados com o processo de modelagem hidrodinâmico trabalhado no presente estudo (ITEM 4.2.1).

Nas FIGURAS 4.4 a 4.8, são apresentadas as características meteorológicas dos parâmetros temperatura do ar, umidade relativa do ar, radiação solar, precipitação, direção e velocidade do vento, respectivamente.

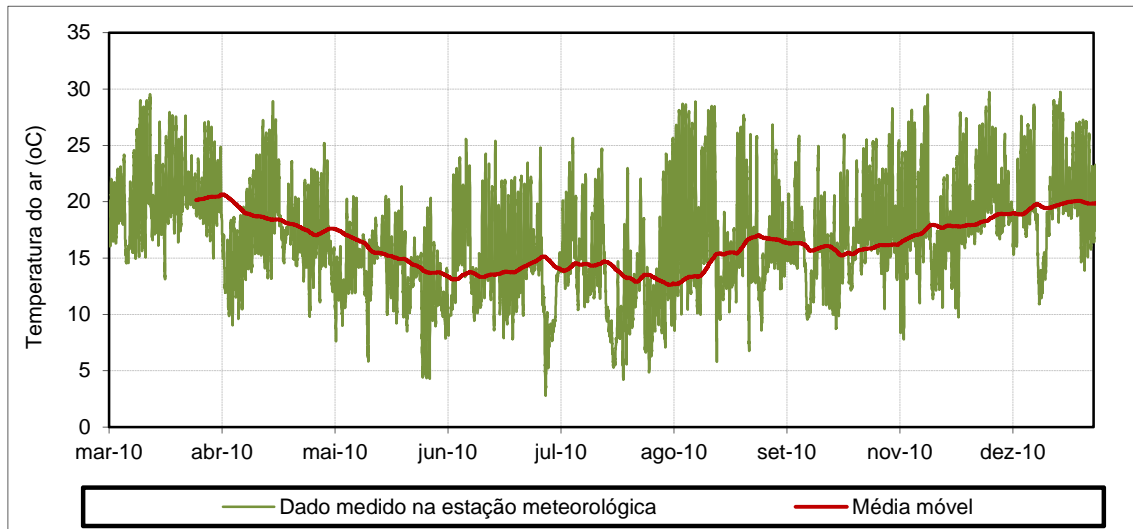


FIGURA 4.4 – TEMPERATURA DO AR PARA O PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010

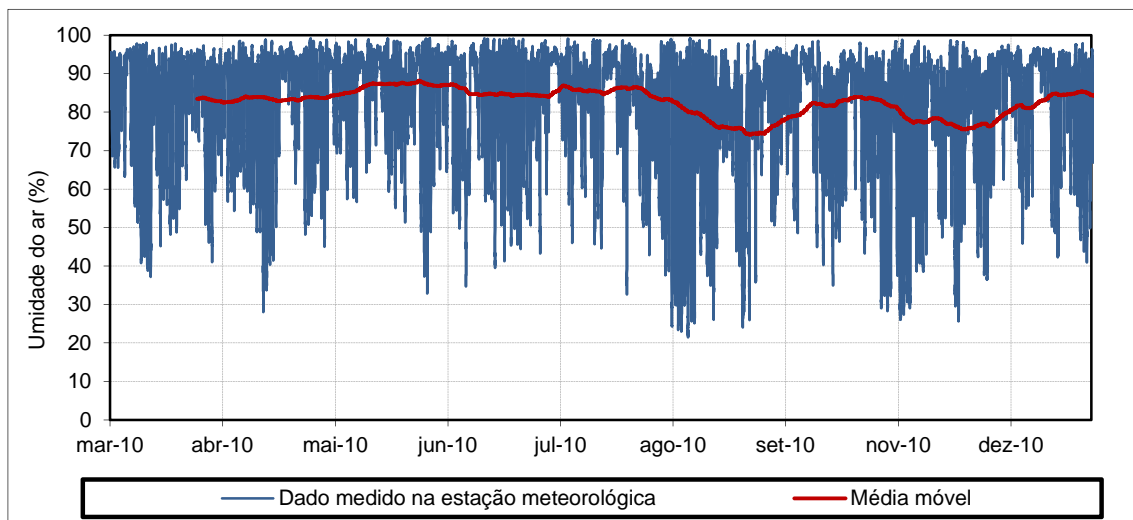


FIGURA 4.5 – UMIDADE DO AR PARA O PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010

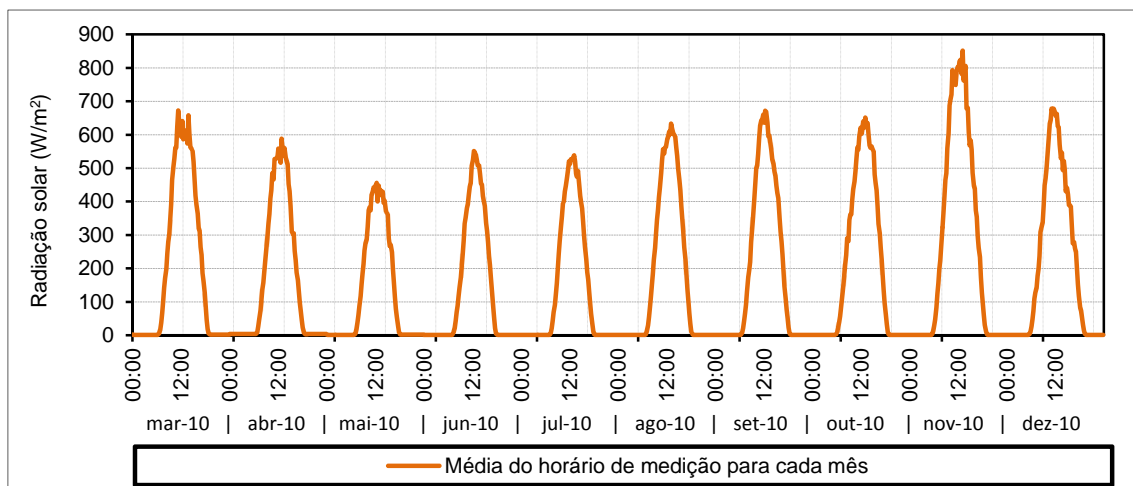


FIGURA 4.6 – RADIAÇÃO SOLAR PARA O PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010

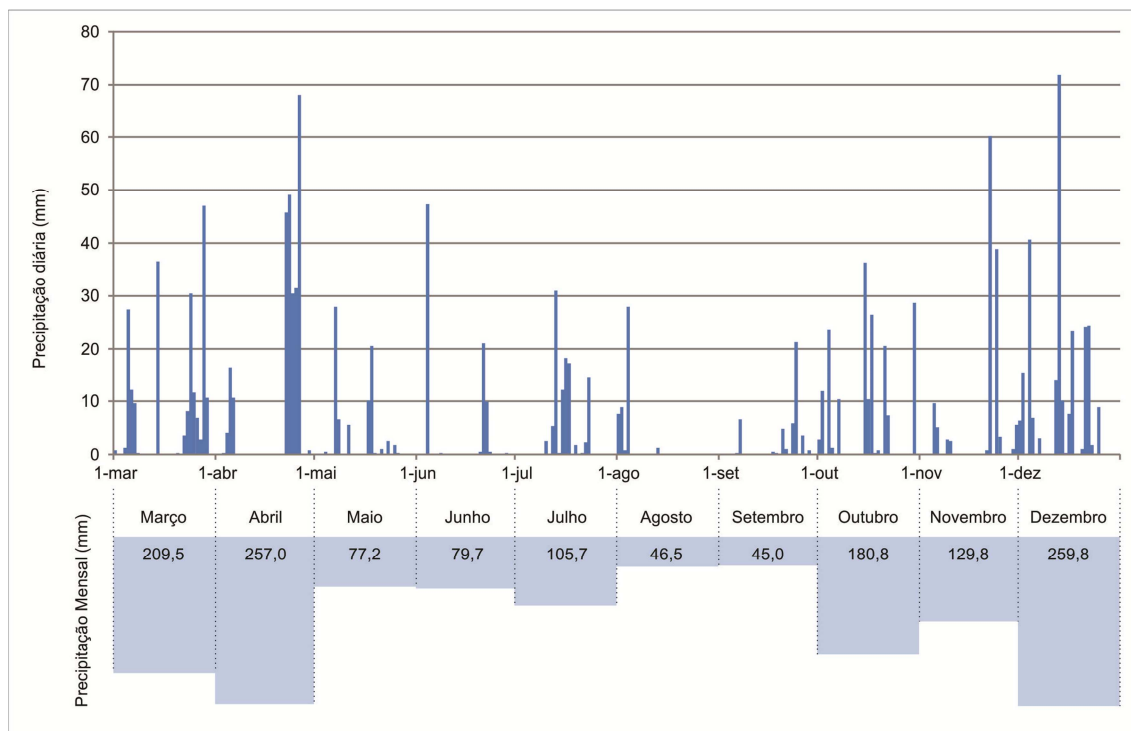
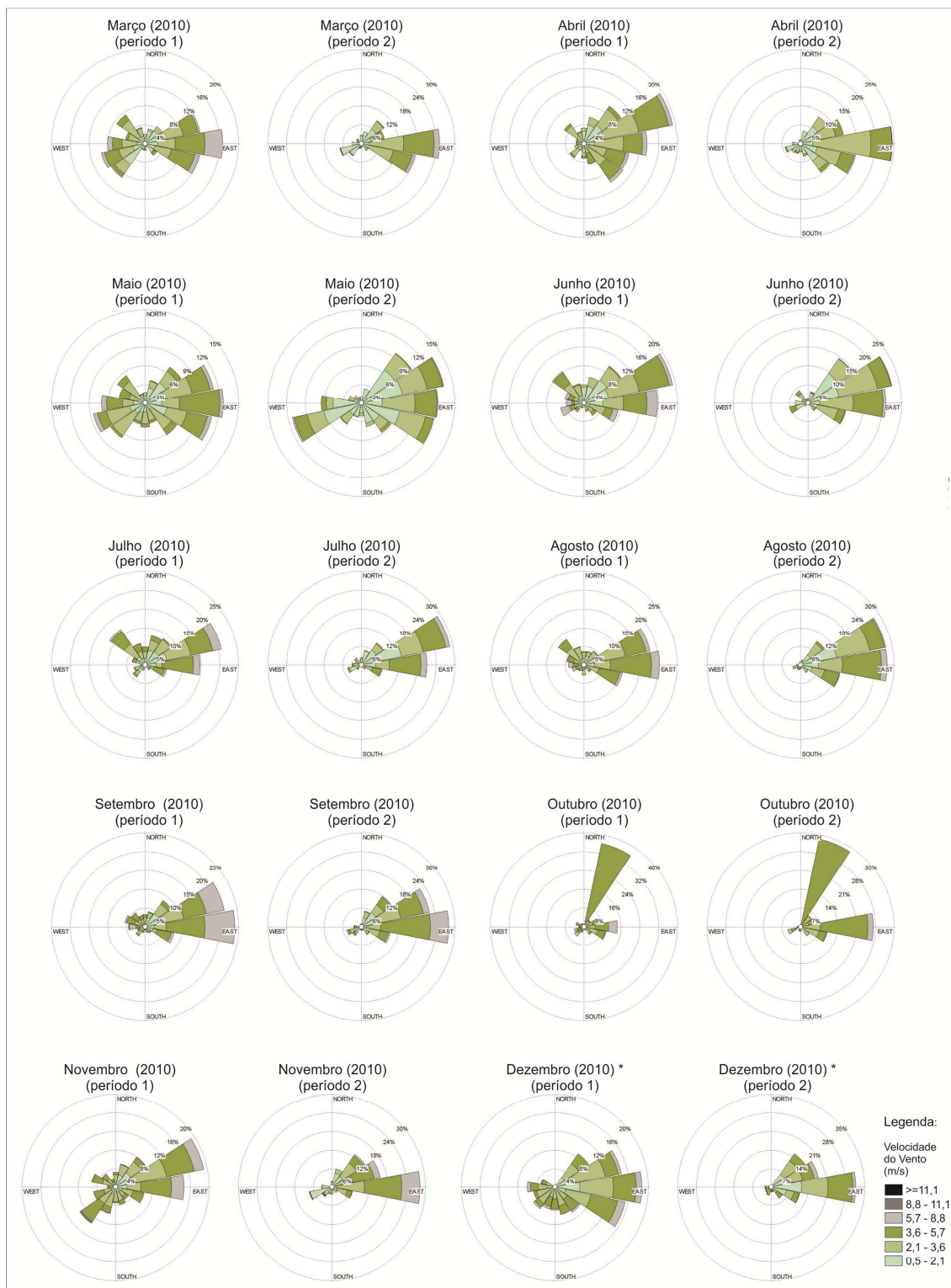


FIGURA 4.7 – DADOS DE PRECIPITAÇÃO PARA O PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010



* os dados do mês de dezembro para o ano de 2010 foram considerados os mesmos do mês de dezembro de 2009 em função das grande quantidade de falhas apresentadas no banco de dados

FIGURA 4.8 – ROSAS DOS VENTOS DOS MESES DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010 PARA DOIS PERÍODOS DO DIA – PERÍODO 1 E PERÍODO 2

Nos dados de temperatura do ar, observou-se um decréscimo da média móvel entre os meses de abril e agosto, atingindo o mínimo de 12,6°C em

agosto e o mínimo bruto de 2,8°C em julho. A partir de setembro os valores de temperatura começam a aumentar, chegando a registros de 29,7°C em dezembro e valores médios de 20,6°C em abril. O comportamento dos dados é característico do clima temperado da região, com um verão relativamente quente, um outono com temperaturas gradativamente mais baixas ao passar dos dias, um inverno frio e uma primavera com aumento térmico gradativo.

A distribuição dos dados de umidade relativa do ar mostrou que, em 44,8% do tempo, os valores medidos ficaram entre 90% a 99,2% e menos de 1% ficaram entre os valores de 20 a 30%. As condições mais críticas foram registradas em agosto, setembro, outubro e novembro, meses em que se observa uma queda na média móvel da variável, chegando ao mínimo de 74,1%.

No caso dos dados de radiação solar, é possível observar que entre os meses de março e julho ocorre uma diminuição gradativa dos valores máximos no período diurno, atingindo 457 W/m² no mês de maio, e um aumento da radiação entre os meses de agosto e dezembro, chegando ao máximo do período diurno no mês de novembro, com 851 W/m².

A análise mensal dos dados de precipitação aponta que os meses de maio a setembro apresentam uma baixa pluviométrica, com máximo de 105,7 mm em julho e mínimo de 45 mm em setembro. Em abril e dezembro foram observados os maiores valores de precipitações mensais, com 257,0 mm e 259,8 mm, respectivamente, e, também, com maiores picos diários.

A comparação entre os intervalos apresenta, ainda, uma condição na direção do vento mais caótica no período diurno na maioria dos meses, destacando-se os meses de maio, novembro e dezembro. Considerando todos os dados de março a dezembro de 2010, cerca de 96,92% dos valores de intensidade do vento do período 1 estão abaixo de 5,7 m/s, sendo que 34,41% desses registros estão no intervalo de 2,1 a 3,6 m/s e 40,25% no intervalo de 0,5 a 2,1 m/s. Em relação ao período 2, a grande maioria dos dados também está abaixo de 5,7 m/s (93,10%), mas com uma distribuição diferente: 30,47% dos valores estão entre o intervalo de 2,1 a 3,6 m/s e 29,52% na faixa de 0,5 a 2,1 m/s. De uma maneira geral, os dados do período 2 mostram uma maior variabilidade e valores mais altos que no período 1. Na TABELA 4.1, são

apresentadas as frequências relativas para os intervalos de intensidade definidos.

TABELA 4.1 – FREQUÊNCIA RELATIVA DO PARÂMETRO DE INTENSIDADE DO VENTO PARA O PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010

Intervalo de Intensidade do Vento (m/s)	Frequência Relativa (%)	
	Período 1 (00:00hs às 12:00hs)	Período 2 (12:00hs às 0:00hs)
< 0,5	3,32%	4,72%
0,5 - 2,1	40,25%	29,52%
2,1 - 3,6	34,41%	30,47%
3,6 - 5,7	18,94%	28,38%
5,7 - 8,8	3,08%	6,85%
8,8 - 11,1	0,00%	0,04%
> 11,1	0,00%	0,01%

4.1.3. Características quantitativas e qualitativas do reservatório

Como parte do “Programa de Avaliação, Classificação e Monitoramento da Qualidade de Água dos Reservatórios do Estado do Paraná” para aplicação do IQAR (Índice de Qualidade de Água de Reservatórios), o reservatório do rio Verde é monitorado semestralmente pelo Instituto das águas do Paraná desde 1987 (ANDREOLI *et al.*, 2011b). Os registros são feitos na estação R4, localizada na região mais profunda do reservatório e apresentada na FIGURA 4.9.

Os dados obtidos até 2009 classificam o perfil térmico do reservatório como monomítico quente, ou seja, com uma circulação completa ao ano nos meses mais frios. Os dados de oxigênio dissolvido (OD) demonstraram um decréscimo da concentração a partir da zona eufótica e ocorrência de anoxia nas camadas mais inferiores, principalmente nos meses de primavera e verão. Em relação à concentração de fósforo total, o reservatório é classificado como mesotrófico, com teores que variam de 0,004 mg/L a 0,027 mg/L. A mesma classificação foi dada ao parâmetro referente à biomassa fitoplanctônica, com valores de clorofila-a na ordem de 2,5 a 8 µg/L. Durante o período de monitoramento, foi observada, no ano de 2005, a floração de cianobactérias *Cylindrospermopsis raciocorskii* sp., uma espécie potencialmente tóxica, atingindo o valor de 96.489 células/mL. Em outras amostras, já foram

identificadas cianobactérias, mas sempre em concentrações consideradas muito baixas.

O plano amostral trabalhado no “Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde”, desenvolvido pela Universidade Federal do Paraná em parceria com a Petrobras, realizou nos anos de 2008, 2009 o monitoramento mensal em 20 pontos na bacia do rio Verde (5 estações no reservatório; 13 estações nos tributários e 2 estações no rio Verde, um na entrada do reservatório e outro depois do barramento) para 17 parâmetros de qualidade da água. Em 2010 foram realizadas campanhas mensais de monitoramento para 4 estações (1 no reservatório, 2 nos tributários e 1 no rio Verde, na entrada do reservatório) para 14 parâmetros de qualidade da água.

Na TABELA 4.2 são apresentados os parâmetros medidos nas campanhas.

TABELA 4.2 – PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA ANALISADOS NO “ESTUDO INTERDISCIPLINAR NA BACIA DO RIO VERDE”

Corpo hídrico	Campanhas – 2008 e 2009	Campanhas – 2010
Reservatório	<ul style="list-style-type: none"> - Oxigênio dissolvido (OD); - Temperatura da água; - Fósforo total; - Fósforo inorgânico; - Nitrogênio amoniacal; - Nitrito; - Nitrato; - Nitrogênio total; - Demanda bioquímica de oxigênio (DBO); - Nitrogênio kjeldahl; - Clorofila-a 	<ul style="list-style-type: none"> - pH; - Condutividade; - Turbidez; - Oxigênio dissolvido (OD); - Temperatura da água; - Sólidos totais; - Potencial redox; - Fósforo total; - Fósforo inorgânico; - Nitrogênio amoniacal; - Nitrito; - Nitrato; - Nitrogênio total; - Silicato
Tributário	<ul style="list-style-type: none"> - pH; - Condutividade; - Temperatura da água; - Fósforo total; - Fósforo inorgânico; - Nitrogênio amoniacal; - Nitrito; - Nitrato; - Nitrogênio total; - Nitrogênio kjeldahl; - Silicato; - Coliformes totais; - Escherichia coli; - Demanda bioquímica de oxigênio (DBO); - Demanda química de oxigênio (DQO) 	<ul style="list-style-type: none"> - pH; - Condutividade; - Turbidez; - Oxigênio dissolvido (OD); - Temperatura da água; - Sólidos totais; - Potencial redox; - Fósforo total; - Fósforo inorgânico; - Nitrogênio amoniacal; - Nitrito; - Nitrato; - Nitrogênio total; - Silicato

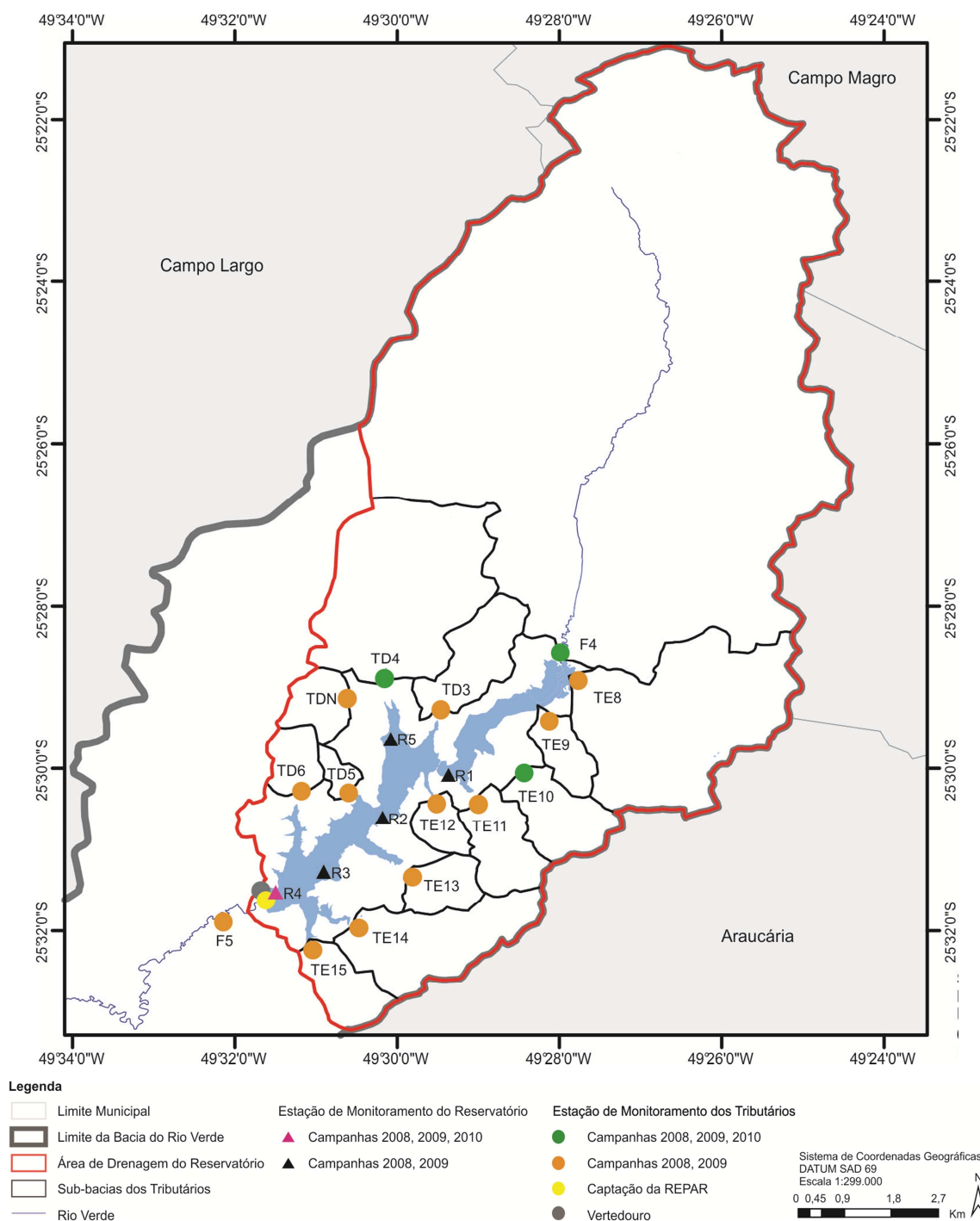


FIGURA 4.9 – LOCALIZAÇÃO DA REDE DE MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA DO “ESTUDO INTERDISCIPLINAR NA BACIA DO RIO VERDE”

As primeiras campanhas foram feitas no período de julho de 2008 a julho de 2009 em 20 pontos da bacia, dos quais 5 estão localizados no domínio do reservatório (estações R1, R2, R3, R4, e R5); 1 à jusante da barragem (estação F5); e o restante nos 14 tributários (estações TE8, TE9, TE10, TE11, TE12, TE13, TE14, TE15, TD3, TD4, TDN, TD5, TD6, e F4). Em 2010 as campanhas foram feitas nos meses de março a dezembro e concentradas em 4

pontos relevantes, sendo 1 no reservatório (estação R4) e 3 nos tributários (estação F4 – correspondente à entrada do rio Verde no sistema; estações TE10 e TD4 – importantes tributários das margens esquerda e direita, respectivamente).

A distribuição térmica do perfil da estação R4, apresentada na FIGURA 4.10, foi analisada com os dados das duas campanhas de monitoramento realizadas no reservatório: em julho de 2008 a julho de 2009; e em março de 2010 a dezembro de 2010.

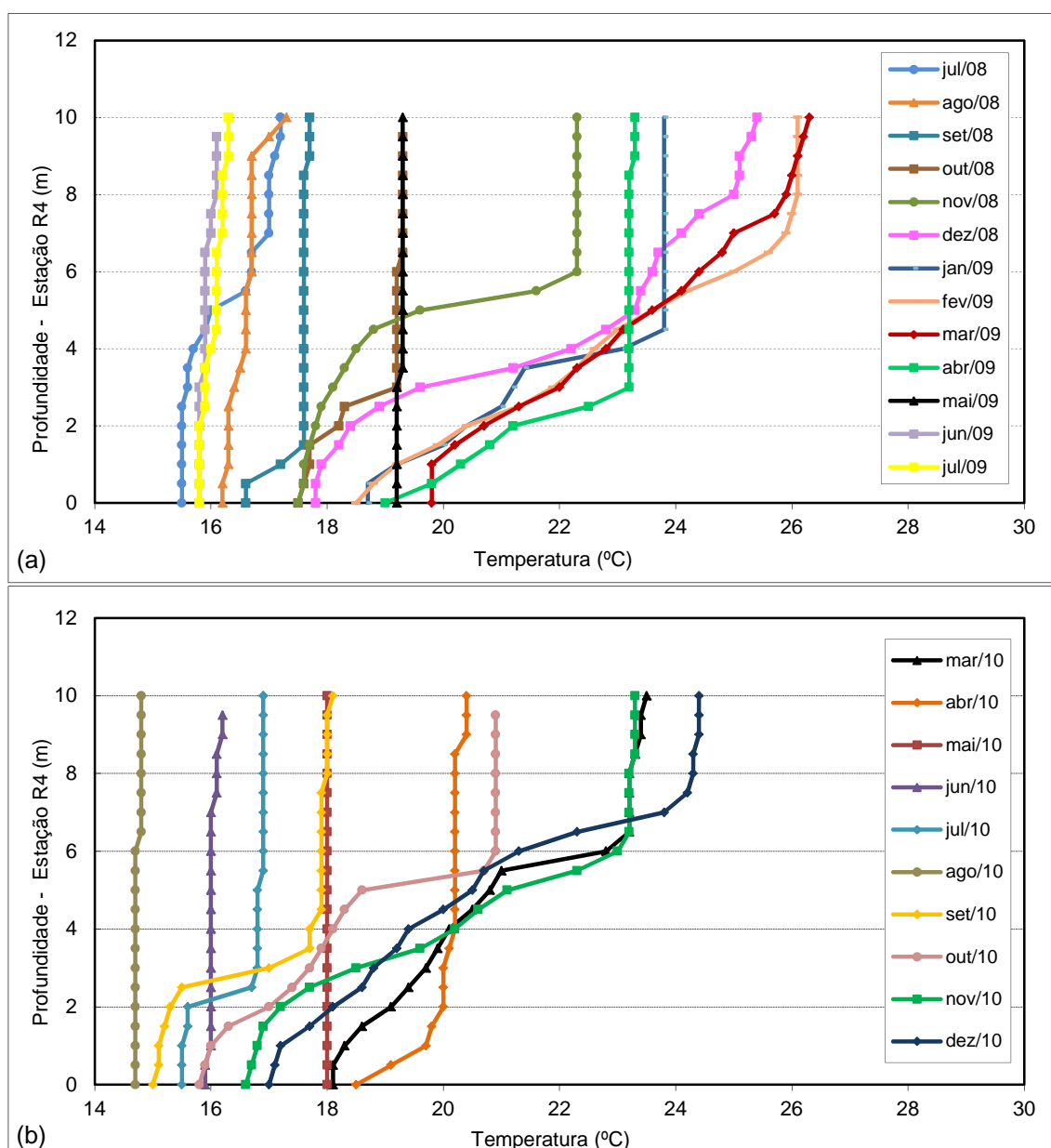


FIGURA 4.10 – (A) PERFIS DE TEMPERATURA NA ESTAÇÃO R4 PARA OS MESES DE JULHO/2008 A JULHO/2009; (B) PERFIS DE TEMPERATURA NA ESTAÇÃO R4 PARA OS MESES DE MARÇO/2010 A DEZEMBRO/2010

Os perfis de temperatura da água da estação R4 demonstram uma condição de mistura nos meses de maio a agosto nas duas campanhas analisadas. O mês de abril apresenta uma condição de mistura na campanha de 2010 e uma condição estratificada em 2009. No mês de setembro de 2010, observou-se uma leve estratificação, atingindo o valor de 18,1 °C na superfície e de 15 °C no fundo. Nos meses de janeiro, fevereiro, março, outubro, novembro e dezembro é possível observar uma estratificação mais definida nas duas campanhas analisadas, principalmente em fevereiro e dezembro, com amplitude de variação térmica na ordem de 7,6 °C. Esse comportamento mostra que a coluna d'água segue uma estratificação nos meses mais quentes e uma condição de mistura nos meses mais frios.

Os perfis de temperatura dos instantes de medição da estação R4 foram confrontados com os dados de temperatura do monitoramento feito a cada 15 minutos e em quatro diferentes profundidades localizadas junto ao ponto de captação de REPAR. A média da temperatura a cada 15 minutos para cada profundidade em cada mês demonstrou a permanência da estratificação térmica ao longo do dia nos meses mais quentes.

