



**ESTUDO DAS VARIÁVEIS INTERVENIENTES NO BALANÇO  
QUALI-QUANTITATIVO DE UM SISTEMA BACIA-LAGO: O CASO DO LAGO  
PARANOÁ - DF**

**GILLIARD NUNES**

**Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos  
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental**

**FACULDADE DE TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**ESTUDO DAS VARIÁVEIS INTERVENIENTES  
NO BALANÇO QUALI-QUANTITATIVO DE UM  
SISTEMA BACIA-LAGO: O CASO DO LAGO  
PARANOÁ - DF**

**GILLIARD NUNES**

**TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE EN-  
GENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE TECNOLO-  
GIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUI-  
SITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR  
EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS**

**BRASÍLIA/DF, OUTUBRO-2022**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**ESTUDO DAS VARIÁVEIS INTERVENIENTES  
NO BALANÇO QUALI-QUANTITATIVO DE UM  
SISTEMA BACIA-LAGO: O CASO DO LAGO  
PARANOÁ - DF**

**GILLIARD NUNES**

**ORIENTADOR: RICARDO TEZINI MINOTI**

**COORIENTADOR: SERGIO KOIDE**

**TESE DE DOUTORADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E  
RECURSOS HÍDRICOS**

**PUBLICAÇÃO: PPGTARH. TD-027/2022**

**BRASÍLIA/DF, OUTUBRO-2022**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**  
**PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS**  
**ESTUDO DAS VARIÁVEIS INTERVENIENTES NO BALANÇO**  
**QUALI-QUANTITATIVO DE UM SISTEMA BACIA-LAGO: O CASO DO LAGO**  
**PARANOÁ - DF**

**GILLIARD NUNES**

TESE DE DOUTORADO SUBMETIDO AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS.

APROVADA POR:

---

**PROF. RICARDO TEZINI MINOTI, PhD (ENC-UnB)**

**Orientador**

---

**PROF. CARLOS HENRIQUE RIBEIRO LIMA, PhD (ENC-UnB)**

**Examinador Interno**

---

**PROF. JOSÉ RODOLFO SCARATI MARTINS, Doutor (PHA-USP)**

**Examinador Externo**

---

**TALITA FERNANDA DAS GRAÇAS SILVA, Doutora (UFMG)**

**Examinadora Externa**

**BRASÍLIA/DF, OUTUBRO-2022**

## FICHA CATALOGRÁFICA

NUNES, GILLIARD

Estudo das variáveis intervenientes no balanço quali-quantitativo de um sistema bacia-lago: O caso do lago Paranoá - DF.

xviii, **229p.**, 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Doutor, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2022).

Tese de Doutorado - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Modelagem Matemática

4. Bacia hidrográfica

2. Lagos/Reservatórios

5. Balanço hídrico

3. SWAT/CE-QUAL-W2

6. Qualidade da água

I. ENC/FT/UnB

II. Título (Série)

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

NUNES, G. (2022). *Estudo das variáveis intervenientes no balanço quali-quantitativo de um sistema bacia-lago: O caso do lago Paranoá - DF* Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PPGTARH. TD-027/2022, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, (229p).

## CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Gilliard Nunes

TÍTULO: Estudo das variáveis intervenientes no balanço quali-quantitativo de um sistema bacia-lago: O caso do lago Paranoá - DF

GRAU: Doutor

ANO: 2022

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa tese de doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

---

**Gilliard Nunes**

**nunes.ba70@gmail.com**

*Dedico*

*à Jesus, pois me trouxe à consciência de que existimos para um propósito,  
e aqui se cumpre uma parte do meu.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por finalizar este ciclo, pelas pessoas que colocou ao meu lado, pelas novas amizades, pelos desafios, pois não há crescimento sem desconforto. Nada disso seria possível sem a graça do Senhor.

À minha esposa, Brenda, que viu o melhor e pior de mim durante esse tempo.

Aos meus pais, Geraldo e Edinalva, agradeço pelo amor e dedicação, pelo apoio incondicional, por lutarem minhas lutas comigo. A vocês minha eterna gratidão.

Aos meus irmãos Aline e Matheus, pelo companheirismo e incentivo quando metas pareciam inalcançáveis.

Aos meus orientadores Ricardo e Koide, foram fundamentais na jornada.

A todos do PTARH, pelo tempo investido, sempre me lembrarei.

À CAESB pela disponibilização dos dados, cooperação na instalação de equipamentos e discussões.

Ao CBMDF pela disponibilização de oficiais para auxílio na instalação e coleta de dados.

Ao Carlos, velejador e campeão, me ajudou muito no monitoramento no lago Paranoá.

À Embrapa, INMET e a Terracap pela disponibilização dos dados.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de doutorado.

À Capes/ANA pelo financiamento do projeto.

A todos que contribuíram de maneira direta ou indireta para a realização desse estudo.

## RESUMO

O uso e ocupação do solo podem interferir nos aspectos quantitativos e qualitativos dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica. Para avaliar impactos como esses, abordagens mais abrangentes são cada vez mais necessárias. A Bacia Hidrográfica do lago Paranoá (BLP), localizada no Distrito Federal, foi palco de grandes mudanças e medidas de controle do uso do solo e da água na tentativa de aumentar os padrões de qualidade da água, em especial no lago Paranoá. No entanto, ainda em situação de fragilidade, estudos são necessários analisando a influência das ações que se desempenham na BLP e os impactos no Lago. Buscando atender esta demanda este estudo propôs uma análise integrada entre o estudo hidrológico e de qualidade da água das sub-bacias bem como o estudo hidrodinâmico e de qualidade da água do Lago agregando uma das maiores séries temporais de dados monitorados tanto nas sub-bacias afluentes quando no lago Paranoá. Com estes dados foi possível aplicar o modelo SWAT nas bacias afluentes obtendo  $NSE > 0,65$  e  $|PBIAS| < 4$ , mesmo em bacias urbanas. Além disso, este trabalho apresenta um estudo pioneiro na estimativa dos balanços de cargas de Nitrogênio e Fósforo ao lago Paranoá, avaliando o aporte de nutriente por mais de 35 anos. Para aprimorar a base de dados existente foi implementada uma rede de monitoramento contendo uma estação meteorológica e três anemômetros além de dois perfis instalados no lago Paranoá na ponte das Garças e Ponte Juscelino Kubitschek monitorando temperaturas desde a superfície até o sedimento coletando dados de hora em hora nos anos de 2019 e 2020. No lago Paranoá, foi realizada a modelagem hidrodinâmica e de qualidade da água com o modelo CE-QUAL-W2, para a calibração foi desenvolvida uma ferramenta de calibração automática permitindo superar o desafio da calibração manual, com base na tentativa e erro, sendo possível alcançar ajustes satisfatórios na representação do lago Paranoá. Com o ajuste alcançado foi possível verificar a condição de monomítico quente do lago Paranoá nas regiões mais profundas (prof.  $> 15\text{m}$ ) enquanto em regiões mais rasas (prof.  $< 10\text{ m}$ ) foi possível diagnosticar os padrões térmicos e suas mudanças temporais e espaciais. Uma vez calibrada a hidrodinâmica realizou-se uma análise exploratória com o uso do CE-QUAL-W2 na simulação de componentes de qualidade da água no lago, mostrando a viabilidade do modelo na aplicação. Finalmente, realizou-se a integração dos modelos para a proposição de cenários considerando a integração dos estudos de bacia e lago de forma onde foi constatada a viabilidade da integração dos modelos para a avaliação conjunta de ambientes compostos por bacias e lagos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Modelagem matemática, balanço de vazões, qualidade de água, SWAT, padrões térmicos, lago Paranoá.

## ABSTRACT

The use and occupation of the soil can interfere in the quantitative and qualitative aspects of the water resources of a hydrographic basin. To assess impacts such as these, more comprehensive approaches are increasingly needed. The Paranoá lake Hydrographic Basin (BLP), located in the Federal District, was the scene of major changes and measures to control soil and water use in an attempt to increase water quality standards, especially in Lake Paranoá. However, in a fragile situation, studies are needed to analyze the influence of the actions carried out in the BLP and the impacts on the Lake. Seeking to meet this demand, this study proposed an integrated analysis between the hydrological and water quality study of the sub-basins as well as the hydrodynamic and water quality study of the Lake, adding one of the largest time series of monitored data both in the tributary sub-basins when in Paranoá lake. With these data it was possible to apply the SWAT model in the tributary basins obtaining  $NSE > 0.65$  and  $|PBIAS| < 4$ , even in urban basins. In addition, this work presents a pioneering study in the estimation of Nitrogen and Phosphorus load balances to Paranoá lake, evaluating the nutrient supply for more than 35 years. To improve the existing database, a monitoring network was implemented containing a meteorological station and three anemometers, in addition to two thermal monitoring profiles were installed in Paranoá lake at Herons Bridge and Juscelino Kubitschek Bridge, monitoring temperatures from the surface to the sediment, collecting hourly data in 2019 and 2020. In Paranoá lake, hydrodynamic and water quality modeling was carried out with the CE-QUAL-W2 model, for calibration an automatic calibration tool was developed allowing to overcome the challenge of manual calibration, based on trial and error, making it possible to achieve satisfactory adjustments in the representation of Paranoá lake. With the adjustment achieved, it was possible to verify the condition of warm monomitic of the Lake in the deeper regions (depth  $> 15$  m) while in shallower regions (depth  $< 10$  m) it was possible to diagnose the thermal patterns and their temporal and spatial changes. Once the hydrodynamics was calibrated, an exploratory analysis was carried out using CE-QUAL-W2 in the simulation of water quality components in the lake, showing the feasibility of the model in the application. Finally, the integration of models was carried out to propose scenarios considering the integration of basin and lake studies, in a way that the feasibility of integrating models for the joint assessment of environments composed of basins and lakes was verified.

**KEYWORDS:** Mathematical modeling, flow balance, water quality, SWAT, thermal patterns, Paranoá lake.

# Sumário

<b>Lista de Tabelas</b>	<b>iv</b>
<b>Lista de Figuras</b>	<b>vi</b>
<b>Lista de Abreviaturas</b>	<b>xi</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
1.1 PROBLEMA . . . . .	4
1.2 HIPÓTESE . . . . .	6
1.3 CONTRIBUIÇÃO TÉCNICA E CIENTÍFICA . . . . .	7
<b>2. OBJETIVOS</b>	<b>8</b>
2.1 OBJETIVO GERAL . . . . .	8
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS . . . . .	8
<b>3. REFERENCIAL TEÓRICO E BIBLIOGRÁFICO</b>	<b>9</b>
3.1. MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA . . . . .	9
3.1.1. Antecedentes . . . . .	9
3.1.2. Perspectivas e Direções . . . . .	11
3.3. MODELAGEM DE BACIAS . . . . .	12
3.3.1 Histórico da modelagem em bacias hidrográficas . . . . .	12
3.3.2 SWAT . . . . .	16
3.4. AMBIENTES LÊNTICOS . . . . .	24
3.4.1 Fundamentos e definições . . . . .	24
3.4.2 Modelagem de reservatórios . . . . .	31
3.4.3 CE-QUAL-W2 . . . . .	34

3.5. INTEGRAÇÃO DE MODELOS . . . . .	42
3.6. LAGO PARANOÁ . . . . .	45
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>51</b>
4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO . . . . .	53
4.1.1 Solos . . . . .	55
4.1.2 Clima . . . . .	56
4.1.3 Uso e ocupação do solo . . . . .	57
4.1.4 Altimetria e declividades . . . . .	60
4.2. MONITORAMENTO . . . . .	61
4.2.1 Levantamento de dados monitorados . . . . .	61
4.2.2. Rede de monitoramento implementada . . . . .	62
4.3. APLICAÇÃO DOS MODELOS A ÁREA DE ESTUDO . . . . .	68
4.3.1. Atualização da base de dados . . . . .	68
4.3.2. Modelagem das sub-bacias . . . . .	70
4.3.3. Balanço hídrico do lago Paranoá . . . . .	75
4.3.4. Modelagem do lago Paranoá . . . . .	76
4.4. INTEGRAÇÃO DOS MODELOS E CENÁRIOS . . . . .	83
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>86</b>
5.1. MODELAGEM HIDROLÓGICA E DE QUALIDADE DE ÁGUA DA BACIA DO LAGO PARANOÁ . . . . .	86
5.1.1. Modelagem hidrológica da bacia do lago Paranoá . . . . .	86
5.1.1.1. Simulação Inicial e Análise de sensibilidade . . . . .	86
5.1.1.2. Calibração e análises de incertezas . . . . .	88
5.1.1.3. Sub-bacias não monitoradas. . . . .	96
5.1.1.4. Vazões de entrada e saída do lago Paranoá. . . . .	96
5.1.1.5. Balanço hídrico do lago Paranoá. . . . .	99
5.1.1.6. Aspectos relevantes observados na modelagem hidrológica das sub- bacias afluentes ao lago Paranoá. . . . .	103
5.1.2. Modelagem de cargas de Nitrogênio Total da Bacia do lago Paranoá . . . . .	105
5.1.2.1. Calibração e análise de incertezas . . . . .	106

5.1.2.2. Aporte de cargas de Nitrogênio Total no lago Paranoá . . . . .	109
5.1.3. Modelagem de cargas de Fósforo Total da bacia do lago Paranoá . . . . .	118
5.1.3.1. Calibração e análise de incertezas . . . . .	118
5.2.2.2. Aporte de cargas de fósforo total no lago Paranoá . . . . .	122
5.1.4. Aspectos relevantes sobre a modelagem de qualidade de água nas sub- bacias afluentes ao lago Paranoá . . . . .	129
<b>5.2 DADOS MONITORADOS E AVALIAÇÃO DO LAGO . . . . .</b>	<b>133</b>
5.2.1. Dados meteorológicos . . . . .	133
5.2.2. Temperatura da água . . . . .	135
<b>5.3. MODELAGEM DO LAGO PARANOÁ . . . . .</b>	<b>138</b>
5.3.1. Ajustes da Temperatura - calibração e validação . . . . .	138
5.3.1.1. Espacialização vertical e análise dos resultados (2000 - 2017) . . . . .	151
5.3.1.2 Análise das forçantes meteorológicas sobre o lago Paranoá . . . . .	157
5.3.2. Análise Exploratória - modelagem de qualidade de água no lago Paranoá	159
5.3.2.1 Nitrogênio Total . . . . .	160
5.3.2.2. Fósforo Total . . . . .	164
5.3.2.3. Oxigênio Dissolvido . . . . .	168
5.3.2.4. Aspectos relevantes sobre a modelagem de qualidade de água no lago Paranoá . . . . .	172
<b>5.4. INTEGRAÇÃO DOS MODELOS . . . . .</b>	<b>177</b>
 <b>6. CONCLUSÕES . . . . .</b>	 <b>185</b>
6.1. Modelagem hidrológica e de qualidade de água da bacia do lago Paranoá . . . . .	185
6.2. Modelagem hidrodinâmica e de qualidade de água do lago Paranoá . . . . .	187
 <b>7. PERSPECTIVAS FUTURAS . . . . .</b>	 <b>190</b>
 <b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS . . . . .</b>	 <b>192</b>

# Lista de Tabelas

3.1	Aprimoramentos e avanços na descrição dos processos hidrológicos, modificado de Singh e Woolhiser (2002). . . . .	13
3.2	Principais modelos hidrológicos/qualidade da água e suas características. Modificado de Moriasi <i>et al.</i> (2012). . . . .	15
3.3	Revisão dos modelos de simulação de lagos e reservatórios e suas principais características. Adaptado de Mooij <i>et al.</i> (2010). . . . .	33
3.4	Dados e frequência de monitoramento necessários para realizar a simulação no CE-QUAL-W2. . . . .	36
3.5	Fatores de influência no ajuste do CE-QUAL-W2. Adaptado de Cole e Wells (2017) . . . . .	38
3.6	Parâmetros frequentemente calibrados em estudos realizados com o CE-QUAL-W2, processos hidrodinâmicos e de qualidade de água. . . . .	39
4.1	Características das unidades hidrográficas da Bacia do lago Paranoá (GDF, 2012a). . . . .	54
4.2	Descrição do padrão climático observado na Bacia do lago Paranoá. . . . .	56
4.3	Marcos legais da regulação do uso do solo no Distrito Federal. . . . .	58
4.4	Uso e Cobertura do Solo - Áreas e percentuais. . . . .	59
4.5	Parâmetros com maior frequência de calibração em estudos realizados com o modelo SWAT, modificado de Arnold <i>et al.</i> (2012a). . . . .	73
4.6	Limites das métricas de desempenho adotados neste trabalho. . . . .	75
4.7	Base de dados utilizada na modelagem do lago Paranoá. . . . .	78
4.8	Base de dados utilizada para o cenário construído. . . . .	85
5.1	Valores das métricas obtidas na simulação inicial. . . . .	86

5.2	Resumo das métricas obtidas nas etapas de calibração e validação das sub-bacias modeladas. . . . .	95
5.3	Razões entre os processos hidrológicos de cada bacia modelada. . . . .	96
5.4	Balanço hídrico médio de longo período do lago Paranoá (1982-2017). . . . .	102
5.5	Parâmetros utilizados na calibração das cargas de Nitrogênio Total. . . . .	105
5.6	Parâmetros utilizados na calibração das cargas de Fósforo Total. . . . .	118
5.7	Análise comparativa nos resultados gerados pelo modelo SWAT no estudo de Nunes (2016) e neste estudo. . . . .	130
5.8	Caracterização das variáveis monitoradas, estação PTARH/UnB. . . . .	134
5.9	Características do vento nas estações ao redor do lago Paranoá em <i>m/s</i> . . . . .	135
5.10	Métricas de avaliação aplicadas na melhor iteração da etapa de calibração, verificação e para todo o período simulado (calibração + validação). . . . .	141
5.11	Métricas estatísticas aplicadas nos resultados do modelo para os pontos A, B, D e E a 1 metro de profundidade não utilizados para calibração. . . . .	143
5.12	Parâmetros ajustados no processo de calibração automática . . . . .	144
5.13	Valores ajustados nos dois períodos analisados. . . . .	149
5.14	Parâmetros do modelo CE-QUAL-W2 que descrevem as características da Matéria Orgânica. . . . .	174
5.15	Parâmetros do modelo CE-QUAL-W2 que descrevem as características do grupo de algas. . . . .	174
5.16	Parâmetros do modelo CE-QUAL-W2 que descrevem a dinâmica de Nutrientes. . . . .	175
5.17	Métricas de avaliação obtidas a partir da análise exploratória realizada com o modelo CE-QUAL-W2 para as variáveis simuladas a um metro de profundidade nos pontos A, B, C, D e E. . . . .	175
5.18	Métricas de avaliação obtidas a partir da análise exploratória realizada com o modelo CE-QUAL-W2 para as variáveis simuladas no ponto C ao longo da coluna d'água nas profundidades de 1, 10, 15, 20 e 29m. . . . .	175
5.19	Variáveis de interface entre os modelos SWAT e CE-QUAL-W2, resultados do modelo SWAT utilizados como dados de entrada no modelo CE-QUAL-W2. . . . .	177