De acordo com o estudo de Cunha *et al.* (2011), as distribuições térmicas das demais estações do reservatório para o período de julho de 2008 a julho de 2009 demonstram, também, uma condição de mistura nos meses mais frios e uma estratificação nos meses mais quentes.

Os parâmetros químicos de OD, fósforo total e os compostos nitrogenados foram analisados a partir dos dados do monitoramento da campanha de 2010, devido à maior confiabilidade dos registros em comparação com a campanha de 2008/2009. As observações de campo da campanha de 2008/2009 apresentaram condições adversas no momento da coleta e armazenamento das amostras.

A respeito do parâmetro oxigênio dissolvido, os dados da campanha de 2010 da estação R4 demonstraram um decréscimo vertical da concentração nos meses de estratificação térmica, levando à ocorrência de anoxia nas camadas mais inferiores. Na FIGURA 4.11, destaca-se o perfil de OD obtido para a estação.

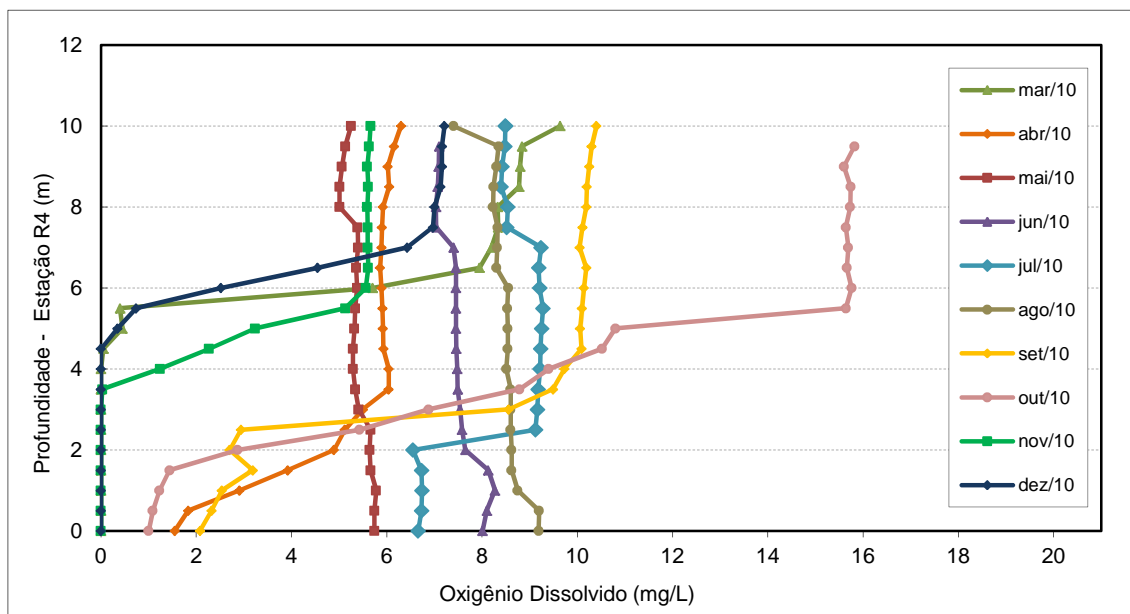


FIGURA 4.11 – PERFIS DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ESTAÇÃO R4 PARA OS MESES DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010

Em relação ao perfil de fósforo total, as concentrações obtidas variam na ordem de 0,005 a 0,088 mg/L em toda a campanha de 2010, sendo que, em 66% do tempo, os valores não ultrapassaram 0,03 mg/L, condição que demonstra a característica predominantemente mesotrófica do reservatório. A variação vertical do parâmetro foi considerada mais baixa nos meses de abril a julho, com amplitude máxima de 0,0078 mg/L no mês de julho. A diferença ao longo do perfil é maior nos meses de meia estação, com 0,067 mg/L em setembro.

Na análise dos dados da campanha 2010, observaram-se algumas inconsistências com os registros dos compostos nitrogenados, apresentando valores de nitrogênio total inferiores à soma dos termos amônia, nitrato e nitrito. Essa condição impossibilitou o cálculo do parâmetro nitrogênio orgânico nas campanhas de 2010.

Dentre os dados de amônia, a concentração do perfil variou de 0,06 mg/L em outubro a 0,40 mg/L em junho, em uma faixa de pH de 6,38 a 8,23. A variação das concentrações de nitrato foi de 0,004 a 0,506 mg/L durante todo o período de monitoramento, valores inferiores ao limite estabelecido para a classe 1 (10,0 mg/L). Os dados de nitrito variaram de $6,25 \cdot 10^{-6}$ a 0,17 mg/L, valores também inferiores ao limite estabelecido para a classe 1 (1,0 mg/L).

Em relação à qualidade da água dos tributários, a concentração de fósforo total apresentou uma variação sazonal, com valores mais elevados nos meses mais chuvosos, chegando a 0,056 mg/L na estação F4 no mês de abril/2010 e 0,055 mg/L na estação TE10 em novembro/2010. As concentrações mais baixas foram identificadas nos meses de menor precipitação, no valor de 0,014 mg/L na estação F4 no mês de outubro/2010 e 0,015 mg/L na estação TD4 em agosto/2010. Os dados de amônia e nitrato não apresentaram uma relação com as características pluviométricas e atingiram valores máximos de 0,497 e 0,449 mg/L, respectivamente.

Em termos quantitativos, as características fluviométricas dos 14 tributários foram estabelecidas pelos dados gerados através do modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) no estudo de Cunha *et al.* (2011). Na FIGURA 4.12, é apresentada a distribuição fluviométrica para o período de março a dezembro de 2010, período de análise do presente estudo.

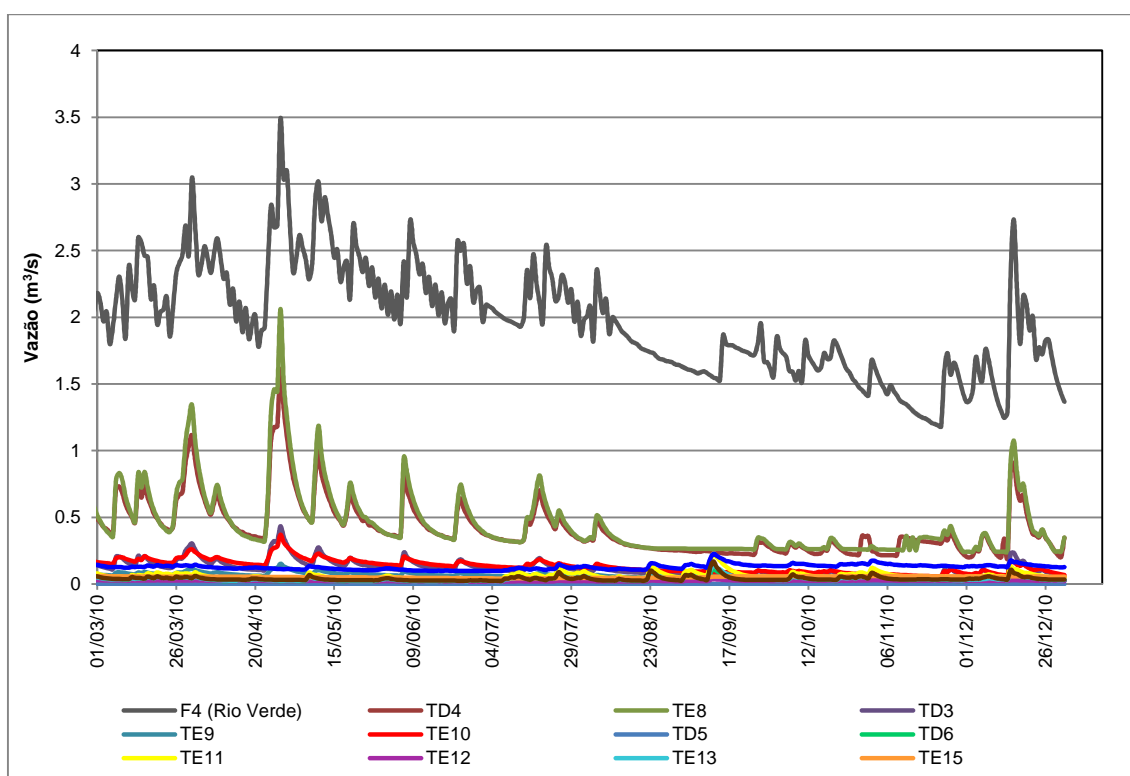


FIGURA 4.12 – VAZÕES DOS TRIBUTÁRIOS PARA O PERÍODO DE MARÇO/2010 A DEZEMBRO/ 2010

Dos 14 tributários analisados, o rio Verde (estação F4) representa, em média, 56,5% da vazão de entrada no sistema. Na sequência, destaca-se a

estação TE8, com representatividade média de 12,1%, e a estação TD4, com 11,4%. Os demais tributários contribuem em média menos de 3,9% da vazão total. No dia 28 de abril, foi identificada a maior vazão da estação F4 no valor de 3,49 m³/s e, em 23 de novembro, foi registrada a menor vazão do período, no valor de 1,18 m³/s.

4.2. DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO

Com o propósito de analisar o efeito de eutrofização no reservatório do rio Verde, o presente trabalho aplicou o modelo hidrodinâmico (MH) e o modelo de qualidade da água (MQA) do SisBaHiA[®].

Na etapa inicial do processo de modelagem foi realizado o levantamento qualitativo dos parâmetros relacionados ao fenômeno de estudo, incluindo o tratamento das informações de entrada para do MH, aplicado para o período de 27/02/2010 a 31/12/2010, 308 dias.

Os resultados gerados na simulação hidrodinâmica são utilizados como base para a resolução da equação do transporte advectivo e difusivo, tratado no MQA. Dessa forma, o presente estudo buscou agregar confiabilidade à base utilizada, através da comparação com as observações de campo.

Na sequência, aplicou-se o MQA para as condições de qualidade da água das campanhas de 2010, Cenário 2010, com o objetivo de calibrar o modelo para o reservatório do rio Verde e identificar possíveis adequações.

Após aplicado o Cenário 2010, foram delineadas duas diferentes condições de aporte de fósforo no reservatório (Cenário A e Cenário B) e aplicado o MQA para cada uma delas.

Por fim, para a análise do efeito de eutrofização, compararam-se as simulações do MQA para cada cenário, a partir da distribuição espacial e temporal dos resultados gerados.

Nos itens abaixo, são apresentadas as características e as condições estabelecidas para a aplicação do modelo hidrodinâmico, para os cenários trabalhados e para a aplicação do modelo de qualidade da água.

4.2.1. Aplicação do modelo hidrodinâmico

O modelo hidrodinâmico aplicado para a área de estudo foi trabalhado no módulo 2DH, que gera como resultado as componentes das velocidades

médias na vertical das direções x e y , $U(x,y,t)$ e $y(V(x,y,t))$, respectivamente, além das elevações da superfície livre $z=\zeta(x,y,t)$.

A discretização espacial foi construída por uma malha de 507 elementos e 2.402 nós, trabalhada, anteriormente, no estudo de Cunha *et al.* (2011).

Na FIGURA 4.13, é apresentada a malha em questão, incluindo a localização do vertedouro, da captação da REPAR e das estações fluviométricas dos 14 tributários.

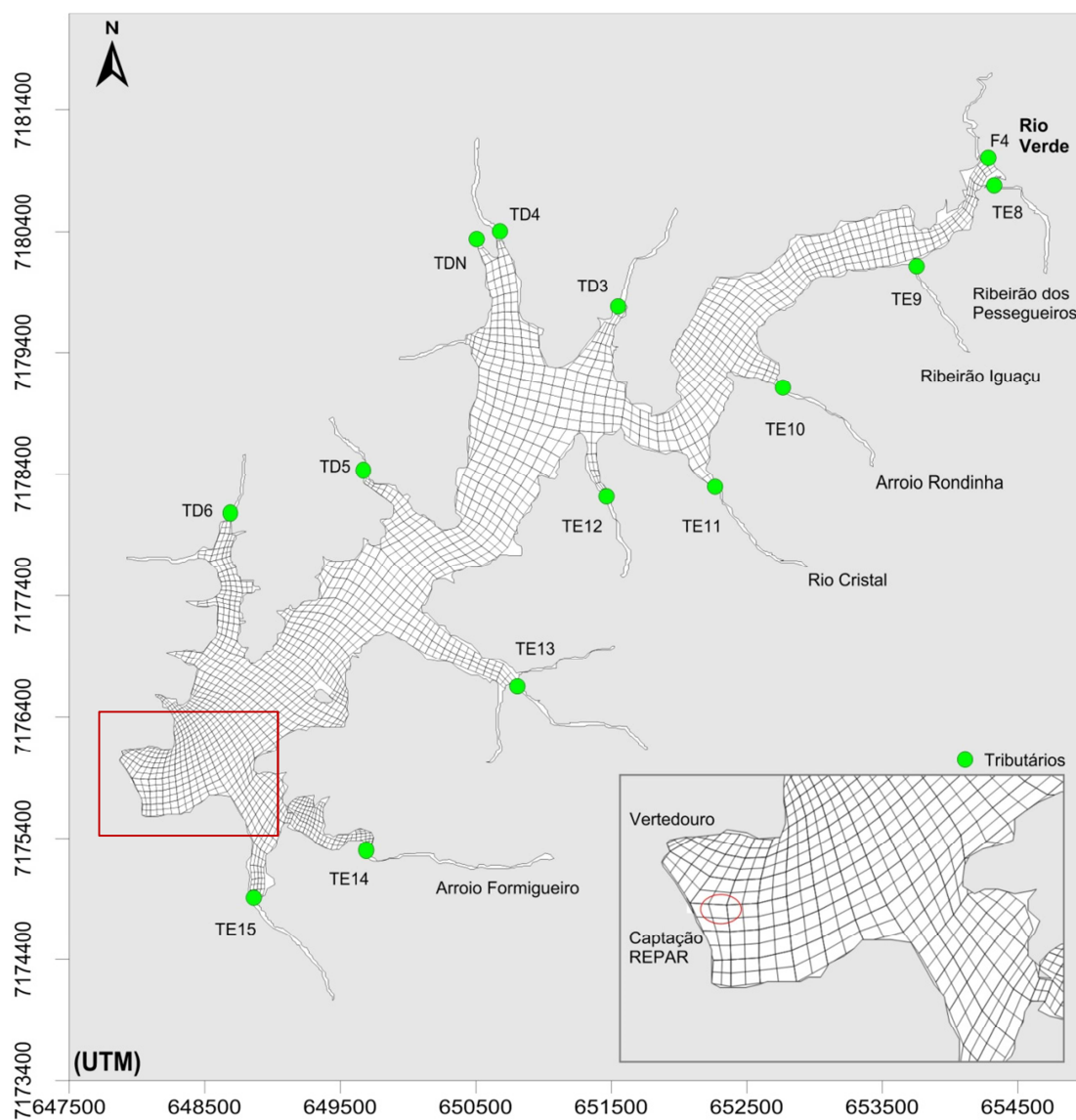


FIGURA 4.13 – DISCRETIZAÇÃO DO DOMÍNIO E LOCALIZAÇÃO DOS FLUXOS DE ENTRADA E SAÍDA NO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE

O contorno aberto foi representado por três nós ao lado do vertedouro, e a fronteira de terra pelos nós de entorno do reservatório (que compreende

todos os nós, com exceção daqueles que constituem os rios tributários, o vertedouro, a captação da REPAR e os nós do domínio de água).

Nos nós do contorno aberto, a elevação da superfície livre foi estabelecida pela cota de 885 m. Esse valor foi adotado, em função da relação *cota x volume*, apresentada no estudo de Gobbi & Nocko (2011), que analisou a variação volumétrica para um intervalo de 870 m a 888 m, sendo que a cota de 888 m representa a crista do barramento, uma condição que não pode ser atingida em operação normal.

Para a condição da fronteira de terra, consideraram-se os nós com velocidade normal igual a zero e com característica impermeável.

Nos nós que representam os 14 tributários, o vertedouro e a captação da REPAR foram fornecidos os dados de vazão ao longo do período de simulação. Destaca-se que a captação da REPAR foi considerada constante no valor de $0,84 \text{ m}^3/\text{s}$ e o vertedouro como sendo a diferença entre a contribuição dos tributários e a captação da Refinaria. Os dados de vazão dos tributários são os mesmos apresentados na FIGURA 4.12.

Nos nós que correspondem ao domínio da água do reservatório, foram definidos valores de coeficiente de atrito de fundo a partir das informações gerais apresentadas no estudo de Cunha *et al.* (2011), relacionadas à composição dos sedimentos no leito do rio Verde. Na porção leste central é observado um grande número de árvores submersas e, por essa razão, foram atribuídos valores máximos na ordem de 0,25 m. As demais regiões do reservatório foram trabalhadas com valores de 0,02 m devido à predominância de sedimentos argilo-siltosos. Na FIGURA 4.14, é apresentada a distribuição espacial dos valores adotados para o do parâmetro de rugosidade de fundo.

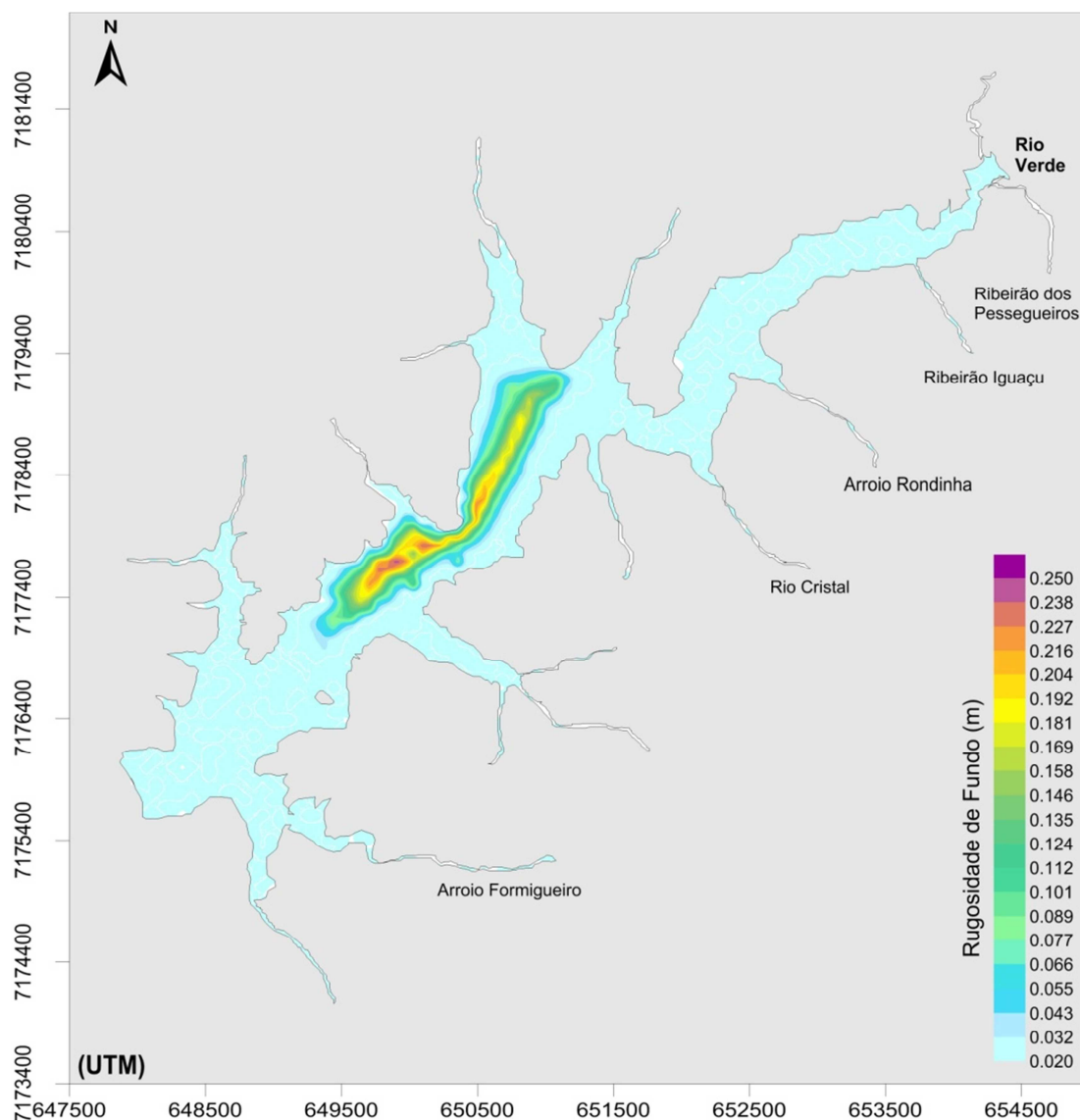


FIGURA 4.14 – AMPLITUDE DE RUGOSIDADE DE FUNDO NO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE

As condições iniciais para os dados de direção e velocidade do vento foram estabelecidas de acordo com o monitoramento no período de 27/02/2010 a 31/12/2010 pela estação meteorológica instalada junta à captação da REPAR. Os dados adotados foram os mesmos que geraram as rosas dos ventos apresentadas na FIGURA 4.8. Cabe apontar que o perfil do vento foi considerado variável no tempo e homogêneo no espaço.

Depois de tratados e analisados os dados de entrada do MH, foram definidos os parâmetros usados na simulação, como mostra a TABELA 4.3.

TABELA 4.3 – PARÂMETROS UTILIZADOS NA SIMULAÇÃO HIDRODINÂMICA DO SISBAHIA®

Parâmetros do modelo hidrodinâmico	Valores
α_x (Filtro Espacial em x)	2,00
α_y (Filtro Espacial em y)	2,00
Δt (Passo de Tempo – segundos)	60
Constante de Von Karman	0,4040
Número de Courant Máximo	5,05
Número de Courant Médio	1,55

4.2.2. Cenários para aplicação do modelo de qualidade da água

Os cenários são ferramentas de planejamento que buscam articular importantes elementos que estão relacionados diretamente com o objeto de investigação. No presente estudo, o objeto de investigação é o efeito de eutrofização no reservatório do rio Verde, e os elementos de articulação são as variáveis que promovem condições favoráveis para a ocorrência do fenômeno, como o desenvolvimento da biomassa de algas, devido ao incremento nas concentrações de fósforo.

A aplicação do MQA sobre diferentes cenários deve, inicialmente, basear-se em uma condição de partida, de modo que seja avaliada a acurácia do modelo e realizada a calibração do mesmo. Para tanto, foi elaborado o Cenário 2010, com o intuito de analisar as condições dos parâmetros temperatura da água, oxigênio dissolvido, fósforo inorgânico, fósforo orgânico, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, demanda bioquímica de oxigênio e clorofila-a a partir dos dados de monitoramento do reservatório e dos tributários do ano de 2010 e das condições apresentadas em outros estudos realizados no reservatório.

Cabe apontar que a condição de salinidade não foi avaliada, pois é considerada como parâmetro conservativo no MQA. O zooplâncton também não foi analisado neste estudo, em função da falta de registros existentes nas campanhas de 2010 e anteriores.

Para a aplicação do MQA, são fornecidas as condições de qualidade da água do reservatório para o início da simulação e dos tributários durante todo o período de simulação.

Na TABELA 4.4, são apresentados os valores adotados para o Cenário 2010, no que diz respeito à condição de qualidade da água do reservatório.

TABELA 4.4 – CONDIÇÃO INICIAL DO RESERVATÓRIO PARA O CENÁRIO 2010

	Parâmetro do MQA	Valor Utilizado
1	Temperatura da Água (°C)	21,08
2	Oxigênio Dissolvido (mg O ₂ /L)	5,8
3	Fósforo inorgânico (mg P/L)	0,003966
4	Fósforo orgânico (mg P/L)	0,018867
5	Amônia (mg N/L)	0,157103
6	Nitrato (mg N/L)	0,038668
7	Nitrogênio Orgânico (mg N/L)	0,300001
8	Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg O ₂ /L)	1,5
9	Salinidade (%)	0,05
10	Zooplâncton (mg C/L)	0,0
11	Clorofila-a (µg/L)	12,8

Os valores dos primeiros 6 parâmetros da TABELA 4.4 foram estabelecidos como sendo a média do perfil de monitoramento do mês de março de 2010 para a estação R4. O parâmetro DBO foi definido no valor de 1,5 mg/L, a partir dos registros mensais feitos no ano de 2009 para a estação R4. O mesmo critério foi adotado para o valor de clorofila-a e de nitrogênio orgânico. A salinidade do reservatório foi definida no valor de 0,05%, seguindo o limite adotado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces.

Em relação à condição de qualidade da água dos tributários, os dados de entrada foram estabelecidos conforme a frequência de monitoramento dos parâmetros. Para as estações F4, TE10 e TD04 foram postas as seguintes condições:

- Os parâmetros temperatura da água, oxigênio dissolvido, fósforo inorgânico, fósforo orgânico, amônia e nitrato foram organizados mensalmente, a partir do monitoramento de março a dezembro de 2010;
- Em função da inconsistência de alguns dados de nitrogênio total das campanhas de 2010, os valores de nitrogênio orgânico foram definidos como sendo metade dos valores de amônia, a partir da análise do banco de dados das campanhas de 2009;

- A salinidade foi definida no valor de 0,05%, seguindo o limite adotado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces;
- A concentração de zooplâncton foi considerada inexistente;
- A DBO foi estabelecida a partir dos registros mensais feitos no ano de 2009 para as estações F4, TE10 e TD4;
- A partir da condição lótica característica dos tributários, o parâmetro clorofila-a foi adotado no valor de 1,5 µg/L em todo período de simulação.

As condições de qualidade da água dos demais 11 tributários para o Cenário 2010 foram consideradas como sendo igual à mínima dentre as estações F4, TE10 e TD4 em cada mês. Esse critério foi estabelecido de acordo com as campanhas de 2008 e 2009, quando foi realizado o monitoramento dos 14 tributários. A localização das estações envolvidas é a mesma apresentada na FIGURA 4.9.

Na FIGURA 4.15, são apresentados os dados dos parâmetros temperatura da água, amônia, nitrato, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, fósforo inorgânico, DBO e OD utilizados para a análise dos 14 tributários no Cenário 2010.



FIGURA 4.15 – DADOS DE ENTRADA UTILIZADOS NO MQA DO CENÁRIO 2010

O presente estudo também avaliou outros dois cenários (Cenário A e Cenário B) com diferentes condições em termos de concentração de fósforo

orgânico e inorgânico, definidas a partir da atividade agrícola e do lançamento de efluente doméstico.

A fonte de poluição agrícola, foi considerada na análise, pelo fato da agricultura receber um destaque bastante significativo, quando comparado às atividades pecuárias na bacia, segundo Detzer *et al.* (2011), e pelo fato da bacia do rio Verde ser predominantemente rural, como mostram as informações de uso e ocupação do solo da FIGURA 4.3. A fonte de poluição doméstica foi avaliada, em função da característica de expansão mostrada no estudo de Caneparo *et al.* (2011), embora a parcela de 'Área edificada' da bacia não seja a mais expressiva. Os cenários elaborados possuem as seguintes características base:

- Cenário A: considera a fonte de fósforo de origem doméstica a partir da população da bacia para o ano de 2010, e prioriza a fonte de fósforo de origem agrícola a partir da expansão da categoria 'Área agrícola' do mapa de uso e ocupação do solo sobre a categoria 'Campos';
- Cenário B: prioriza a fonte de fósforo de origem doméstica a partir do aumento de 5 vezes a população 2010, e considera a fonte de fósforo de origem agrícola para a categoria 'Área agrícola' do mapa de uso e ocupação do solo.

É importante destacar que a diferença de ambos os cenários em relação ao Cenário 2010 se dá unicamente quanto à condição de fósforo orgânico e inorgânico nos tributários.

Os critérios de expansão adotados para representar a priorização estabelecida nos Cenários A e B não levou em consideração uma análise do eixo de expansão temporal e espacial das fontes de fósforo, uma vez que, para o propósito do presente estudo, as condições dos cenários não necessariamente precisam ser definidas pelo caráter evolutivo das mesmas.

Na sequência, é apresentado o detalhamento da estimativa das concentrações de fósforo orgânico e inorgânico realizada para cada uma das fontes de fósforo consideradas.

ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO – ATIVIDADE AGRÍCOLA

Para a estimativa da concentração de fósforo decorrente da atividade agrícola, o processo de cálculo foi realizado em três etapas: a Etapa 1: que trabalhou as informações de uso e ocupação do solo; a Etapa 2, que calculou os coeficientes mensais de exportação de fósforo orgânico e inorgânico; e a Etapa 3, que estimou as novas concentrações nos Cenários A e B.

O processo geral da estimativa é apresentado na FIGURA 4.16 e detalhado na sequência.

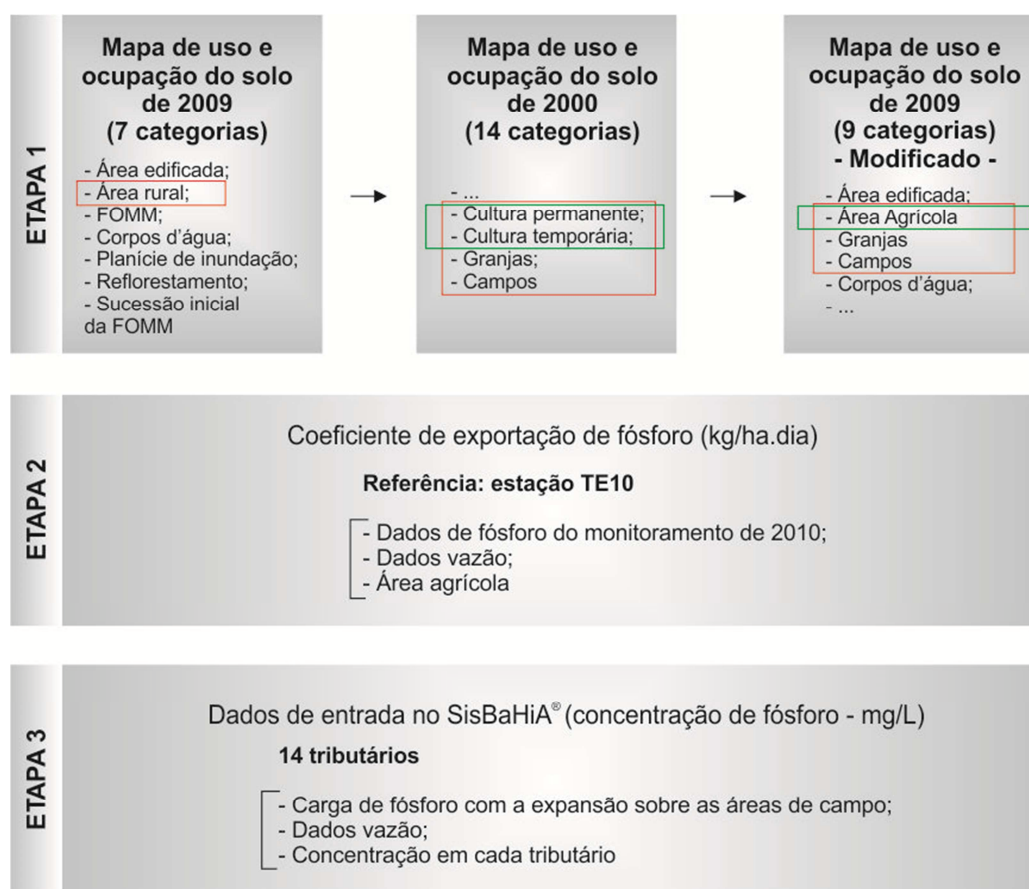


FIGURA 4.16 – PROCESSO PARA ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO DECORRENTE DA ATIVIDADE AGRÍCOLA

A Etapa 1 teve o objetivo de identificar a área destinada às atividades agrícolas dentro da informação de uso e ocupação do solo da bacia do rio Verde, elaborada por Roderjan (2009) e apresentada anteriormente na FIGURA 4.3. Para tanto, foi realizado o cruzamento das informações no nível das sub-bacias dos 14 tributários do reservatório através do *software* ArcGIS 9.3.

A categoria 'Área rural', definida no mapa de uso do solo 2009, foi dividida em quatro categorias, seguindo a proporcionalidade das informações do mapa de uso do solo de 2000, 'Cultura permanente', 'Cultura temporária', 'Granjas' e 'Campos'. A soma das categorias 'Cultura permanente' e 'Cultura temporária' foi nomeada de 'Área agrícola', e representa a parcela destinada às atividades agrícolas no mapa de 2009.

A proporção com base no mapa de 2000 foi considerada pertinente, uma vez que o estudo de Caneparo *et al.* (2011) confere similaridade entre as categorias de uso e ocupação do solo de 2000 e de 2009, como mostra a TABELA 4.5.

TABELA 4.5 – COMPARAÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NOS ANOS DE 2000 E 2009

Categoria		Uso e Ocupação do Solo (2000)		Uso e Ocupação do Solo (2009)	
		Km ²	%	Km ²	%
1	Floresta Ombrófila Mista Montana (FOMM)	75,79	31,74	80,88	33,87
2	Sucessão em estágio inicial da FOMM	12,88	5,39	8,27	3,46
3	Planície de inundação com campos edáficos	0,00	0,00	6,98	2,92
4	Área rural	121,90	51,03	116,57	48,82
5	Área edificada	13,00	5,45	14,99	6,28
6	Corpos d'água	9,57	4,00	7,56	3,14
7	Reflorestamento	5,72	2,39	3,61	1,51

FONTE: Adaptado de Caneparo *et al.* (2011)

O produto final da Etapa 1 distribuiu as informações do mapa de uso e ocupação do solo de 2009 de cada sub-bacia em nove categorias: 'Floresta Ombrófila Mista Montana (FOMM)'; 'Sucessão em estágio inicial da FOMM'. 'Planície de inundação com campos edáficos'; 'Área agrícola'; 'Campos'; 'Granjas'; 'Área edificada'; 'Corpos d'água'; e 'Reflorestamento'.

Na Etapa 2, foram calculados os coeficientes de exportação de fósforo orgânico e inorgânico, oriundos da atividade agrícola. Para tanto, foi considerada como referência a estação TE10, pelo fato de possuir como fonte poluidora predominantemente a atividade agrícola e ter dados de monitoramento no ano de 2010. A estimativa dos coeficientes foi feita para cada mês, de acordo com os dados de monitoramento, os dados de vazões do

tributário e a proporção da 'Área agrícola' definida na Etapa 1. Abaixo são apresentadas as equações trabalhadas:

$$CE_{P\text{ orgânico}} = \frac{C_{P\text{ orgânico}} Q_{\text{Tributário}}}{\text{Área agrícola}} \quad (\text{Eq. 08})$$

$$CE_{P\text{ inorgânico}} = \frac{C_{P\text{ inorgânico}} Q_{\text{Tributário}}}{\text{Área agrícola}} \quad (\text{Eq. 09})$$

onde CE_P representa o coeficiente de exportação de fósforo orgânico/inorgânico (kg/dia.ha); C_P representa a concentração de fósforo orgânico/inorgânico (kg/L); $Q_{\text{Tributário}}$ representa a vazão do tributário (L/d); e 'Área agrícola' representa a parcela destinada às atividades agrícolas (ha).

Na FIGURA 4.17, são apresentados os valores mensais dos coeficientes de exportação de fósforo total calculados e as precipitações acumuladas no período de 3 dias (P3). O valor de P3 é dado pela soma do registro pluviométrico do dia do monitoramento de qualidade da água e dos registros de dois dias anteriores. A associação com os dados de chuva agrega maior confiabilidade à estimativa do coeficiente de exportação de carga difusa agrícola, uma vez que o aporte da mesma está relacionado com o escoamento superficial da bacia, que tem como principal forçante a precipitação.

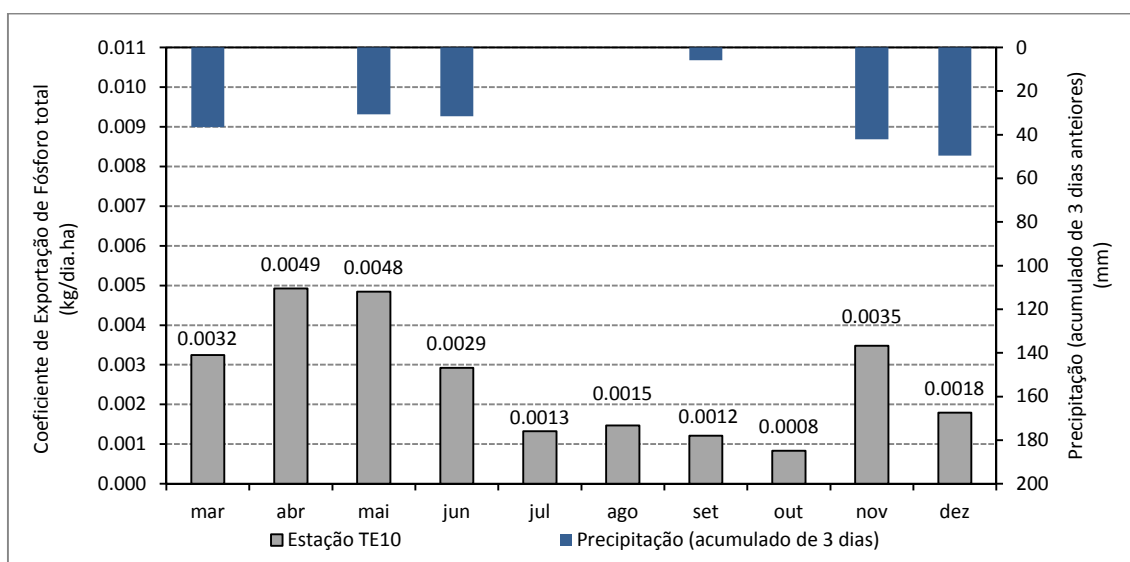


FIGURA 4.17 – COEFICIENTE DE EXPORTAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL DA ESTAÇÃO TE10

De uma maneira geral, entre julho e outubro, são observados baixos valores de P3 e, também, de coeficientes de exportação. Nos meses com

maiores valores de P3, os coeficientes também são mais elevados, exceto no caso do mês de abril. Porém, o comportamento não linear entre essas variáveis pode ser explicado pelas características de outras forçantes que se relacionam com o escoamento superficial, como o tipo de vegetação, o manejo do solo, a declividade do terreno, a duração, a frequência e a intensidade da chuva, dentre outros pontos que podem contribuir ao aporte de fósforo ou favorecer a diluição da substância.

A estimativa dos coeficientes de exportação de fósforo total varia na ordem de 0,0008 a 0,0049 kg/dia.ha. Entre os meses de julho e outubro, os coeficientes variam de 0,0008 a 0,0015 kg/dia.ha, e nos demais meses o parâmetro foi estimado na faixa de 0,0018 a 0,0049 kg/dia.ha.

Esses intervalos vão de encontro com os dados apresentados no estudo de Gomes *et al.* (1998), que estimou o coeficiente de exportação a partir de experimentos de campo, realizados para a Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo. O valor estimado foi de 0,00066 kg/dia.ha para bacias com predominância da atividade agrícola e para condições de baixa pluviometria. O estudo de Gomes *et al.* (1998) mostra, também, o coeficiente utilizado no MQUAL (Modelo de Correlação Uso do Solo / Qualidade da Água, desenvolvido no âmbito do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia do Guarapiranga em 1995), no valor de 0,00346 kg/dia.ha para bacias com predominância da atividade agrícola, sem especificação quanto ao regime pluviométrico.

Além dessa referência, Jorgesen (1989), citado por Carneiro (2008), apresenta o coeficiente de exportação de fósforo total para a atividade agrícola no intervalo de 0,000603 a 0,002740 kg/dia.ha. A mesma ordem de magnitude dos coeficientes estimados pelo presente estudo.

Como produto final da Etapa 2, foram gerados os coeficientes de exportação mensais de fósforo orgânico e inorgânico da estação TE10.

Por fim, na Etapa 3, foram calculadas as concentrações de fósforo orgânico e fósforo inorgânico em cada uma das 14 sub-bacias, a partir da relação abaixo:

$$C_{P \text{ orgânico}} = \frac{CE_{P \text{ orgânico}} \text{Área agrícola}_F}{Q_{\text{Tributário}}} \quad (\text{Eq. 10})$$

$$C_{P \text{ inorgânico}} = \frac{CE_{P \text{ inorgânico}} \text{Área agrícola}_F}{Q_{\text{Tributário}}} \quad (\text{Eq. 11})$$

onde a 'Área agrícola_F' representa a parcela final destinada às atividades agrícolas (ha). No Cenário A esse valor é definido pela soma das categorias 'Área agrícola' e 'Campo'; e no Cenário B é definido somente pela categoria 'Área Agrícola'.

ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO PELO CRESCIMENTO POPULACIONAL

Para a estimativa da concentração de fósforo decorrente do lançamento de efluente doméstico foi feita, através do software ArcGIS 9.3, a distribuição da população em cada uma das sub-bacias dos 14 tributários do reservatório, a partir das informações dos Setores Censitários de 2010 (IBGE, 2010). A TABELA 4.6 apresenta o resultado da distribuição e, também, o total da população em cada sub-bacia com aumento de 5 vezes a população 2010.

TABELA 4.6 – NUMERO DE HABITANTES EM CADA SUB-BACIA

Sub-bacia dos Tributários	Número de Habitantes em 2010 (hab)	Numero de Habitantes para o critério de crescimento populacional (hab)
F4	15.084	75.420
TD3	226	1.130
TD4	4.164	20.820
TD5	21	105
TD6	101	505
TDN	322	1.610
TE8	317	1.585
TE9	35	175
TE10	63	315
TE11	59	295
TE12	17	85
TE13	25	125
TE15	31	155
TE14	82	410
TOTAL	20.547	102.735

As sub-bacias das estações F4, TD4 e TDN somam juntas 95% da população total analisada. Na informação de uso e ocupação do solo, a categoria 'Área edificada' é identificada apenas para essas 3 estações.

Essa característica demonstra a baixa representatividade dos 5% da população distribuídos nas demais estações. Por essa razão, a análise da estimativa da concentração de fósforo pelo lançamento de efluente doméstico foi avaliada apenas para as estações F4, TD4 e TDN.

A concentração de cada sub-bacia foi determinada pelo número de habitantes e pelo coeficiente de geração per capita de fósforo apresentado por Von Sperling (2005), no valor de 0,0003 kg/hab.dia para fósforo orgânico e de 0,0007 kg/hab.dia para o fósforo inorgânico. A análise da estimativa não considerou um abatimento na carga gerada.

No Cenário A, a população total foi de 19.570 habitantes, e, no Cenário B, foi de 97.850 habitantes.

4.2.3. Aplicação do modelo de qualidade da água

O MQA utiliza os resultados da simulação hidrodinâmica 2DH como base de fluxo para a modelagem dos parâmetros de qualidade da água tratada também em 2DH promediado na vertical.

Como dados de entrada são impostos 11 parâmetros de qualidade da água (salinidade; temperatura; oxigênio dissolvido; demanda bioquímica de oxigênio; amônia; nitrato; nitrogênio orgânico; fósforo orgânico; fósforo inorgânico; clorofila-a; e zooplâncton) para o reservatório e os tributários, além dos dados meteorológicos de radiação solar, temperatura do ar e umidade relativa.

Cabe apontar que a simulação de cada um dos três cenários considerou a mesma base hidrodinâmica, os mesmos dados meteorológicos e a mesma condição inicial da qualidade da água do reservatório, diferenciando-se, portanto, nas condições de qualidade hídrica dos tributários e apenas para o parâmetro de fósforo orgânico e inorgânico.

Os dados meteorológicos foram obtidos pela estação instalada junto à captação da REPAR, com intervalo de medição de 15 minutos. E a condição inicial da qualidade da água do reservatório foi definida, conforme os dados de monitoramento da campanha de março de 2010 da estação R4.

Depois impostos os dados de entrada de cada um dos três cenários, foram definidos os parâmetros usados na simulação. Na TABELA 4.7, são apresentados os valores adotados para o MQA nos três cenários.

TABELA 4.7 – PARÂMETROS UTILIZADOS NO MQA DO SISBAHIA®

Parâmetros do modelo de qualidade de água	Valores
Dxx (m ² /s)	2,0
Dxy (m ² /s)	0,0
Dyy (m ² /s)	0,5
Δt (s)	60
Número de péclét máximo	10
α (escala da dispersão longitudinal)	1,0
β (escala da dispersão transversal)	1,0
α_x (filtro espacial em x)	1,0
α_y (filtro espacial em y)	1,0
α_t (filtro temporal)	1,0

A análise dos resultados do MQA considerou a distribuição espacial do reservatório, de modo que fosse possível identificar áreas de maior e menor preocupação quanto à depleção da qualidade hídrica e a distribuição temporal, permitindo a análise no período de estratificação térmica e de mistura vertical. A definição do período de estratificação e de mistura vertical foi definida a partir da observação dos perfis de temperatura da estação R4 obtidos nas campanhas mensais de 2010, mostrados na FIGURA 4.10.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo, são apresentados os resultados específicos relativos à aplicação do módulo 2DH do modelo hidrodinâmico (MH) e do modelo de qualidade da água (MQA) do SisBaHiA[®] no reservatório do rio Verde, com o intuito de demonstrar a distribuição espacial e temporal dos parâmetros fósforo inorgânico, fósforo orgânico, oxigênio dissolvido e clorofila-a, visando o estudo do fenômeno de eutrofização.

A simulação hidrodinâmica foi realizada para o período de 27/02/2010 a 31/12/2010, 308 dias. Com base nos resultados do MH, o MQA foi aplicado para três condições de qualidade das águas: o Cenário 2010; o Cenário A; e o Cenário B.

5.1. SIMULAÇÃO DO MODELO HIDRODINÂMICO

A simulação hidrodinâmica do reservatório do rio Verde gerou um conjunto de resultados organizados espacialmente a cada 43.200 segundos (12 horas) e temporalmente a cada 3.600 segundos (1 hora). Esses intervalos de tempo foram configurados no MH, de modo a facilitar o tratamento das informações geradas e, ao mesmo tempo, o processamento dos dados.

Para identificar o comportamento de fluxo no reservatório, comparou resultados para diferentes condições em relação às características fluviométricas dos tributários e às informações de direção e velocidade do vento, medidas na estação meteorológica instalada junto à captação da REPAR, com o objetivo de mostrar a influência das vazões afluentes e do vento sobre a hidrodinâmica do reservatório.

É importante destacar que a comparação dos resultados permitiu, também, analisar pontos fundamentais para o processo de calibração, como a verificação da compatibilidade das escalas dos fenômenos de interesse com a discretização do modelo, mostrando que a representação da geometria do domínio foi adequada. No entanto, o presente estudo não dispôs de uma medição confiável dos perfis de velocidade em diferentes seções do reservatório para promover a calibração completa do MH, e por essa razão a agregou-se confiabilidade aos resultados a partir da compatibilidade dos mesmos com as observações de campo.

As condições dos resultados da medição dos perfis de velocidade, o equipamento utilizado e demais observações são temas abordados no Capítulo 6 deste estudo.

A seleção dos resultados para comparação foi feita a partir da interpretação individual dos dados de ventos dos meses de março a dezembro de 2010, conforme os intervalos de intensidade e direção estabelecidos na FIGURA 4.8, e das vazões dos tributários da FIGURA 4.10.

A interpretação desses dados conduziu a comparação dos resultados entre os dias 26/06/2010, 27/07/2010, 17/04/2010 e 18/10/2010, conforme as características apresentadas na TABELA 5.1.

TABELA 5.1- CARACTERÍSTICAS FLUVIOMÉTRICAS E DE DIREÇÃO E VELOCIDADE DO VENTO PARA DETERMINADO PERÍODO

Características		26/06/2010	27/07/2010	17/03/2010	18/10/2010	
Vazão média mensal (m ³ /s)		2,24	2,12	2,47	1,63	
Vazão máxima mensal (m ³ /s)		2,72	2,53	3,02	1,85	
Vazão mínima mensal (m ³ /s)		1,91	1,93	2,07	1,41	
Vazão média diária (m ³ /s)		2,18	2,11	2,24	1,69	
Direção do vento (graus)	Média diária	72,08	74,22	88,53	21,16	
	Número de registros	348,75 - 11,25	1	0	0	0
		11,25 - 33,75	16	0	0	96
		33,75 - 56,25	17	1	0	0
		56,25 - 78,75	45	50	20	0
		78,75 - 101,25	7	45	64	0
		101,25 - 123,75	4	0	12	0
		123,75 - 146,25	1	0	0	0
		146,25 - 168,75	0	0	0	0
		168,75 - 191,25	0	0	0	0
		191,25 - 213,75	0	0	0	0
		213,75 - 236,25	0	0	0	0
		236,25 - 258,75	0	0	0	0
		258,75 - 281,25	0	0	0	0
		281,25 - 303,75	1	0	0	0
303,75 - 326,25	2	0	0	0		
326,25 - 348,75	2	0	0	0		
Intensidade do vento (m/s)	Média diária	1,81	4,74	5,21	4,84	
	Número de registros	< 0,5	5	0	0	0
		0,5 - 2,1	62	0	0	0
		2,1 - 3,6	28	3	8	0
		3,6 - 5,7	1	86	56	96
		5,7 - 8,8	0	7	32	0
		8,8 - 11,1	0	0	0	0
		> 11,1	0	0	0	0

No primeiro momento, foram comparados os resultados das simulações dos dias 26/06/2010 e 27/07/2010, com a finalidade de verificar a sensibilidade da mudança da circulação hidrodinâmica, a partir de diferentes condições de intensidade do vento: 1,81 m/s e 4,74 m/s, respectivamente. Em ambos os dias, o vento tem direção preferencial leste com média em torno de 73° e vazão da estação F4 muito próxima.

Nas FIGURAS 5.1 e 5.2, são apresentados os padrões de circulação para 26/06/2010 e 27/07/2010, respectivamente.

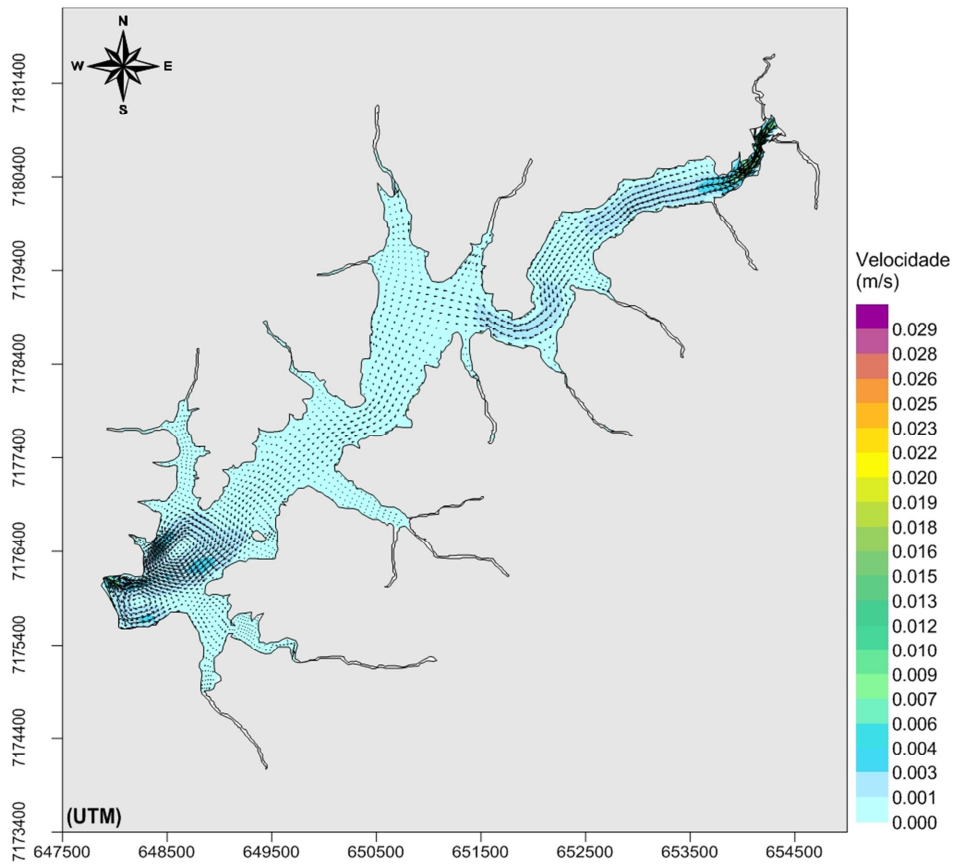


FIGURA 5.1 – PADRÃO DE CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA PARA 26/06/2010 OBTIDO PELO SISBAHIA®

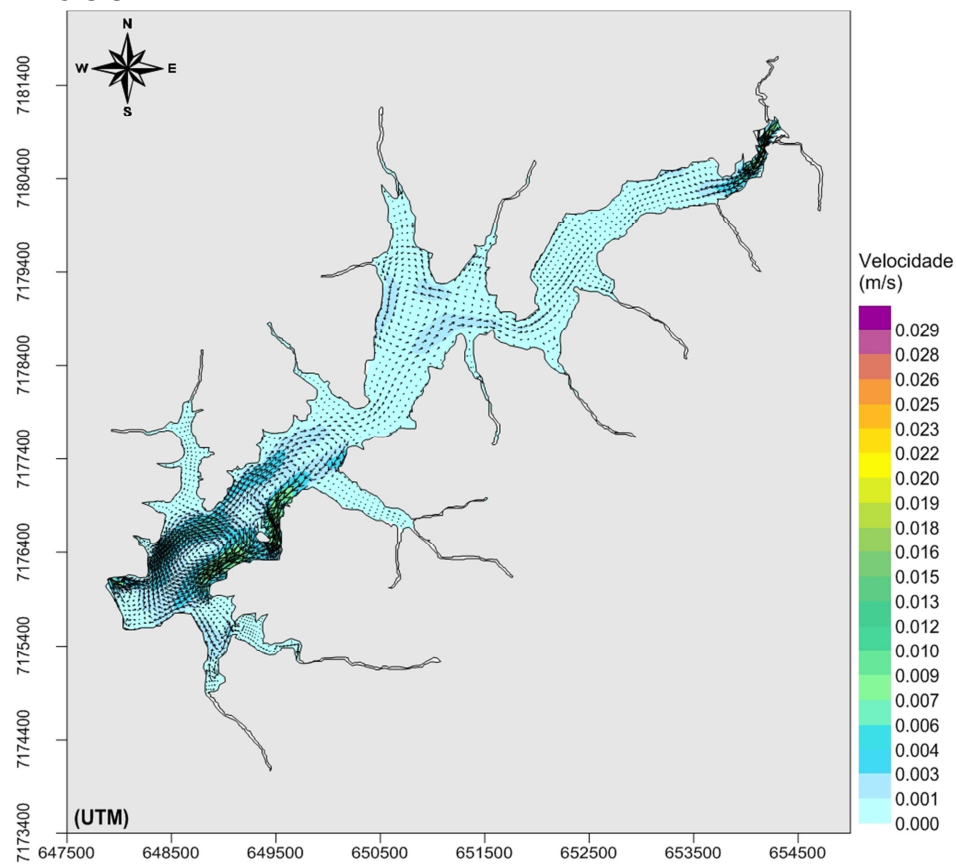


FIGURA 5.2 – PADRÃO DE CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA PARA 27/07/2010 OBTIDO PELO SISBAHIA®

Em ambos os períodos, é possível observar a formação de vórtices na região mais profunda do reservatório e uma intensificação das correntes próximas ao vertedouro, em decorrência do efeito das vazões de saída. No dia 27/07/2010 a intensificação do vento leva a uma intensificação do vórtice, tanto em relação à distribuição espacial do mesmo quanto à magnitude do fluxo.

Nas regiões próximas aos tributários, é possível observar a similaridade entre a distribuição espacial das correntes de fluxo de ambos os períodos de análise. A análise dessa distribuição aponta uma baixa relação da vazão de entrada e do efeito da circulação hidrodinâmica no reservatório, e destaca a representatividade da estação F4, em relação aos demais tributários, o que demonstra a reprodutividade do modelo quanto às condições de contorno dadas pelos registros fluviométricos mostrados na FIGURA 4.10.

No segundo momento, foram comparados os resultados das simulações dos dias 17/03/2010 e 18/10/2010, com a finalidade de verificar a sensibilidade da mudança na hidrodinâmica a partir de diferentes condições de direção do vento, $88,53^\circ$ e $21,16^\circ$, respectivamente, e vazão média diária no valor de 2,24 m/s para março e de 1,69 m/s para outubro. Em ambos os períodos, o vento tem intensidade média de 5 m/s.

As FIGURAS 5.3 e 5.4 apresentam o padrão de circulação para 17/03/2010 e 18/10/2010, respectivamente.

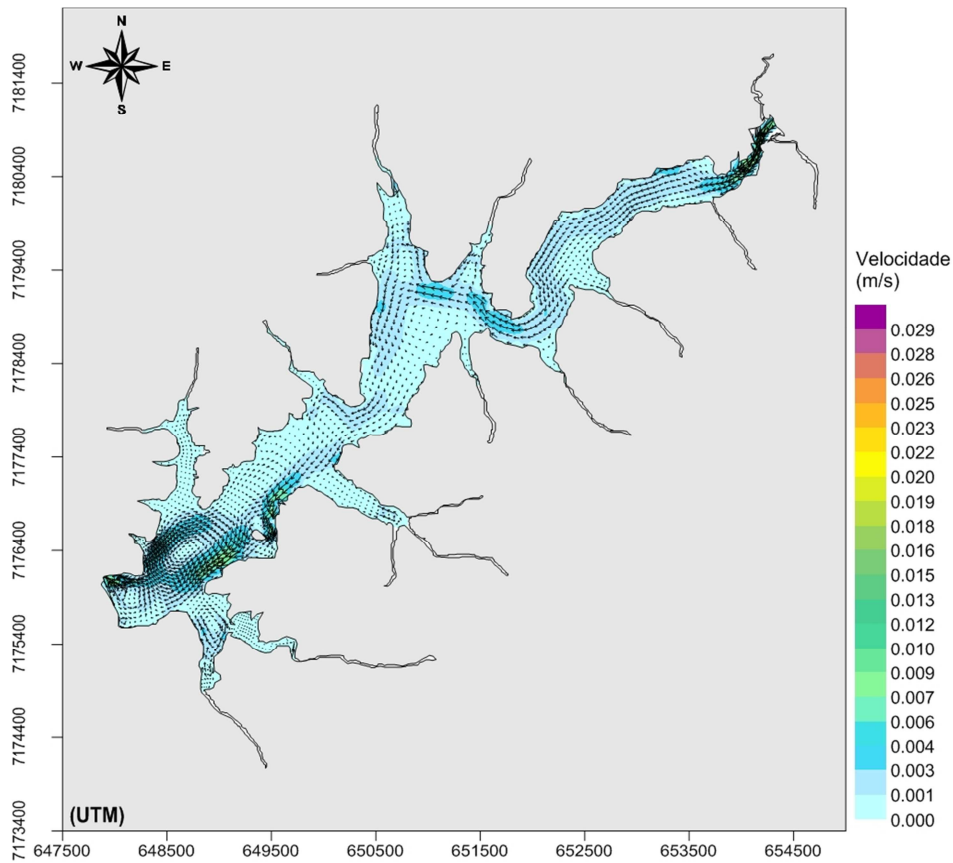


FIGURA 5.3 – PADRÃO DE CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA PARA 17/03/2010 OBTIDO PELO SISBAHIA®

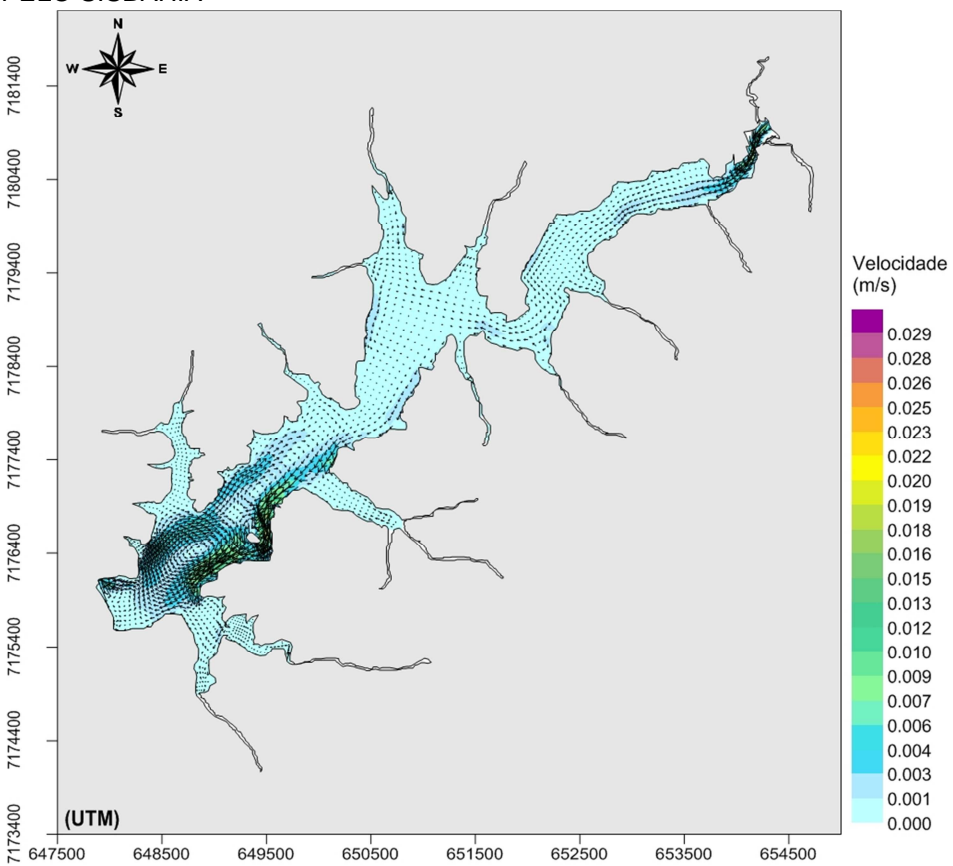


FIGURA 5.4 – PADRÃO DE CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA PARA 18/10/2010 OBTIDO PELO SISBAHIA®

Da mesma maneira que nas FIGURAS 5.1 e 5.2, é possível observar nas FIGURAS 5.3 e 5.4 a formação de vórtices na região mais profunda do reservatório e uma intensificação das correntes próximas ao vertedouro, em decorrência do efeito das vazões de saída.