# Lista de Figuras

1.1	Localização da Bacia do lago Paranoá. . . . .	4
3.1	Estrutura e composição do modelo SWAT, Adaptado de Gassman <i>et al.</i> (2007) e Arnold <i>et al.</i> (2012a). . . . .	16
3.2	Etapas da aplicação do método SUFI-2. Adaptado de (Wu e Chen, 2015). . . . .	22
3.3	Fenômeno da estratificação térmica de lagos. Adaptado de Ji (2008). . . . .	25
3.4	Tipos de corrente de densidades em um reservatório estratificado: (a) superficial, (b) intermediário, (c) profundo. Adaptado de Tundisi e Tundisi (2008). . . . .	27
3.5	Atuação do vento no lago. Adaptado de Ji (2008). . . . .	28
3.6	Impactos sobre a qualidade da água e equilíbrio ecológico registrado no lago Paranoá. Fonte: Alves (2016). . . . .	50
4.1	Fluxograma metodológico da realização deste estudo. . . . .	52
4.2	Localização da Bacia do lago Paranoá. . . . .	54
4.3	Base cartográfica de solos - bacia do lago Paranoá, (Reatto <i>et al.</i> , 2004). . . . .	55
4.4	Mapa de uso e ocupação do solo da Bacia do lago Paranoá, classes de entrada utilizadas no modelo SWAT. . . . .	59
4.5	Declividades observadas na Bacia do lago Paranoá, classes de entrada utilizadas no modelo SWAT. . . . .	60
4.6	Estações de monitoramento existentes na Bacia do lago Paranoá. Monitoramento de variáveis meteorológicas, hidrológicas, limnológicas e de qualidade de água. . . . .	62
4.7	Instalação da estação meteorológica PTARH/UnB às margens do Banelal no lago Paranoá numa área pertencente a Universidade de Brasília sob a administração do Instituto de Biologia. . . . .	63
4.8	Instalação dos anemômetros na Bacia do lago Paranoá. . . . .	64

4.9	Instalação das estações de monitoramento da temperatura ao longo da coluna d'água. (a) Termistor utilizado no monitoramento, (b) Coletor de dados, (c) Software para download de dados, (d), (e), (f), (g) Instalação dos equipamentos e coleta de dados, e (h) Equipe de trabalho. . . . .	65
4.10	Instalação, operação e manutenção da rede de monitoramento ao redor do lago Paranoá para o desenvolvimento deste trabalho. . . . .	66
4.11	Rede de monitoramento instalada ao longo do lago Paranoá com as estações georreferenciadas. . . . .	67
4.12	Etapas da modelagem da Bacia do lago Paranoá com a aquisição de dados e análise de consistência, construção do modelo conceitual, aporte das dados de entrada e condições iniciais no modelo e ajustes das variáveis de controle. . . .	71
4.13	Etapas do estudo do lago Paranoá com o modelo CE-QUAL-W2. . . . .	77
4.14	Fluxograma de funcionamento do algoritmo construído para a otimização dos parâmetros do CE-QUAL-W2. . . . .	80
4.15	Integração dos modelos para a construção da base de dados de simulação dos cenários. Os resultados do modelo SWAT foram utilizados como dado de entrada do modelo CE-QUAL-W2. . . . .	84
5.1	Ordem de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT utilizados na modelagem das sub-bacias. . . . .	87
5.2	Gráfico de dispersão dos parâmetros utilizados na calibração do modelo <i>versus</i> o NSE na simulação das sub-bacias estudadas. . . . .	90
5.3	Hidrograma de vazões simuladas e observadas para a sub-bacia Ribeirão Bananal.	93
5.4	Hidrograma de vazões simuladas e observadas para a sub-bacia Ribeirão do Gama.	93
5.5	Hidrograma de vazões simuladas e observadas para a sub-bacia do Riacho Fundo.	94
5.6	Hidrograma de vazões simuladas e observadas para a sub-bacia do Ribeirão do Torto. . . . .	94
5.7	Hidrograma de vazões simuladas e observadas para a sub-bacia do Córrego Cabeça de Veado. . . . .	95
5.8	Hidrograma de vazões simuladas e observadas afluentes ao lago Paranoá. . . .	97
5.9	Erro calculado entre a soma das vazões monitoradas afluentes ao lago Paranoá e a soma das vazões calibradas das sub-bacias modeladas afluentes ao lago Paranoá.	98

5.10	Balanco hídrico do lago Paranoá, 1982-2017. . . . .	100
5.11	Balanco hídrico médio do de longo período do lago Paranoá (1982-2017). . . .	102
5.12	Gráfico de dispersão para os parâmetros utilizados na calibração da produção de cargas de Nitrogênio <i>versus</i> o NSE Total nas sub-bacias estudadas. . . . .	107
5.13	Polutograma de cargas de Nitrogênio para a sub-bacia do Ribeirão Bananal. . .	108
5.14	Polutograma de cargas de Nitrogênio para a sub-bacia do Ribeirão do Gama. . .	108
5.15	Polutograma de cargas de Nitrogênio para a sub-bacia do Riacho Fundo. . . . .	109
5.16	Polutograma de cargas de Nitrogênio para a sub-bacia do Ribeirão do Torto. . .	109
5.17	Estimativa do aporte de cargas anuais de Nitrogênio Total ao lago Paranoá. . . .	110
5.18	Produção de cargas de Nitrogênio Total por HRU - Ribeirão Bananal. . . . .	114
5.19	Produção de cargas de Nitrogênio Total por HRU - Ribeirão do Gama . . . . .	115
5.20	Produção de cargas de Nitrogênio Total por HRU - Riacho Fundo . . . . .	116
5.21	Produção de cargas de Nitrogênio Total por HRU - Ribeirão do Torto . . . . .	117
5.22	Gráfico de dispersão para as sub-bacias <i>versus</i> o NSE modeladas para as cargas de Fósforo Total. . . . .	119
5.23	Polutograma de cargas de Fósforo Total para a sub-bacia do Ribeirão Bananal. .	119
5.24	Polutograma de cargas de Fósforo Total para a sub-bacia do Ribeirão do Gama. .	120
5.25	Polutograma de cargas de Fósforo Total para a sub-bacia do Riacho Fundo. . .	121
5.26	Polutograma de cargas de Fósforo Total para a sub-bacia do Ribeirão do Torto. .	121
5.27	Estimativa do aporte de cargas anuais de Fósforo total ao lago Paranoá. . . . .	123
5.28	Produção de cargas de Fósforo Total por HRU - Ribeirão Bananal. . . . .	125
5.29	Produção de cargas de Fósforo Total por HRU - Ribeirão do Gama . . . . .	126
5.30	Produção de cargas de Fósforo Total por HRU - Riacho Fundo . . . . .	127
5.31	Produção de cargas de Fósforo Total por HRU - Ribeirão do Torto . . . . .	128
5.32	Dados coletados na estação meteorológica PTARH/UnB. . . . .	133
5.33	Dados coletados nas demais estações de vento. . . . .	134
5.34	Monitoramento horário de temperaturas da água em diferentes profundidades - Ponte das Garças. . . . .	136
5.35	Monitoramento horário de temperaturas da água em diferentes profundidades - Ponte Juscelino Kubitschek. . . . .	138
5.36	Ajustes da temperatura no modelo CE-QUAL-W2. Calibração e validação. . .	140

5.37	Perfis de temperatura para mistura e estratificação para o período de calibração. (a) Ajustes regulares para o ano de 2005 (b) Ajustes razoáveis para o ano de 2009. As linhas azuis e vermelhas são as temperaturas observadas e simuladas, respectivamente. . . . .	141
5.38	Perfis de temperatura para mistura e estratificação para o período de calibração. (a) Ajustes regulares para o ano de 2015 (b) Ajustes razoáveis para o ano de 2017. As linhas azuis e vermelhas são as temperaturas observadas e simuladas, respectivamente. . . . .	142
5.39	Ajuste da temperatura do lago Paranoá/DF na simulação da coluna d'água na Ponte das Garças com o modelo CE-QUAL-W2. . . . .	146
5.40	da temperatura do lago Paranoá/DF na simulação da coluna d'água na Ponte Juscelino Kubitschek com o modelo CE-QUAL-W2. . . . .	147
5.41	Análise do ponto C, espacialização dos resultados obtidos pelo modelo e determinação do índice de Schmidt. . . . .	152
5.42	Índices de estabilidade Schmidt para os pontos A, B, D e E. Índices plotados a partir dos resultados gerados pelo modelo CE-QUAL-W2, após calibração. . . . .	153
5.43	Perfis de temperatura para os pontos A, B, D e E plotados a partir dos resultados gerados pelo modelo CE-QUAL-W2. . . . .	154
5.44	Análise do ponto A, espacialização dos resultados obtidos pelo modelo em resolução horária para o ano de 2009. . . . .	156
5.45	Análise do ponto D, espacialização dos resultados obtidos pelo modelo em resolução horária para o ano de 2009. . . . .	156
5.46	Resistência à mistura do lago Paranoá para diferentes cenários de intensidades de vento. . . . .	157
5.47	Resistência à mistura do lago Paranoá para diferentes cenários de radiação solar. . . . .	158
5.48	Resultados obtidos para a simulação do Nitrogênio Total nos pontos A, B, C, D e E na profundidade de 1m. . . . .	161
5.49	Resultados obtidos para a simulação do Nitrogênio Total no ponto C nas profundidades de 1, 10, 15, 20 e 29m. . . . .	163
5.50	Resultados obtidos para a simulação do Fósforo Total nos pontos A, B, C, D e E na profundidade de 1m. . . . .	165

5.51	Resultados obtidos para a simulação do Fósforo Total no ponto C nas profundidades de 1, 10, 15, 20 e 29m. . . . .	167
5.52	Resultados obtidos para a simulação do Oxigênio Dissolvido nos pontos A, B, C, D e E na profundidade de 1m. . . . .	170
5.53	Resultados obtidos para a simulação do Oxigênio Dissolvido no ponto C nas profundidades de 1, 10, 15, 20 e 29m. . . . .	171
5.54	Perfis de temperatura para os pontos A, B, C, D e E plotados a partir dos resultados gerados pelo modelo CE-QUAL-W2, 1985 a 1995. . . . .	179
5.55	Perfis de Oxigênio Dissolvido para os pontos A, B, C, D e E plotados a partir dos resultados gerados pelo modelo CE-QUAL-W2, 1985 a 1995. . . . .	180
5.56	Perfis de Nitrogênio Total para os pontos A, B, C, D e E plotados a partir dos resultados gerados pelo modelo CE-QUAL-W2, 1985 a 1995. . . . .	181
5.57	Perfis de Fósforo Total para os pontos A, B, C, D e E plotados a partir dos resultados gerados pelo modelo CE-QUAL-W2, 1985 a 1995. . . . .	182
5.58	Perfis de Clorofila a para os pontos A, B, C, D e E plotados a partir dos resultados gerados pelo modelo CE-QUAL-W2, 1985 a 1995. . . . .	183

# Lista de Abreviaturas

<b>AGPNS</b>	<i>AGricultural Non-Point Source pollution model</i>
<b>AGWA</b>	<i>Geospatial Watershed Assessment Tool</i>
<b>AN</b>	<i>Fração do balanço estequiométrico entre biomassa de algas e nitrogênio</i>
<b>APEX</b>	<i>Agricultural Policy/Environmental eXtender</i>
<b>ARS</b>	<i>USDA Agricultural Research Service</i>
<b>AX</b>	<i>Viscosidade longitudinal turbulenta</i>
<b>BETA</b>	<i>Coeficiente de absorção da radiação solar na camada superficial</i>
<b>BLP</b>	<i>Bacia do lago Paranoá</i>
<b>CAEDYM</b>	<i>Computational Aquatic Ecosystem DYnamics Model)</i>
<b>CAESB</b>	<i>Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal</i>
<b>CE-QUAL-W2</b>	<i>Corps of Engineers - Quality - Width averaged 2D</i>
<b>CEB</b>	<i>Compahia Energética de Brasília</i>
<b>CODEPLAN</b>	<i>Companhia de Planejamento do Distrito Federal</i>
<b>CREAMS</b>	<i>Chemicals/Runoff, and Erosion From. Agricultural Management Systems</i>
<b>DBO</b>	<i>Demanda Bioquímica de Oxigênio</i>
<b>DELFT3D</b>	
<b>DX</b>	<i>Difusividade longitudinal turbulenta</i>
<b>DYRESM</b>	<i>Dynamics Reservoir Simulation Model</i>
<b>EPIC</b>	<i>Erosion-Productivity Impact Calculator</i>
<b>ETE</b>	<i>Estação de Tratamento de Esgotos</i>
<b>EUTROMOD</b>	<i>Lake Eutrophication Model</i>
<b>EXH2O</b>	<i>Coeficiente de extinção da luz na água</i>
<b>EXINOR</b>	<i>Coeficiente de extinção para sólidos inorgânicos</i>
<b>FARMPND</b>	<i>One-dimensional lake model</i>
<b>FRICT</b>	<i>Coeficiente de Manning ou de Chezy</i>
<b>GLEAMS</b>	<i>Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems</i>

<b>GLVHT</b>	<i>Generalized Longitudinal-Vertical Hydrodynamics and Transport Model</i>
<b>HRU</b>	<i>Hidrologic Response Units</i>
<b>HSPF</b>	<i>Hydrological Simulation Program FORTRAN</i>
<b>IBGE</b>	<i>Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística</i>
<b>INMET</b>	<i>Instituto Nacional de Meteorologia</i>
<b>ITE</b>	<i>Índice de Estado Tráfico</i>
<b>KGE</b>	<i>Coeficiente de Kling-Gupta</i>
<b>KINEROS</b>	<i>Kinematic Runoff and Erosion</i>
<b>LARM</b>	<i>Laterally Averaged Reservoir Model</i>
<b>MOPSO</b>	<i>Método de Otimização Multiobjetivo de Espalhamento de Partículas</i>
<b>MT3DMS</b>	<i>A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion, and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems</i>
<b>MUSLE</b>	<i>Modified Universal Soil Loss Equation</i>
<b>NH4DK</b>	<i>Decaimento da amônia</i>
<b>NO3DK</b>	<i>Coeficiente de decaimento do nitrato</i>
<b>NSE</b>	<i>Coeficiente de Nash-Sutcliffe</i>
<b>OMS</b>	<i>Organização Mundial da Saúde</i>
<b>PBIAS</b>	<i>Tendencia Percentual</i>
<b>PNUD</b>	<i>Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento</i>
<b>RMSE</b>	<i>Raiz do Erro Médio Quadrático</i>
<b>RSR</b>	<i>Raiz do Erro Médio Quadrático normalizado pelo desvio padrão</i>
<b>SHE</b>	<i>Système Hydrologique Européen</i>
<b>SIG</b>	<i>Sistema de Informações Geográficas</i>
<b>SOD</b>	<i>Demanda de oxigênio do sedimento</i>
<b>SUFI-2</b>	<i>Sequential Uncertainly Fitting, version 2</i>
<b>SWAT</b>	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
<b>SWM</b>	<i>Stanford Watershed Model</i>
<b>TSEDF</b>	<i>Calor perdido para o sedimento que retorna à coluna d'água</i>
<b>TSED</b>	<i>Temperatura do Sedimento</i>
<b>WARMF</b>	<i>Watershed Analysis Risk Management Framework</i>
<b>WEPP</b>	<i>World Economic Equalization Program</i>
<b>WSC</b>	<i>Coeficiente de abrigo do vento</i>
<b>ZEE</b>	<i>Zoneamento Ecológico Econômico</i>

# 1. INTRODUÇÃO

Os lagos e reservatórios constituem parte importante de uma bacia hidrográfica, e como tal refletem os efeitos das alterações nela realizadas (Tundisi, 1999), sendo sensíveis às mudanças oriundas das atividades antrópicas em termos quantitativos e qualitativos. Exemplos relacionados à degradação das águas de reservatórios podem ser observados em todo o Brasil e a promoção de estudos para a compreensão dos fenômenos que se desenvolvem nesses ambientes é justificada quando se observa a posição estratégica que desempenham no atendimento às demandas econômicas, sociais e ambientais (Pimenta *et al.*, 2012; Fontana *et al.*, 2014; Lima *et al.*, 2015).

Apesar de lagos e reservatórios constituírem importantes sistemas de descrição da qualidade ambiental das bacias hidrográficas, possuem também dinâmica interna própria que se dá, principalmente, em função da variação de componentes climáticas ao longo do ano como temperatura do ar, radiação e ventos (Martin e McCutcheon, 1998). As mudanças sazonais dessas componentes podem tanto promover a estabilidade do reservatório, gerando diferentes estratos da água em função da diferença de densidade (estratificação térmica), quanto a instabilidade, ao impulsionar a mistura em função da homogeneização da temperatura ao longo da coluna d'água. Desta forma, alguns aspectos mostram-se muito importantes para a compreensão efetiva destes fenômenos, por exemplo, o estabelecimento do monitoramento de variáveis de entrada, das variáveis de contorno e o estudo integrado bacia-lago.

Por outro lado, o estudo hidrológico e de produção de cargas de nutrientes, como Fósforo e Nitrogênio, nas bacias afluentes aos sistemas lacustres é importante devido ao papel que desempenham na qualidade das águas superficiais. Concentrações excessivas de nutrientes podem levar ao processo de eutrofização, deteriorando a qualidade da água e alterando as condições de todo o sistema.

Dada a importância e a complexidade desses ambientes, o avanço no conhecimento desses processos está diretamente ligado à instrumentação e ao monitoramento, ou seja, o estabelecimento de estruturas que permitam a aquisição de informações a fim de extrair características de interesse. Muito embora a implantação de redes de monitoramento se constitua etapa fundamental no estudo de bacias hidrográficas e reservatórios, observa-se uma série de desafios que se contrapõem ao desenvolvimento contínuo dessas atividades, seja a disponibilidade e/ou manutenção de equipamentos, recursos humanos, recursos logísticos, dentre outros. Nesse sentido, esforços na implementação de redes de monitoramento são fundamentais para o aprimoramento do conhecimento de sistemas ambientais complexos, desde a análise continuada de dados até a utilização desses dados na aplicação de modelos computacionais (Le Moal *et al.*, 2019; Vinçon-Leite e Casenave, 2019).

Em meio a uma elevada produção bibliográfica associada ao estudo de bacias hidrográficas e reservatórios, há ainda uma quantidade reduzida de estudos que possuam como base uma longa série de dados monitorados ou que ainda disponham de dados monitorados em alta resolução temporal (Vinçon-Leite e Casenave, 2019; Soares e Calijuri, 2021a). Isso se intensifica quando o foco é dado ao estudo integrado de bacias hidrográficas e reservatórios através do uso do enfoque da modelagem computacional, representando uma lacuna a ser preenchida a fim de aprimorar o entendimento dos fenômenos que se desenvolvem nestes ambientes, uma vez que a obtenção de dados dessa natureza proporciona melhor interpretação e melhora substancialmente a qualidade da base de dados já existente (Vinçon-Leite e Casenave, 2019).

No que se refere ao estudo integrado de bacias hidrográficas e reservatórios, uma vez verificada a relação de dependência entre as atividades desempenhadas na bacia e a dinâmica da qualidade de água em reservatórios, é de suma importância entender os processos dominantes nessa interação, de forma a estabelecer uma investigação integrada entre esses ambientes que na maioria das vezes são estudados e geridos de forma isolada. Apesar de tradicionalmente os estudos apresentarem uma abordagem compartimentada seja pelo desenvolvimento de estudos apenas nas sub-bacias afluentes (Bressiani *et al.*, 2015) ou apenas nos reservatórios (Kuo *et al.*, 2006; Lee *et al.*, 2010; Deus *et al.*, 2013), alguns trabalhos tem buscado preencher essa lacuna propondo a integração de ferramentas para uma análise conjunta no que se refere à qualidade de água tendo como objetivo assegurar a representação do fluxo entre bacia e reservatório que

se observa na natureza (Mankin *et al.*, 1999; Debele *et al.*, 2006; Nguyen *et al.*, 2017). Estudos com essa temática tem sido realizados a fim de testar a efetividade do estudo integrado desses ambientes por meio da utilização de modelos de bacias e modelos de lagos/reservatórios, desde a integração de modelos mais simples (Summer *et al.*, 1990) até a utilização de modelos complexos distribuídos e contínuos (White *et al.*, 2010a,b; Silva *et al.*, 2016, 2019).

Dos modelos hidrológicos e de qualidade de água disponíveis, o modelo SWAT (Arnold *et al.*, 2012a) é um dos mais utilizados no mundo para o diagnóstico do ciclo hidrológico e da qualidade de água em bacias hidrográficas (Douglas-Markin *et al.*, 2010; Tuppad *et al.*, 2011; Bressiani *et al.*, 2015; Tan *et al.*, 2019), por ser um modelo livre, semi-distribuído, integrado a ambientes SIG, operar em passo diário e permitir que as análises sejam realizadas de maneira dinâmica. No entanto, não é capaz de simular aspectos importantes em lagos e reservatórios como a hidrodinâmica e as questões de qualidade de água a ela associada. Nesse sentido, o modelo CE-QUAL-W2 (Cole e Wells, 2017) tem sido amplamente utilizado no desenvolvimento tanto de trabalhos técnicos como científicos para a investigação de aspectos hidrodinâmicos como os padrões térmicos espaciais e sazonais de ambientes lacustres que por sua vez impactam diretamente, dentre outros aspectos, a de qualidade de água (Soares *et al.*, 2019; Vinçon-Leite e Casenave, 2019; Le Moal *et al.*, 2019). A integração desses modelos representa uma abordagem a ser explorada no estudo conjunto dos efeitos cumulativos que as diferentes atividades, usos do solo e da água nas bacias afluentes ou áreas de drenagem direta aos lagos, assim como os efeitos das variações climáticas sazonais, podem provocar tanto no âmbito da bacia hidrográfica como também nos reservatórios.

As atividades desenvolvidas na área de drenagem de uma bacia afetam diretamente os corpos hídricos nela presentes. Os trabalhos anteriormente citados tem mostrado uma abordagem promissora no estudo integrado das contribuições da bacia, do comportamento de reservatórios em termos hidrodinâmicos, de qualidade de água e do equilíbrio ecológico que possuem ligação intrínseca (Debele *et al.*, 2006; Nguyen *et al.*, 2017; Soares e Calijuri, 2021a). Mesmo havendo a necessidade de avançar na compreensão conjunta do funcionamento de bacias e lagos, o monitoramento e a integração dos modelos constitui direção e enfoque a serem adotados no esforço de elucidar as problemáticas associadas à qualidade de água nestes ambientes (Sadeghian *et al.*, 2015; Vinçon-Leite e Casenave, 2019; Soares e Calijuri, 2021a).

## 1.1. PROBLEMA

No Distrito Federal encontra-se o lago Paranoá (Figura 1.1), reservatório criado por meio do barramento do rio Paranoá a altitude de 1000 metros acima do nível do mar, recebe como principais contribuições águas do ribeirão Riacho Fundo e ribeirão do Gama ao sul e do ribeirão Bananal e ribeirão do Torto ao norte. Foi inicialmente projetado com o objetivo de promover usos como recreação, paisagismo, melhoria do microclima, aproveitamento hidroelétrico e diluição de efluentes CAESB (2003).

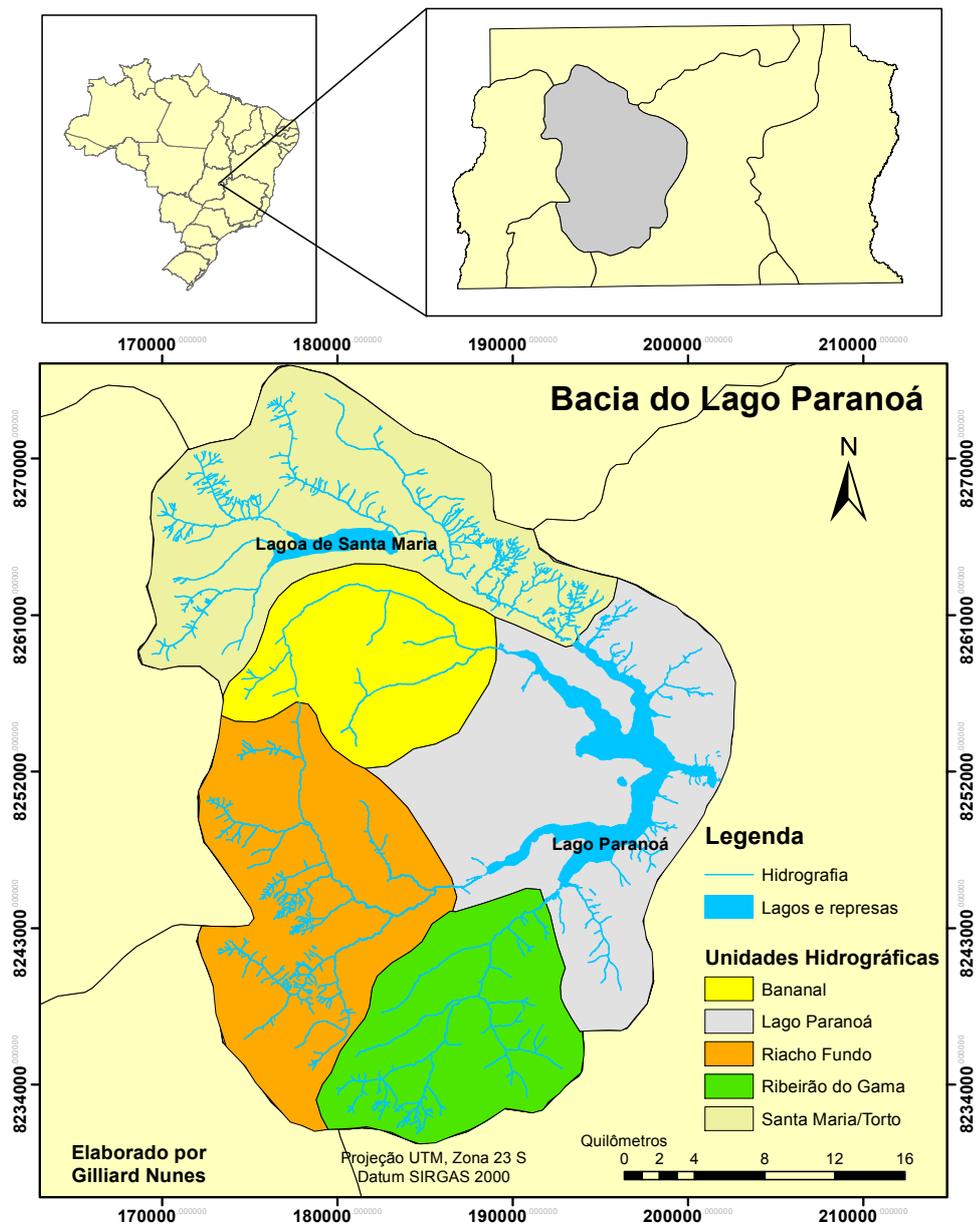


Figura 1.1: Localização da Bacia do lago Paranoá.

Das problemáticas observadas na Bacia do lago Paranoá (BLP), a eutrofização é fenômeno recorrente desde a sua formação CAESB (2003), oriunda do crescimento urbano local que fomentou o aumento do aporte de cargas de nutrientes e matéria orgânica. Além disso, outras fontes de cargas de poluição também contribuíram para o elevado grau de degradação do lago Paranoá, as Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) Brasília Norte e Brasília Sul que até o início da década de 1990 não possuíam tratamento para remoção de nutrientes contribuindo significativamente para a consolidação do elevado nível de trofia do lago Paranoá. Além dessas, a poluição difusa das bacias afluentes, através do escoamento superficial ao Lago, representam uma parcela significativa da contribuição de cargas de nutrientes.

Com o problema da eutrofização do lago Paranoá, medidas de controle foram sendo adotadas pelo governo distrital, com o objetivo de promover a melhora da qualidade de água (CAESB, 2003). Dentre as ações podem ser citadas a implantação de sistemas de remoção de nutrientes nas ETEs Brasília Norte e Brasília Sul, que lançavam seus efluentes nas águas do lago Paranoá, implantação de programas de fiscalização de ligações irregulares de esgoto em sistemas de drenagem urbana e a manipulação do tempo de residência (*flushing*), que consistia no rebaixamento do nível d'água do Lago em períodos anteriores à estação chuvosa para a criação de um volume de espera para as cheias e para a retirada do volume superficial a fim de promover uma desestabilização da coluna d'água. A execução de tais ações proporcionou a gradual melhora da qualidade das águas do lago Paranoá (Angelini *et al.*, 2008).

Após o *flushing* realizado em 1998 (CAESB, 2003), observou-se no lago Paranoá características que sinalizavam a melhora da qualidade de suas águas. No entanto, Padovesi-Fonseca *et al.* (2009) destacaram a fragilidade do processo de recuperação do Lago, mencionando que variáveis como condutividade elétrica e concentração de nutrientes apontavam para elevação do estado trófico em algumas regiões do Lago, como no braço do Riacho Fundo, na região próxima ao lançamento de esgotos da ETE Brasília Sul passados mais de 10 anos após a adoção do *flushing*.

Os estudos realizados sobre o lago Paranoá mostram a sua importância nos aspectos ecológicos, sociais e econômicos, e ainda, no contexto científico e de gestão de recursos hídricos, uma vez que trata-se do exemplo de recuperação de um sistema hídrico anteriormente mais impactado.

Desde a sua formação, os impactos que já sofreu e a melhoria de qualidade da água que teve, representam um esforço coletivo para que esse manancial tenha tanto quanto possível melhorada a sua qualidade. Atualmente, a insegurança sobre a elevação do nível trófico do lago Paranoá permanece e é neste contexto que se busca aprimorar o conhecimento sobre o Lago e suas áreas de drenagem, utilizando uma vasta base de dados e bibliografia construída ao longo de décadas para trazer contribuições sobre o seu entendimento, os fatores de impacto na qualidade de suas águas e a construção de um ambiente de análises que possa dar subsídios ao planejamento do uso do solo e da água a fim de maximizar a qualidade ambiental deste sistema e conseqüentemente os serviços ecossistêmicos fornecidos por ele ao meio ambiente e à sociedade como o uso para abastecimento público, uso recreativo, manutenção das comunidades biológicas, diluição de efluentes e geração de energia.

Dado o contexto apresentado e a situação em que se insere o lago Paranoá, este trabalho buscou estudar os processos físicos e químicos intervenientes na qualidade de água, levando em conta os aspectos hidrológicos e de qualidade de água nas sub-bacias afluentes ao Lago, assim como, as forçantes meteorológicas que configuram a dinâmica interna quanto aos aspectos físicos, químicos e limnológicos, produzindo dados até então não existentes numa escala mais detalhada temporal e espacialmente.

## **1.2. HIPÓTESE**

A execução deste trabalho baseia-se nas seguintes hipóteses:

- A dinâmica físico-química do lago Paranoá está relacionado às variáveis meteorológicas radiação solar e vento, assumindo comportamentos distintos ao longo de sua extensão, relacionando-se também às características das sub-bacias afluentes.
- O estado trófico das águas do lago Paranoá é sensível às cargas de poluição difusa das áreas urbanas que drenam ao Lago nas estações chuvosas, trazendo um montante de compostos que dão suporte a elevação do nível trófico do lago Paranoá;

### 1.3. CONTRIBUIÇÃO TÉCNICA E CIENTÍFICA

A contribuição deste estudo reside na investigação dos fatores intervenientes na qualidade de água em sistemas ambientais complexos bacia-reservatórios, que apesar de conectados, possuem dinâmicas diferentes, buscando evidenciar o impacto que as forçantes e o aporte de nutrientes promovem na estrutura físico-química e no estado trófico do lago Paranoá. A integração dos modelos, visou proporcionar uma análise sobre os efeitos que a produção de cargas difusas de nutrientes das sub-bacias afluentes promove na qualidade de água do Lago; o monitoramento em alta resolução aplicado sobre o lago Paranoá, permitiu identificar relações entre as variáveis meteorológicas e o processo de estratificação térmica observados no Lago; o desenvolvimento da pesquisa traz como resultado, a partir deste momento, um conjunto de ferramentas para analisar condições ambientais e as consequências das diversas ações de gestão que podem ser aplicadas à Bacia do lago Paranoá (BLP); por fim, há, com a execução desse trabalho, um incentivo ao uso dos modelos e abordagens que corrobora para ideia de popularização de ferramentas livres para estudos em recursos hídricos, visto que ainda hoje análises e soluções simplificadas são adotadas (CAESB, 2003; Pires, 2004; Angelini *et al.*, 2008) diante de problemas ambientais complexos.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVO GERAL**

Estudar o sistema complexo da Bacia Hidrográfica do lago Paranoá, analisando o efeito das variáveis intervenientes no balanço quali-quantitativo do Lago com foco nos processos hidrodinâmicos e químicos e suas influências na qualidade da água por do monitoramento e modelagem matemática.

### **2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Estimar vazão e aporte de cargas de nutrientes ao lago Paranoá por meio da modelagem hidrológica de qualidade de água das bacias afluentes e áreas de drenagem direta;
- Avaliar as dinâmicas espaciais e sazonais de produção de cargas de nutrientes das sub-bacias afluentes e áreas de drenagem direta ao lago Paranoá;
- Investigar a distribuição da temperatura no lago Paranoá, analisando as possíveis relações entre a variação térmica e os ciclos de mistura vertical com variáveis meteorológicas, por meio do monitoramento e da modelagem matemática;
- Avaliar as dinâmicas espaciais e sazonais da qualidade de água do lago Paranoá em relação ao aporte das cargas, por meio da modelagem numérica;
- Promover a integração dos modelos Bacia/Lago associando o estudo hidrológico e de qualidade de água realizado nas sub-bacias e seus efeitos no lago Paranoá.

## 3. REFERENCIAL TEÓRICO E BIBLIOGRÁFICO

### 3.1. MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA

#### 3.1.1. Antecedentes

O impacto nos recursos hídricos gerados pela interferência humana no ambiente e a utilização dos recursos naturais desencadeou uma mudança na abordagem da hidrologia tradicional motivando o estudo de problemáticas ambientais emergentes referentes aos recursos hídricos. Técnicas e métodos aplicados anteriormente aos aspectos quantitativos, passaram também integrar um conjunto de metodologias direcionadas a análises das características qualitativas da água (Chapra, 2008).

A visão voltada principalmente ao crescimento econômico através da utilização dos recursos naturais, resultou na geração de passivos ambientais, o que chamou a atenção para a quantificação dos impactos provocados pela ação humana nas bacia hidrográficas e a busca por medidas que minimizassem esses impactos. Diante das novas demandas, a reciclagem do conhecimento se tornava necessária e requisitava dos especialistas em recursos hídricos conhecimentos mais abrangentes, para o entendimento dos processos físicos, químicos e biológicos da bacia (Chapra, 2008).

Dos campos estudados na engenharia, a modelagem de qualidade de água começou a ter avanços significativos a partir do início do século XX. A evolução nas abordagens utilizadas ao longo do tempo pode ainda ser dividida em períodos. O primeiro período baseava-se na aplicação de equações diferenciais para a representação dos problemas, nessa época modelos importantes foram desenvolvidos. No entanto, a aplicação desses modelos ainda se dava de forma limitada, devido principalmente à indisponibilidade de ferramentas computacionais (Thomann, 1998; Liang e Daoliang, 2014).

A partir da década de 1960, e com o início ao acesso dos computadores, grandes avanços foram observados tanto no desenvolvimento dos modelos quanto em suas formas de aplicação, permitindo abordagens mais abrangentes nos problemas de qualidade de água. O foco nessa época esteve no lançamento de esgotos domésticos e industriais em ambientes já submetidos a grande estresse (Thomann, 1998).

A partir da década de 1980, houve uma grande avanço no desenvolvimento de modelos, o que pode ser atribuídos ao aumento das variáveis de estado, à incorporação de aspectos hidrodinâmicos em sistemas multidimensionais possibilitando a modelagem de sistemas como bacias hidrográficas e estuários, à inclusão dos mecanismos de produção de sedimento e à conexão da poluição difusa a sua origem em modelos de bacia (Thomann, 1998; Chapra, 2008).

A partir de 1995, surge então uma nova fase, em que o objetivo se baseava na análise das interações entre a atmosfera e a qualidade de água, além do estudo da dinâmica dos processos da bacia hidrográfica (Thomann, 1998).

Ainda assim, mesmo com problemáticas cujas abordagens para a sua resolução já tenham sido iniciadas desde o início do século XX, certos segmentos ainda representam desafios na gestão de recursos hídricos. Destaque, por exemplo, à restauração e manutenção da qualidade das águas. Vinçon-Leite e Casenave (2019), numa descrição histórica do desenvolvimento de estudos associados à qualidade de água e eutrofização em ambientes lacustres, mostram o caminho dos estudos desenvolvidos ao longo do tempo ao redor do mundo, iniciando entre os anos de 1970 e 1980 na América do Norte, 1990 no Leste Europeu e a partir dos anos 2000 ganha volume em diversas regiões do mundo como a América do Sul, China, Oriente Médio e África.

Quanto ao objetivo, a aplicação do enfoque de modelagem tem servido a fins diversos, desde a avaliação de estratégias para a implementação de políticas ambientais, avaliação dos impactos da criação de reservatórios (energia, irrigação, abastecimento público ou serviços), eutrofização seja no curto período, em escala semanal, para a previsão da floração de cianobactérias e adoção de medidas para evitá-la (Recknagel *et al.*, 2016) ou no longo período para a avaliação do comportamento do reservatório frente aos diferentes cenários de mudanças locais ou variações climáticas e a avaliação de estratégias para a restauração de ambientes.

### 3.1.2. Perspectivas e direções

Como perspectivas futuras, [Thomann \(1998\)](#) comenta que, àquela época os esforços prospectivos se norteariam nas seguintes direções: a modelagem de lagos e reservatórios, com abordagens mais detalhadas dos processos, avançando principalmente na descrição de processos biológicos como as interações das comunidades platônicas e bentônicas; a conexão de modelos de bacia com modelos que fossem capazes de simular estuários e costas marinhas, avançando numa análise integrada de sistemas com características complexas e a interação entre cada unidade desse sistema.

Atualmente, os desafios impostos ao gerenciamento de recursos hídricos ainda buscam compreender detalhadamente os processos ocorridos em sistemas de conformações complexas. [Liang e Daoliang \(2014\)](#), relatam uma tendência ao acoplamento de modelos, pois dessa forma seria possível a obtenção de resultados mais abrangentes que modelos individualmente ainda não responderiam de maneira plena. Os autores ainda discutem a evolução que técnicas de otimização tem proporcionado um avanço na determinação de parâmetros dos modelos físicos e por fim a necessidade de integração da modelagem aos sistemas de informações geográficas.

O estudo integrado de bacias hidrográficas e lagos por meio da modelagem é observado como ponto chave para o aperfeiçoamento dos estudos associados à eutrofização, no entanto, poucos estudos são disponíveis. Embora a o estudo integrado de bacias e reservatórios tenha apresentado um número crescente de trabalhos desde os anos 2000, entre os desafios dessa abordagem ainda estão as incertezas que se propagam desde a modelagem hidrológica até a modelagem dos ambientes lacustres ([Vinçon-Leite e Casenave, 2019](#)).

Embora as tendências abordadas acima estejam em constante evolução, há de se considerar os desafios impostos por essas novas frentes de atuação, que como argumenta [Mooij et al. \(2010\)](#) e [Shimoda e Arhonditsis \(2016\)](#), não estão associados à falta de conhecimento, mas na consolidação de diretrizes que possam dar suporte à comunidade científica no desenvolvimento, uso e compartilhamento de estratégias no enfoque da modelagem. Outra questão refere-se ao ajuste desses modelos, uma vez que quanto maior a complexidade do modelo também haverá uma tendência ao aumento dos níveis de incerteza a eles associados, mesmo que não esteja tão clara essa relação ([Hellweger, 2017](#)).