O padrão de circulação no dia 18/10/2010 mostrou a intensificação do vórtice em comparação com o padrão do dia 17/03/2010, tanto em relação à distribuição espacial do mesmo quanto à magnitude do fluxo, ficando, inclusive, semelhante ao padrão da FIGURA 5.2 (27/07/2010), mesmo para uma condição fluviométrica mais baixa. Essa observação demonstra a importância do comportamento do vento na formação deste vórtice e demonstra o baixo efeito das vazões dos tributários sobre a circulação hidrodinâmica.

Comparando-se as correntes nas regiões próximas aos tributários não é possível observar diferenças significativas, o que demonstra a baixa influência da vazão dos tributários sobre o padrão de circulação no domínio do reservatório.

A localização dos vórtices gerados pelo MH (FIGURA 5.1 a 5.4) é condizente com as observações de campo. Em 21/08/2012, foi possível verificar o acúmulo da vegetação aquática na margem esquerda do reservatório, em virtude das características das correntes de fluxo do local, como mostra a FIGURA 5.5.



FIGURA 5.5 – MOVIMENTAÇÃO DA VEGETAÇÃO AQUÁTICA PRÓXIMO AO TRAPICHE

FONTE: (a) Foto tirada em 21/08/2012 às 09:00hs – Coordenada (25° 31' 48.25" S 49° 31' 34.93" O); (b) Foto tirada em 21/08/2010 às 13:00hs – Coordenada (25° 31' 48.25" S 49° 31' 34.93" O)

5.2. SIMULAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA

A simulação dos parâmetros de qualidade da água do reservatório do rio Verde foi feita para três cenários de análise: o Cenário 2010, no qual foi avaliada a acurácia do SisBaHiA[®] para a área de estudo; o Cenário A, no qual foram avaliadas as fontes de contribuição de fósforo total de origem doméstica e agrícola, com priorização da área agrícola; e o Cenário B, no qual foram avaliadas as fontes de contribuição de fósforo total de origem doméstica e agrícola, com priorização do incremento populacional.

Os resultados das três simulações foram organizados espacialmente a cada 43.200 segundos (12 horas) e temporalmente a cada 1.800 segundos (30 minutos). Esses intervalos de tempo foram configurados no MQA, de modo a facilitar o tratamento das informações geradas e, ao mesmo tempo, o processamento dos dados.

5.2.1. Resultados do cenário 2010

Os resultados gerados do MQA para o Cenário 2010 foram confrontados com o monitoramento das campanhas de campo realizadas entre março e dezembro de 2010 para a estação R4, localizada na região do reservatório com características lânticas.

Cabe lembrar, que dentre as estações já monitoradas no reservatório do rio Verde (R1, R2, R3, R5 e R5), como mostra a FIGURA 4.9, apenas a estação R4 foi monitorada no intervalo de tempo adotado para a simulação do presente estudo.

TEMPERATURA DA ÁGUA

No primeiro momento, buscou-se avaliar a acurácia dos resultados usando o parâmetro temperatura da água observando a FIGURA 5.6, que mostra os resultados promediados na vertical gerados pelo SisBaHiA[®], além dos dados do monitoramento do perfil térmico para os meses de março a dezembro de 2010 e os valores médios desses perfis.

A diferença relativa média calculada entre os dados obtidos pelo SisBaHiA[®] e os dados de campo demonstrados na FIGURA 5.6 apresenta o valor de 0,095 para a estação R4. De uma maneira geral, os resultados do

módulo 2DH do MQA representaram, de forma adequada, o parâmetro temperatura da água.

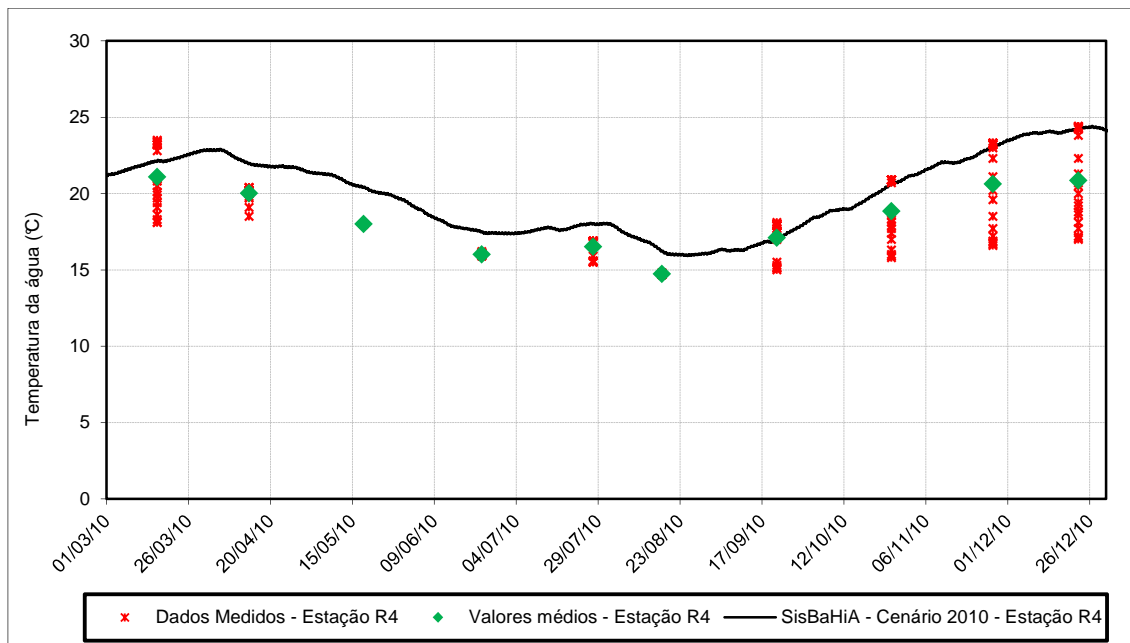


FIGURA 5.6 – VALORES MEDIDOS DE TEMPERATURA DA ÁGUA NA ESTAÇÃO R4 E OBTIDOS PELO SISBAHIA®

Na FIGURA 5.7 é possível observar o resultado da distribuição espacial do comportamento médio da temperatura da água ao longo de todos os meses de análise, março a dezembro. A seleção do dia de cada mês buscou seguir o mesmo dia da campanha de monitoramento da estação R4 para o ano de 2010. Foram selecionados os resultados gerados para o horário diário (12:00 hs), de modo a facilitar a comparação com os dados de campo.

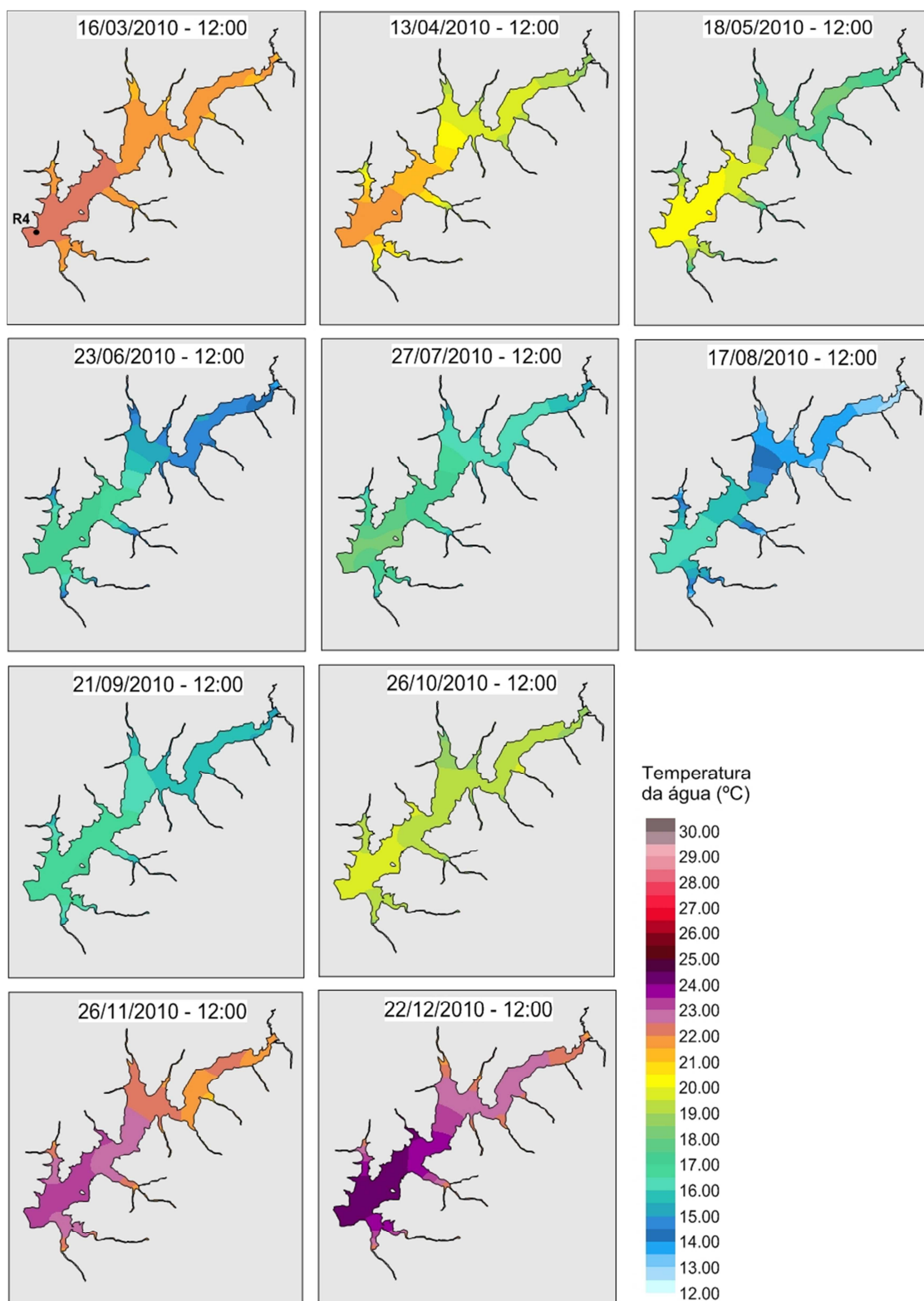


FIGURA 5.7 – DISTRIBUIÇÃO DE TEMPERATURA DA ÁGUA OBTIDA PELO SISBAHIA® - PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010

De uma maneira geral, o reservatório do rio Verde apresentou uma variação térmica de 12 a 25 °C para o período de simulação. Em termos temporais, as distribuições térmicas horizontais apresentadas na FIGURA 5.7

demonstra a relação entre a variação da temperatura da água com as estações do ano, resultando em um processo de resfriamento no inverno e aquecimento no verão em toda a extensão do domínio do reservatório.

Em relação à distribuição espacial, é possível observar uma baixa variação térmica no domínio do reservatório, principalmente na região da estação R4, quando analisados os resultados de cada mês separadamente. Os gradientes de variação observados concentram-se, majoritariamente, nas regiões próximas aos tributários.

PARÂMETROS QUÍMICOS

No segundo momento, buscou-se avaliar a performance do SisBaHiA[®] a partir da comparação dos resultados do modelo com os dados medidos em campo. Para o ano de 2010, foram monitoradas as concentrações de cinco parâmetros químicos: fósforo orgânico; fósforo inorgânico; oxigênio dissolvido; nitrato; e amônia.

Cabe ressaltar que a comparação em termos de nitrogênio orgânico não foi realizada em função da inconsistência dos dados de nitrogênio total no monitoramento de 2010. O parâmetro DBO também não foi considerado para avaliação do desempenho do MQA, uma vez que não houve medição do parâmetro em 2010.

Na TABELA 5.2, são apresentadas as diferenças relativas de cada mês entre as concentrações médias da estação R4, obtidas pelo monitoramento de 2010, e os dados gerados pelo SisBaHiA[®], para essa mesma estação.

TABELA 5.2 – DIFERENÇAS RELATIVAS ENTRE OS VALORES OBSERVADOS E OS OBTIDOS PELO SISBAHIA® NO INSTANTE DE 12:00 HS – ESTAÇÃO R4

Data da Campanha	Concentração (mg/L)									
	Fósforo orgânico		Fósforo inorgânico		Oxigênio dissolvido		Nitrato		Amônia	
	Campo*	Modelo	Campo*	Modelo	Campo*	Modelo	Campo*	Modelo	Campo*	Modelo
16/03/2010	0,019	0,013	0,004	0,044	3,594	6,334	0,039	0,012	0,157	0,0002
13/04/2010	0,013	0,005	0,005	0,037	5,216	6,836	0,029	0,003	0,243	0,00004
18/05/2010	0,007	0,011	0,010	0,030	5,390	7,417	0,234	0,018	0,340	0,026
23/06/2010	0,002	0,010	0,005	0,030	7,512	6,958	0,303	0,078	0,392	0,110
27/07/2010	0,008	0,003	0,005	0,017	8,373	7,043	0,339	0,108	0,323	0,113
17/08/2010	0,014	0,004	0,006	0,014	8,491	7,698	0,336	0,097	0,324	0,108
21/09/2010	0,041	0,004	0,004	0,015	7,887	8,190	0,340	0,098	0,332	0,114
26/10/2010	0,012	0,005	0,002	0,013	10,037	10,563	0,407	0,053	0,064	0,028
26/11/2010	0,009	0,003	0,012	0,022	2,970	6,638	0,154	0,092	0,228	0,086
22/12/2010	0,011	0,004	0,007	0,024	2,725	5,335	0,090	0,162	0,261	0,120
----	Diferenças Relativas									
16/03/2010	0,337		10,006		0,762		0,685		0,999	
13/04/2010	0,614		6,150		0,311		0,879		1,000	
18/05/2010	0,554		1,899		0,376		0,924		0,923	
23/06/2010	5,284		4,915		0,074		0,741		0,718	
27/07/2010	0,634		2,513		0,159		0,680		0,649	
17/08/2010	0,720		1,490		0,093		0,710		0,667	
21/09/2010	0,894		3,159		0,038		0,713		0,656	
26/10/2010	0,599		6,606		0,052		0,871		0,560	
26/11/2010	0,624		0,836		1,235		0,399		0,623	
22/12/2010	0,661		2,378		0,958		0,800		0,540	
MÉDIA	1,092		3,995		0,406		0,740		0,734	

* Concentração média do perfil ao longo da vertical

As diferenças relativas médias dos parâmetros químicos apresentam valores mais elevados, quando comparados com a diferença média relativa do parâmetro de temperatura da água. O aumento dessas diferenças pode estar relacionado com os valores adotados para as constantes das reações de transformações consideradas no cálculo da concentração dos parâmetros químicos, e também com o possível efeito de estratificação química decorrente da estratificação térmica existente no reservatório. Nesse sentido, foram analisadas as diferenças relativas mensais com o objetivo de identificar alguma relação entre os dados do modelo e a estratificação.

No caso de OD, a estratificação química, apresentada na FIGURA 4.11, demonstra uma maior variação do perfil de oxigênio dissolvido nos meses de estratificação, chegando a atingir concentrações nulas próximas ao fundo. As diferenças relativas de cada mês, apresentadas na TABELA 5.2, indicam valores mais baixos principalmente entre junho e outubro (inferiores a 0,159), meses em que o reservatório encontra-se misturado e com os menores valores de temperatura do período.

Na FIGURA 5.8, são apresentados os resultados das concentrações de OD promediadas na vertical, gerados pelo SisBaHiA[®], os dados do monitoramento para os meses de março a dezembro de 2010 e os valores médios para os perfis de oxigênio.

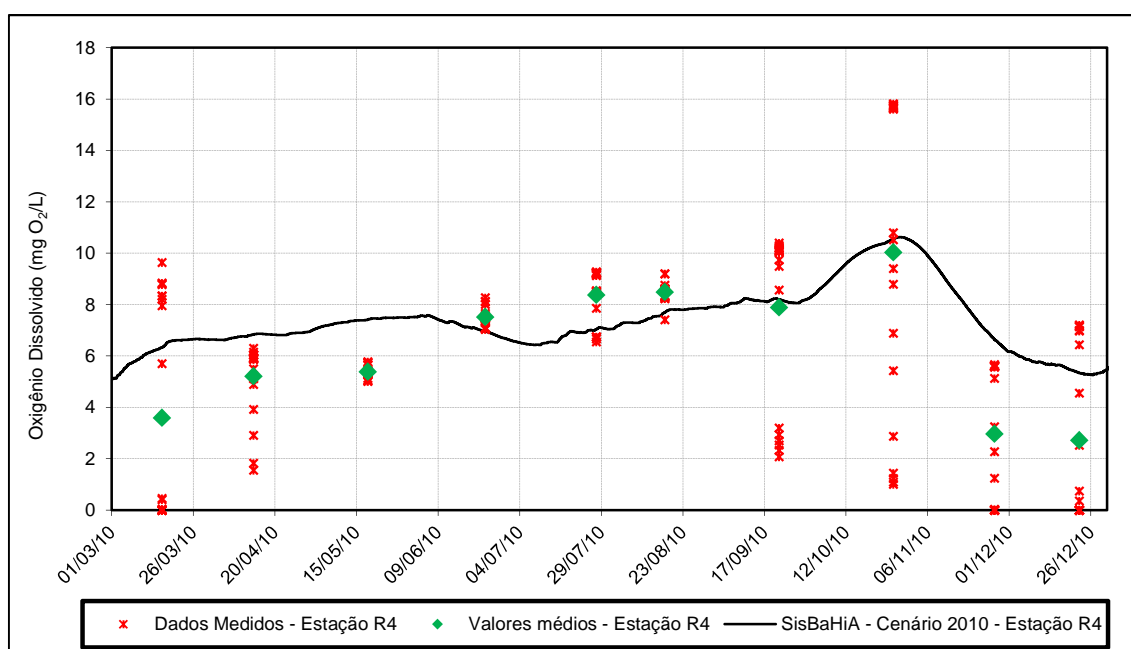


FIGURA 5.8 – VALORES MEDIDOS DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ESTAÇÃO R4 E OBTIDOS PELO SISBAHIA[®]

Na FIGURA 5.9, é possível observar o resultado da distribuição espacial do comportamento médio de OD ao longo de março a dezembro de 2010. A seleção do dia de cada mês buscou seguir o mesmo critério estabelecido para a FIGURA 5.7.

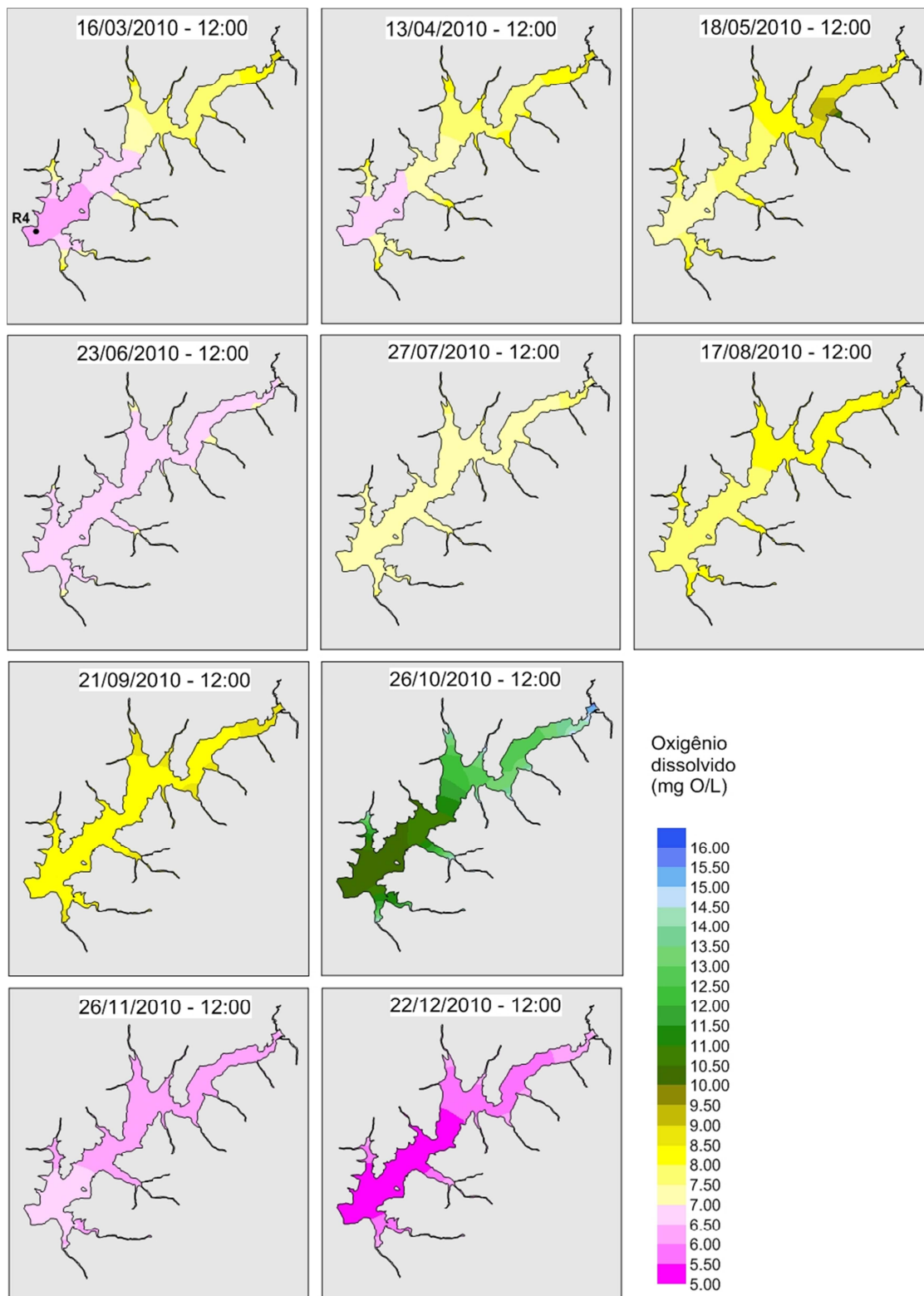


FIGURA 5.9 – DISTRIBUIÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO OBTIDA PELO SISBAHIA® - PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010

Em relação aos compostos nitrogenados, as diferenças médias relativas observadas foram de 0,740 para o nitrato e 0,734 para a amônia. As concentrações obtidas pelo modelo apresentam valores inferiores aos dados

medidos em campo em todos os meses de comparação, condição que pode ser observada nas FIGURAS 5.10 e 5.11, respectivamente.

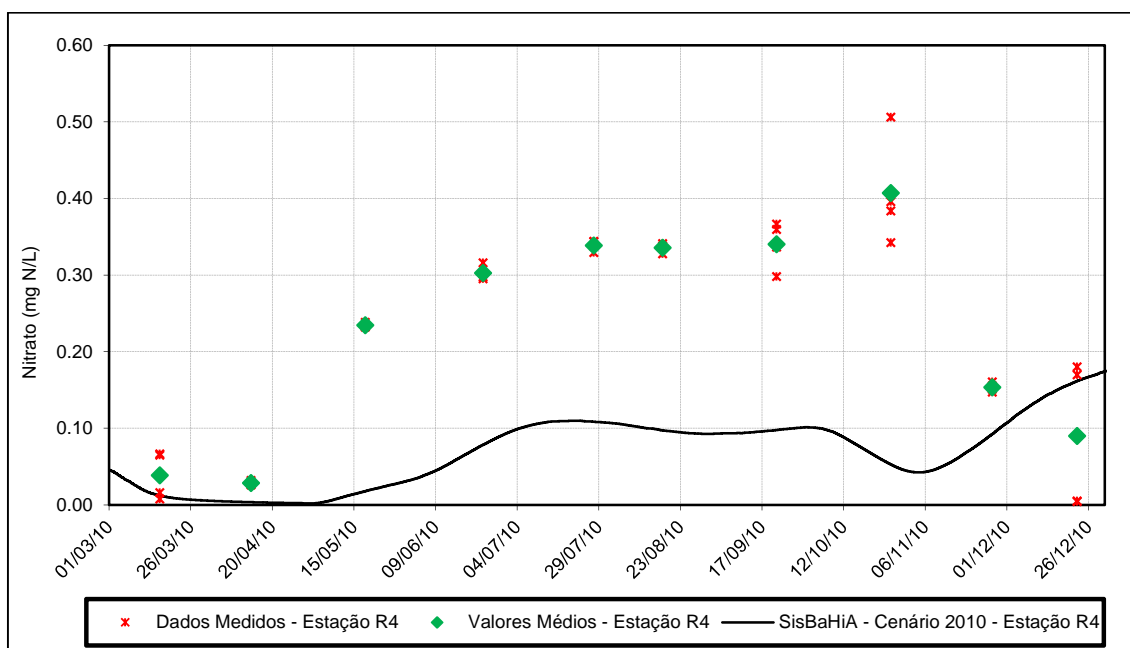


FIGURA 5.10 – VALORES MEDIDOS DE NITRATO NA ESTAÇÃO R4 E OBTIDOS PELO SISBAHIA®

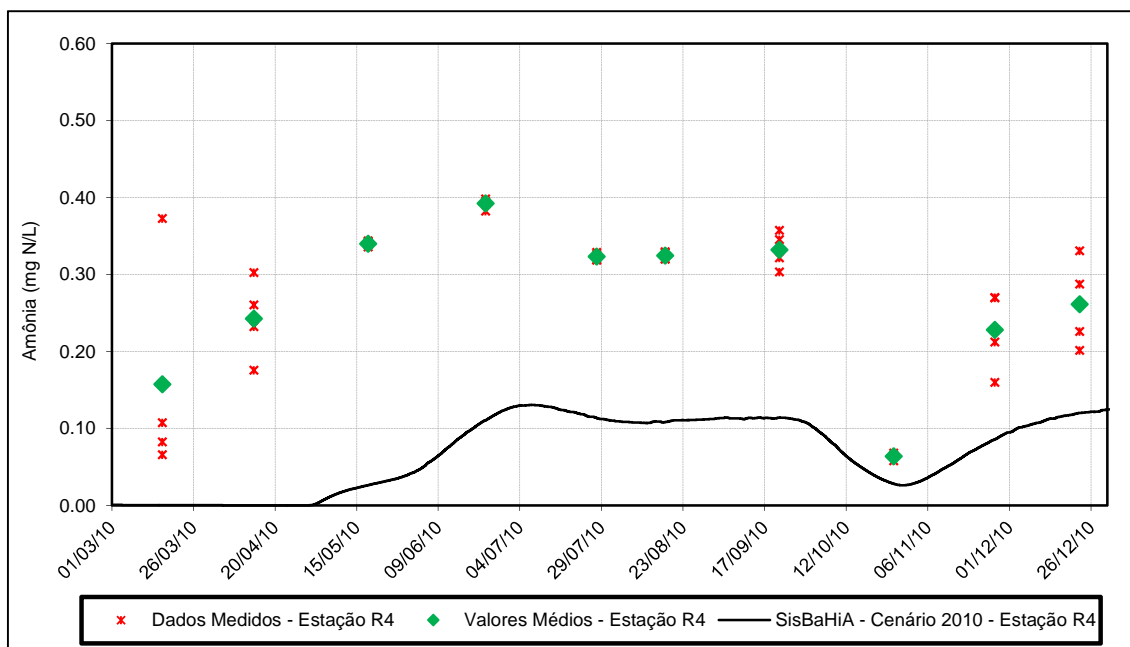


FIGURA 5.11 – VALORES MEDIDOS DE AMÔNIA NA ESTAÇÃO R4 E OBTIDOS PELO SISBAHIA®

Nas FIGURAS 5.12 e 5.13, é possível observar o resultado da distribuição espacial do nitrato e da amônia, respectivamente. A seleção do dia de cada mês buscou seguir o mesmo critério estabelecido para a FIGURA 5.7.