Vinçon-Leite e Casenave (2019) comentam que há dois aspectos que impactam como fontes de incerteza na condução de estudos com enfoque em modelagem de ambientes lacustres. O primeiro está associado ao grande número de parâmetros calibráveis, podendo superar a 100. Os autores discutem que grande parte dos trabalhos realizados baseiam-se no método de tentativa e erro, e ainda de forma manual, para a calibração dos modelos e que pouquíssimos estudos utilizam técnicas de calibração automática sendo maioria os modelos de mistura completa ou 1D.

O segundo aspecto trata da deficiência de dados para a descrição dos ambientes estudados por meio da modelagem. A base de dados deve ser constituída a partir de dados de boa procedência, acompanhados da descrição dos equipamentos que os geraram, o monitoramento das variáveis deve ser permanente, a fim de possibilitar a avaliação através das variações sazonais e quando possível monitoradas em alta frequência (Sadeghian *et al.*, 2015; Vinçon-Leite e Casenave, 2019; Le Moal *et al.*, 2019).

Neste contexto, a realização de estudos que consigam avançar na redução e quantificação de incertezas, no aperfeiçoamento dos modelos, no aprimoramento das ações de monitoramento são de grande relevância para o aperfeiçoamento do enfoque da modelagem, uma vez que quanto melhor representado um fenômeno e quanto maior a base de dados maior será a acurácia do modelo.

### **3.3. BACIAS HIDROGRÁFICAS**

#### **3.3.1 Histórico da modelagem em bacias hidrográficas**

A modelagem de bacias hidrográficas tem seu início em meados do século XVIII, por Mulvani com o desenvolvimento do método racional que determinava a vazão de pico para um dada lâmina precipitada em 1850. A partir de então, vários trabalhos foram sendo desenvolvidos e aperfeiçoados para representar os fenômenos físicos relacionados ao movimento da água na bacia. As principais contribuições nos estudos sobre o ciclo hidrológico em bacias hidrográficas são apresentadas na Tabela 3.1.

Após o desenvolvimento do SWM (*Stanford Watershed Model*), diversos modelos com ênfase nos processos de base física foram propostos. Com o tempo, os modelos foram sendo aperfeiço-

Tabela 3.1: Aprimoramentos e avanços na descrição dos processos hidrológicos, modificado de Singh e Woolhiser (2002).

Referência	Fenômenos estudados
Mulvany (1850)	Método racional, determinação do pico de vazão
Green e Ampt (1911)	Capacidade de infiltração
Richardson (1931), Cumimings (1935)	Evapotranspiração
Fair e Hatch (1933)	Permeabilidade do solo
Theis (1935)	Combina a lei de Darcy e a equação da continuidade, superfície piezométrica e a descarga de um poço
Sherman (1932)	Hidrograma unitário, chuva - escoamento superficial
Horton (1933) Horton (1939,1945)	Teoria da infiltração; Erosão por escoamento superficial
Loudermilk (1934) Hursh (1936) Hursh e Brater (1944)	Movimentação da água na subsuperfície do solo
Jacob (1943,1944)	Separação do escoamento de base do escoamento superficial
Thornwaite (1948) Penman (1948)	Evapotranspiração
Nash (1957)	Hidrograma unitário instantâneo
Crawford e Linsley (1966)	Ciclo hidrológico, desenvolvimento do modelo SWM

ados e com eles a necessidade de monitoramento de variáveis hidrológicas também aumentou. Dessa forma, a utilização da modelagem hidrológica incluiu diversos aspectos para proporcionar análises mais completas do caminho percorrido pela água na bacia. Como exemplo, podem ser citados os dados meteorológicos, geomorfológicos, pedológicos, padrões de uso e cobertura do solo, além de outros, incluídos para que as peculiaridades do sistema pudessem ser cada vez melhor representadas (Singh e Woolhiser, 2002).

Com o aprofundamento dos conhecimentos nos processos hidrológicos, novas demandas surgiram. Avaliar questões como produção de cargas de sedimentos e nutrientes faziam-se necessárias uma vez que esses problemas se tornavam evidentes em consequência da expansão de áreas urbanas e agrícolas. Dessa forma, os conceitos desenvolvidos para entender a movimentação da água foram incorporados para descrever o transporte de outros compostos pela bacia (Singh e Woolhiser, 2002; Wang *et al.*, 2013).

A partir da perspectiva de acoplamento da modelagem hidrológica com o transporte de compostos poluentes em função da movimentação da água, emerge a modelagem de qualidade de água que se torna uma importante ferramenta na identificação de fontes de poluição hídrica e no comportamento desses poluentes no ambiente (Wang *et al.*, 2013; Liangliang e Daoliang,

2014).

Avanços na modelagem hidrológica e de qualidade de água foram observadas entre as décadas de 1960 e 1980 com o advento dos computadores, que permitiu a análise de problemas mais complexos e a utilização de formulações matemáticas mais robustas (Thomann, 1998; Singh e Woolhiser, 2002; Chapra, 2008).

Já nas décadas de 1990 a 2000 observou-se avanços na aquisição de dados por meio do aprimoramento de técnicas de monitoramento, como a utilização do sensoriamento remoto no acompanhamento de padrões de uso do solo. Além disso, a integração com sistemas de informações geográficas proporcionou a espacialização de informações, categorização de áreas homogêneas, identificação de fontes de poluição difusa, áreas susceptíveis a erosão e a visualização gráfica dos resultados por meio de uma interface com usuário (Singh e Woolhiser, 2002).

Com base nos estudos de Moriasi *et al.* (2012) a Tabela 3.2 exemplifica alguns dos modelos desenvolvidos para simular fenômenos hidrológicos e qualidade de água.

Dos modelos atualmente utilizados para análise conjunta do ciclo hidrológico e de qualidade de água em bacias hidrográficas, destaca-se o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tools*) que tem ganhado notoriedade por sua capacidade em simular os processos físicos associados ao ciclo hidrológico, ciclo de nutrientes como fósforo e nitrogênio, crescimento vegetal, dentre outros (Arnold *et al.*, 2012a).

Tabela 3.2: Principais modelos hidrológicos/qualidade da água e suas características. Modificado de [Moriassi et al. \(2012\)](#).

Modelo	Processos simulados	Escala espacial	Escala Temporal	Suporte Técnico	Interface GIS	Referência
ADAPT	Hidrologia, erosão, nutrientes, pesticidas.	Campo	Diária	Sim	Não	Gowda <i>et al.</i> (2012)
HSPF	Hidrologia, derretimento da neve, carga de poluentes, erosão, transporte.	Bacia	Diária	Sim	Não	Duda <i>et al.</i> (2012)
CREAMS / GLEAMS	Hidrologia, erosão, sedimentos, pesticidas, nutrientes, crescimento vegetal.	Campo	Diária	Sim	Sim	Knisel e Douglas-Mankin, (2012)
DRAINMOD	Hidrologia, crescimento vegetal.	Bacias	Horária e diária	Sim	Sim	Skaggs <i>et al.</i> (2012)
EPIC e APEX	Hidrologia, crescimento vegetal.	EPIC: campo; APEX: Bacias	Diária a anual	Sim	Sim	Wang <i>et al.</i> (2012)
HYDRUS	Vazão, transporte de solutos, transferência de calor, dióxido de carbono	Campo	Minutos a anos	Sim	Sim	Šimůnek <i>et al.</i> (2012)
MACRO	Fluxo em macroporos e pesticidas	Vazão unidimensional; campo	Minutos a décadas de simulação	Sim	Não	Jarvis e Larsbo (2012)
KINEROS / AGWA	Escoamento superficial, erosão e sedimentos	Bacias	Evento	Sim	Sim	Goodrich <i>et al.</i> (2012)
MIKE-SHE	Dinâmica superficial e subsuperficial, interceptação, evapotranspiração, escoamento superficial, vazão na calha do rio, vazão na zona saturada e insaturada, qualidade da água da subsuperfície	Bacia	Segundos a dias	Sim	Sim	Jaber e Shukla (2012)
MT3DMS	Transporte de solutos, água subterrânea	Bacias	Horas a dias	Sim	Sim	Zheng <i>et al.</i> 2012
RZWQM	Hidrologia, crescimento vegetal, nutrientes e pesticidas	Campo	Horas a dias	Não	Sim	Ma <i>et al.</i> (2012)
SHAW	Hidrologia, transferência de calor	Pontual	Horas a dias	Sim	Sim	Flerchinger <i>et al.</i> (2012)
SWAT	Hidrologia, crescimento vegetal, sedimentos, nutrientes, pesticidas	Bacia	Diária	Sim	Sim	Arnold <i>et al.</i> (2012)
SWIM	Água e movimento de solutos	Campo	Dias a anos	Sim	Sim	Huth <i>et al.</i> (2012)
WARMF	Hidrologia, sedimentos, nutrientes, carbono, bactérias.	Bacia	Diária	Sim	Sim	Herr e Chen (2012)
WEEP	Hidrologia, erosão do solo	Bacias	Eventos a centenas de anos	Sim	Sim	Flanagan <i>et al.</i> (2012)

### 3.3.2 SWAT

#### 3.3.2.1 Estrutura do Modelo SWAT

O modelo SWAT, desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agrícola dos Estados Unidos (ARS), trata-se da junção de vários componentes de simulação que fundamenta-se no conhecimento das características físicas de bacias hidrográficas. É classificado como um modelo hidrológico, semidistribuído, contínuo, que opera em passo diário, foi desenvolvido com o objetivo de prever e avaliar efeitos de manejo e de mudanças no uso do solo sobre os recursos hídricos, com foco em bacias rurais não instrumentadas. Atualmente o modelo SWAT é integrado a plataformas SIG, permitindo a manipulação de diversos parâmetros, é um modelo de livre domínio, a documentação do modelo está disponível no endereço eletrônico <https://www.swat.tamu.edu> e em [Arnold \*et al.\* \(2012b\)](#).

A versão atual do SWAT descende diretamente do modelo SWRRB [Arnold e Williams \(1987\)](#), que foi desenvolvido para simular os impactos de manejo na água e na produção de sedimentos em bacias rurais não monitoradas nos Estados Unidos [Gassman \*et al.\* \(2007\)](#), sua estrutura (Figura 3.1) é dada em função da junção dos componentes e adaptações de outros modelos.

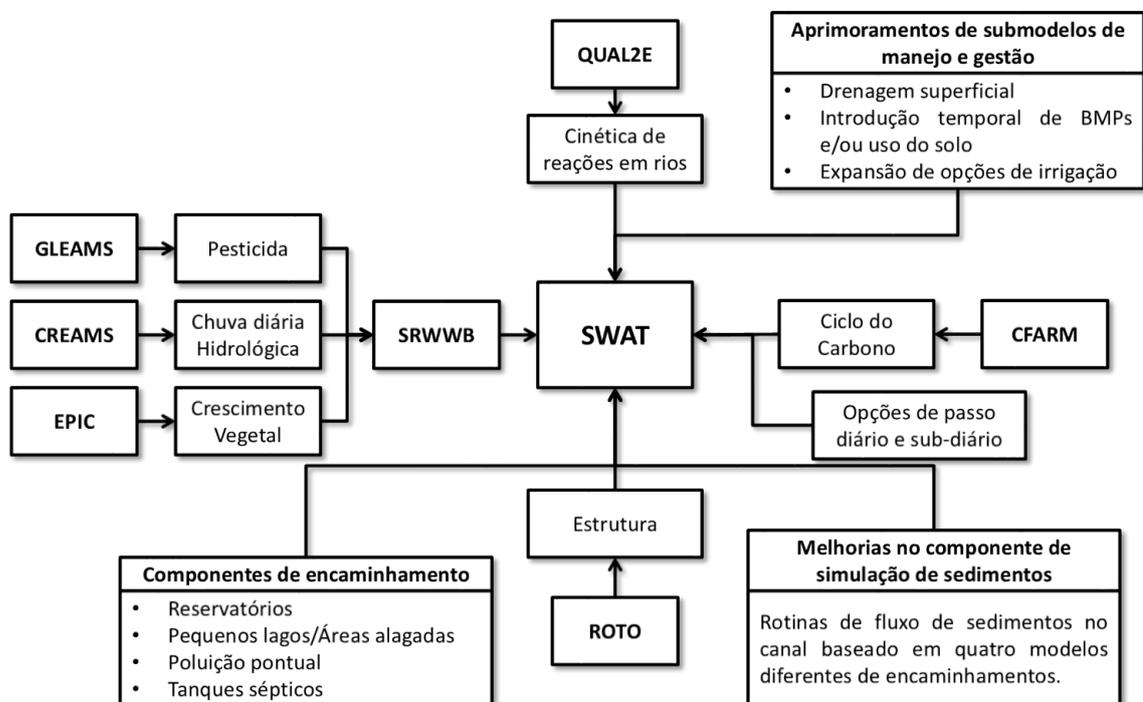


Figura 3.1: Estrutura e composição do modelo SWAT, Adaptado de [Gassman \*et al.\* \(2007\)](#) e [Arnold \*et al.\* \(2012a\)](#).

Uma breve descrição dos principais processos associados à modelagem hidrológica e da qualidade de água, de acordo com (Neitsch *et al.*, 2009), é apresentada a seguir.

O movimento da água na fase terra simulada no modelo SWAT baseia-se na equação da continuidade, apresentada a seguir:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=0}^t (PPT_{dia} - Q_{sup} - E_{evap} - \omega_{perc} - Q_{sub}) \quad (3.1)$$

em que :

$SW_t$  é o volume final de água no solo,  $SW_0$  é o volume inicial da água no solo,  $t$  é o tempo em dias,  $PPT_{dia}$  é a precipitação,  $Q_{sup}$  é o escoamento superficial,  $E_{evap}$  é a evapotranspiração,  $\omega_{perc}$  é a percolação e o fluxo de saída da base do perfil de solo e  $Q_{sub}$  é a vazão lateral. Todas as variáveis estão em *mm* e são calculadas em passo diário.

Em relação à determinação do escoamento superficial, o modelo SWAT possui dois diferentes métodos para a estimativa, o primeiro é o método da curva número desenvolvido pela *Soil Conservation Service* em que trata-se de um modelo empírico que envolve relações chuva-vazão de pequenas bacias rurais ao longo dos Estados Unidos. O método da curva número depende da permeabilidade do solo e do uso do solo. O segundo é o método de *Green-Ampt* que requer dados sub-diários de precipitação e determina a infiltração como função do potencial matricial do solo e da condutividade hidráulica efetiva.

A previsão da carga de sedimentos gerada na bacia é realizada através da Equação da Perda de Solo Modificada (Modified Universal Soil Loss Equation - MUSLE). Além disso, o SWAT é capaz de modelar o movimento e o transporte de várias formas de nitrogênio e fósforo ao longo da bacia.

O ciclo do nitrogênio é um sistema dinâmico e inclui a água, atmosfera e o solo. As plantas necessitam de nitrogênio mais do que qualquer outro elemento essencial, excluindo o carbono, oxigênio e hidrogênio. O nitrogênio é modelado SWAT no perfil do solo e no aquífero superficial. As três principais formas de nitrogênio em solos minerais são nitrogênio orgânico associado com húmus, formas minerais de nitrogênio presas por colóides do solo e formas minerais de nitrogênio em solução. O SWAT calcula cinco formas diferentes de nitrogênio no solo.

As duas primeiras são formas inorgânicas de nitrogênio,  $NH^{+4}$  e  $NO^{-3}$  enquanto as outras três são formas orgânicas de nitrogênio.

O nitrogênio orgânico está associado com resíduos e biomassa microbiana, enquanto as formas de N orgânico ativo e estável são associados com o húmus do solo. O nitrogênio orgânico associado com o húmus é dividido em dois grupos para explicar a variação na disponibilidade de substâncias húmicas para mineralização. As etapas de simulação do fluxo do nitrogênio no SWAT correspondem à inicialização do nitrogênio do solo, decomposição e mineralização, nitrificação e volatilização da amônia, desnitrificação, fixação, nitrito nos aquíferos.

As três principais formas de fósforo (P) em solos minerais são fósforo orgânico associado com húmus, formas insolúveis de fósforo mineral e fósforo disponível na solução do solo. O fósforo pode ser acrescentado ao solo através do fertilizantes, decomposição ou aplicação residual e removido pela absorção da vegetação e erosão.

O SWAT calcula seis formas de fósforo no solo, sendo três inorgânicas, enquanto as outras três são orgânicas. P orgânico fresco está associado com o resíduo da vegetação e biomassa microbiana enquanto o P em sua forma orgânica estável e ativa está associada com o húmus do solo. O fósforo orgânico associado com húmus é o responsável pela variação na disponibilidade de substâncias húmicas na mineralização. A simulação do fluxo do fósforo no SWAT é dada pela, inicialização do fósforo, decomposição e mineralização, sorção do fósforo inorgânico, lixiviação e por fim fósforo em aquíferos. Mais detalhes bem como a concepção matemática da modelagem de nutrientes podem ser encontrados em [Neitsch \*et al.\* \(2009\)](#).

### **3.3.2.2 Aplicações do Modelo SWAT**

A avaliação dos efeitos de alteração dos padrões de uso e cobertura do solo com o modelo SWAT sobre meio ambiente tem sido objeto de diversos estudos, principalmente no que se refere à alteração do regime hidrológico e da produção de cargas de sedimento e nutrientes. Além disso, a confiabilidade do modelo é observada em dois aspectos principais, o primeiro refere-se à extensa literatura ([Gassman \*et al.\*, 2007](#); [Douglas-Markin \*et al.\*, 2010](#); [Tuppad \*et al.\*, 2011](#); [Bressiani \*et al.\*, 2015](#); [Tan \*et al.\*, 2019](#)) e o segundo ao aprimoramento do modelo nos últimos anos ([Abbaspour, 2013](#); [Abbaspour \*et al.\*, 2015, 2018](#)).

Desde o início dos anos 2010 o modelo SWAT vem sendo amplamente utilizado (Douglas-Markin *et al.*, 2010; Tuppad *et al.*, 2011; Arnold *et al.*, 2012a), ganhando popularidade em todo o mundo (Bressiani *et al.*, 2015; Tan *et al.*, 2019; Akoko *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2021), motivado principalmente pela capacidade do modelo em oferecer respostas às demandas de gestão de bacias hidrográficas (Lei *et al.*, 2021).

No Brasil os estudos tem focado no ciclo hidrológico, mudanças nos padrões de uso e cobertura do solo, mudanças climáticas, transporte de sedimentos e nutrientes. Entretanto, a grande maioria dos estudos direcionam-se à análise da vazão e sedimentos, correspondendo a cerca de 48% e 35% dos trabalhos respectivamente, apenas 9% tratam da análise de nutrientes, evidenciando uma área ainda pouco explorada no Brasil (Bressiani *et al.*, 2015). Isto pode ser observada também em outros países e deve-se, em geral, à grande demanda por recursos financeiros, logísticos e operacionais para a aquisição de dados com qualidade e de forma continua que subsidiem, dentre outras coisas, estudos de modelagem (Tan *et al.*, 2019).

O estudo da produção de cargas de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, em uma sub-bacia é importante devido ao papel que desempenham na qualidade das águas superficiais, sendo essas as temáticas mais abordadas nas pesquisas associadas à poluição difusa (Lei *et al.*, 2021). Concentrações excessivas de nutrientes podem levar ao processo de eutrofização, deteriorando a qualidade da água e o equilíbrio ecológico das comunidades aquáticas. Nesse sentido, a capacidade do modelo SWAT simular os processos do ciclo hidrológico e também a movimentação de nutrientes na bacia, juntamente com o fato de ser de domínio livre, o tornou uma das principais ferramentas utilizadas na estimativa de cargas de nutrientes e identificação de áreas críticas de geração de poluição difusa.

Um dos trabalhos pioneiros na utilização do modelo SWAT para a análise de vazão, cargas de sedimentos e nutrientes foi realizado por Santhi *et al.* (2001). O modelo SWAT foi aplicado na bacia do rio Bosque que flui para o Rio Waco que é o principal manancial de abastecimento para a cidade de Waco, estado do Texas. Os resultados obtidos pelos autores demonstravam a capacidade do modelo na representação dos processos de geração de cargas em bacias hidrográficas.

Sendo possível estimar a produção de cargas difusas produzidas na bacia, ampliou-se a capaci-

dade de análise e comparação entre a produção de cargas difusas e pontuais (Lam *et al.*, 2010) bem como inferir, a partir da espacialização dos resultados obtidos, as áreas de contribuição críticas na bacia (Niraula *et al.*, 2013) resultando então numa ferramenta de diagnóstico (Shen *et al.*, 2013) apta à subsidiar tomadas de decisão no contexto da gestão de recursos hídricos e do uso do solo.

Muito embora o modelo SWAT tenha se consolidado no meio científico e mesmo no meio técnico como ferramenta de apoio à tomada de decisões, o desempenho do modelo depende fortemente da qualidade dos dados de entrada sendo necessário um robusto conjunto de dados para o ajuste das variáveis simuladas, dentre eles os dados espaciais e pluviométricos que quando de baixa qualidade podem conferir elevado grau de incertezas ao modelo (Akoko *et al.*, 2021).

### **3.3.2.3 Ajuste do Modelo - Análises de Sensibilidade, Calibração e Validação**

Um das etapas de grande importância associada à modelagem de bacias hidrográficas refere-se ao ajuste do modelo. Em suma, esta etapa busca conferir ao modelo construído à capacidade de representar tanto quanto o possível o comportamento das variáveis que são estudadas no modelo. Em geral, para o correto ajuste do modelo são executadas as etapas de análise de sensibilidade, calibração e validação. A execução dessas etapas se dá por meio do *SWAT-Cup* (Abbaspour *et al.*, 2004, 2015), interface desenvolvida para o auxílio do ajuste do modelo com o objetivo de reduzir as incertezas das estimativas geradas.

A análise de sensibilidade é realizada a partir da resolução de um sistema de equações obtidas de uma regressão múltipla que relaciona os parâmetros gerados pelo hipercubo latino *versus* os valores da função objetivo. Para identificar a relevância de cada parâmetro o teste *T-Student* é utilizado para determinar a significância de cada parâmetro, dessa maneira a sensibilidade é estimada a partir da mudança média na função objetivo resultante das mudanças de cada parâmetro, enquanto todos os outros parâmetros estão sendo alterados. A ordem sensibilidade é dada pela utilização de dois índices o *t-Stat* e o *p-Valor*, o *t-Stat* fornece a sensibilidade média em que quanto maior o valor absoluto, maior será a sensibilidade do parâmetro, já o *p-Valor* determina a significância da sensibilidade, em que valores próximos a zero indicam maior significância (Abbaspour, 2013).

Baseado em uma estrutura bayesiana, o método SUFI-2 (Figura 3.2) determina as incertezas por meio do processo sequencial de ajuste, várias iterações são necessárias para atualizar as estimativas de parâmetros desconhecidos e atingir os intervalos finais. Neste método, as incertezas dos parâmetros são causadas por diferentes fontes possíveis, incluindo dados de entrada do modelo, estrutura do modelo, parâmetros e dados observados utilizados no processo de calibração.

Para a aplicação do SUFI-2, uma função objetivo precisa ser definida antes da análise de incerteza e atribuída com uma regra de parada obrigatória (Moriasi *et al.*, 2012). O fator-P, porcentagem de dados observados agrupados por 95% de incerteza de previsão - 95PPU, é usado para quantificar o grau de todas as incertezas. O 95PPU é calculado nos níveis de 2,5% e 97,5% da distribuição cumulativa das variáveis de saída por meio do método de amostragem do hipercubo latino (Abbaspour *et al.*, 2007, 2015). O fator-R é outro índice para quantificar a força de uma calibração e da incerteza e reflete a espessura média da faixa de 95PPU dividida pelo desvio padrão dos dados medidos. Se o fator-R for grande, as faixas de parâmetros são maiores do que as faixas de parâmetros ideais e mais incertezas associadas aos parâmetro permanecerão. Normalmente, um valor menor que 1 é um resultado desejável para o fator-R (Zhao *et al.*, 2018). Portanto, um equilíbrio entre esses dois fatores deve ser monitorado enquanto a cada iteração é diminuída a incerteza do parâmetro, com a razão do fator-P e do fator-R podendo ser usada para avaliar a força e a qualidade do ajuste da análise de incerteza. Teoricamente, um fator-P de 1 e um fator-R de 0 indicam que a simulação corresponde exatamente aos dados medidos. No entanto, valores de fator-R  $\leq 1,5$  são considerados satisfatórios (Abbaspour *et al.*, 2004, 2015).

O método SUFI-2 assume uma grande incerteza dos parâmetros (ou intervalos fisicamente significativos) para garantir que os dados observados caiam no intervalo 95PPU para a primeira iteração e diminua a incerteza enquanto se monitora o fator-P e o fator-R para as próximas iterações. O objetivo do método SUFI-2 é buscar agrupar a maioria dos dados observados com a menor banda de incerteza possível. Essas duas medidas também podem ser usadas para avaliar o desempenho de outros métodos de análise de incerteza. Os parâmetros são então atualizados com novos intervalos, que estão sempre centrados em torno dos valores do conjunto de parâmetros ideal que leva à melhor simulação. Os principais procedimentos de SUFI-2 são mostrados a seguir (Xue *et al.*, 2014; Abbaspour *et al.*, 2007; Abbaspour, 2013; Cao *et al.*, 2018).

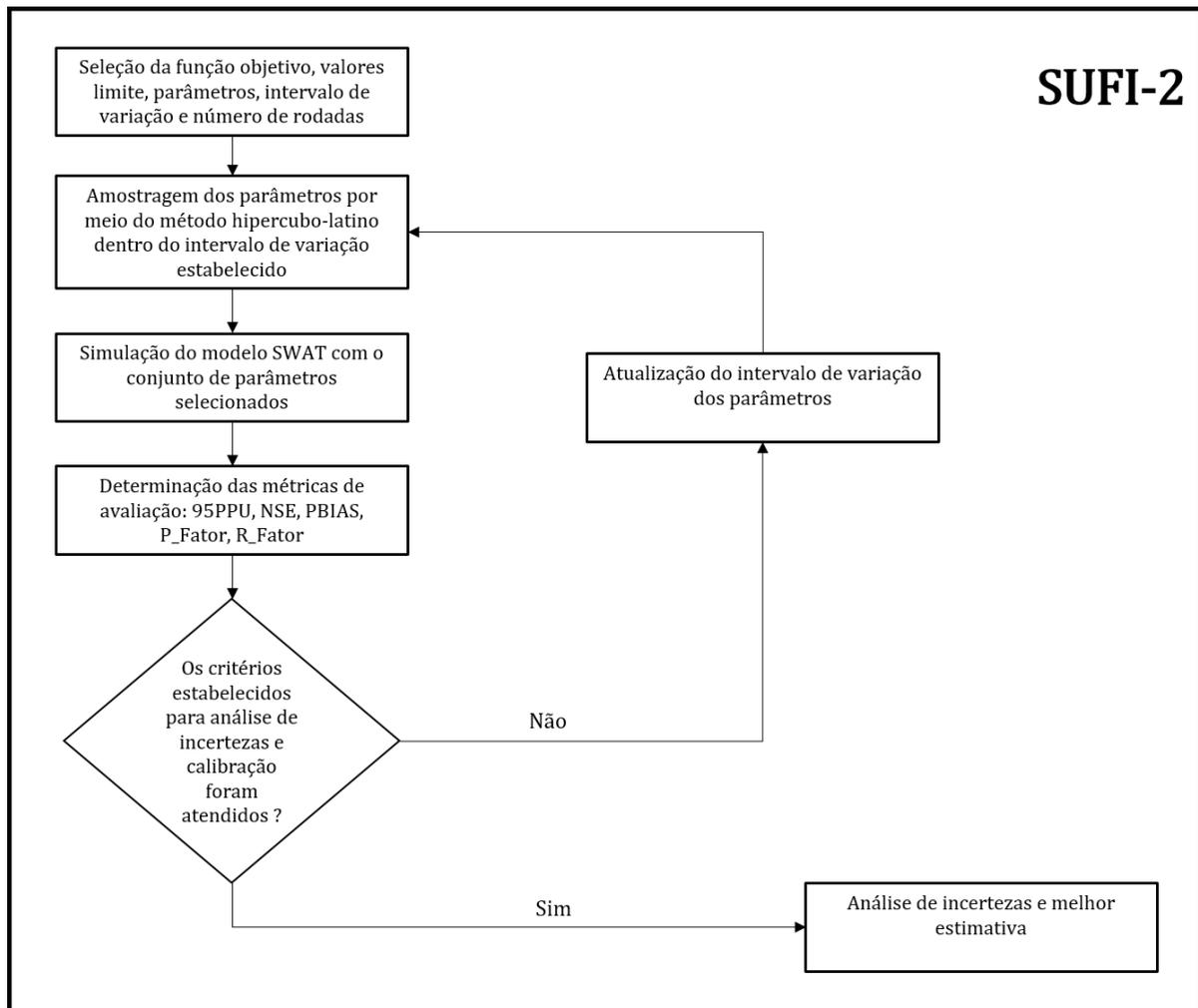


Figura 3.2: Etapas da aplicação do método SUFI-2. Adaptado de (Wu e Chen, 2015).

Outro aspecto relevante na condução dos ajustes de um dado modelo é a utilização de índices ou métricas para a avaliação do modelo. Em recursos hídricos, algumas métricas se consolidaram como índices para a avaliação de modelos hidrológicos, dentre eles podem ser citados o coeficiente de Nash-Sutcliffe (*NSE*), o erro médio quadrático (*MSE*), raiz do erro médio quadrático (*RMSE*), a raiz do erro médio quadrático normalizado pelo desvio padrão (*RSR*), o viés percentual (*PBIAS*), o coeficiente de determinação ( $R^2$ ), além dos métodos de avaliação gráfica.

Dos índices aplicados, o *NSE* é potencialmente o mais utilizado nos estudos de modelagem hidrológica, no entanto, alguns dos demais citados (*MSE*, *RMSE*, *RSR*) possuem fundamentos em comum com o *NSE* (Gupta *et al.*, 2009), o que faz com que a aplicação dos diferentes índices atuem, em tese, sobre os mesmos aspectos.

A aplicação do *NSE* apresenta características como a insensibilidade a erros sistemáticos e desempenhos razoáveis do modelo ainda que baixos valores da variável simulada estejam mal ajustados (Moriassi *et al.*, 2015). Outro ponto conhecido sobre o *NSE* deriva do uso da média como linha de base, o que pode levar à superestimativas do modelo para variáveis com alta dependência dos aspectos sazonais (Gupta *et al.*, 2009).

A partir de uma análise realizada sobre *NSE* e *MSE* que possivelmente pode ser estendido à demais métricas de origem comum. Gupta *et al.* (2009) demonstra por meio de uma decomposição (o viés, a variabilidade da variável simulada e da correlação) que em bacias com alta variabilidade nos dados, o componente de viés tende a ter uma contribuição menor e, portanto, impacto no cálculo de *NSE*, o que pode resultar em simulações com erros consideráveis de balanço das variáveis analisadas.

Outro aspecto ainda observado pelos autores é que a adoção do *NSE* pode privilegiar conjuntos de parâmetros que gerem vazões simuladas que subestimam a variabilidade. Para superar isto os autores propuseram uma nova métrica para a calibração de modelos hidrológicos, o coeficiente de Kling-Gupta (*KGE*). Na formulação da métrica, os autores propõem a aplicação de um peso igual aos três componentes (o viés, a variabilidade da variável simulada e da correlação) observando que o uso do *KGE* apresentou melhores resultados que o *NSE* quando avaliados nas componentes do viés e da variabilidade uma vez que a subestimativa sobre a variabilidade não é tão severa quanto o observado no *NSE*. A expressão matemática que define o índice de Kling-Gupta (*KGE*) (Gupta *et al.*, 2009), apresentado à seguir:

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\alpha - 1)^2 + (\beta - 1)^2} \quad (3.2)$$

Em que  $r$  é o coeficiente da regressão linear entre dados simulados e observados sendo o parâmetro associado à correlação,  $\alpha$  é a razão entre os desvios padrões dos dados simulados e observados estando associado à variabilidade e  $\beta$  é a razão entre as médias dos dados simulados e observados que se refere ao viés.

Embora o aprimoramento de métricas para a otimização dos parâmetros venha sendo estudado, há um consenso na literatura de que além das métricas a utilização de métodos visuais, como os

hidrogramas de séries observadas e simuladas e curvas de permanência, em muito colaboram para a avaliação dos resultados de um dado modelo (Moriassi *et al.*, 2015; Soares e Calijuri, 2021a), sendo aplicáveis para a análise de situações complexas.

### 3.4. AMBIENTES LÊNTICOS

#### 3.4.1 Fundamentos e definições

Os ambientes lênticos são sistemas aquáticos de fluxo baixo ou nulo como os lagos e reservatórios. Enquanto os lagos são definidos como uma massa de água estacionária não conectada com o oceano, localizada numa determinada bacia, as represas são, em geral, resultado do barramento de rios (Tundisi e Tundisi, 2008).

Estes ambientes possuem propriedades hidrodinâmicas próprias, incluindo os aspectos morfo-métricos (profundidade, comprimento, largura e área superficial), balanço de vazões, tempo de residência hidráulica e estratificação térmica. Sendo a profundidade e o tempo residência hidráulica fatores chave na caracterização de lagos (Ji, 2008). O tempo de residência hidráulica pode ser definido como:

$$\tau = \frac{V}{Q} \quad (3.3)$$

Em que:

- $\tau$  é o tempo de residência hidráulica;
- $V$  é o volume armazenado;
- $Q$  é a vazão de saída.

O tempo de residência hidráulica pode ter influência significativa na resposta do lago ao processo de eutrofização. Enquanto curtos tempos de residência reduzem o tempo disponível para o crescimento de plantas e resulta num menor acúmulo de biomassa, longos tempos de residência resultam na reciclagem e retenção de nutrientes (Ji, 2008).

Os principais mecanismos que atuam na estrutura vertical e horizontal de lagos e reservatórios podem ser divididos em externos e internos. Os mecanismos externos compreendem o vento,

pressão barométrica, radiação, vazões de entrada e saída (natural ou artificial), força de Coriolis. Quanto aos mecanismos internos, são eles: a estratificação, a mistura vertical, retirada seletiva a jusante (natural ou artificial), correntes de densidade e formação de ondas internas (Ji *et al.*, 2017).

Esses mecanismos impulsionam os processos de organização vertical de lagos e represas, tanto os mecanismos internos quanto externos sofrem influências de fatores climatológicos e hidrológicos que constituem as forças atuantes sobre os sistemas. Um dos mecanismos mais significativos responsáveis pela estrutura vertical nos lagos é a estratificação térmica devido à temperatura. A mistura em lagos depende, dentre outras coisas, da profundidade. Lagos profundos geralmente não são completamente misturados devido à superfície ser aquecida pela radiação solar e a mistura vertical insuficiente, diferentemente de lagos rasos que podem apresentar-se misturados na maioria do tempo. Um perfil típico de temperaturas pode ser observado em lagos estratificados (Figura 3.3).

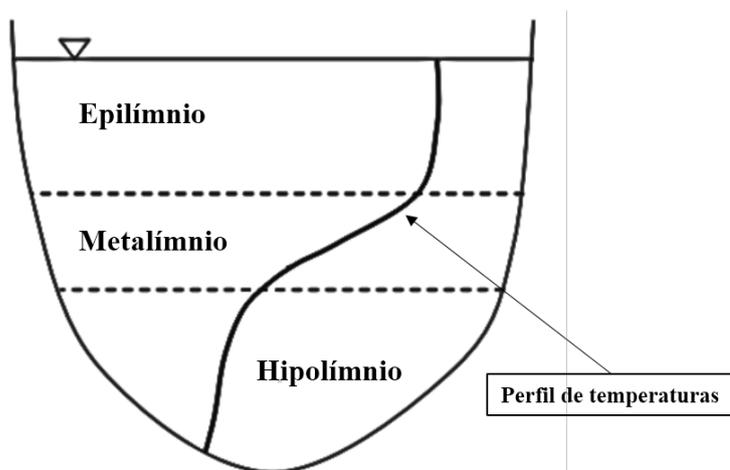


Figura 3.3: Fenômeno da estratificação térmica de lagos. Adaptado de Ji (2008).

O epilímnio é a camada superficial onde a temperatura é relativamente uniforme ao longo de toda a profundidade, é geralmente completamente misturada devido à ação do vento e com a maior temperatura no lago. Abaixo está o metalímnio, camada intermediária que representa a transição da superfície aquecida para as camadas mais profundas e frias. Em função do elevado gradiente térmico limita a troca entre as camadas superficiais e de fundo. Por fim, a camada inferior, mais densa e de temperaturas mais baixas é o hipolímnio. Esta é, em geral, imune à mistura provocada pelo vento. A estratificação térmica é o tipo mais comum de estratificação

devido à densidade, no entanto, não é a única, existindo também a estratificação derivada da diferença de concentração de sais, elementos químicos e sedimentos (Ji, 2008) que podem afetar a densidade da água.

A qualidade de água de lagos e reservatórios, por sua vez, está intimamente relacionada à atividades desenvolvidas em suas respectivas bacias de drenagem. Fontes pontuais e difusas de poluição em especial derivadas de ações antrópicas, podem sobrecarregar o ecossistema fornecendo uma grande quantidade de nutrientes ao sistema e provocando o aumento da biomassa no ambiente. A esse fenômeno dá-se o nome de eutrofização.

Quando saudáveis, esses ecossistemas possuem nutrientes como fósforo e nitrogênio em pequenas quantidades, oriundo de fontes naturais. O aporte excessivo de cargas provoca o desbalanceamento natural do sistema e induz o desenvolvimento de fitoplâncton e vegetação superior ao que poderia ser consumido naturalmente pelo corpo d'água, podendo levar a consequências como: (1) baixas concentrações de oxigênio dissolvido, especialmente próximo às regiões mais profundas do corpo d'água; (2) altas concentrações de sólidos suspensos, geralmente enriquecidos com matéria orgânica; (3) alta concentração de nutrientes; (4) alta concentração de algas; (5) pouca penetração da luz na coluna d'água e baixa transparência da água; (6) odores da decomposição anaeróbia de algas; e (7) mudança na composição e diversidade de espécies (Ji, 2008).

Os principais aspectos intervenientes na qualidade de água em lagos e reservatórios são melhor detalhados a seguir:

#### **3.4.1.1 Processos Hidrodinâmicos**

Os principais forçantes associados aos processos hidrodinâmicos em sistemas lênticos compreendem as vazões de entrada e saída, a ação do vento e seus efeitos na circulação vertical, variação sazonal nos padrões térmicos.

As vazões de entrada incluem os tributários, escoamento superficial de áreas de drenagem direta, dentre outros. A forma como a mistura ocorre depende da diferença de densidade entre a água que chega e a própria água do reservatório, no entanto, caso haja diferença de densidades

devido ao gradiente de temperaturas, salinidade ou sólidos em suspensão, o processo de mistura turbulenta no reservatório será afetado. Dessa forma a podem ser divididas em superficial, a intermediária e a profunda como pode ser vista na Figura 3.4.