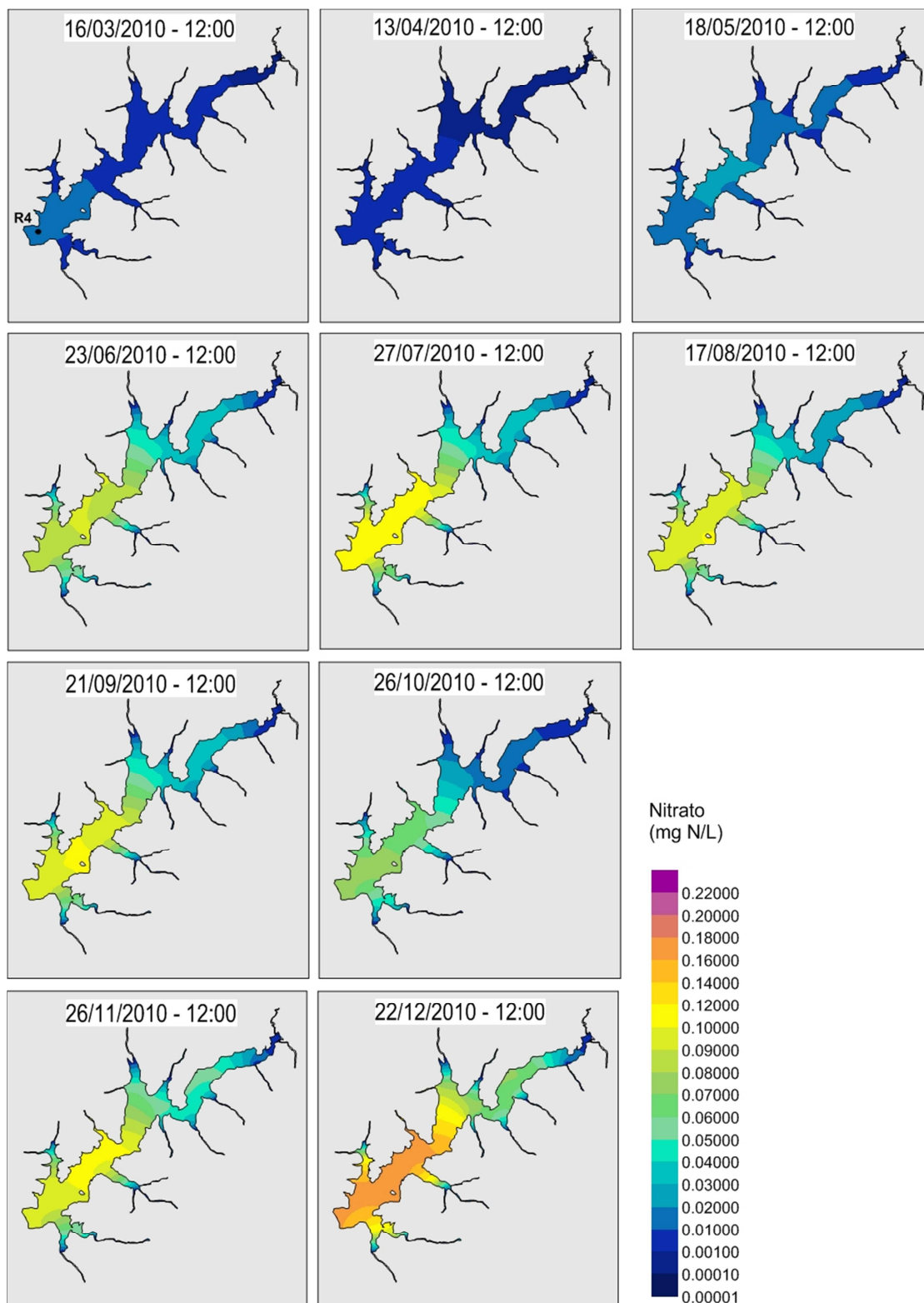


FIGURA 5.12 – DISTRIBUIÇÃO DE NITRATO OBTIDA PELO SISBAHIA® - PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010

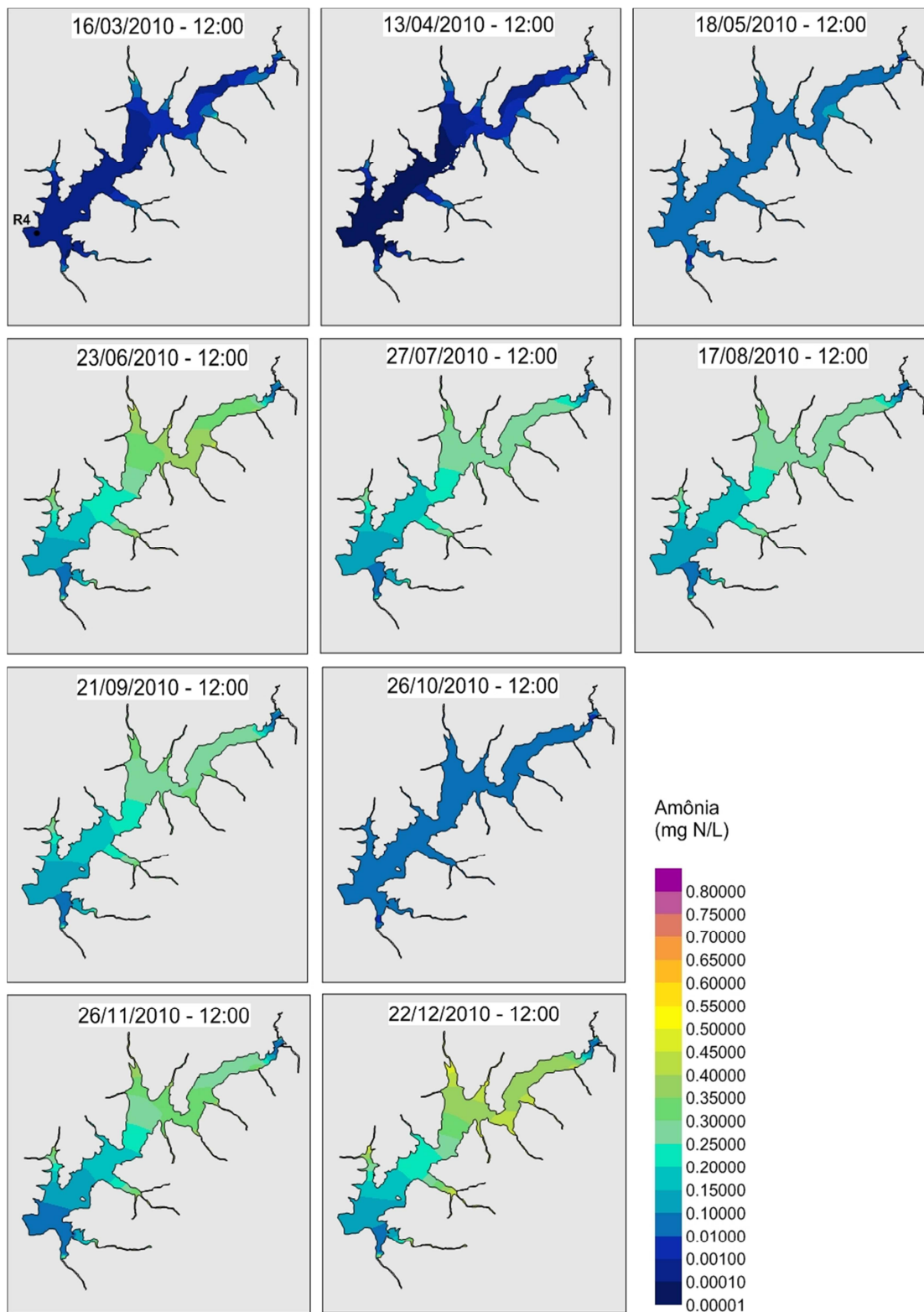


FIGURA 5.13 – DISTRIBUIÇÃO DE AMÔNIA OBTIDA PELO SISBAHIA® - PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010

As diferenças médias relativas dos parâmetros fósforo orgânico e fósforo inorgânico apresentaram valores mais elevados que os demais parâmetros químicos, na ordem de 1,092 e 3,995, respectivamente. No caso do fósforo

orgânico, essa condição observada se deve, principalmente, à média do mês de maio, no valor de 5,284. Desconsiderando esse mês, a média do parâmetro cairia para 0,626. Já os dados de fósforo inorgânico apresentaram diferenças relativas mensais mais homogêneas ao longo do período, com exceção de março (no valor de 10,006). Para esse parâmetro, os valores das concentrações geradas pelo modelo foram mais elevados que as medições de campo em todos os meses do estudo.

Nas FIGURAS 5.14 e 5.15, são apresentados os resultados das concentrações de fósforo orgânico e inorgânico, respectivamente.

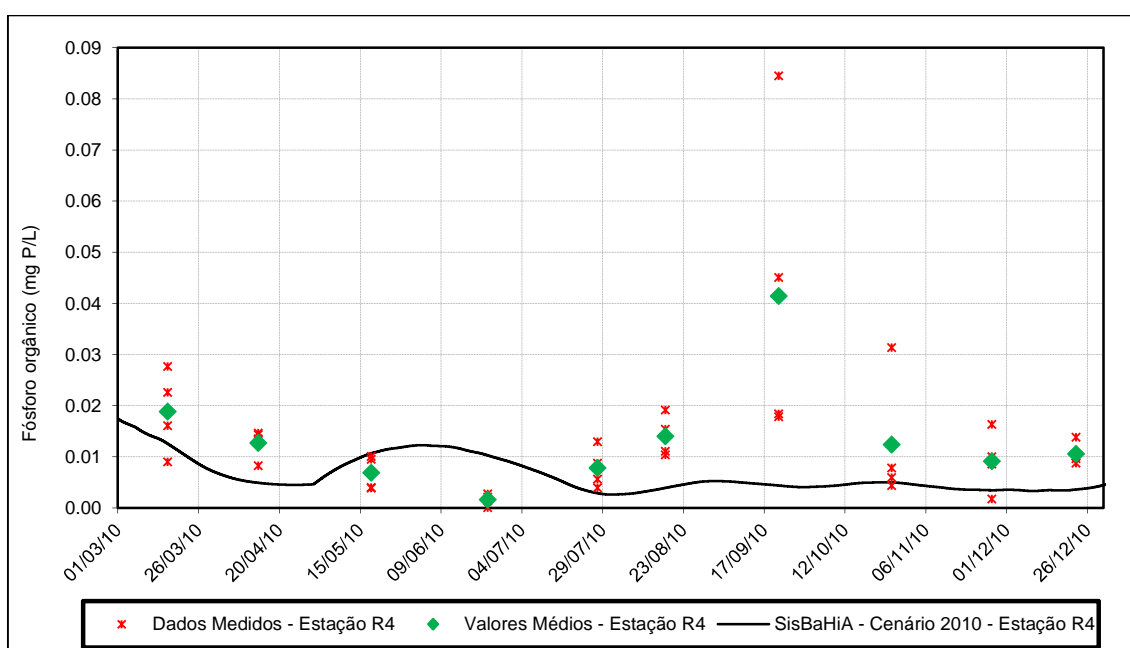


FIGURA 5.14 – VALORES MEDIDOS DE FÓSFORO ORGÂNICO NA ESTAÇÃO R4 E OBTIDOS PELO SISBAHIA®

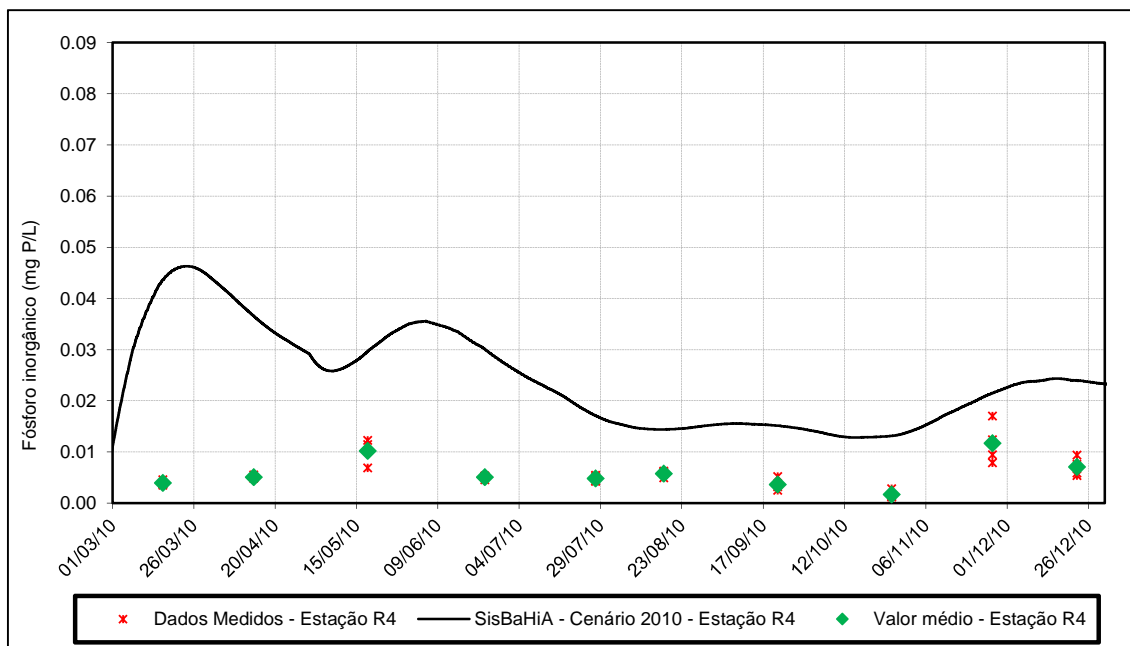


FIGURA 5.15 – VALORES MEDIDOS DE FÓSFORO INORGÂNICO NA ESTAÇÃO R4 E OBTIDOS PELO SISBAHIA®

Nas FIGURAS 5.16 e 5.17, é possível observar o resultado da distribuição espacial dos respectivos parâmetros. A seleção do dia de cada mês buscou seguir o mesmo dia da campanha de monitoramento da estação R4 para o ano de 2010. Foram ainda selecionados os resultados gerados para o horário diário (12:00 hs), de modo a facilitar a comparação com os dados de campo.

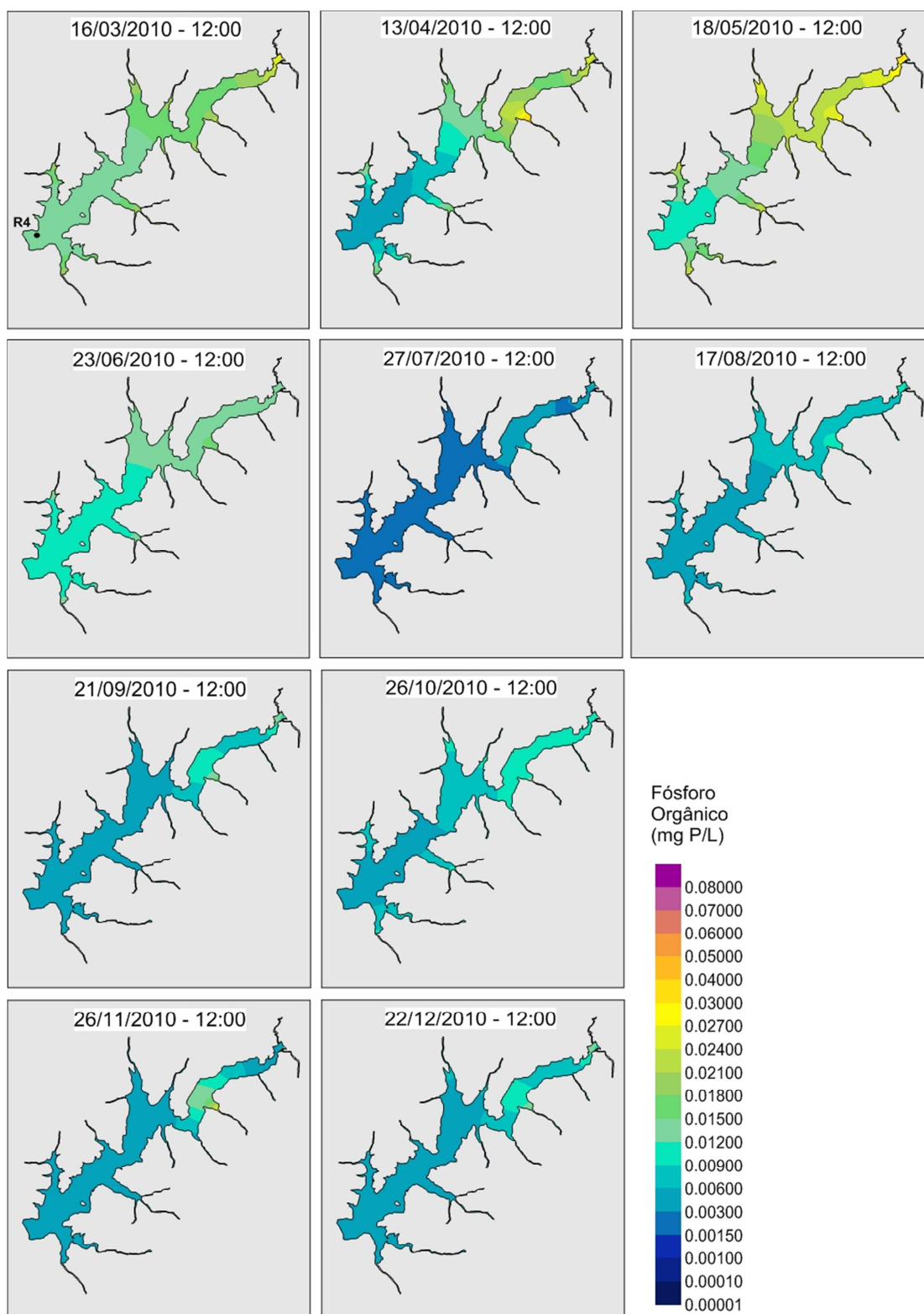


FIGURA 5.16 – DISTRIBUIÇÃO DE FÓSFORO ORGÂNICO OBTIDA PELO SISBAHIA® - PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010

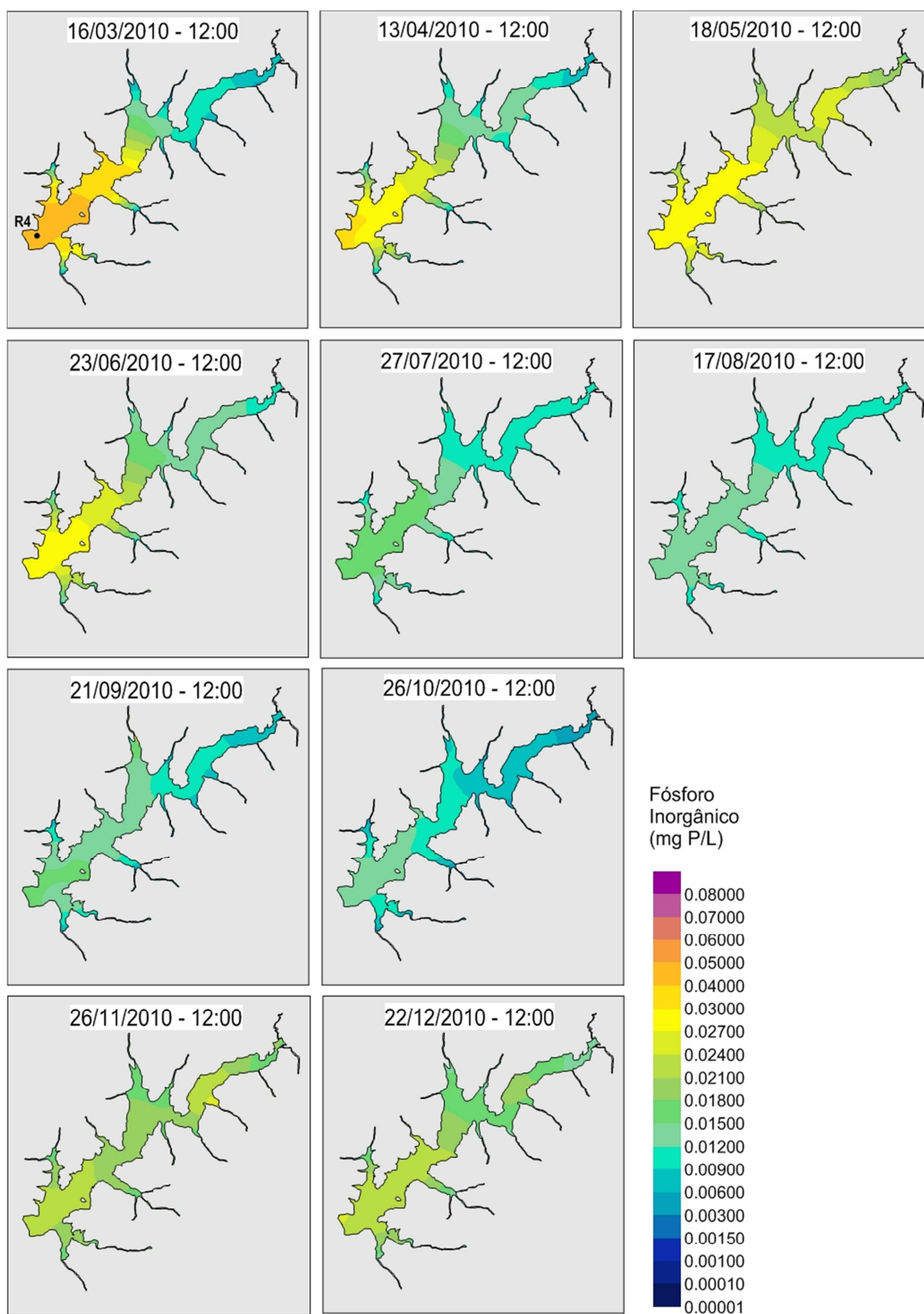


FIGURA 5.17 – DISTRIBUIÇÃO DE FÓSFORO INORGÂNICO OBTIDA PELO SISBAHIA® - PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010

É importante destacar que a análise pelas diferenças relativas tende a apresentar valores mais elevados, quando o dado estimado é maior que o dado medido. Essa peculiaridade pode ser observada nos dados do dia 18/05/2010:

quando o fósforo inorgânico demonstrou uma diferença de 1,899 para uma mesma magnitude de concentrações entre o dado medido e dado estimado, e o nitrato apresentou uma diferença de 0,924, embora o valor estimado e o medido possuam magnitudes distintas.

PARÂMETROS BIOLÓGICOS

No MQA do SisBaHiA[®], são analisados dois parâmetros biológicos: fitoplâncton e zooplâncton. No presente trabalho, o zooplâncton foi considerado inexistente, em virtude da falta de dados medidos no reservatório do rio Verde em mgC/L (unidade de entrada no MQA para o parâmetro) nas campanhas de monitoramento realizadas no “Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde”.

O fitoplâncton é analisado usando a clorofila-a como parâmetro indicador. No reservatório do rio Verde, essa variável foi monitorada nas campanhas de 2008 e 2009. Os dados médios para a estação R4 indica valores mais elevados nos meses mais quentes, variando de 20 µg/L a 37 µg/L. Nos meses mais frios, os valores ficam próximos a 5,8 µg/L.

De uma maneira geral, a simulação para o Cenário 2010 apresentou valores abaixo de 3 µg/L e uma baixa variação ao longo do período de simulação, como mostra a FIGURA 5.18

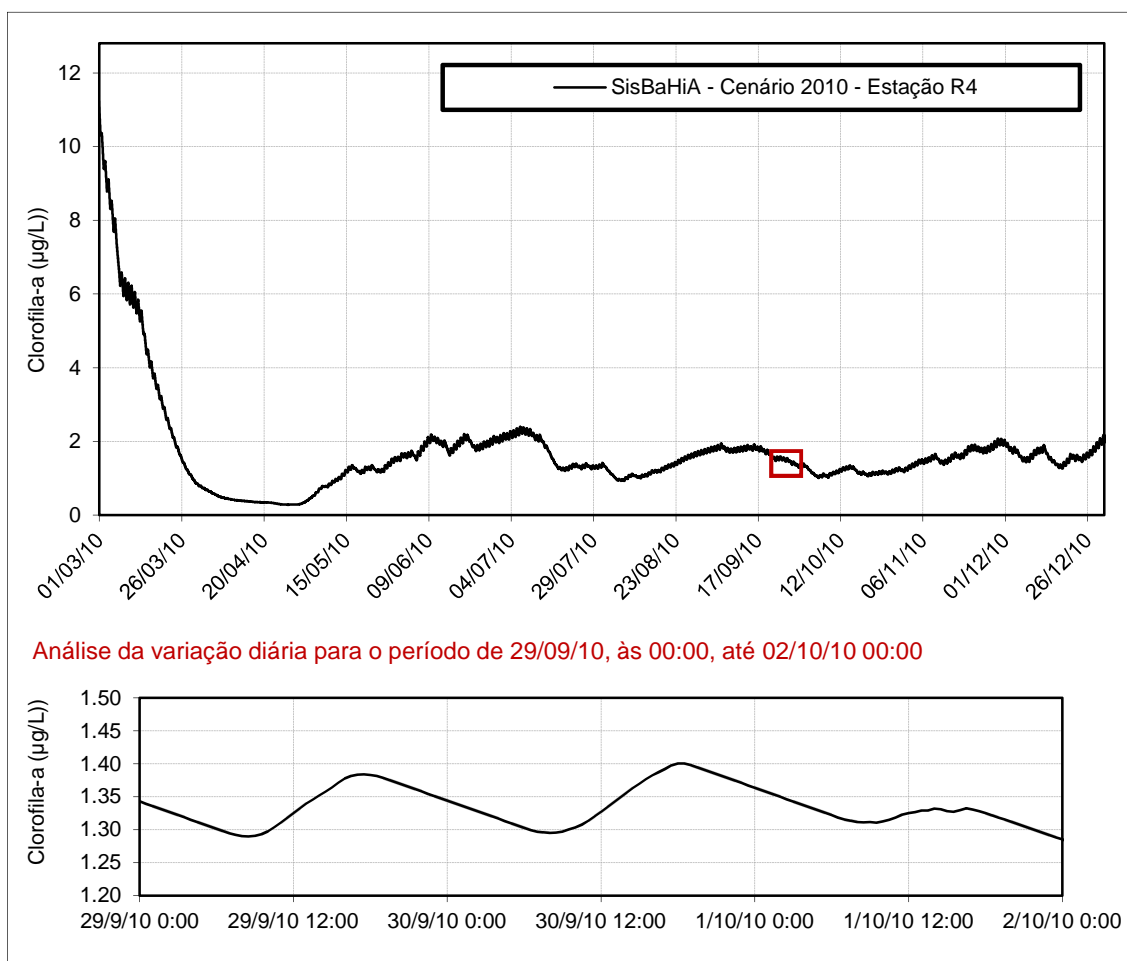


FIGURA 5.18 – VALORES MÉDIOS DE CLOROFILA-A OBTIDOS PELO SISBAHIA®

Os dados do modelo mostraram uma variabilidade diária para o parâmetro clorofila-a, com uma diminuição da concentração durante o período noturno e um aumento durante no período diurno. A relação verificada pelo SisBaHiA® demonstra a importância da disponibilidade de luz como fator interferente ao crescimento fitoplanctônico.

A distribuição espacial dos resultados do modelo é apresentada na FIGURA 5.19, seguindo o mesmo intervalo de dia e hora das figuras dos parâmetros anteriores.

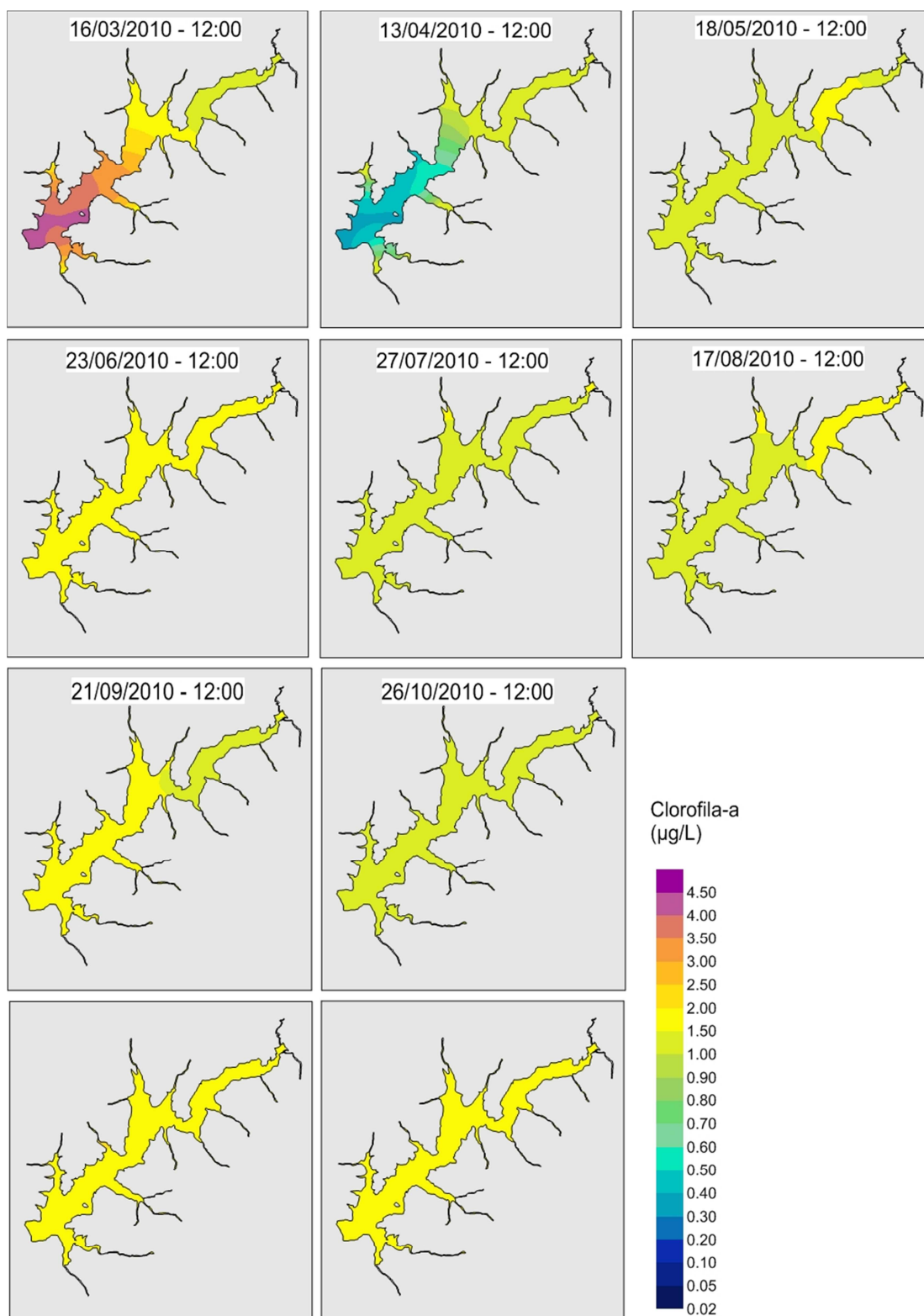


FIGURA 5.19 – DISTRIBUIÇÃO DE CLOROFILA-A OBTIDA PELO SISBAHIA® - PERÍODO DE MARÇO A DEZEMBRO DE 2010

Os meses de março e abril apresentam uma maior heterogeneidade das concentrações no domínio do reservatório, atingindo o valor máximo de 4,17

$\mu\text{g/L}$ na região R4. Nos demais meses, os valores de clorofila-a não expressaram grande variabilidade espacial e temporal.