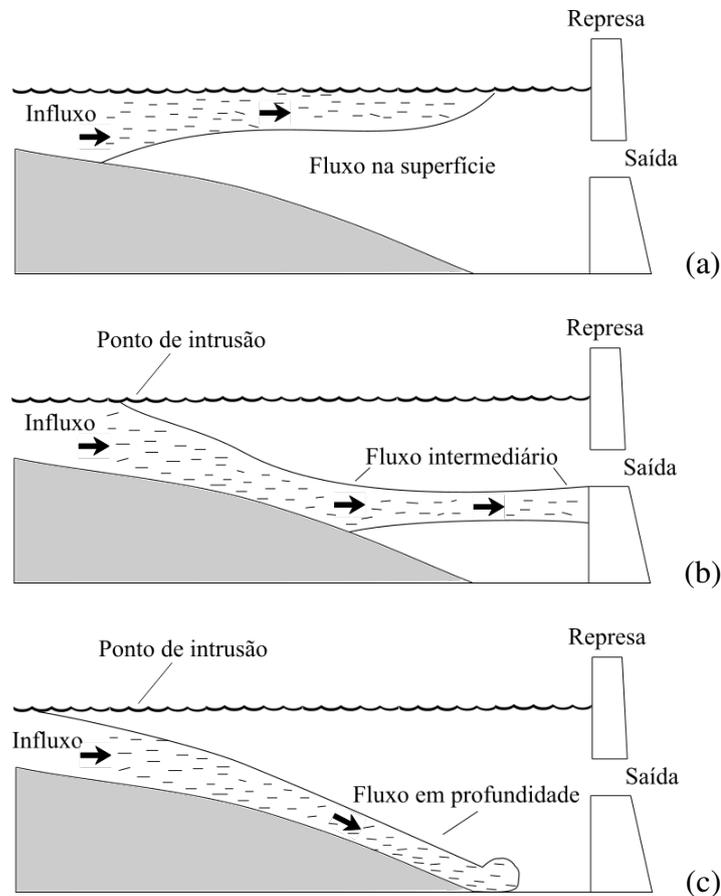


Figura 3.4: Tipos de corrente de densidades em um reservatório estratificado: (a) superficial, (b) intermediário, (c) profundo. Adaptado de [Tundisi e Tundisi \(2008\)](#).

Outro fator chave nos processos de circulação de lagos e reservatórios é o vento, pois atua como uma das maiores fontes de energia para a mistura vertical. A ação de rajadas de vento sobre o lago se dá de três formas (Figura 3.5), exercendo uma força cisalhante sobre a superfície do lago, atuando na transferência de momento do ar para a água e provocando o movimento da água na direção do vento ([Ji, 2008](#)).

Além das variações espaciais no plano horizontal os lagos apresentam também variações verticais, especialmente nas estações mais quentes. A estratificação ocorre tipicamente por meio da interação entre o vento e da radiação solar na superfície do lago. O fluxo de calor e a profundidade são dois fatores importantes na determinação da estrutura térmica dos lagos. A es-

tratificação térmica ocorre geralmente em grandes lagos, e principalmente em regiões de águas profundas, onde a atuação do vento é limitada. Nos lagos rasos, por sua vez, é improvável que ocorra a estratificação térmica, uma vez que a turbulência induzida pelo vento é forte o suficiente para misturar as águas desde a superfície até o fundo.

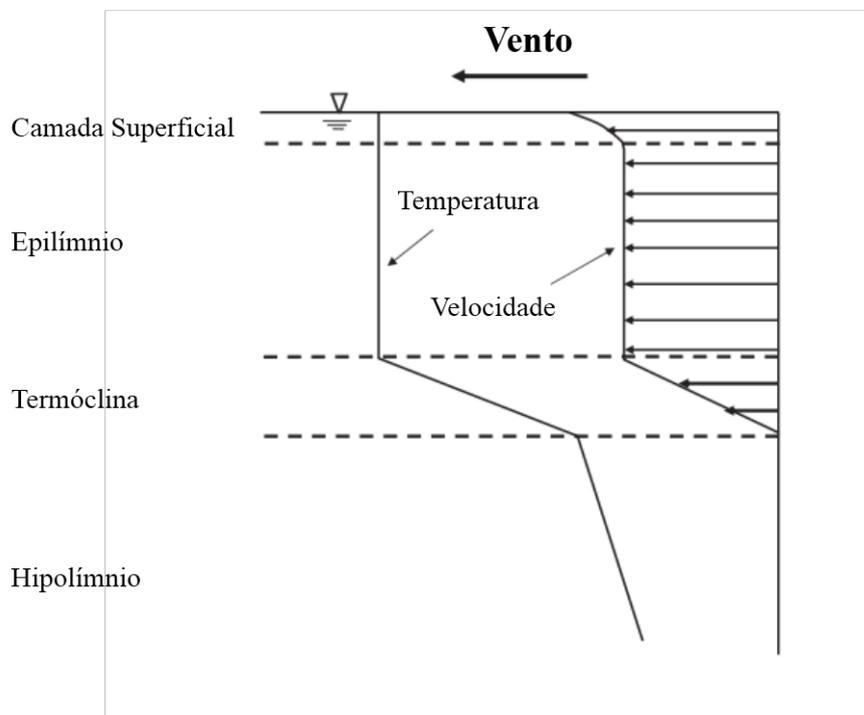


Figura 3.5: Atuação do vento no lago. Adaptado de Ji (2008).

Dos fenômenos citados, o de maior impacto ocorre na superfície onde o vento e a radiação solar atual fornecendo energia enquanto podem ser citadas perdas associadas ao calor latente, à radiação de ondas longas e à reflexão das mesmas. Ao longo da coluna d'água, o fluxo de calor ocorre em função da penetração da luz que depende da turbidez da água, ou seja, quando há elevadas concentrações de material em suspensão a penetração da luz é reduzida (Ji, 2008).

Conforme aponta Chapra (2008) o balanço de energia pode ser estimado por meio da combinação dos processos de radiação solar de ondas curtas, ondas longas (balanço entre atmosfera e corpo d'água), o fluxo de calor latente devido à evaporação e o fluxo de calor sensível devido à condução. O fluxo total de energia na superfície pode então ser representado por:

$$J_{total} = J_{RadSolar} - J_{OndLongas} - f(w)(T_{sup} - T_{ar}) - f(w)(e_{sup} - e_{ar}) \quad (3.4)$$

$$f(w) = a_w + b_w \cdot w^{c_w} \quad (3.5)$$

em que:

$J_{total}$  é a energia líquida,  $J_{RadSolar}$  é a radiação solar,  $J_{OndLongas}$  é a perda de energia por radiação de ondas longas,  $f(w)(T_{sup} - T_{ar})$  é a perda de energia por condução,  $f(w)(e_{sup} - e_{ar})$  é a perda de energia por evaporação,  $f(w)$  é a equação que define a transferência de momento da velocidade do vento sobre a superfície da água, onde  $w$  é a velocidade do vento em uma dada altura acima da superfície da água e  $a_w$ ,  $b_w$ ,  $c_w$  são coeficientes da equação.

Para avaliar o padrão térmico de um dado reservatório há o índice de estabilidade de Schmidt ( $S_t$ ), amplamente utilizado para medir a força da estabilidade térmica da coluna de água (Weinberger e Vetter, 2014; He *et al.*, 2017; Lee *et al.*, 2018; Soares *et al.*, 2019). Este índice estima a resistência à mistura devido à estratificação da coluna d'água, resultando numa necessidade de energia de mistura por unidade de área. O índice de Schmidt é dado por:

$$S_t = \frac{g}{A_o} \int_{Z_0}^{Z_m} A_z \cdot (z - z^*) \cdot (\rho_z - \rho^*) dz \quad (3.6)$$

onde,  $S_t$  é o índice de estabilidade de Schmidt, ( $J \cdot m^{-2}$ );  $A_o$  é a área superficial do corpo hídrico, ( $m^2$ );  $A_z$  é a área na profundidade  $z$ , ( $m^2$ );  $\rho_z$  é a densidade, ( $kg \cdot m^{-3}$ ), na profundidade  $z$ ;  $\rho^*$  é a densidade média da coluna d'água, ( $kg \cdot m^{-3}$ );  $z^*$  é a profundidade onde a densidade média está localizada ( $m$ );  $dz$  é a discretização da profundidade, ( $m$ ); e  $g$  é a aceleração da gravidade ( $m \cdot s^{-2}$ ).

Como a temperatura é um dos processos governantes para todas as demais que se desenvolvem nos ambientes lênticos (Chapra, 2008; Ji, 2008) a busca pelo aperfeiçoamento de ferramentas para o monitoramento e modelagem destes ambientes (Vinçon-Leite e Casenave, 2019; Soares e Calijuri, 2021a) é fundamental para avançar na representação, compreensão e estudo de possíveis cenários.

### 3.4.1.2 Aspectos de qualidade da água em reservatórios

Diversos são os fatores que impactam a qualidade da água em reservatórios, desde os fatores externos como o aporte de cargas de sedimentos e nutrientes das áreas de drenagem afluentes sejam difusas pelo escoamento superficial da sub-bacia ou pontuais como as estações de tratamento de esgotos. Por outro lado, existem também fatores internos que também atuam na qualidade da água de reservatórios, motivadas pelas forçantes meteorológicas.

Ao fenômeno causado pelo aumento de nutrientes nos corpos hídricos e conseqüentemente o da produção primária dá-se o nome de eutrofização. No meio aquático, as condições de qualidade de um reservatório podem ser mensuradas e categorizadas através do estado trófico. A classificação tradicional divide os corpos hídricos em três classes. A primeira é a oligotrófica, que representa baixa concentração de nutrientes e conseqüentemente, baixo crescimento de algas (produção primária), a segunda classe é a mesotrófica caracterizada por uma condição intermediária entre a oligotrófica e a eutrófica. Por fim, tem-se a classe eutrófica que se caracteriza pela abundância em nutrientes e com alta produtividade primária (Ji, 2008).

Dentre os efeitos observados podem ser citados o crescimento de algas, grande variação de oxigênio dissolvido em função da fotossíntese realizada ao longo dia e déficit de oxigênio à noite, decomposição da matéria orgânica e redução do oxigênio dissolvido no fundo do lago, morte da comunidade e desequilíbrio ecológico, odor e toxicidade da água, problemas na operação de sistemas de abastecimento de água, dentre outros (Thomann e Müller, 1987; Von Sperling, 2007).

Das variáveis de maior importância na qualidade da água de reservatórios destacam-se o oxigênio dissolvido (OD), fósforo e nitrogênio. O OD é provavelmente a variável de estado que fornece a maior quantidade de informação sobre a qualidade de água em águas naturais. Quanto à presença de OD, podem existir até três condições observadas num dado reservatório, aeróbio, quando os processos biológicos e químicos ocorrem na presença de oxigênio, anóxico, condição em que a concentração de OD é baixa o suficiente para afetar processos biológicos, concentrações em torno de  $2\text{ mg/L}$  ou menos e anaeróbico, caracterizado pela ausência de oxigênio dissolvido (Ji, 2008).

O fósforo é um dos principais nutrientes para o crescimento das algas, possui baixa solubilidade e não pode ser encontrado na forma gasosa. De forma natural, é pouco disponível ao ambiente, no entanto, é amplamente encontrado como resultado de ações antrópicas como decorrente de cargas de áreas agrícolas ou de estações de tratamento de esgotos. É caracterizado por se ligar fortemente a partículas, sendo portanto removido por sedimentação juntamente com essas partículas para o sedimento (Chapra, 2008).

O nitrogênio, por sua vez pode ser encontrado de diferentes formas na natureza, o Nitrogênio livre na forma gasosa na atmosfera ( $N_2$ ), Amônia ou Nitrogênio Amoniacal ( $NH_4^+/NH_3$ ), Nitrito ( $NO_2^-$ ), Nitrato ( $NO_3^-$ ) e Nitrogênio orgânico. De forma semelhante ao fósforo, as grandes fontes de Nitrogênio resultam de atividades antrópicas como áreas urbanas e rurais agricultadas. Devido à fraca associação à matéria sólida em formas como o nitrato pode ser facilmente transmitido para as águas superficiais assim como o fluxo de águas subterrâneas.

### 3.4.2 Modelagem de reservatórios

O estudo de reservatórios, seja para o estudo de padrões hidrodinâmicos ou de qualidade da água, pode ser conduzido através de modelos matemáticos. No entanto, para avançar na representação de fenômenos associados à qualidade da água garantir que a simulação do comportamento hidrodinâmico seja satisfatória é fundamental. As equações que governam a hidrodinâmica derivam-se dos princípios da continuidade e do momento, ou seja, da conservação da massa e do momento. A partir da aplicação desses conceitos é possível a derivação da equação de Navier-Stokes (Ji, 2008), definida como:

$$\frac{d\vec{v}}{dt} = \frac{\partial\vec{v}}{\partial t} + \nabla(\vec{v}\vec{v}) = \vec{g} - \frac{1}{\rho}\nabla p + \nu\nabla^2\vec{v} - 2\vec{\Omega} \times \vec{v} + \vec{F}_{fr} \quad (3.7)$$

em que  $\Omega$  é a velocidade angular da Terra, relacionada à força de Coriolis representando os efeitos da rotação da terra no movimento da água, a aceleração  $\frac{d\vec{v}}{dt}$  esta associada à variação da velocidade ao longo do tempo ( $\frac{\partial\vec{v}}{\partial t}$ ) e à advecção ( $\nabla(\vec{v}\vec{v})$ ),  $\vec{g}$  é a força gravitacional,  $\frac{1}{\rho}\nabla p$  é o gradiente de pressão que representa os efeitos da pressão da água,  $\nu\nabla^2\vec{v}$  é o termo de viscosidade da água e, por fim,  $\vec{F}_{fr}$  que representa as forças externas, em geral associado ao vento.

A equação de Navier-Stokes não possui soluções analíticas e também apresenta dificuldades

quando aplicada em grandes domínios por longos períodos de tempo. A depender da capacidade de simulação e até mesmo dos objetivos, a formulação de Navier-Stokes aplicada a um corpo d'água, que possui três dimensões, pode ser reduzida para duas ou até mesmo uma dimensão. As simplificações se justificam quando suas aplicações reduzem significativamente o tempo com o desenvolvimento do modelo, simulação e análise sem que isso afete significativamente as análises da hidrodinâmicas e de qualidade de água pretendidas (Ji, 2008).

Em relação à representação, os modelos podem dividir-se em zero-dimensionais que simulam todo o ambiente adotando a premissa de mistura completa, unidimensional vertical, unidimensional longitudinal, bidimensional completamente misturado na lateral, bidimensional completamente misturado na vertical e tridimensional (Martin e McCutcheon, 1998). A aplicação de modelagem em reservatórios ao longo do tempo foi direcionada ao estudo à degradação da qualidade da água com foco em processos como eutrofização, ciclagem de nutrientes, concentrações de OD, temperatura, dentre outros (Soares e Calijuri, 2021a).

A modelagem de qualidade de água obteve avanços significativos com o desenvolvimento das ferramentas computacionais entre os anos 1990 e 2000 com aumento da capacidade de processamento, armazenamento e velocidade, o que permitiu o uso de melhores ferramentas, inclusive modelos tridimensionais (Robson, 2014; Soares e Calijuri, 2021a).

No entanto, Mooij *et al.* (2010) comentam que com diversos modelos, o desafio se concentra na quantidade e variedade de modelos. Quanto ao número de modelos ressalta-se a semelhança de modelos recém-desenvolvidos com os modelos já existentes. Nestes casos, a adoção ou o aprimoramento de um modelo já existente seria mais viável do que a criação de um novo. Tratando-se da variedade de modelos, há o risco de que a abordagem utilizada em um dado modelo seja muito específica e não considere aspectos importantes na compreensão dos processos envolvidos. Os autores elaboraram uma revisão com os principais modelos desenvolvidos para a simulação de reservatórios apresentando as principais características (Tabela 3.3).

Dos diversos modelos, o CE-QUAL-W2 apresenta um conjunto robusto de componentes a serem simulados, tendo apresentado bons resultados no estudo dos processos de qualidade de água. O modelo conta com um conjunto de estruturas como comportas, vertedouros, tubulações dentre outros. Uma descrição do modelo é apresentada a seguir.

Tabela 3.3: Revisão dos modelos de simulação de lagos e reservatórios e suas principais características. Adaptado de Mooij *et al.* (2010).

Nome do modelo	Vollenweider	DYRESM CAEDYM	CE-QUAL W2	DELFT3D ECO	MyLake	PCLake	LakeShira Model	IPH-TRIM3D PCLAKE	PROTECH	SALMO	Charisma	Piscator	GLM
<b>Categoria</b>	EST	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	SIB	SIB	CDN
<b>Dimensão espacial</b>	0-D	1DV3-D	2-DV	3D	1-DV	2-DV*	1-DV	3-D	1-D	1-DV	2-DH	0-D	1-D
<b>Estratificação</b>	-	+	+	+	+	-	+	+	-	+	-	-	+
<b>Sedimentos</b>	-	+	+	+	+	+	-	±	-	+	+	-	+
<b>Zona litorânea</b>	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-
<b>Grupos de fitoplancton</b>	0	7	3+	3-6	1	3	2	3	10	2-10	0	0	3+
<b>Grupos de zooplancton</b>	0	5	3+	1-3	0	1	1	1	1	1	0	1	0+
<b>Grupos de bentons</b>	0	6	3+	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0
<b>Grupos de peixes</b>	0	3	0	0	0	3	0	3	0	0	1	±8	0
<b>Grupos de macrófitas</b>	0	1	3+	0	0	1	0	1	0	0	±5	0	0
<b>Grupos de pássaros</b>	0	0	0	0	0	0-1	0	0-1	0	0	1	3	0
<b>Hidrodinâmica</b>	-	+	+	+	+	±	+	±	±	+	-	-	+
<b>Temperatura</b>	-	+	+	+	+	+	+	+	±	+	±	±	+
<b>Oxigênio</b>	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	-	-	+
<b>Carbono inorgânico/dissolvido/CO2</b>	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<b>Carbono orgânico/dissolvido/particulado</b>	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	-	-	+
<b>Dinâmica microbiológica</b>	-	+	+	+	-	±	±	±	-	-	-	-	±
<b>Aporte de fósforo</b>	+	+	+	+	+	+	+	+	±	+	±	±	+
<b>Aporte de nitrogênio</b>	+	+	+	+	-	+	+	+	±	+	±	±	+
<b>Dinâmica interna de fósforo</b>	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+
<b>Dinâmica interna de nitrogênio</b>	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	-	+
<b>Dinâmica interna de sílica</b>	-	+	+	+	-	±	-	±	-	-	-	-	+
<b>Sedimentação/resuspensão</b>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	±
<b>Diagenese</b>	-	+	+	+	-	±	-	-	-	-	-	-	±
<b>Pesca</b>	-	±	-	-	-	+	-	-	-	±	-	+	-
<b>Dragagem</b>	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<b>Categoria</b>	STA	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	SIB	SIB	
<b>Forma Matemática</b>	RGR	PDE	PDE	PDE	PDE	ODE	PDE	PDE	ODE	PDE	DIF	DIF	
<b>Controle de balanço de massa</b>	±	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-	
<b>Aplicação de critérios de otimização</b>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Análise de sensibilidade</b>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<b>Calibração</b>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<b>Análise de incertezas</b>	-	±	±	-	+	+	+	-	-	+	+	-	
<b>Análises de bifurcações</b>	-	-	-	-	±	±	-	±	-	-	±	±	
<b>Eutrofização</b>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<b>Mudanças climáticas</b>	-	+	+	±	+	+	-	+	+	+	±	±	
<b>Pesca</b>	-	±	+	-	-	±	-	±	-	±	-	+	
<b>Perda da biodiversidade</b>	-	-	+	-	-	±	-	±	+	-	±	±	
<b>Processos adaptativos</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Água doce/água salgada</b>	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Gestão de qualidade de água</b>	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	
<b>Manejo de pesca</b>	-	±	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	
<b>Linguagem de programação</b>		FOR	FOR	FOR	MTL	C++	C++	FOR	FOR	C/D	DEL	DEL	
<b>Gratuito</b>		±	+	±	±	+	-	±	-	±	±	±	
<b>Interface gráfica</b>		+	+	+	-	±	±	+	+	+	+	+	
<b>Documentação em literatura aberta</b>	+	±	+	-	+	+	+	-	±	-	±	±	
<b>Código aberto</b>		±	+	±	+	±	±	-	-	±	-	-	

+: totalmente coberto, ±: parcialmente coberto, -: não coberto; EST: Modelo estatístico, CDN: Modelo complexo e dinâmico, SIB: Modelo de organismo específico; 0-D: dimensão 0, 1-DV: unidimensional na vertical, 2-DH: bidimensional na horizontal, 2-DV: bidimensional na vertical, 2-DV\*: bidimensional na vertical usando compartimentos, 3-D: tridimensional, RGR: equação de regressão, PDE: equação diferencial parcial, ODE: equação diferencial ordinária, DIF: equação de diferença; FOR: FORTRAN, MTL: MATLAB, GRD: GRIND, DEL: DELPHI, C/D: C++/DELPHI, C/M: C++/MATLAB

### 3.4.3 CE-QUAL-W2

O CE-QUAL-W2, em desenvolvimento contínuo desde 1975, teve sua primeira versão conhecida como *LARM (Laterally Averaged Reservoir Model)* aplicava-se apenas a reservatórios. Modificações subsequentes permitiram a simulação de estuários e resultou no chamado *GLVHT (Generalized Longitudinal-Vertical Hydrodynamics and Transport Model)* que com a colaboração do corpo de engenheiros do exército americano na implementação de algoritmos de análise de qualidade de água gerou a primeira versão do CE-QUAL-W2 versão 1.0 W2, (Corpo de Engenheiros, Modelo de Qualidade em duas dimensões para corpos d'água, do inglês “W2, Corps of Engineers, Quality Model for two dimensional waterbodies”) (Cole e Wells, 2017).

O CE-QUAL-W2 é um modelo bidimensional no plano vertical e longitudinal é possível simular os gradientes de concentração nesses planos. O modelo possui dois módulos principais, o hidrodinâmico e o de qualidade de água. O módulo hidrodinâmico simula a elevação do nível da água, velocidades (longitudinal e vertical) e temperatura. A temperatura é incluída no módulo hidrodinâmico devido ao seu efeito na densidade da água. A simulação de qualidade de água é realizada após a hidrodinâmica a fim de permitir estabelecer relações entre as variáveis de qualidade de água e as variáveis hidrodinâmicas (Cole e Wells, 2017).

O módulo de qualidade de água permite a simulação de mais de 40 variáveis de estado. Algumas dessas variáveis são: DBO carbonácea, sólidos totais dissolvidos, sólidos orgânicos em suspensão, coliformes, pH, alcalinidade, CO<sub>2</sub>, OD, ferro, amônia, nitrato, fósforo, cloretos, algas, entre outros (Cole e Wells, 2017). Os dados necessários à utilização do modelo são apresentados na Tabela 3.4.

O modelo foi construído utilizando a técnica numérica de diferenças finitas para a resolução das equações governantes. Esta técnica se dá pela construção de uma grade computacional onde se discretiza o corpo de água em camadas e segmentos, relacionadas à profundidade e comprimento, respectivamente.

As equações governantes são apresentadas à seguir:

### Equação da continuidade

$$\frac{dUB}{dx} + \frac{dWB}{dz} = qB$$

### Equação do momento em x

$$\frac{\partial UB}{\partial t} + \frac{\partial U^2 B}{\partial x} + \frac{\partial UW B}{\partial z} = gB \frac{d\eta}{dx} - \frac{gB}{\rho} \int_{\eta}^z \frac{d\rho}{dx} dz + \frac{1}{\rho} \frac{dB\tau_{xx}}{dx} + \frac{1}{\rho} \frac{dB\tau_{xz}}{dz}$$

### Equação do momento em z

$$0 = g - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial z}$$

### Superfície

$$B_{\eta} \frac{\partial \eta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \int_{\eta}^h UB dz - \int_{\eta}^h qB dz$$

### Equação de estado

$$\rho = f(t_{\omega}; \Phi_{TDS}; \Phi_{ISS})$$

onde:

$U$  é a velocidade horizontal,  $m.s^{-1}$

$W$  é a velocidade vertical,  $m.s^{-1}$

$B$  é a largura do canal,  $m$

$q$  é a vazão lateral afluyente por unidade de área da célula,  $T^{-1}$

$P$  é a pressão

$\tau_x$  é a tensão de cisalhamento lateral média na direção  $x$

$\tau_y$  é a tensão de cisalhamento lateral média na direção  $y$

$\rho$  é a densidade

$\eta$  é a superfície da água

Tabela 3.4: Dados e frequência de monitoramento necessários para realizar a simulação no CE-QUAL-W2.

<b>Condições de contorno</b>		
<b>Frequência</b>	<b>Dados mínimos</b>	<b>Dados adicionais</b>
Diário ou contínuo	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Vazão de entrada e saída</li> <li>- Temperatura</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Condutividade</li> <li>- Oxigênio dissolvido</li> <li>- pH</li> <li>- Sólidos totais dissolvidos</li> </ul>
Evento	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Carbono orgânico total</li> <li>- Ortofosfato</li> <li>- Fósforo total</li> <li>- Nitrogênio amoniacal</li> <li>- Nitrito mais nitrato</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Carbono orgânico particulado e/ou dissolvido</li> <li>- DBO</li> <li>- Fósforo total dissolvido</li> <li>- Fósforo total inorgânico</li> <li>- Fósforo inorgânico dissolvido</li> <li>- Nitrogênio Kjeldahl</li> <li>- Nitrogênio Kjeldahl filtrado</li> <li>- Sólidos totais suspensos</li> <li>- Sólidos em suspensão inorgânico e/ou voláteis</li> <li>- Clorofila A</li> <li>- Sílica dissolvida</li> <li>- Alcalinidade</li> </ul>
<b>No próprio corpo hídrico</b>		
<b>Frequência</b>	<b>Dados mínimos</b>	<b>Dados adicionais</b>
Mensal	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Temperatura</li> <li>- Oxigênio dissolvido</li> <li>- pH</li> <li>- Condutividade</li> <li>- Clorofila A</li> <li>- Carbono orgânico total</li> <li>- Ortofosfato</li> <li>- Fósforo total</li> <li>- Nitrogênio amoniacal</li> <li>- Nitrito mais nitrato</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sólidos totais dissolvidos</li> <li>- Biomassa e tipo de fitoplankton</li> <li>- Carbono orgânico dissolvido e/ou particulado</li> <li>- DBO</li> <li>- Fósforo total dissolvido</li> <li>- Fósforo total inorgânico</li> <li>- Fósforo inorgânico dissolvido</li> <li>- Nitrogênio Kjeldahl</li> <li>- Nitrogênio Kjeldahl filtrado</li> <li>- Profundidade do disco de Secchi</li> <li>- Carbono inorgânico total- Alcalinidade</li> <li>- Sólidos totais suspensos</li> <li>- Sólidos em suspensão inorgânico e/ou voláteis</li> <li>- Ferro total/dissolvido</li> <li>- Manganês total/dissolvido</li> <li>- Sílica total/dissolvido</li> <li>- Sulfeto dissolvido</li> <li>- Sulfato</li> <li>- Sulfeto de ferro</li> </ul>

Os estudos desenvolvidos com o CE-QUAL-W2 tem observado as interações físico-químicas-biológicas com foco na qualidade de água. As motivações são diversas como a avaliação dos padrões térmicos (Sadeghian *et al.*, 2015) o estudo da eutrofização (Kuo *et al.*, 2006; Ji *et al.*, 2017), padrões de qualidade água para diferentes usos (Diogo *et al.*, 2008; Lee *et al.*, 2010), auxílio a gestão de recursos hídricos (Deus *et al.*, 2013), dentre outros (Vinçon-Leite e Casenave, 2019).

Embora o modelo venha sendo amplamente aplicado no estudo de reservatórios em diversas vertentes, isso não tem necessariamente facilitado a sua disseminação a novos usuários. Como outros modelos hidrodinâmicos e de qualidade de água, diversos fatores podem ser atribuídos a esta característica, dentre eles a quantidade de dados que devem ser estruturados para a execução do modelo, os dados necessários à calibração do modelo, a quantidade de parâmetros que podem ser ajustados no processo de calibração (Huang e Liu, 2010), os valores de parâmetros reportados na literatura produzem resultados controversos (Vinçon-Leite e Casenave, 2019) e não aderentes aos dados observados e ao processo de ajuste dificultado pela falta de uma interface que facilite o contato com o usuário.

A abordagem tradicional no processo de calibração em geral separa os dados observados em dois conjuntos. O primeiro conjunto é utilizado para o ajuste dos parâmetros do modelo de forma que os dados simulados sejam ajustados aos dados observados. O segundo conjunto de dados seria utilizado para verificar se parâmetros ajustados na etapa de calibração podem prever o comportamento observado no lago. Cole e Wells (2017) argumentam que essa separação do conjunto de dados é artificial e passível de erros, recomendando que não houvesse divisão no conjunto de dados para etapas de calibração e verificação, mas que todo o conjunto de dados seja utilizado. Dessa maneira, o modelo seria capaz de simular de forma mais efetiva o comportamento do sistema se utilizado todo o conjunto de dados, do que quando se divide os dados para etapas de calibração e verificação, o que enseja a avaliação de ambas as estratégias a fim de verificar as potencialidades e fragilidades de cada uma delas.

O ajuste do CE-QUAL-W2 para lagos e reservatórios depende em geral do balanço hídrico, dos processos hidrodinâmicos e de qualidade de água. A Tabela 3.5 a seguir apresenta as principais causas de ajustes insatisfatórios.

Quanto à calibração dos processos de qualidade de água, Cole e Wells (2017) comentam que cada aplicação do modelo é diferente e exige do usuário o conhecimento sobre o comportamento e sobre os processos dominantes de qualidade de água no corpo d'água estudado.

Tabela 3.5: Fatores de influência no ajuste do CE-QUAL-W2. Adaptado de [Cole e Wells \(2017\)](#)

Processo	Causas	Sugestões
Balanço Hídrico	Batimetria incorreta	A curva cota-área-volume deve estar atualizada, assemelhando-se o máximo com o terreno original.
	Tempestades	Caso haja discrepância a precipitação pode ser incluída, ou novos tributários podem ser incluídos além dos originais. existentes.
	Dados incompletos de vazão	As vazões não contabilizadas incluindo tributários menores, precipitação, águas residuárias e águas pluviais.
	Evaporação	Se a evaporação da região for significativa no balanço hídrico ela deverá ser incluída.
	Infiltração	Ganhos ou perdas por infiltração podem ser significantes para os corpos d'água. Algumas aplicações exigem a perda por infiltração através da barragem para calibrar adequadamente a temperatura.
	Qualidade dos dados de vazão de entrada/saída	O modelo é muito sensível aos dados de vazão, o que pode resultar em erros significativos na previsão do nível d'água.
Hidrodinâmica	Vazões de entrada e temperatura das vazões de entrada	Fundamentais para o estudo de corpos d'água com curtos períodos de residência ou durante os períodos de cheia.
	Dados meteorológicos	As estações estão geralmente localizadas em lugares distantes do local de estudo. Para resolver esse problema as alternativas são: 1) ajuste do coeficiente de abrigo do vento; 2) utilizar a média das estações meteorológicas localizadas ao redor do corpo d'água; 3) a separação em diferentes corpos d'água onde possa se aplicar dados de diferentes estações.
	Vazões de saída	Localização do dispositivo de controle de nível (comporta/vertedouro/turbina).
	Batimetria	Várias aplicações do modelo encontraram dificuldades de calibração até que a batimetria fosse revisitada e corrigida.

O modelo CE-QUAL-W2 permite o ajuste de seus parâmetros, que se dá manualmente na maioria das vezes. Os parâmetros mais sensíveis têm sido objeto dos estudos com o modelo e envolvem em geral parâmetros associados à hidrodinâmica como a ação do vento na coluna d'água e parâmetros de qualidade de água como os coeficientes das cinéticas de reações. Alguns dos parâmetros mais frequentemente calibrados em aplicações do modelo são mostrados na Tabela 3.6.

Dos parâmetros calibrados, atenção especial se dá ao conjunto de parâmetros associados à ação do vento sobre o corpo d'água. [Cole e Wells \(2017\)](#) recomendam que o primeiro parâmetro a ser ajustado seja o *Wind Sheltering Coefficient* (WSC), pois ele é o de maior efeito na temperatura durante a calibração. A calibração dos parâmetros associados à hidrodinâmica em primeira etapa é recomendada pelos autores, pois dela depende toda a simulação do transporte de calor e de compostos e substâncias.

Tabela 3.6: Parâmetros frequentemente calibrados em estudos realizados com o CE-QUAL-W2, processos hidrodinâmicos e de qualidade de água.

<b>Autor</b>	<b>Hidrodinâmicos</b>	<b>Qualidade de água</b>
<a href="#">Cole e Wells (2017)</a>	AX, DX, FRICT, WSC, BETA, EXH2O, EXINOR, EXORG	
<a href="#">Kuo et al. (2006)</a>	AX, DX, WSC, EXH2O	AG, AR, AE, AS, AHSP, NO3DK, NH4DK, AHSP, AHSN
<a href="#">Afshar et al. (2011)</a>	BETA, EXH2O, WSC, AX, DX, FRICT, (AFW, BFW, CFW)	
<a href="#">Deus et al. (2013)</a>	AX, DX, EXH2O	AG, AR, AE, AS, AHSP, AHSN, NO3DK, NH4DK, SOD
<a href="#">Noori et al. (2015)</a>	BETA, WSC, EXH2O, AX, DX	NO3DK, SOD, A N, NH4DK, AG, AS

AX - Viscosidade longitudinal turbulenta; DX - Difusividade longitudinal turbulenta; FRICT - Coeficiente de Manning ou de Chezy; WSC - Coeficiente de abrigo do vento; BETA - Coeficiente de absorção da radiação solar na camada superficial; EXH2O - Coeficiente de extinção da luz na água; EXINOR - Coeficiente de extinção para sólidos inorgânicos; EXORG - Coeficiente de extinção para sólidos orgânicos; AFW, BFW, CFW - Coeficientes associados à formulação do efeito do vento; AG, AR, AE, AS, ASHP, AHSN - Coeficientes associados ao ciclo de vida das algas; NO3DK - Coeficiente de decaimento do nitrato; NH4DK - Decaimento da amônia; SOD - Demanda de oxigênio do sedimento; AN - Fração do balanço estequiométrico entre biomassa de algas e nitrogênio.

Com os desafios impostos à calibração manual do CE-QUAL-W2, abordagens para aprimorar a calibração foram propostos por [Ostfeld e Salomons \(2005\)](#) e [Huang e Liu \(2010\)](#). Buscando a proposição de uma calibração automática do CE-QUAL-W2 e reduzir o tempo computacional necessário para se alcançar calibrações razoáveis. [Ostfeld e Salomons \(2005\)](#) combinaram dois algoritmos, o *k-NN* (Algoritmo K de busca pelo vizinho mais próximo) e o *GA* (algoritmos genéticos) a fim de encontrar soluções razoáveis para o modelo. No entanto a técnica utilizada demandava tempo para avaliar os resultados alcançados. [Huang e Liu \(2010\)](#) a fim de aprimorar o desempenho computacional utilizaram o *Nelder-Mead Simplex Method* combinado com o *GA* numa abordagem adaptativa, comentando sobre o elevado esforço necessário na busca de soluções ótimas na abordagem utilizada por [Ostfeld e Salomons \(2005\)](#). Os resultados apresentados embora apresentem potencialidades da abordagem não mostraram-se conclusivos quanto à efetividade da técnica utilizada.

Desenvolvendo estudos no reservatório Karkheh - Irã, [Afshar et al. \(2011, 2013\)](#) aplicaram o *MOPSO* (método de otimização multiobjetivo de espalhamento de partículas) para calibrar os processos hidrodinâmicos e de qualidade de água simulados pelo modelo CE-QUAL-W2. Os autores argumentam pela utilização do *MPSO* defendendo que ele alcança soluções melhores que o *GA* em menos iterações. Utilizando a *RMSE* (Raiz do erro médio quadrático) e o *MAE* (Erro médio absoluto), os autores consideraram satisfatórios os resultados mostrados para a calibração do perfil de temperaturas, nível d'água, oxigênio dissolvido e clorofila *a*.

Sadeghian *et al.* (2015) estudaram o padrão estratigráfico térmico do Lago Diefenbaker - Canadá, avaliando os fatores físicos que interferiam na dinâmica do Lago. Foi utilizado o método de Monte Carlo para a análise de sensibilidade dos parâmetros WSC, SHADE, EXH20 e TIN (coeficiente de abrigo do vento, cobertura por nuvens, coeficiente de extinção da luz na água e coeficiente da temperatura na vazão de entrada respectivamente) que foram selecionados de acordo as características do reservatório. Segundo a análise dos autores, os parâmetros SHADE e WSC apresentaram maior sensibilidade, o SHADE para as camadas superficiais devido aos efeitos da radiação solar e vazões superficiais e o WSC em camadas abaixo da superficial, indicando o efeito do vento em camadas inferiores. Foi realizado o acoplamento de dois métodos para a otimização dos parâmetros o PSO e o LM apresentando bom desempenho, encontrando depois de 41 rodadas a resposta ótima. Por fim os autores recomendam veementemente a intensificação do monitoramento do vento, pois a turbulência por ele provocada nas ondas internas possuem forte influência na mistura do lago, podendo ser observadas mudanças da ordem de 20 metros na termoclina no verão devido a fortes ventos sobre o Lago Diefenbaker. Tais mudanças na termoclina podem promover o contato do hipolímnio com o epilímnio provocando o enriquecimento da camada superior e que se combinadas a baixas vazões e altas temperaturas podem levar ao "*bloom*" de algas.

Nos trabalhos citados, embora tenham sido descritos os métodos utilizados para a a otimização dos parâmetros e a sua utilização, não permanece claro se as rotinas de otimização são integradas ao código fonte do modelo na linguagem em que o modelo foi construído ou se a aplicação do procedimento de otimização resultou numa nova rotina externa ao modelo. Isso torna-se relevante do ponto de vista da reprodução do método não sendo possível replicá-lo de forma eficiente, o que poderia auxiliar na propagação do modelo e da rotina de otimização.

Numa perspectiva diferente, Shabani *et al.* (2021) desenvolveram uma rotina de otimização em *Python* buscando superar deficiências do PSO como a estagnação em uma região de soluções ótimas locais. Para isso, aplicou o *Improved Global-Best Harmony Search* (IGHS) e o PSO no estudo do lago Devils, Dakota do Norte, EUA, comparando os resultados obtidos entre os dois métodos de otimização do modelo. Os resultados apresentados mostram melhores resultados obtidos por meio da aplicação do IGHS apresentando desempenho em torno de  $0,2C^o$  mais acurado que o desempenho obtido com a aplicação do PSO.

Algoritmos meta-heurísticos são métodos empíricos inspirados em fenômenos naturais e desenvolvidos para resolver problemas de otimização testando um conjunto de soluções (combinações de parâmetros) selecionadas do espaço de soluções (Shabani *et al.*, 2021). Considerando que a calibração de um modelo se constitui na busca por um conjunto de parâmetros que minimize a diferença entre o conjunto de dados simulados e observados, a aplicação de estratégias de otimização como a utilização dos métodos meta-heurísticos podem ser utilizadas com esse objetivo.