É possível que as condições encontradas para os meses de março e abril representem o efeito da condição inicial de clorofila-a imposta para o MQA, definida de acordo com a média dos dados das campanhas de 2008 e 2009, que conferem concentrações mais elevadas que as observadas na simulação do Cenário 2010.

5.2.2. Comparação entre os cenários

As concentrações dos dados de fósforo orgânico e inorgânico de cada um dos três cenários podem ser distribuídas, espacialmente, em cada sub-bacia dos 14 tributários do reservatório e, temporalmente, para os meses de março a dezembro de 2010. A distribuição pode, ainda, ser feita em termos de carga gerada e dividida por tipo de origem, doméstica ou agrícola.

A carga gerada de origem doméstica foi considerada como lançamento constante no tempo, e, portanto, cada sub-bacia apresenta a mesma carga ao longo dos meses de março a dezembro, diferenciando-se apenas entre elas e entre os cenários.

No caso da carga difusa, o aporte ao reservatório considerou coeficientes de exportação variáveis ao longo do período. Dessa forma, cada sub-bacia apresenta cargas variáveis no decorrer dos meses, e, portanto, os resultados distinguem-se entre os meses e entre os cenários.

Para exemplificar as peculiaridades da distribuição temporal, são apresentadas as FIGURAS 5.20 e 5.21, que demonstram a variação da concentração de fósforo total para as sub-bacias da estação F4 e TE8. A estação F4 representa a sub-bacia do rio Verde localizada à montante do reservatório, caracterizada pela contribuição de fósforo de origem doméstica e agrícola. A estação TE8 representa uma das sub-bacias localizadas na margem esquerda, com característica predominantemente agrícola.

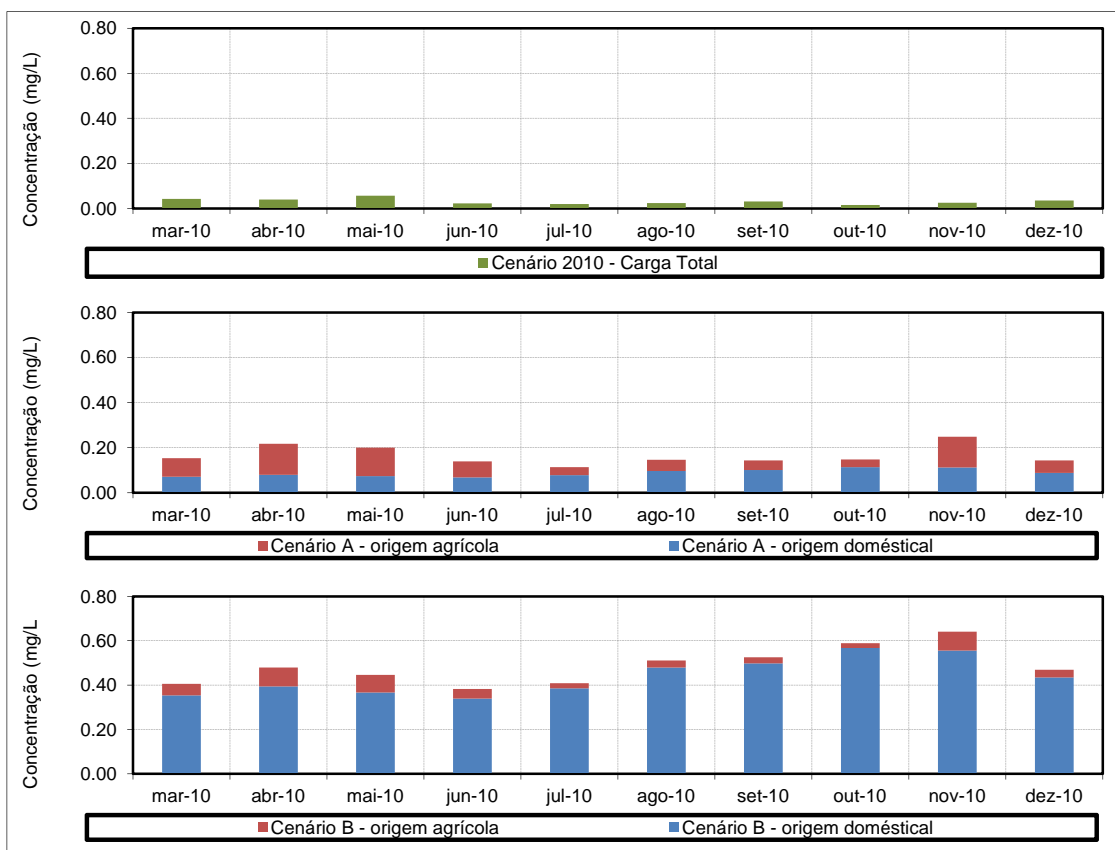


FIGURA 5.20 – CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL NA SUB-BACIA DA ESTAÇÃO F4 EM CADA CENÁRIO

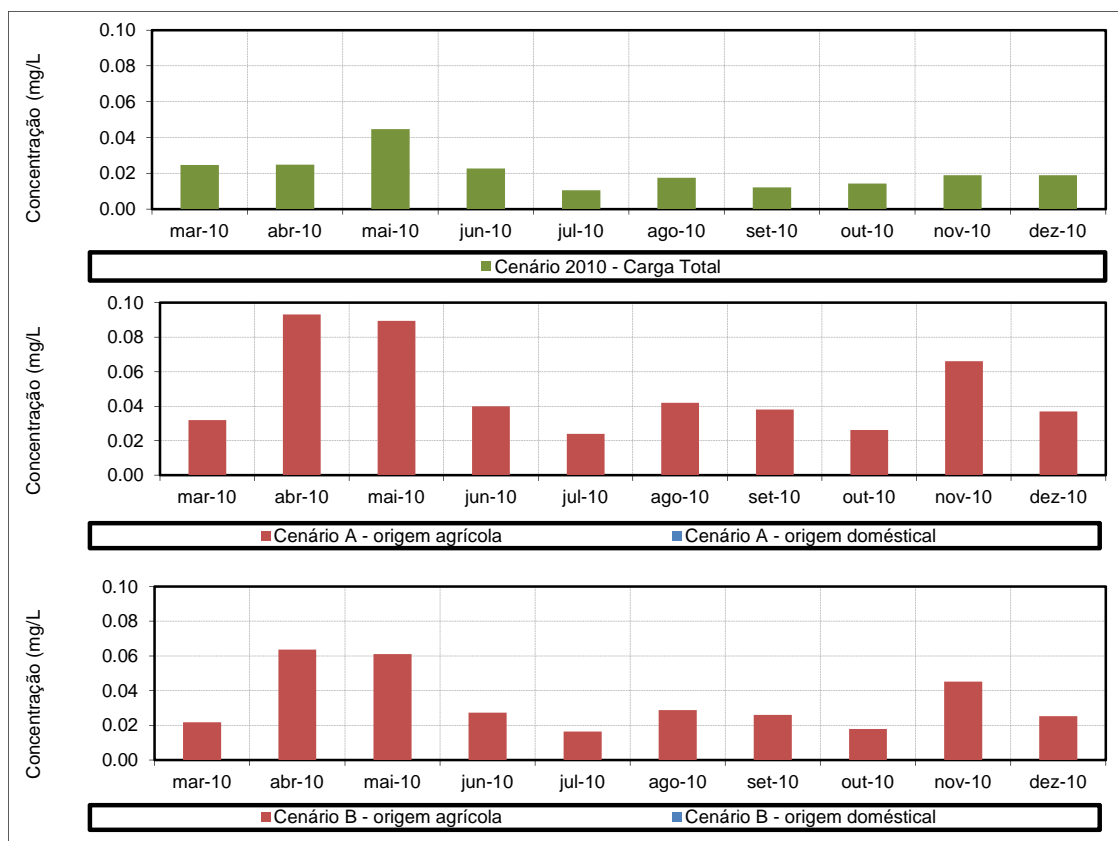


FIGURA 5.21 – CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL NA SUB-BACIA DA ESTAÇÃO TE8 EM CADA CENÁRIO

Analisando a contribuição de origem doméstica apresentada na FIGURA 5.20, é possível observar um aumento da concentração de fósforo total ao longo dos meses de junho a outubro, período em que se tem uma diminuição da vazão, de acordo com a FIGURA 4.12. Nos meses de novembro e dezembro, a vazão volta a aumentar gradativamente, proporcionando um aumento da contribuição difusa e uma diminuição da criticidade da contribuição doméstica. A contribuição predominantemente agrícola, exemplificada na FIGURA 5.21 pela condição da sub-bacia da estação TE8, mostra uma diminuição do aporte difuso no período de vazões mais baixas, destacando abril, maio e novembro como os meses de maior criticidade em termos de contribuição ao reservatório.

A distribuição espacial das concentrações de fósforo total das sub-bacias dos 14 tributários para os meses de abril e outubro, é apresentada na FIGURA 5.22.

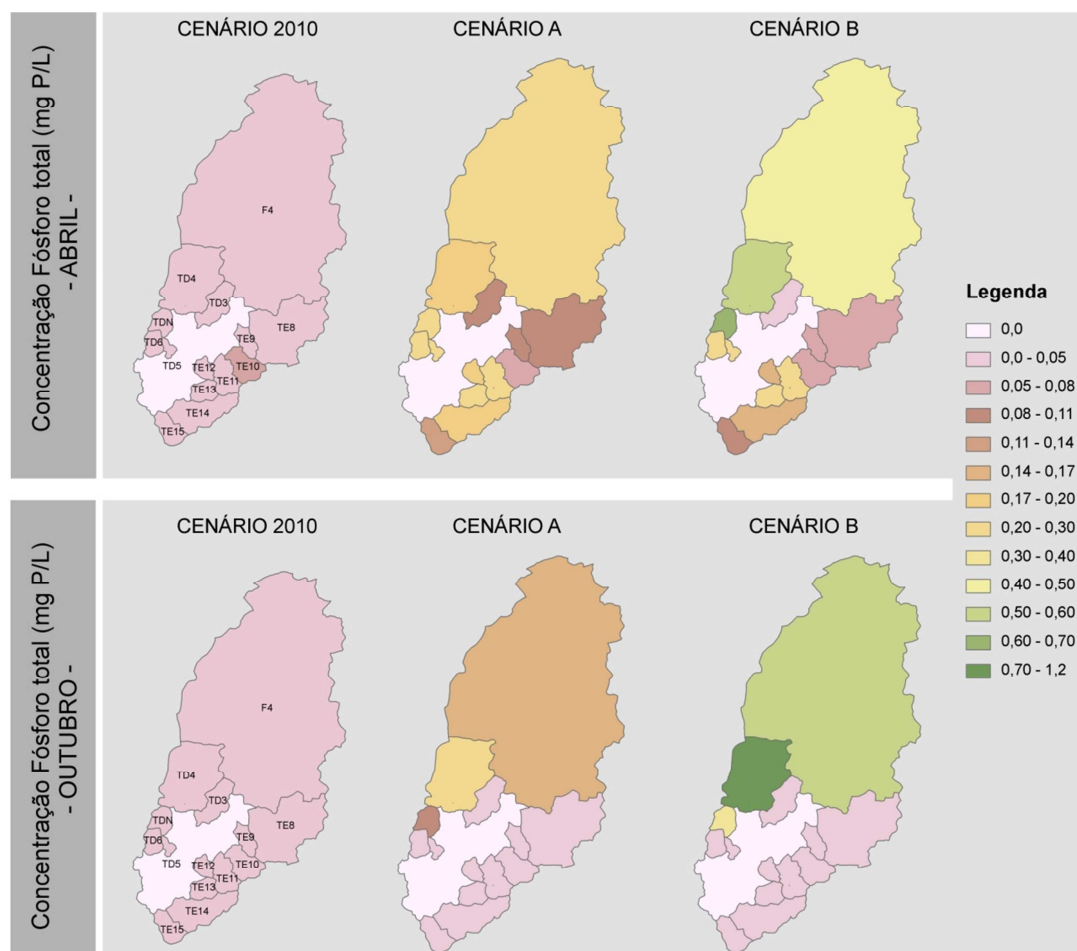


FIGURA 5.22 – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL NAS SUB-BACIAS DOS TRIBUTÁRIOS DO RESERVATÓRIO PARA OS MESES DE ABRIL E OUTUBRO

No primeiro momento, a comparação dos resultados das simulações do MQA para as condições dos Cenários 2010, A e B foi feita pela análise gráfica da distribuição temporal dos parâmetros fósforo orgânico, fósforo inorgânico, oxigênio dissolvido e clorofila-a nas estações R4, R2 e R1.

No segundo momento, foram comparados os resultados da distribuição espacial para os meses de abril e outubro, com o intuito de analisar o comportamento das concentrações dos quatro parâmetros para diferentes condições de criticidade, em relação aos aportes de origem agrícola e doméstica.

ANÁLISE GRÁFICA

Nas FIGURAS 5.23 a 5.25, são apresentados os resultados obtidos pelo SisBaHiA[®] para o parâmetro fósforo inorgânico das estações R4, R3 e R1, respectivamente, em cada um dos três cenários.

As maiores concentração foram obtidas entre os meses de maio e junho. Nos meses de menor precipitação (período de inverno), tem-se um decaimento dos valores das concentrações, com aumento gradativo em setembro. Essa característica foi observada em todos os cenários analisados, sendo que, no Cenário B, o aumento da concentração de fósforo orgânico em setembro foi mais acentuado, em especial na estação R2 – localizada na região central do reservatório, que recebe o lançamento das sub-bacias mistas TD4 e TDN, e das sub-bacias da margem esquerda, com predominância agrícola.

Apesar de, nos meses de menor precipitação o aporte decorrente do lançamento de efluentes domésticos apresentar uma condição mais crítica, as concentrações nas estações R1, R2 e R4 nesse período são mais baixas que em comparação com os meses em que o aporte de carga difusa é mais expressivo.

No entanto, é importante destacar que a curva de concentração do Cenário B é maior quando comparada ao Cenário A. Isso demonstra que o aumento populacional tem um efeito sobre todo o domínio do reservatório, principalmente na estação R2. Esse efeito, por sua vez, não é tão expressivo, quando observadas as concentrações entre os meses de março a julho para a estação R4, possivelmente devido às características hidrodinâmicas do meio.

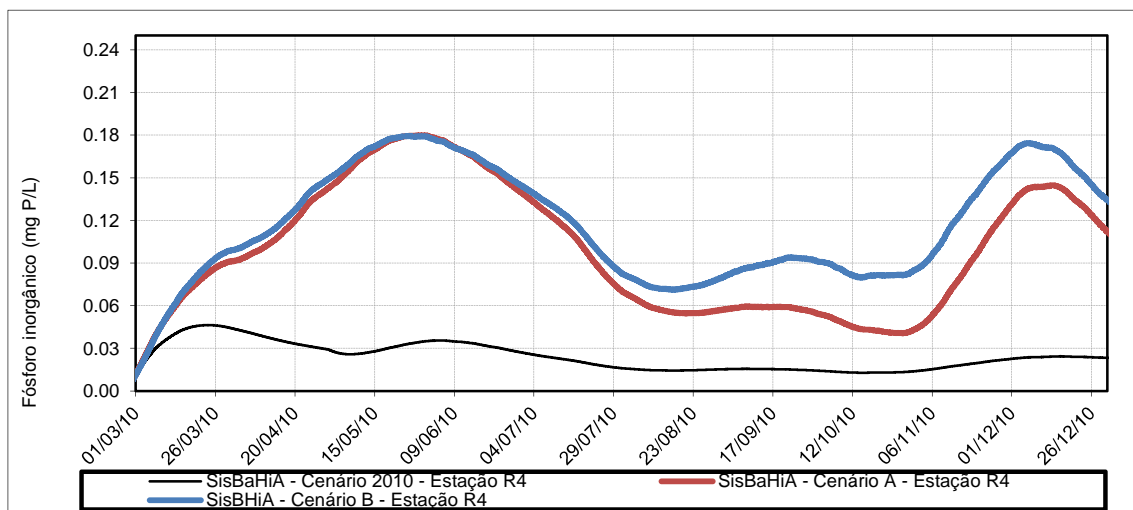


FIGURA 5.23 – VALORES DE FÓSFORO INORGÂNICO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R4 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

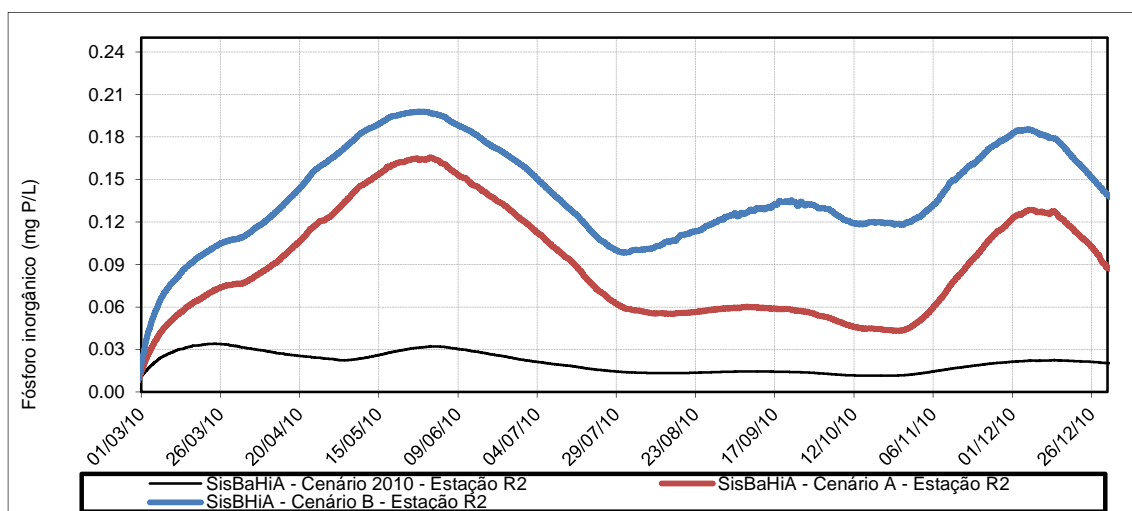


FIGURA 5.24 – VALORES DE FÓSFORO INORGÂNICO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R2 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

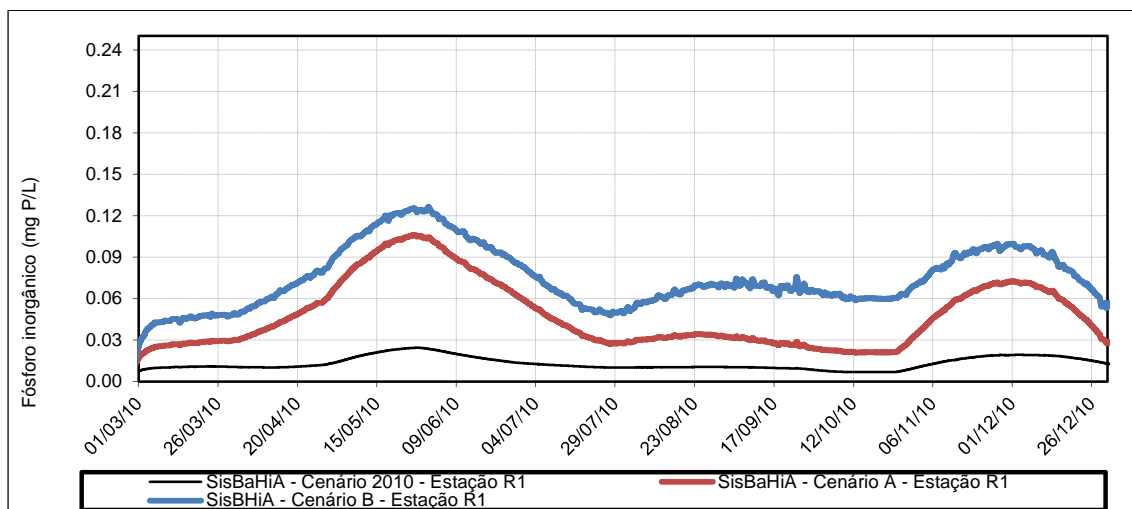


FIGURA 5.25 – VALORES DE FÓSFORO INORGÂNICO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R1 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

A distribuição temporal do parâmetro fósforo orgânico apresentou condições similares às observadas para o fósforo inorgânico, com aumento nos meses de maior precipitação em todas as estações de análise, como mostra as FIGURAS 5.26 a 5.28.

No entanto, em relação à distribuição espacial, a estação R1, localizada no ponto mais distante da barragem, apresentou valores mais elevados que os observados na estação R4, diferentemente do que se observa para o fósforo inorgânico.

Analisando o ciclo do fósforo, o aumento da concentração de fósforo orgânico está relacionado à excreção e morte de fitoplânctons e zooplânctons, como mostra a FIGURA 3.2, além das concentrações de entrada, oriundas das fontes de poluição do reservatório.

Os resultados de clorofila-a para os Cenários A e B mostram um menor crescimento de fitoplâncton na região da estação R1, com valores máximos na ordem de 5,8 µg/L. O não crescimento da clorofila-a pode estar sendo limitado pelas condições de fósforo inorgânico apresentadas, pelas temperatura da água mais baixas região na R1, como indica a FIGURA 5.7, ou, ainda, pela baixa taxa de mineralização adotada nas simulações, no valor de 0,02.

Nas FIGURAS 5.29 a 5.31, são apresentadas as análises gráficas do parâmetro clorofila-a para as estações R4, R2 e R1, respectivamente.

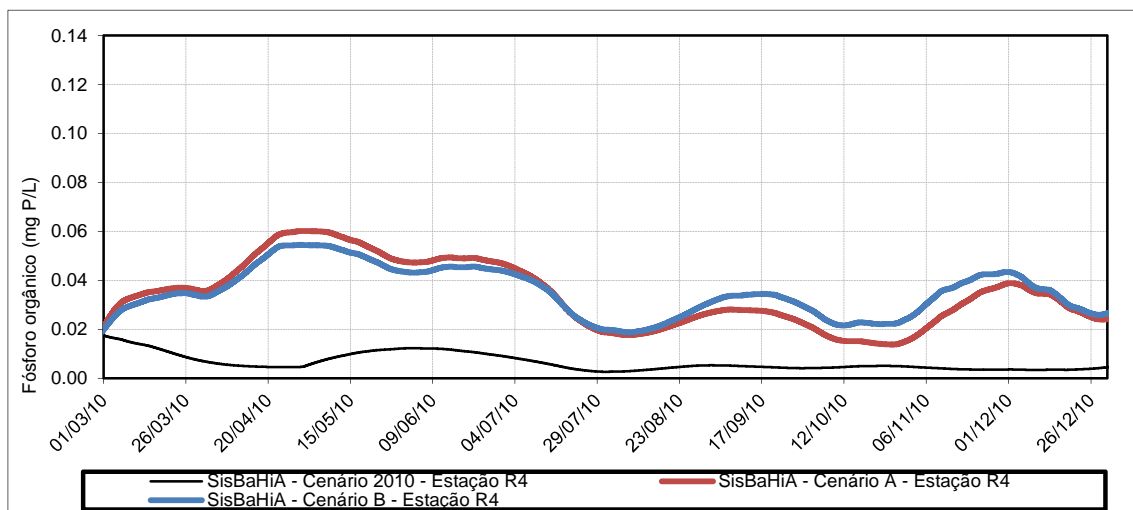


FIGURA 5.26 – VALORES DE FÓSFORO ORGÂNICO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R4 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

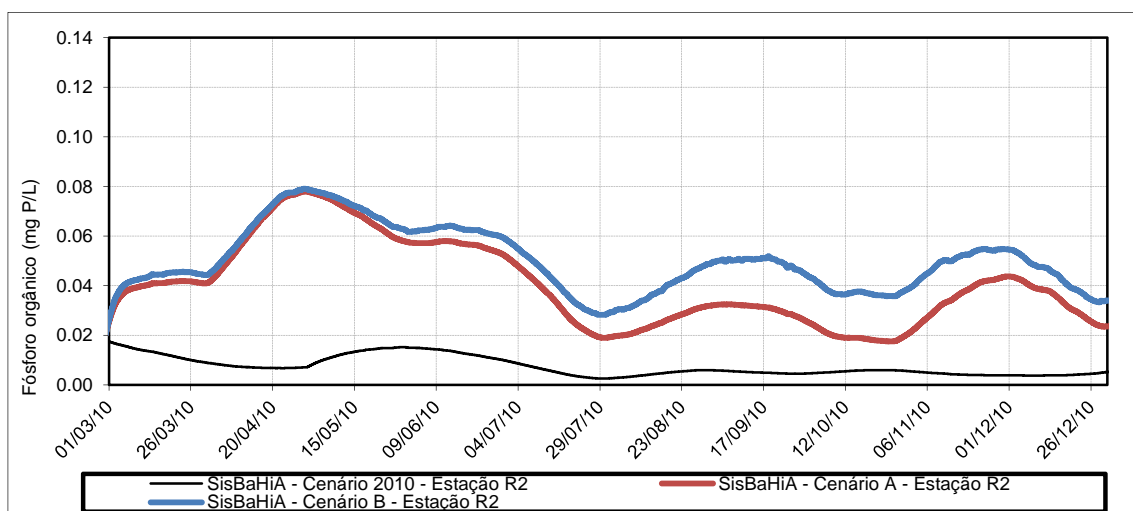


FIGURA 5.27 – VALORES DE FÓSFORO ORGÂNICO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R2 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

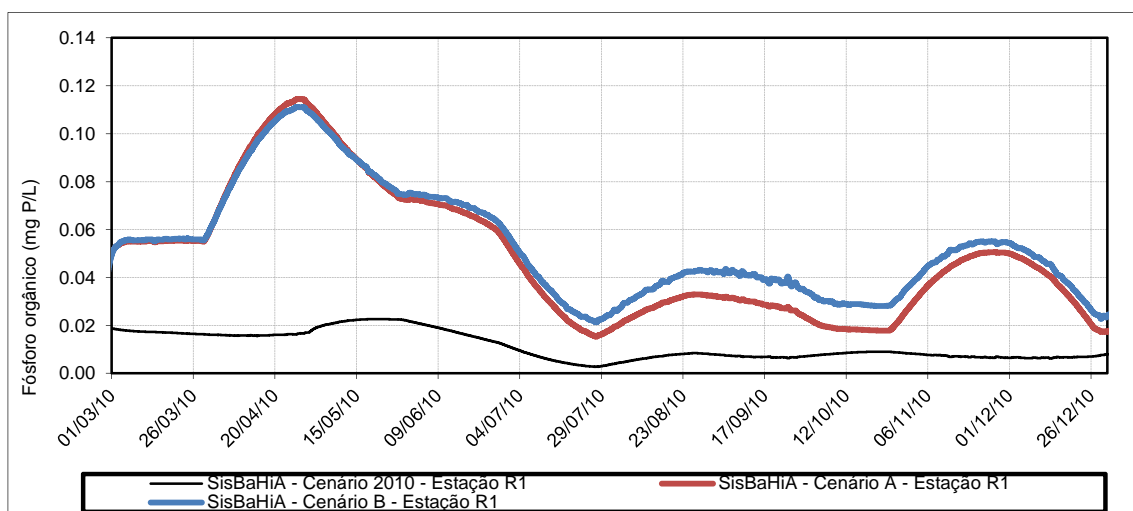


FIGURA 5.28 – VALORES DE FÓSFORO ORGÂNICO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R1 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

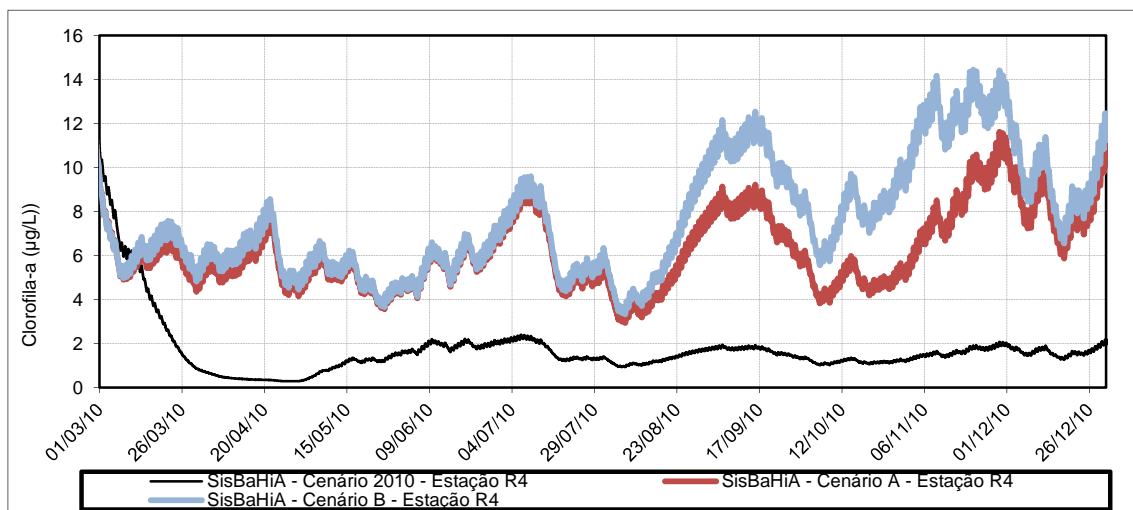


FIGURA 5.29 – VALORES DE CLOROFILA-A OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R4 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

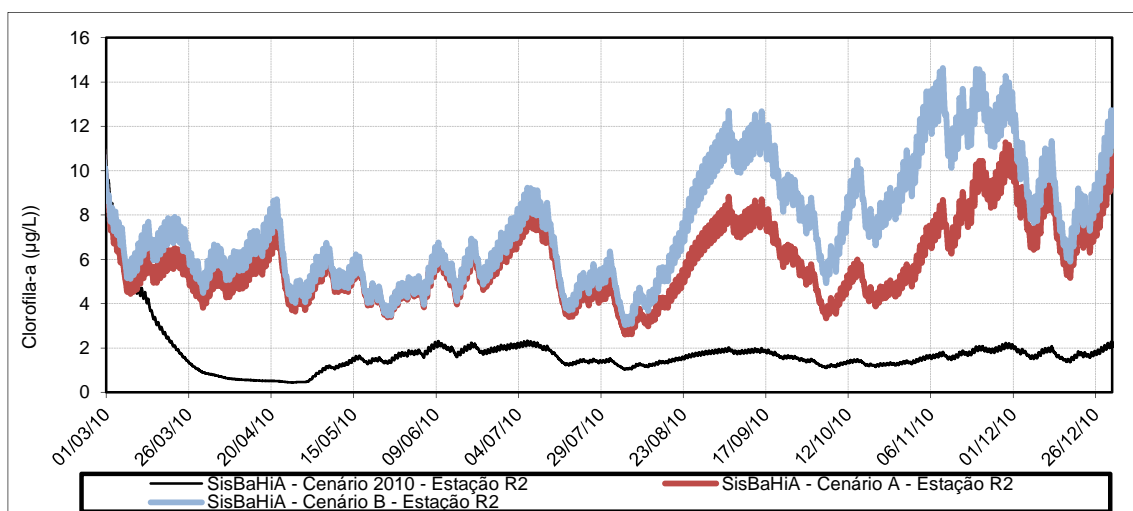


FIGURA 5.30 – VALORES DE CLOROFILA-A OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R2 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

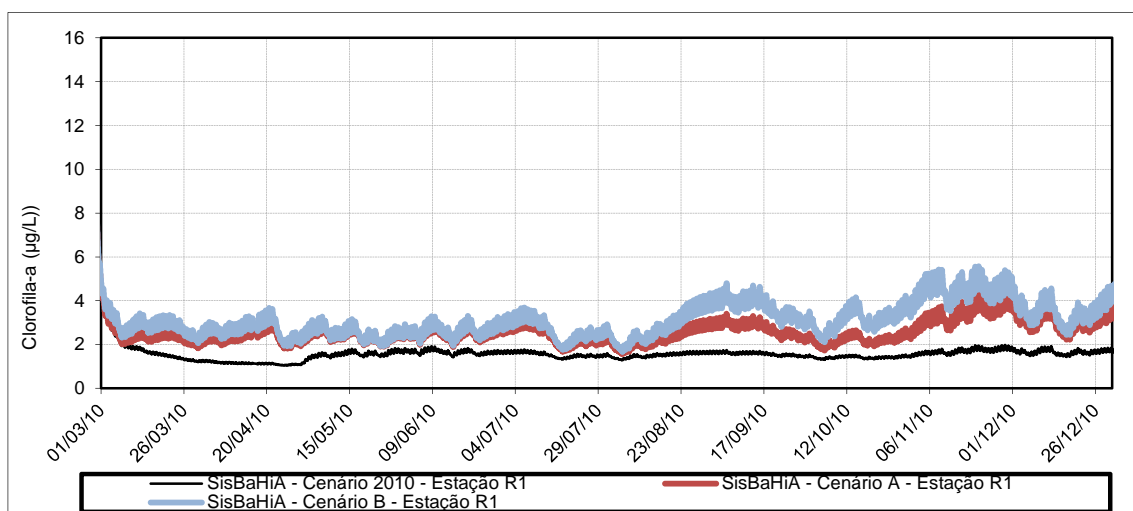


FIGURA 5.31 – VALORES DE CLOROFILA-A OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R1 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

Analisando as FIGURAS 5.29 a 5.31, é possível dizer que as estações R4 e R2 apresentam uma condição similar para o parâmetro clorofila-a, com valores máximos entre 14 e 16 µg/L no Cenário B e entre 10 e 12 µg/L no Cenário A, ambos no mês de novembro. O aumento da clorofila-a, em novembro, também foi observado na estação R1, mas atingiu concentrações máximas mais baixas, no valor de 5,8 µg/L.

Nos meses de agosto a setembro, é possível observar um aumento expressivo da concentração de clorofila-a, provavelmente associado ao aumento gradativo da temperatura na transição do inverno para o verão e da condição de mistura vertical que a coluna d'água apresenta, favorecendo o crescimento em termos de temperatura e disponibilidade de nutrientes. Nos meses de agosto a setembro, foi observado, também, um leve aumento da concentração de fósforo inorgânico, nutriente fundamental para o crescimento fitoplanctônico, além de nitrato (FIGURAS 5.32 a 5.34) e amônia (FIGURAS 5.35 a 5.37).

No mês de outubro, nota-se uma queda significativa na concentração de clorofila-a, embora a disponibilidade de fósforo inorgânico não apresente grandes alterações, e a temperatura não mostre grandes variações. Os compostos de nitrogênio, por outro lado, indicam uma queda brusca de concentração.

As concentrações de amônia impostas aos tributários do reservatório para as simulações dos três cenários apresentaram valores mais baixos no mês de outubro, com média de 0,054 mg/L (FIGURA 4.15). Os resultados do SisBaHiA[®], para o mês de outubro, produziram valores em torno de 0,05 mg/L na estação R1 nos três cenários, uma diminuição de 0,25 mg/L em comparação ao mês de setembro.

No caso das concentrações de nitrato dos tributários, no mês de outubro os valores de entrada variaram de 0,279 a 0,3531 mg/L, como mostra a FIGURA 4.15. Embora as concentrações no mês de outubro não sejam as mais baixas do período, possivelmente as condições de amônia geradas pelo modelo proporcionaram uma diminuição de nitrato, embora a disponibilidade de OD, no mês de outubro, favoreça o processo de nitrificação. Dessa forma, é possível observar a importância das condições de nitrogênio inorgânico para o crescimento fitoplanctônico.

O decréscimo da concentração de clorofila-a, no mês de dezembro, também pode ser observado em todos os cenários e nas estações R1, R2 e R4. Possivelmente, a razão pela diminuição do parâmetro está relacionada ao efeito de estratificação térmica da coluna d'água dos meses mais quentes, dificultando a circulação de nutrientes entre as camadas de epilímnio e hipolímnio. Em adição ao efeito de estratificação, no mês de dezembro, observa-se, também, a diminuição da concentração de fósforo inorgânico nas sub-bacias dos 14 tributários em comparação com o mês anterior.

Da mesma maneira que na FIGURA 5.18, os resultados de clorofila-a, gerados pelo SisBaHiA[®] para os Cenários A e B, apresentaram uma variabilidade diária para o parâmetro nas três estações do reservatório, indicando uma diminuição da concentração durante o período noturno e um aumento durante o período diurno.

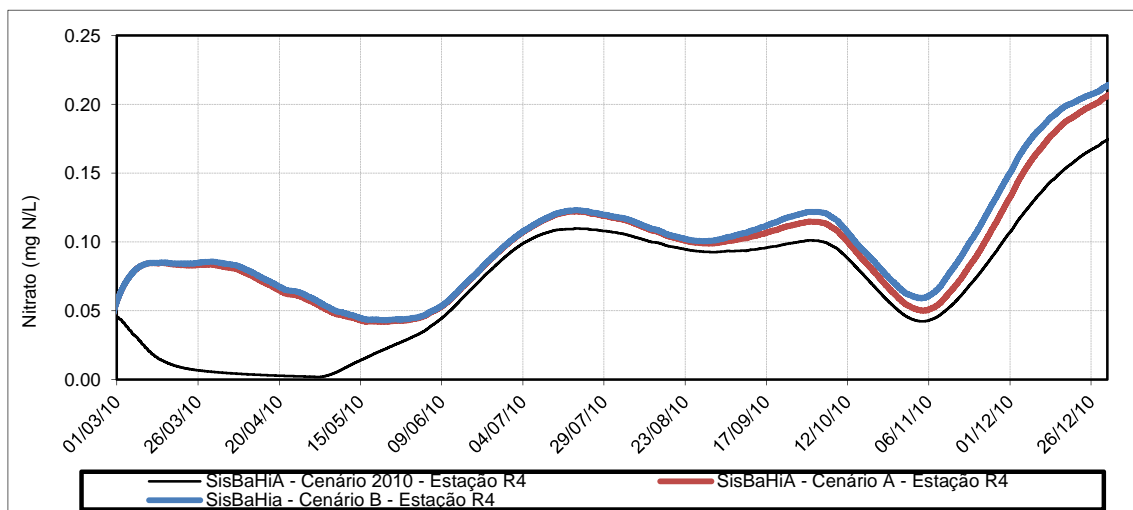


FIGURA 5.32 – VALORES DE NITRATO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R4 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

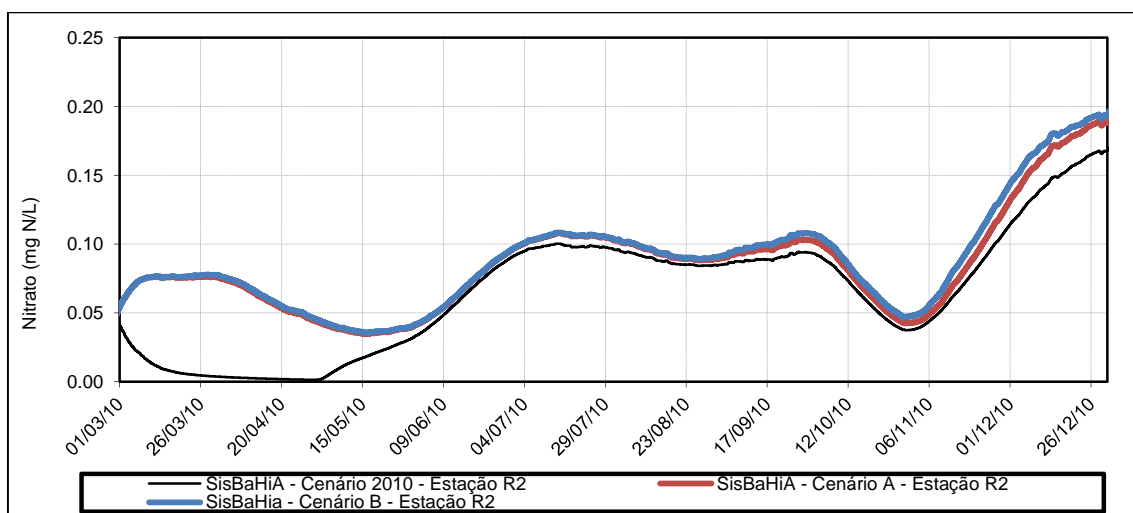


FIGURA 5.33 – VALORES DE NITRATO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R2 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

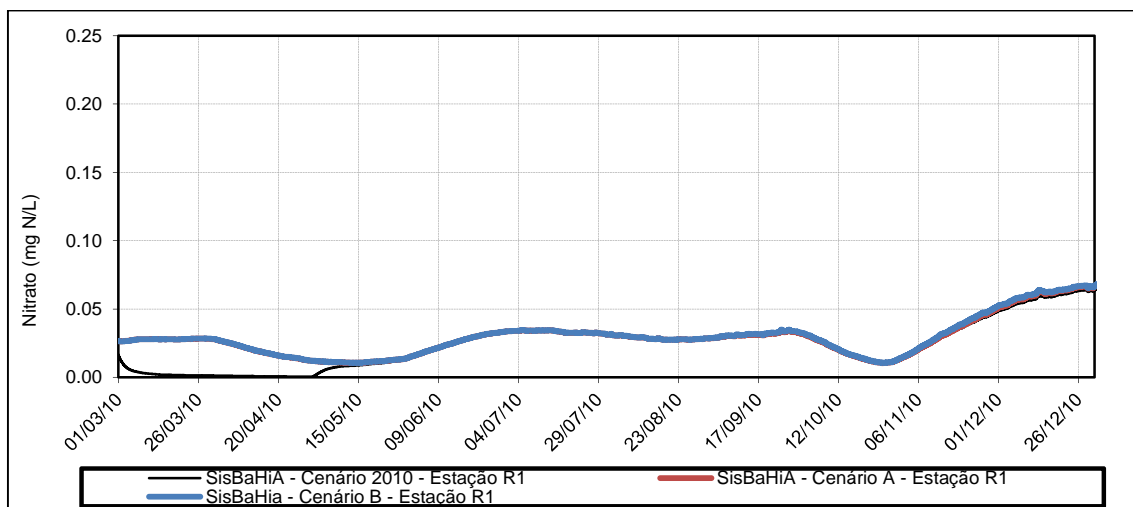


FIGURA 5.34 – VALORES DE NITRATO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R1 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

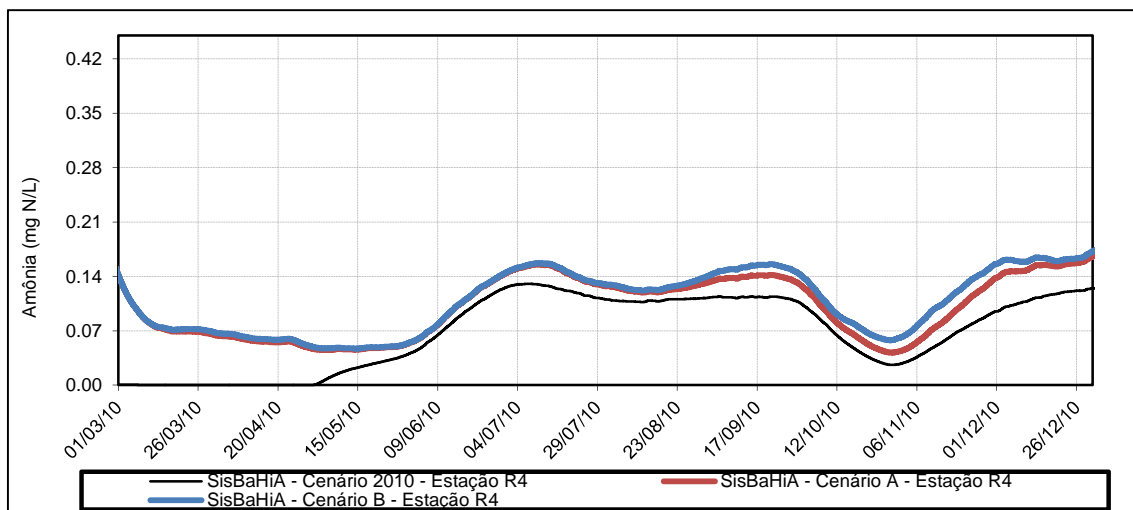


FIGURA 5.35 – VALORES DE AMÔNIA OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R4 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

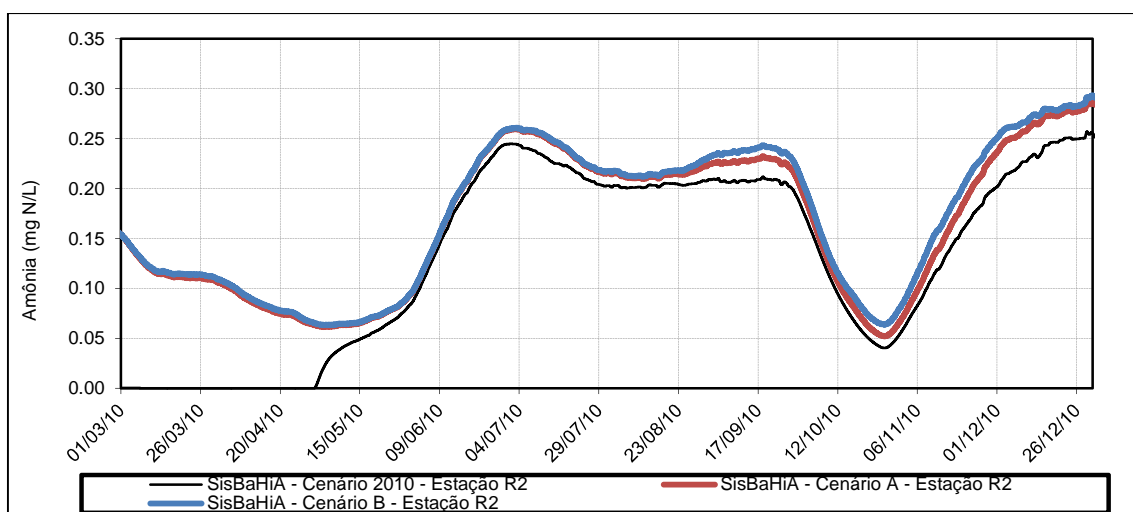


FIGURA 5.36 – VALORES DE AMÔNIA OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R2 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

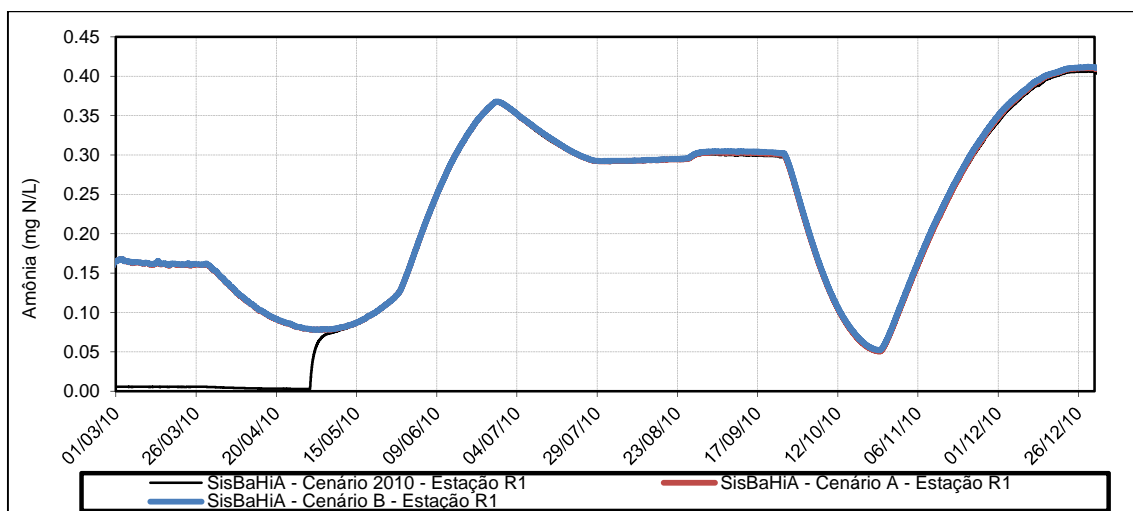


FIGURA 5.37 – VALORES DE AMÔNIA OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R1 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

Em relação ao parâmetro oxigênio dissolvido, a distribuição temporal entre os cenários não apresenta grandes variações relativas ao Cenário 2010, em nenhuma das estações do reservatório (FIGURAS 5.38 a 5.40). A distribuição espacial de OD para o período de simulação assemelha-se, portanto, à FIGURA 5.9, que mostra os resultados de oxigênio dissolvido obtidos pelo SisBaHiA[®] para o Cenário 2010.

A pouca variabilidade do comportamento de OD entre os cenários pode estar associado às reações de transformação presentes na dinâmica de outros parâmetros de qualidade da água, como o processo de nitrificação e de respiração do fitoplâncton.

A maior disponibilidade de OD, no mês de outubro, pode estar relacionada às elevadas concentrações de entrada dos tributários, no intervalo de 14,05 a 16,40 mg/L, como indica a FIGURA 4.15.

De uma maneira geral, a diferença em termos de magnitude na concentração de clorofila-a característica de cada cenário não proporcionou variações de magnitude no parâmetro OD durante todo o período de simulação, apenas variações temporais para uma mesma magnitude de oxigênio dissolvido em todos os cenários.

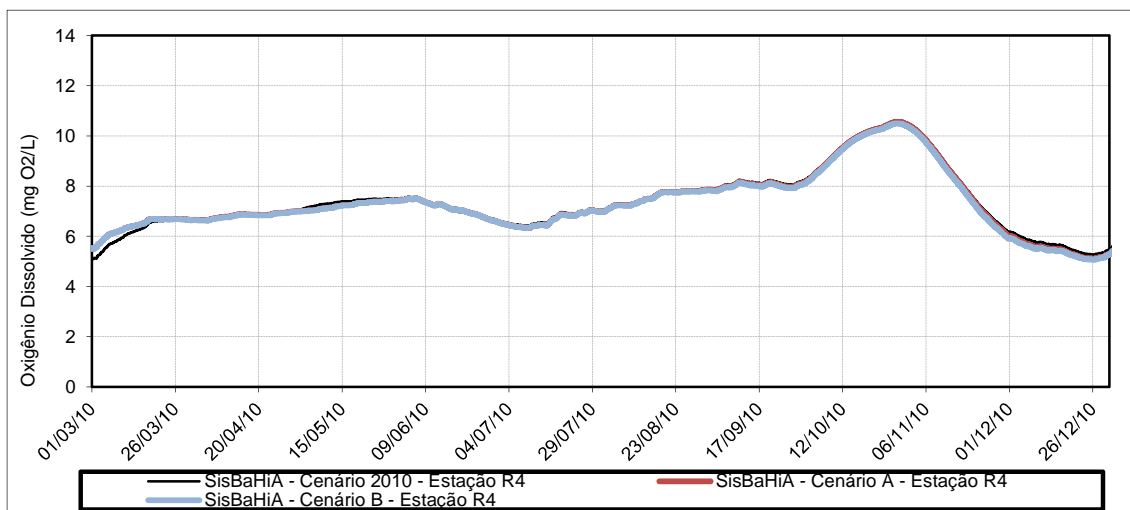


FIGURA 5.38 – VALORES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R4 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

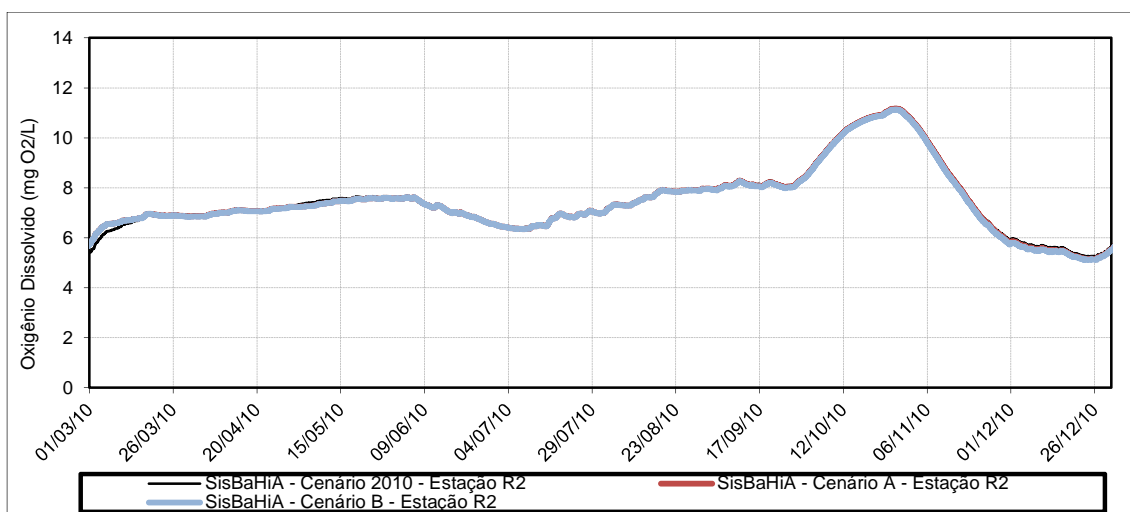


FIGURA 5.39 – VALORES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R2 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

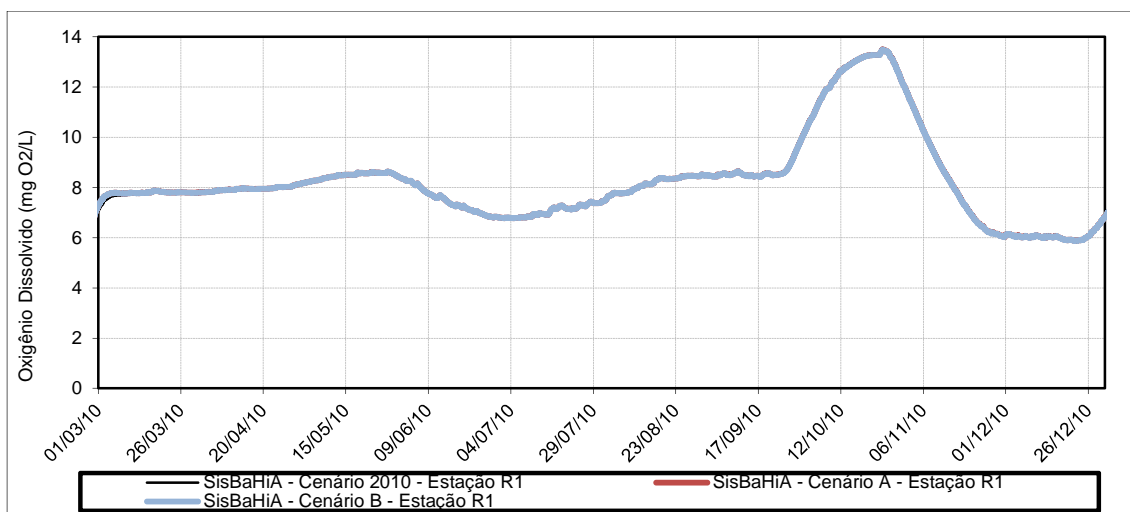


FIGURA 5.40 – VALORES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO OBTIDOS PELO SISBAHIA® PARA A ESTAÇÃO R1 NOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS RESULTADOS

A apresentação espacial do comportamento dos parâmetros fósforo inorgânico, fósforo orgânico e clorofila-a são mostradas nas FIGURAS 5.41 a 5.43, respectivamente.

A distribuição do parâmetro OD para os Cenários A e B segue o mesmo comportamento dos resultados obtidos para o Cenário 2010 (FIGURA 5.9).

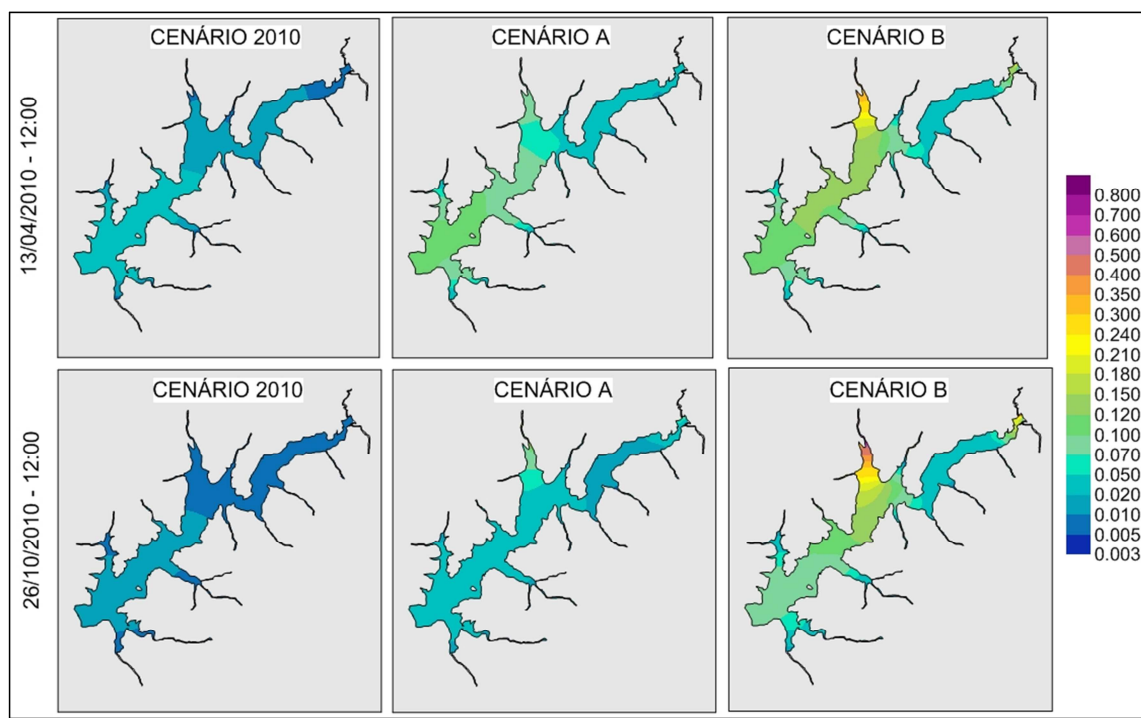


FIGURA 5.41 – DISTRIBUIÇÃO DE FÓSFORO INORGÂNICO OBTIDA PELO SISBAHIA® EM ABRIL E OUTUBRO

A distribuição de fósforo inorgânico do Cenário A para o mês de abril apresenta uma condição homogênea, quando comparada com a distribuição do Cenário B para o mesmo período. Dentre os tributários com lançamento de efluentes doméstico (TDN, TD4 e F4), destaca-se a TD4 como a principal sub-bacia urbana para contribuição de fósforo no reservatório.

A mesma observação feita para o fósforo inorgânico pode ser dada na distribuição de fósforo orgânico, com a diferença que, na região da estação R4, os valores de concentração são mais baixos comparados à estação R1.

Em relação à distribuição de clorofila-a, as condições mais críticas são observadas no Cenário B, principalmente no período de menor vazão (outubro). Analisando o Cenário A, o aumento do parâmetro foi maior no mês de abril, demonstrando a relação de efeito da carga difusa.

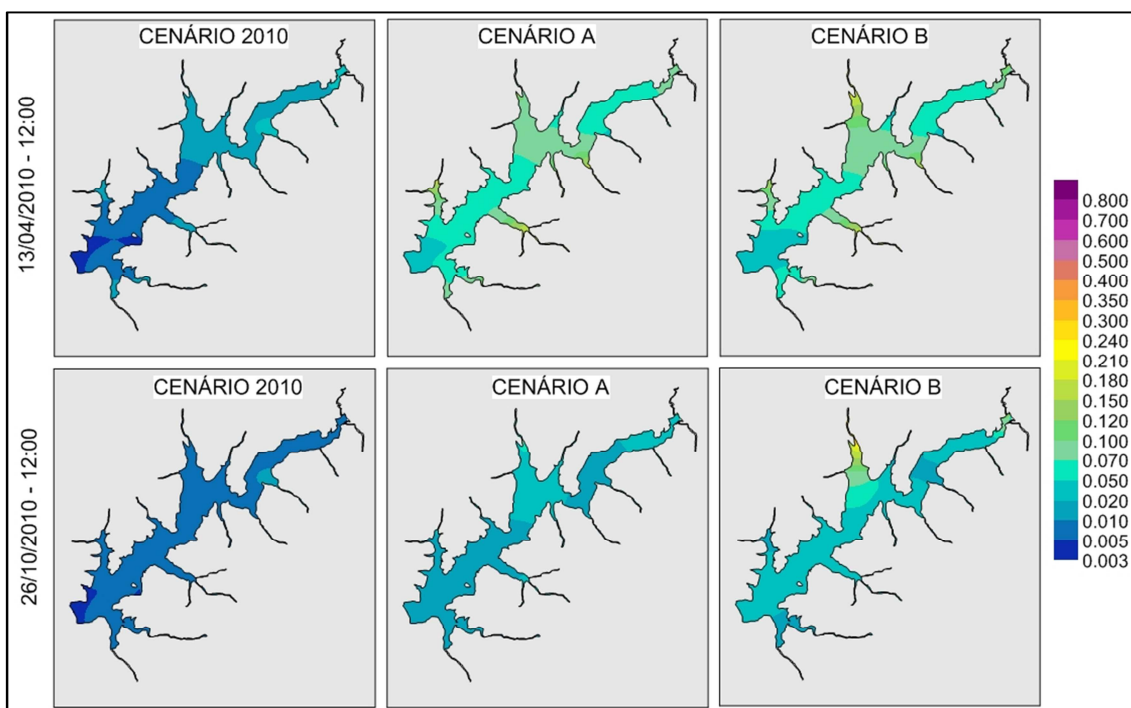


FIGURA 5.42 – DISTRIBUIÇÃO DE FÓSFORO ORGÂNICO OBTIDA PELO SISBAHIA® EM ABRIL E OUTUBRO

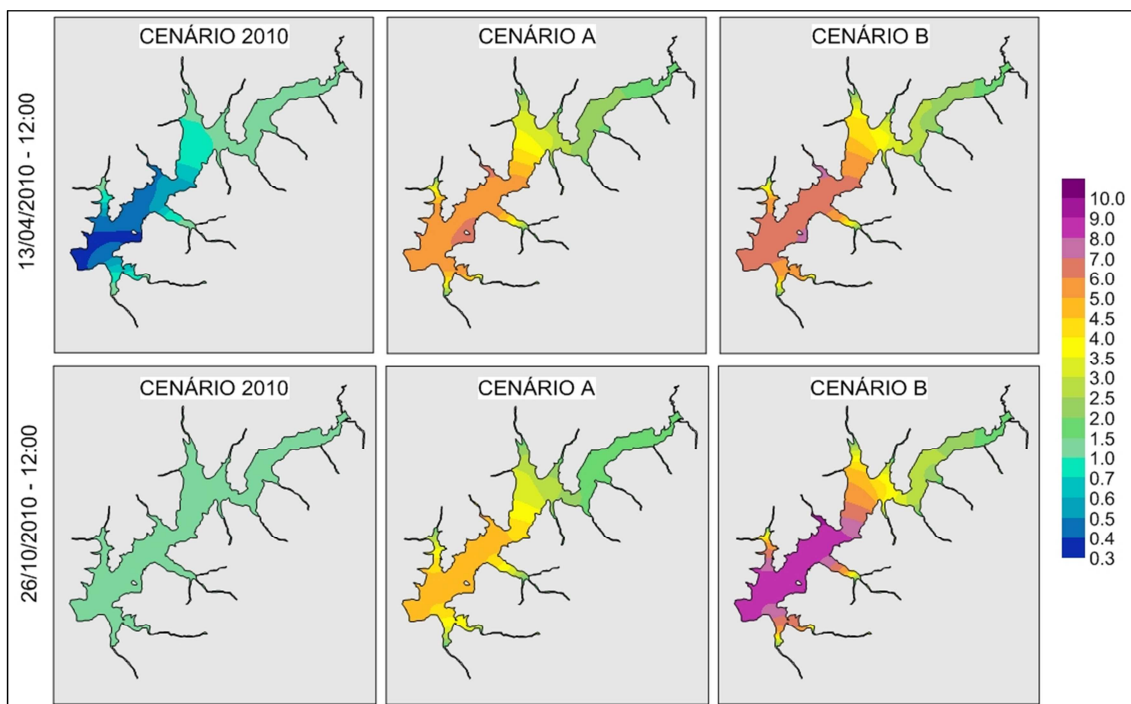


FIGURA 5.43 – DISTRIBUIÇÃO DE CLOROFILA-A OBTIDA PELO SISBAHIA® EM ABRIL E OUTUBRO

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

No presente trabalho, foi aplicado o modelo hidrodinâmico e o modelo de qualidade de água do SisBaHiA[®] com o objetivo de estudar o efeito de eutrofização no reservatório do Verde a partir de diferentes condições de aporte de fósforo no local.

Os resultados da simulação hidrodinâmica, etapa base para o processo de modelagem de qualidade de água, foram considerados satisfatórios para o período de estudo, sendo capaz de reproduzir os vórtices observados em campo, na região próxima à barragem. A variação de fluxo do reservatório mostrou grande relação com as condições de direção e velocidade do vento, principalmente na porção do reservatório com predominância das características lênticas, e uma baixa relação entre as vazões de entrada e a circulação hidrodinâmica.

Os resultados do MH demonstraram consistência do processo de discretização e uma boa convergência, quando comparado com as condições de campo, embora não tenha sido possível a calibração do modelo pelo módulo 3D.

Durante a elaboração do presente estudo, buscou-se analisar o módulo 3D do modelo hidrodinâmico no período de 2010 a 2012, com o intuito de calibrá-lo a partir da medição dos perfis de velocidade, em diferentes seções do longo do reservatório. Para tanto, foi realizada uma saída de campo no dia 21 de agosto de 2012 para aquisição dos dados de velocidade e profundidade em 5 seções transversais, utilizando o ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*), fabricado pela empresa americana *SonTek*, do Programa de Pós Graduação de Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente do Departamento de Engenharia Civil da UFPR (PPGERHA). A velocidade do barco atingiu o máximo de 1,69 m/s e a mínima de 0,08 m/s. Os perfis verticais de cada seção foram apresentados com intervalo de 5 segundos, e as profundidades máximas das seções variaram entre 5,2 m, mais a montante, e 11,69, mais a jusante.

Os módulos de velocidade dos perfis medidos pelo ADCP foram decompostos nas direções longitudinal e transversal e confrontados com os resultados do modelo hidrodinâmico e observações de campo. Essa análise demonstrou que os dados obtidos pelo equipamento apresentaram grande

variação em termos de direção e magnitude, mesmo em regiões mais profundas, onde a característica de ambientes lênticos é mais expressiva. Por esta razão, não foi possível realizar a calibração do modelo hidrodinâmico com os dados de campo e, portanto, o presente estudo buscou agregar confiabilidade aos resultados, a partir da comparação com o comportamento do fluxo observado em campo e com informações técnicas existentes.

Uma possível explicação para os resultados gerados pelo ADCP pode estar relacionada à influência do movimento do barco, visto que as velocidades de fluxo do reservatório são muito baixas. Nesse caso, uma alternativa para a medição dos perfis seria a instalação do ADCP em um ponto fixo ou, ainda, a utilização de outro equipamento de medição, como molinete hidrométrico.

Cabe destacar a importância do processo de calibração em estudos futuros, com o intuito de ajustar ainda mais o comportamento hidrodinâmico às condições reais do reservatório. Essa etapa busca suavizar as diferenças dos resultados do MQA em comparação com os dados de campo, no que diz respeito à dependência dos processos de transporte de substâncias pelos termos advectivos e difusivos.

Os resultados da simulação do MQA para o Cenário 2010 reproduziu de forma satisfatória as variações térmicas do sistema em termos médios, com diferença relativa média de 0,095 para o período simulado. A calibração do MQA para o parâmetro temperatura da água é de fundamental importância no processo de modelagem, visto que uma série de processos de transformações químicas e bioquímicas está relacionada com as condições térmicas do sistema. Embora o MQA do SisBaHiA[®] não trabalhe a variação vertical das concentrações das substâncias, a aproximação do resultado médio gerado pelo modelo em comparação ao valor médio do perfil térmico monitorado em campo possibilita a análise média dos efeitos de estratificação térmica e de mistura completa, como o caso da distribuição de OD ao longo do período de simulação, que mostrou valores mais baixos nos meses de mais quentes, quando observada a região com características lênticas.

As diferenças relativas calculadas na análise dos resultados do Cenário 2010 indicaram valores mais elevados para os compostos de fósforo e nitrogênio, sendo que, para os parâmetros nitrato e amônia, os valores do modelo tendem a ser mais baixos que os medidos em campo, e os valores de

fósforo inorgânico tendem a ser mais elevados. Essa observação cabe para a estação R4, localizada na região de característica lântica do reservatório.

A periodicidade das medições dos tributários e as condições estabelecidas para a entrada dos dados de qualidade da água do Cenário 2010 podem justificar as diferenças encontradas para os compostos de fósforo e nitrogênio. No caso do nitrogênio, o parâmetro nitrogênio orgânico pode ter sido subestimado dentro da consideração definida, uma vez que não foi possível calcular o parâmetro, em virtude de algumas inconsistências dos dados de nitrogênio total medidos em campo.

As diferenças encontradas podem estar relacionadas, também, aos valores dos coeficientes e taxas adotados pelo modelo para os processos de transformações envolvidas na dinâmica de cada parâmetro.

No caso do fósforo inorgânico, as diferenças observadas podem estar relacionadas com o processo de mineralização ou ainda com a baixa concentração de fitoplâncton para o Cenário 2010, o que pode elevar as concentrações de fósforo inorgânico, em determinado período.

Os resultados apresentados para o Cenário 2010 podem servir de comparação para estudos futuros, inclusive para a melhoria do sistema de monitoramento de qualidade da água dos tributários e do próprio reservatório.

Durante o desenvolvimento dos Cenários A e B, cabe destacar a estimativa dos coeficientes de exportação de origem agrícola, realizada pelo processamento dos dados de monitoramento de qualidade da água e de vazão da estação TE10, além das informações de uso e ocupação do solo na bacia do rio Verde. A estimativa desses coeficientes buscou expressar a interrelação existente entre o aporte de fósforo e o escoamento superficial da sub-bacia. Os valores encontrados foram considerados satisfatórios e apresentaram uma variação em termos de magnitude dentro do que é observado em outros estudos.

O incremento da concentração de fósforo orgânico e inorgânico nos Cenários A e B provocou um aumento do crescimento fitoplanctônico em comparação com o Cenário 2010, sendo que, no Cenário B, a variação é, ainda, mais expressiva no período de julho a novembro das estações R4 e R2, de acordo com as FIGURAS 5.25 e 2.26, respectivamente.

As condições mais críticas, em termos de clorofila-a, foram identificadas através da distribuição espacial dos meses de abril e outubro para todos os cenários. O resultado dessa análise destaca as cargas de origem doméstica como a principal fonte de contribuição de fósforo na bacia, em condições de maior concentração nos meses de menor vazão. Dentre as sub-bacias com contribuição urbana, salienta-se a contribuição da estação TD4, que concentra a maior parte da população do município de Campo Largo dentro da bacia de drenagem do reservatório do rio Verde.

Analisando o Cenário A, o aumento de clorofila-a foi maior no mês de abril, indicando a relação de efeito do aporte de fósforo de origem agrícola, mesmo que em menor magnitude, quando comparado ao Cenário B.

Apesar das alterações em termos de clorofila-a, é importante destacar que a variação de OD ao longo do período de simulação dos Cenários A e B foram bastante similares ao comportamento do parâmetro no Cenário 2010. Dessa forma, pode-se concluir que as alterações de fitoplâncton no reservatório do Verde, até os valores máximos de 14,45 µg/L, não conferem alterações na condição média de oxigênio dissolvido.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBOT, M. B. AND BASCO, R. **Computational fluid mechanics, an introduction for engineering**. Longman Group, UK Limited. 1989.

ALMEIDA A. B.; EIGER, S.; ROSMAN P. C. C. **Métodos numéricos em recursos hídricos 3**. ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Rio de Janeiro-RJ. Cap. 2, p. 130-135. 1993.

ANDRADE, R. C. **Uma nova abordagem para a solução numérica de problemas de advecção e difusão multidimensional em corpos d'água naturais**. Universidade do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado. Rio de Janeiro-RJ. 2006.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; CUNHA, C. L. N. **Eutrofização e a estrutura dos estudos**. In: CUNHA, C. L. N.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; ANDREOLI, C. V. Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR. Editora: UFPR. Curitiba-PR. p. 29-38. 2011. a.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C.; GUTSEIT, K. C.; XAVIER, C. F. **Caracterização geral da bacia**. In: CUNHA, C. L. N.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; ANDREOLI, C. V. Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR. Editora: UFPR. Curitiba-PR. p. 41-57. 2011. b.

ANA. Agência Nacional da Água. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil: 2012**. Brasília. item 4.9. 2012.

ARBAGE, M. C. A.; DEGRAZIA, G. A.; MORAES, O. L. L. **Simulação euleriana da dispersão local da pluma de poluente atmosférico de Candiota-RS**. In: Revista Brasileira de Meteorologia. V. 21, n.2, p 153-160, 2006.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357/2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos e água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005.

_____. **Resolução CONAMA nº 359/2005**. Dispõe sobre a regulamentação do teor de fósforo em detergentes em pó para uso em todo o território nacional e dá outras providências. 2005.

BITTENCOURT, S. **Carga máxima de fósforo admissível ao reservatório Piraquara II, Região Metropolitana de Curitiba, uma aplicação do processo TMDL**. Universidade Federal do Paraná. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. Curitiba-PR. 2003.

CANEPARO, S. C.; FRICK, E. C. L.; PEREIRA, G. H. A.; DRUSZAZ, M. B. A.; SILVA, J. J. I.; **Base de dados para o diagnóstico e análise ambiental da bacia do rio Verde – o modelo digital do ambiente**. In: CUNHA, C. L. N.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; ANDREOLI, C. V. Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR. Editora: UFPR. Curitiba-PR. p. 63-87. 2011.

CARNEIRO, C. **A movimentação por veiculação hídrica do fósforo e outros macronutrientes químicos sob a influência de fatores naturais e tecnogênicos na bacia do rio Timbu, tributário do reservatório Iraí – Região Metropolitana de Curitiba**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Geologia. Universidade Federal do Paraná. Curitiba-PR. 2008.

CHAPRA, S. C. **Surface water quality modeling**. Waveland Press. Long Grove. Illinois. Cap. 8, p 137-157. 1997.

COPPETEC – Fundação Coordenação de Projetos, Pesquisas e Estudos Tecnológicos. **Modelagem da circulação e qualidade das águas nos reservatórios de Furnas e Três Marias – MG, para planejamento de aquicultura**. COPPE/UFRJ. 2007.

CHIMNEY, M.; FINK, L.; PATHAK, C.; PICCONE, T.; WAN, Y.; WHITE, M.; PRYMAS, A.; TUCKER, R. **Reservoir phosphorous uptake model**. Capítulo: *Water Quality Modeling. Florida*. Projeto *Everglades Agricultural Area Storage Reservoirs*. Elaborado pela *US Army Corps of Engineers* e pela *South Florida Water Management District* 2003.

CUNHA, C. L. N.; FRANS, G.; SOARES, A. P. K.; GOLÇALVES, J. E.; ROSMAN, P. C. C. **Hidrodinâmica e transporte no reservatório do rio Verde**. In: CUNHA, C. L. N.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; ANDREOLI, C. V. Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR. Editora: UFPR. Curitiba-PR. p. 249-282. 2011.

CUNHA, C. L. N.; ROSMAN, P. C. C.; FERREIRA, A. P.; MONTEIRO, T. C. N. **Hydrodynamics and water quality models applied to Sepetiba Bay**. Continental Shelf Research, v. 26, pp. 1940-1953. 2006.

DIAS, N. L. **Obtenção de uma solução analítica da equação de difusão – advecção com decaimento de 1ª ordem pelo método da transformação de similaridade generalizada**. RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Vol 8, n 1, 181-188. 2003.

DOETZER, B. H. W.; BERTHOL, O.; BUBLITZ, U.; CARNEIRO, S. **Diagnóstico e avaliação agropecuárias na bacia do rio Verde**. Relatório Semestral nº03. Projeto Interdisciplinar sobre Eutrofização na Bacia do Rio Verde. 2009.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Ed. Interciência/FINEP. Rio de Janeiro. 1ª edição. Cap.3, p.47-55. Cap. 9, p 123-140. 1998.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Ed. Interciência/FINEP. Rio de Janeiro. 3ª edição. Cap. 14, p 279-281. Cap. 19, p 349-354. Cap.21, p 384-388, p. 403-410., p.425-428. 2011.

FISCHER, H. B.; LIST, E. J. KOH, R. C. Y.; IMBERGER, J.; BROOKS, N. H. **Mixing in inland and coastal water**. Academic Press. California-EUA. p 65-71. 1979.

FRANZ, G. A. S. **Desenvolvimento, aplicação e análise do modelo de qualidade da água e eutrofização do SisBaHiA®**. Universidade Federal do Paraná. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação de Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Curitiba-PR. 2010.

GARÇÃO, H. F. **Desenvolvimento de modelo lagrangiano de partículas considerando os efeitos do vento e espalhamento de manchas de óleo**.

Universidade Federal do Espírito Santo. Dissertação de Mestrado. Vitória-ES. 2010.

GOBBI, M. F.; NOCKO, H. **Capacidade de abastecimento do reservatório do rio Verde**. In: *Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde*. Org. por Cunha, C.L.N., Gobbi, E.F., Cleveron V.A. e Carneiro C., ed. UFPR, Curitiba-PR, v.1, pp. 147-167. 2011.

GOLÇALVES, N. D. F. **Método dos volumes finitos em malhas não-estruturadas**. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Portugal. Dissertação de Mestrado. 2007.

GOMES, M. C. A. D. A.; PEREZ, L. S. N.; CURCIO, R. L. S. **Avaliação da poluição por fontes difusas afluentes ao reservatório Guarapiranga**. São Paulo: SMA – Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo, 1998.

HIRSCH, C. **Numerical computation of internal & external flows**. v.1 – Fundamentals of numerical discretization. Ed. Wiley. Part II, p. 161-166. Cap. 4, p.167-173. Cap.5, p. 201-205. Cap. 6, p. 237-246. 1988.

HORNE, A.; GOLDMAN, C. **Limnology**. Ed. McGraw-Hill Science/Engineering/Math. 2ª edição. Cap. X, p. X – X. 1994.

IAP. Instituto Ambiental do Paraná. **Monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do Estado do Paraná no período de 2005 a 2008**. Paraná. 2009.

JULIANO, M. M. F.; NEVES, R.; RODRIGUES, P. P. G. W.; JUNIOR, J. L.; FERNANDES, R. **Aplicação da plataforma MOHID para simulação computacional de deriva oceânica de petróleo na bacia de Campos-RJ**. In: Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego. v.6, n.1 .2012.

JUNIOR, M. G. F. **Uso de modelagem na avaliação da capacidade suporte de reservatórios com projetos de aquicultura, tendo o fósforo como fator limitante**. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica. Rio de Janeiro/RJ. 2011.

LEITE, A. E. B. **Simulações do lançamento de esgotos domésticos em rios usando o modelo de qualidade d'água, SisBaHiA®**. FIOCRUZ – Fundação Oswaldo Cruz. Escola Nacional de Saúde Pública. Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental. Rio de Janeiro/RJ. 2004..

MALISKA, C. R. **Transferência de Calor e Mecânica dos Flúidos Computacional**. Ed. LTC – Livros Técnicos e Científicos. Cap.1, p.5. Cap. 4, p 36-38. 1995.

MARTINS, J. R. S. **Processos em reservatórios e lagos**. *In*: Decaimento e Mistura de Poluentes no Meio Ambiente. Material didático. Escola Politécnica da USP. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Cap.6. Revisão 2008.

MELCHTRY, S. B. V. **Modelagem de transporte por substâncias passivas em corpos de água rasos**. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós-graduação em Ciências e Engenharia Oceânica. Rio de Janeiro-RJ. 1991.

MUHAMMETOGLU, A. B.; SOYUPAK, S. **A three-dimensional water quality-macrophyte interaction model for shallow lakes**. *Ecological Modelling*, v. 113, pp. 161-180. 2000.

PEREIRA, R. S. **Métodos numéricos para solução da equação de transporte de massa**. *In*: Anais do II SEMENGO – Seminário e Workshop em Engenharia Oceânica. Universidade Federal do Rio Grande. Rio Grande/RS. 2006.

PORTO, R. L.; BRANCO, S. M.; CLEARLY, R. W.; COIMBRA, R. M.; EIGER, S.; LUCA, S. J.; NOGUEIRA, V. P. Q.; PORTO, M. F. A. **Hidrologia ambiental**. Ed. Universidade de São Paulo. São Paulo. Coleção ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos v. 3. Parte II. Cap. 2, p. 177 – 200. 1991.

ROSMAN, P. C. C. **Um sistema computacional de hidrodinâmica ambiental**. *In*: Métodos Numéricos em Recursos Hídricos. ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Vol. 5. 2001.

ROSMAN, P. C. C. **Referência técnica do SisBaHiA®**. Versão 2013. Disponível em http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/SisBAHIA_RefTec_V92.pdf. Visitado em 10 de abril de 2013. 2013.

SHENG, Y. P.; VILLARET, C. **Modeling the effect of suspended sediment stratification on bottom exchange processes**. *Journal Geophys. Res.*, v. 94, pp.1429-1444. 1989.

SOTO, Y. J. M. **A modelagem hidrodinâmica como apoio à tomada de decisão em caso de derrame de óleo na parte interna do complexo estuário Antonina-Paranaguá-PR**. Dissertação de Mestrado. Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Universidade Federal do Paraná. 2004.

SPIVAKOVSKAYA, D.; HEEMINK, A. W.; DELLERSNIJDER, E. **Lagrangain modelling of multi-dimensional advection-diffusion with space-varying diffusivities: theory and idealized test cases**. *In: Ocean Dynamics*. n 57, 189-203, DOI 10.1007/s10236-007-0102-9. 2007.

THOMANN, R. V.; MULLER, J. A. **Principle of surface water quality modeling and control**. Harper and Row. New York-EUA. 1987.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Editora UFRGS/ABRH. Edição 2012. Cp. 10, p. 373-378. 1993.

USGS – United States Geological Survey. **Light attenuation in shallow, turbid, reservoir, lake Houston, Texas**. *In: Water-Resources Investigations*. Report 97-4064. Texas-EUA. 1997.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. *In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 3ª edição. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Cp.3, p 215-234. 2005.

WHITE, F. M. **Mecânica dos Fluidos**. Ed. Bookman Companhia. 6ª edição. Cap. 1. 2011.

WROBEL, L. C.; EIGER, S.; TUCCI, C. E.; CIRILLO, J. A.; CABRAL, J. P. **Métodos numéricos em recursos hídricos**. ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Rio de Janeiro. Cap. 1, p 1-48. 1989.

XAVIER, C. F. **Avaliação da influência do uso e ocupação do solo e de características geomorfológicas sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da Região Metropolitana de Curitiba – Paraná**. Universidade Federal do Paraná. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo. Curitiba/PR. 2005.

ANEXO 1

SÍMBOLO	DESCRIÇÃO DO PARÂMETRO	VARIAÇÃO	VALOR ADOTADO
kg(20)	Taxa de crescimento do fitoplâncton (1/d)	0,2 – 8,0	3,5
θ_g	Fator de correção da temperatura para o crescimento de fitoplâncton*	1,01 – 1,2	1,066
k_{SN}	Constante de meia saturação de N ($\mu\text{g N/L}$)*	1,4 – 400,0	25,0 – 200,0
k_{SP}	Constante de meia saturação de P ($\mu\text{g P/L}$)*	0,5 – 80,0	20,0
is	Nível ótimo de luz (ly/d)	200, 0 – 350,0	145,0
ksa	Constante de meia saturação para o período pra predação de zooplâncton sobre alga ($\mu\text{gChla/L}$)	2,0 – 25,0	PD
θ_{gz}	Fator de correção da temperatura para a predação de fitoplâncton por zooplâncton	-	PD
kgz(20)	Taxa de predação do fitoplâncton pelo zooplâncton ($\text{m}^3/\text{gC.d}$)	0,5 – 5,0	PD
kra(20)	Perdas de fitoplâncton por respiração e excreção a 20°C (1/d)	0,005 – 0,8	0,2
θ_{ra}	Fator de correção da temperatura para perdas de fitoplâncton por respiração e excreção*	-	1,08
krz(20)	Perdas do zooplâncton por respiração e excreção a 20°C (1/d)	0,001 – 0,36	PD
θ_{rz}	Fator de correção da temperatura para perdas do zooplâncton por respiração e excreção	-	PD
ez	Eficiência da predação do zooplâncton sobre algas	0,4 – 0,8	PD
θ_{gzc}	Fator de correção da temperatura para perdas de zooplâncton por predação	-	PD
kgzc(20)	Perdas do zooplâncton por predação a 20°C (1/d)	0,001 – 0,1	PD
fon	Fração de morte e respiração do fitoplâncton reciclada para nitrogênio orgânico *	-	0,5
kam	Constante de meia saturação para preferência de N amoniacal ($\mu\text{g/L}$)*	-	50,0
roc	Quantidade de oxigênio consumido na decomposição de uma grama de carbono orgânico (gO/gC)*	-	2,67
rpa	Razão fósforo/clorofila-a nas células das algas (gP/gChla)*	0,5 – 1,0	1,0
rna	Razão nitrogênio/clorofila-a nas células das algas (gN/gChla)*	2,7 – 29,0	7,2
rca	Razão carbono/clorofila-a nas células das algas (gC/gChla)	10,0 – 100,0	10,0
θ_{12}	Coeficiente de temperatura para a nitrificação*	1,02 – 1,08	1,08
θ_{2d}	Coeficiente de temperatura para desnitrificação*	1,02 – 1,09	1,045
θ_{71}	Coeficiente de temperatura para amonificação*	1,02 – 1,09	1,08
θ_{83}	Coeficiente de temperatura para mineralização do fósforo orgânico*	1,02 – 1,09	1,08
θ_a	Coeficiente de temperatura pra reaeração*	1,008 – 1,047	1,024
θ_d	Coeficiente de temperatura para desoxigenação *	1,02 – 1,15	1,047
θ_s	Coeficiente de temperatura para demanda de oxigênio no sedimento*	-	1,08
fd5	Fração de DBO dissolvido na coluna d'água*	0,1 – 0,9	0,5
fd7	Fração de nitrogênio orgânico dissolvido na coluna d'água*	0,1 – 1,0	1,0
fd8	Fração de fósforo orgânico dissolvido na coluna d'água*	0,1 – 1,0	0,85
fop	Fração de morte e respiração do fitoplâncton reciclado para fósforo orgânico *	0,1 – 0,9	0,5
k12(20)	Coeficiente de nitrificação em 20°C (1/d)	0,03 – 0,9	0,18
kd(20)	Coeficiente de desnitrificação em 20°C (1/d)	0 – 1,0	0,01
k71(20)	Coeficiente de amonificação em 20°C (1/d)	0,001 – 0,2	0,01
k83(20)	Coeficiente de mineralização de fósforo orgânico em 20°C (1/d)	0,001 – 0,8	0,02
ka(20)	Coeficiente de reaeração em 20°C (1/d)*	0,1 – 5,0	1,38
kd(20)	Coeficiente de desoxigenação em 20°C (1/d)	0,01 – 1,5	0,5
kDBO	Constante de meia saturação para oxigenação de DBO (mg O/L)*	-	0,5
kNIT	Constante de meia saturação da nitrificação por limitação de oxigênio (mg O/L)*	0,05 – 2,0	0,5
kNO ₃	Constante de meia saturação da desnitrificação por limitação de oxigênio (mg O/L)*	-	0,1
kea	Taxa de mortalidade do fitoplâncton (1/d)	0,003 – 0,17	0,1
kez	Taxa de mortalidade do zooplâncton (1/d)	0,001 – 0,125	PD
S OD(20)	Demanda de oxigênio no sedimento em 20°C ($\text{g O/m}^2.\text{d}$)*	0,2 – 4,0	1,0
Vs3	Velocidade de deposição da substância orgânica (m/d)	0,2 – 2,3	0,01
Vs4	Velocidade de deposição da biomassa (m/d)	0 – 30,0	0,1
Vfr	Velocidade de deposição do fósforo inorgânico (m/d)	-	0,01

* mesmos valores adotados para o estudo de Cunha *et al.* (2011).

Legenda: PD: parâmetro desconsiderado