Dentre os diferentes algoritmos meta-heurísticos pode ser citado o Nondominated Sorting Genetic Algorithm (NSGA) Srinivas e Deb (1994), proposto como alternativa para otimização de problemas de múltiplos objetivos. Entretanto, ao longo dos anos fragilidades foram sendo apontadas na sua utilização, dentre elas as principais foram: elevado custo computacional para o ordenamento de soluções não dominadas, ou seja, soluções pertencentes à uma fronteira de Pareto, a falta do elitismo e manutenção da diversidade de soluções. Para superar essas fragilidades (Deb *et al.*, 2002) propõem aprimoramentos ao método chamando-o de NSGA-II, mostrando progresso na busca por soluções não dominadas.

No Brasil, os estudos realizados com o modelo CE-QUAL-W2 tem, de modo geral, buscado reproduzir as condições monitoradas em reservatórios, mas ainda são poucas as aplicações mais efetivas do modelo seja pela falta de uma base de dados robusta, pela exploração de suas potencialidades e ainda pela utilização da calibração manual.

A composição de uma base de dados mínima para a simulação de reservatórios exige a aplicação de consideráveis esforços. O fato de dados serem coletados, em sua grande maioria, em escala mensal e durante um curto período de tempo pode em muito fragilizar a análise a ser realizada. Exemplos podem ser citados nos trabalhos de Gastaldini *et al.* (2001); Moreira *et al.* (2013); Kuchinski (2018) onde a análise se direciona à aplicabilidade do modelo, no entanto, sem explorar as potencialidades da ferramenta para o estudo do ambiente simulado.

Deus *et al.* (2013) trazem uma abordagem mais consolidada buscando avaliar diferentes usos do reservatório de Tucuruí no estado do Pará, Brasil. Os autores já apresentam um conjunto de dados mais robusto na representação do reservatório (de 2007 até 2011), mas ainda reduzido se considerada a frequência de monitoramento. Quanto ao ajuste, procedem com a utilização de

valores apresentados na literatura. Embora os autores comentem que há uma "pequena variação" de temperatura ao longo do ano, observa-se que nos meses de setembro à dezembro essa variação é significativa podendo alcançar até 9<sup>o</sup> de diferença entre camadas superficiais e fundo do reservatório.

### 3.5. INTEGRAÇÃO DE MODELOS

A busca por alternativas na solução de problemas complexos no campo dos recursos hídricos levou a uma intensa busca pelo aperfeiçoamento de técnicas e metodologias para a compreensão dos fatores determinantes nessa área. No entanto, tem-se notado que a utilização de uma única ferramenta ou metodologia não é capaz de representar fenômenos importantes no que diz respeito a qualidade de água. Assim, com a disponibilidade de diversas ferramentas que estimam variáveis de diferentes sistemas, adota-se a ideia da integração de metodologias para promover estudo de diferentes ambientes que estejam conectados ou que possuam alguma ligação.

No âmbito da aplicação de modelos no estudo de recursos hídricos dois aspectos possuem grande importância, principalmente no tocante à qualidade da água, o primeiro está associado à geração de cargas poluentes na bacia hidrográfica sejam elas por fontes pontuais ou difusas, na maioria das vezes motivadas por ações antrópicas. Já o segundo aspecto está relacionado ao comportamento do corpo hídrico ao receber o aporte dessa carga e as consequências para o mesmo em relação à sua integridade física e biológica, como por exemplo, o fenômeno da eutrofização.

Sob o ponto da aplicação de modelos, grandes avanços têm sido observados na estimativa dessas variáveis. A aplicação de modelos cada vez mais robustos com técnicas de otimização de parâmetros mais eficientes tem proporcionado resultados mais confiáveis e redução no erro das estimativas (Ostfeld e Salomons, 2005; Huang e Liu, 2010; Sadeghian *et al.*, 2015; Shabani *et al.*, 2021). No entanto, estudar questões particulares de um sistema com um único modelo, em geral, não produz resultados com elevado grau de detalhamento, além de exigir informações médias para a simulação dos componentes simulados (Nguyen *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2019).

Neste contexto, o acoplamento de modelos que simulam diferentes sistemas é uma alternativa

à problemática apresentada. No caso de bacias hidrográficas e reservatórios, por exemplo, o acoplamento é uma abordagem interessante e eficaz na análise conjunta de geração de cargas na bacia e as consequências dessas no reservatório. [Vinçon-Leite e Casenave \(2019\)](#) enfatizam que esta é uma abordagem chave para o uso eficiente dos modelos nos estudos de controle da eutrofização.

Tal abordagem foi aplicada por [Summer et al. \(1990\)](#), utilizando os modelo AGPNS e (*AGricultural Non-Point Source pollution model*) FARMPND (*One-dimensional lake model*) estimando a contribuição de variáveis geradas na bacia como escoamento superficial, sedimentos e alguns compostos orgânicos que serviam de entrada para a simulação da estratificação térmica, mistura pela ação do vento, sedimentação e crescimento de algas. De forma semelhante, [Mankin et al. \(1999\)](#) propôs o acoplamento do modelo AGPNS com o modelo EUTROMOD (*Lake Eutrophication Model*), a fim de estudar as respostas de lagos em termos de qualidade de água em função das mudanças ocorridas na bacia do Lago Melvern, Kansas-EUA. A abordagem apresentada nos trabalhos realizados, embora apontasse para um caminho necessário na análise conjunta de ambientes complexos como bacias de drenagem e lagos, mostrava-se ainda limitada pela capacidade de análise.

[Debele et al. \(2006\)](#) integraram o modelo SWAT, com o modelo CE-QUAL-W2 com o objetivo de simular os processos combinados de quantidade e qualidade da água tanto na bacia quanto no reservatório, sendo um dos trabalhos pioneiros em integrar dois modelos distribuídos para simular ambientes complexos, demonstrando a possibilidade de avaliar diversos cenários de uso da água e do solo bacia.

Outros trabalhos utilizando a abordagem da integração de modelos de bacia e de reservatórios foram conduzidos por [White et al. \(2010a,b\)](#); [Liu et al. \(2015\)](#); [Nguyen et al. \(2017\)](#) com o objetivo de realizar o diagnóstico da bacia, avaliar diferentes cenários relacionados ao uso do solo, à qualidade da água em função da geração de cargas, a operação dos reservatórios e mudanças climáticas. Tais estudos ratificam a viabilidade da integração de modelos na condução dos estudos entre bacias e reservatórios.

A integração entre os modelos mostra-se viável ao superar dificuldades como a diferença na escala de tempo da simulação. Entretanto, a utilização dos resultados do modelo SWAT como

condições de contorno para o CE-QUAL-W2, embora tenha se tornado uma tendência para a avaliação de cargas de nutrientes e estratégias de gestão (Soares e Calijuri, 2021a), podem gerar incertezas que podem ser propagadas gerando resultados desconectados com a realidade como aponta Frassl *et al.* (2019).

Corroborando com esse entendimento, Silva *et al.* (2016); Vinçon-Leite e Casenave (2019) apontam que os limites dessa integração originam-se das incertezas acumuladas desde a modelagem hidrológica e em seguida da modelagem dos reservatórios. Assumindo que quando as vazões são bem calibradas, ainda restam incertezas relevantes associadas às estimativas do aporte de cargas nos tributários.

A fim de promover o melhor aproveitamento desta abordagem torna-se necessário então empreender esforços em duas direções principais, a redução das incertezas e o aperfeiçoamento da base de dados. Em relação aos modelos hidrológicos a aplicação de métodos de otimização dos parâmetros, focada nos processos hidrológicos e de geração de cargas tem sido amplamente utilizada (Abbaspour *et al.*, 2004, 2007; Abbaspour, 2013; Abbaspour *et al.*, 2018). No entanto, o monitoramento de variáveis de interesse ainda representa um desafio, principalmente quando se trata de sedimentos e nutrientes, variáveis que demandam intensa capacidade logística e estrutura laboratorial.

Em relação à modelagem de reservatórios, esses aspectos são ainda mais desafiadores pois em função da diversidade de processos que podem simular, sejam hidrodinâmicos ou os ciclos de nutrientes e ecológicos, a quantidade de parâmetros a serem estimadas ou calibradas é elevada, superando 100 parâmetros em alguns casos Vinçon-Leite e Casenave (2019).

Embora haja a possibilidade de aprimorar as etapas de calibração e redução de incertezas no processo de modelagem de reservatórios (Ostfeld e Salomons, 2005; Huang e Liu, 2010; Afshar *et al.*, 2011, 2013; Sadeghian *et al.*, 2015; Shimoda e Arhonditsis, 2016), Shabani *et al.* (2021) mostram que uma quantidade reduzida de trabalhos tem apresentado resultados associados à análise de sensibilidade e que o método de calibração dos modelos baseia-se na "tentativa e erro" sendo realizados de forma manual na grande maioria das vezes.

Quanto ao monitoramento das variáveis necessárias aos estudos de modelagem dos reservató-

rios, os desafios são semelhantes aos citados anteriormente para bacias e modelagem hidrológica, no entanto, com uma diversidade de parâmetros adicionais uma vez que além de todas as variáveis necessárias às condições de contorno em escala muito mais refinada (Sadeghian *et al.*, 2015; Vinçon-Leite e Casenave, 2019) e condições iniciais, contam também com uma série de dados necessários à simulação dos processos de transporte de nutrientes e processos ecológicos.

### 3.6. LAGO PARANOÁ

O lago Paranoá (Figura 1.1) se situa no centro do Distrito Federal e dá nome à bacia no qual está localizado (Bacia do lago Paranoá - BLP). A sua formação, que se coincide com a formação da Capital Federal, se deu através do barramento do rio Paranoá, sendo inaugurado no ano de 1960.

No ano seguinte foi instalada a estação de tratamento de esgotos Brasília Sul (ETEB Sul), localizada no braço do Riacho Fundo. A estação implantada à época contava com tratamento em nível secundário por lodos ativados, possuindo baixa eficiência na remoção de nutrientes, o que mais tarde provocaria um alto grau de poluição no braço do Riacho Fundo.

Em 1965, análises referentes à qualidade de água foram realizadas no braço do Torto, apresentando características oligotróficas como profundidade do disco de Sechi de cerca de dois metros, sem poluição visível e comunidade fitoplânctônica abundante. Em 1968, o braço do Bananal porém, um ano antes de entrar em operação a ETEB Norte, mostrava indícios de eutrofização sendo identificadas aglomeração de algas em flocos. A principal causa devia-se ao lançamento de esgotos *in natura* oriundos da Asa norte. A região com maior estresse devido à poluição se encontrava nas proximidades do Riacho Fundo com características visivelmente alteradas como profundidade do disco de Sechi de 40cm, poucas espécies e alta densidade destas. Este braço recebia o efluente da estação de tratamento ETEB Sul, além de esgoto não tratado dos núcleos habitacionais situados a montante (Oliveira e Krau, 1970).

Com os problemas relacionados à eutrofização acentuados no lago Paranoá, o Governo do Distrito Federal iniciou uma força tarefa para promover a despoluição do corpo hídrico. Uma das ações resultantes foi a elaboração do "Plano Diretor de Água, Esgoto e Controle da Poluição do Distrito Federal" em 1970, esse plano foi elaborado pela empresa PLANIDRO em parceria

com a recém-criada CAESB (Criada em 8 de abril de 1969, por meio do Decreto-Lei nº 524). À época, ações de controle e diagnóstico do lago Paranoá tomadas pela CAESB foram: 1) remoção de esgotos das penínsulas, do Guará e Asa Norte que contribuía com esgotos *in natura* ao Lago; 2) Ampliação e melhoria da remoção de nutrientes das estações de tratamento de esgotos; 3) Remoção das florações de algas com a utilização de balsas; 4) Exportação do esgotos para fora da bacia do Paranoá 5) Definições dos padrões de balneabilidade e de avaliação para o Lago, evidenciando que cerca de 50% da área superficial do lago Paranoá estava imprópria para contato primário; e 6) Pesquisas hidrológicas e limnológicas a fim conhecer as interações e estabelecer relações entre o uso das bacias e a qualidade de água do lago Paranoá (Branco, 1976; Ferreira e Ovidio, 1976).

A partir do ano 1976 a CAESB, o PNUD (Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento), a OMS (Organização Mundial da Saúde) e a Secretaria Municipal do Meio Ambiente do Governo Federal (Atual IBAMA) firmaram uma parceria com o objetivo de iniciar um programa de monitoramento hidrometeorológico e limnológico no Distrito Federal, com ênfase no lago Paranoá (Ferreira e Ovidio, 1976; Burnett *et al.*, 2001).

Em 1980 iniciou-se a prática de lançamento de toneladas de algicida (sulfato de cobre) para controlar as florações de *Microcystis aeruginosa*. O Lago era dominado por *Cylindropermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa*. Verificou-se o aparecimento de aguapés (*Eichhornia crassipes*). Nos anos seguintes, as florações de *Microcystis aeruginosa* e mortandades de peixes tornaram-se frequentes, bem como o lançamento de algicida desde 1980 até 1998 (Philomeno, 2007).

Com o problema de eutrofização persistindo sobre o lago Paranoá, CAESB (2003) apontaram as ETEs (Brasília Sul e Brasília Norte) como principais fontes de fósforo ao Lago, lançando carga superior à capacidade de assimilação natural de cada um dos braços em que estavam situadas.

Visando melhorar a eficiência de remoção de fósforo das ETEBs Norte e Sul, Pinto *et al.* (1989) promoveram experimentos nas ETEs entre os anos de 1984 a 1987 conduzindo ajustes operacionais para maximizar a absorção biológica de fósforo. Os autores relatam o aumento de eficiência de remoção de fósforo de cerca de 71% para 84% na ETEB Norte e 50% para 82% na ETEB Sul.

Em 1993, é implementado o sistema de tratamento avançado com remoção de nutrientes na ETEB Sul e no ano seguinte a ETEB Norte também passa a contar com o tratamento terciário com remoção de nutrientes, reduzindo cerca de 70% da carga de fósforo afluente. Em 1995, estimou-se que o montante de fósforo lançado no lago Paranoá desde seu enchimento superava as 240 toneladas (Philomeno, 2007).

No ano de 1992, antes de entrar em funcionamento o tratamento terciário das estações, a carga diária de fósforo aportada ao lago era de cerca de  $449 \text{ Kg.dia}^{-1}$ , sendo a contribuição das estações cerca de  $244 \text{ Kg.dia}^{-1}$ . Já para o ano de 1994 com as duas estações em funcionamento, a carga diária foi reduzida a  $235 \text{ Kg.dia}^{-1}$  e em 1995 esse valor foi de  $187 \text{ Kg.dia}^{-1}$ , sendo  $89 \text{ Kg.dia}^{-1}$  provenientes das estações de tratamento. Para o ano de 1997, as cargas das estações somadas a dos tributários perfizeram um total de  $74 \text{ Kg.dia}^{-1}$  de fósforo (Branco e Cavalcanti, 1999).

Em 1998, uma estratégia de operação do nível d'água do lago Paranoá foi aplicada pela CEB, responsável pela operação da barragem. Na ocasião, o nível da água do Lago foi rebaixado em cerca de 80 cm com o objetivo de gerar um volume de espera para o amortecimento de ondas de cheia. Em virtude disso, constatou-se por meio do monitoramento limnológico que a medida adotada contribuiu significativamente para a melhora da qualidade de água do Lago, principalmente em relação aos parâmetros de fósforo e biomassa algal. A concepção e origem dessa alternativa remonta ao ano de 1990, quando em julho a CEB promoveu um rebaixamento de 80 cm no nível do Lago visando formar um volume de espera. O monitoramento limnológico realizado no período apontou para uma redução das concentrações de fósforo e da biomassa de algas. Assim, foi constatada pela CAESB a estreita relação entre o tempo de detenção hidráulica e a qualidade hídrica do Lago (CAESB, 2003).

Corroborando com as análises realizadas pela CAESB, Angelini *et al.* (2008) buscaram avaliar a relação causa efeito da melhora da qualidade de água do lago Paranoá utilizando como metodologia a análise de intervenção em séries temporais nas séries de monitoramento de qualidade de água. Os autores consideraram três intervenções sendo elas: 1) Início de operação das ETEBs Norte e Sul em 01/1993; 2) O Pleno funcionamento das ETEs em 01/1996; e 3) *Flushing* a abertura abrupta das comportas em 11/1999. Os resultados evidenciaram que a pri-

meira intervenção não produziu efeitos, que na segunda intervenção a diminuição dos níveis de fósforo total e clorofila foram bem acentuados. No entanto, apenas a terceira intervenção se mostrou efetiva pois fez a transparência da água do Lago aumentar mais de um metro na maioria dos pontos analisados. Com as análises realizadas os autores inferiram que apesar da redução do aporte de cargas no lago Paranoá, a abundância remanescente do fitoplâncton tenha mantido uma relação com o fósforo que só pode ser interrompida com a abertura abrupta das comportas, o que eliminou todo o fitoplâncton da camada superficial e conduziu o Lago a um novo patamar de produção primária.

A partir do ano 2000 o lago Paranoá foi considerado tendente à mesotrofia. [Padovesi-Fonseca et al. \(2009\)](#) estudaram a relação entre a comunidade fitoplanctônica e a restauração do lago Paranoá através de parâmetros de qualidade de água em três fases: 1) antes do *flushing* (1997/1998); 2) logo após o *flushing* (1999/2000); e 3) seis anos após o procedimento (2005). Os resultados indicaram um estado de transição do lago Paranoá, de eutrófico para mesotrófico. Diversos índices também indicaram esta transição como o aparecimento de espécies bioindicadoras de melhores estados tróficos e a redução de Clorofila-*a*. No entanto, a autora chama a atenção para a presença de cianobactérias no período chuvoso da fase três, principalmente a *Cylindropermopsis raciborskii* atribuindo sua presença à capacidade que possui de estocar fósforo. Apesar dos indícios de oligotrofização do lago Paranoá, a identificação de cianobactérias na fase três sugere a possibilidade do retorno do Lago ao estado de eutrofização.

[Pires \(2004\)](#) propôs um suporte metodológico de avaliação de reservatórios, usando o lago Paranoá como área de aplicação do método. Esse método baseava-se na simulação de variáveis quantitativas (nível da água, vazão defluente e tempo de residência) e qualitativas (nível trófico) associados a um modelo de análise multicritério. Os resultados mostram sensibilidade do modelo ao uso consuntivo da água e a cenários de aporte de fósforo.

[Menezes \(2010\)](#) estudou os padrões de uso e ocupação da bacia do lago Paranoá entre os anos de 1954 e 2009, avaliou a evolução do escoamento superficial utilizando o método da curva-número e avaliou a variação do espelho d'água do Lago por meio de imagens ortorretificadas. Como resultado, observou-se que a sub-bacia do Riacho Fundo encontra-se em estado de alerta em relação à densidade de urbanização e grande porcentagem da área com altos valores de

escoamento superficial. Como consequência, a avaliação do assoreamento constatou que na região do lago Paranoá abastecida por esta sub-bacia ocorreu a maior perda do volume do Lago.

[Dias e Walde \(2013\)](#) estudaram a dinâmica de uso e ocupação do solo da Bacia do lago Paranoá por meio do software *Dinâmica EGO* em três períodos: 1) de 1984 a 1994; 2) 1994 a 1998; e 3) 1998 a 2009, sendo o último período utilizado para calibração do modelo para a simulação futura de cenários de uso e ocupação do solo no período de 2014 a 2020. Os prognósticos gerados indicaram a saturação do espaço territorial das bacias estudadas caso a tendência de mudanças no uso do solo dos anos anteriores se mantivessem, sendo as principais mudanças associadas a conversão de áreas agrícolas e de vegetação para áreas áreas urbanas.

[Liporoni \(2012\)](#) aplicou o modelo CE-QUAL-W2 no lago Paranoá buscando avaliar a sua potencialidade em estudos de qualidade de água e para o auxílio à tomada de decisão no gerenciamento de mananciais de usos múltiplos. A temperatura foi utilizada como variável de controle para a hidrodinâmica, apresentando erro médio absoluto inferior a 1°C. No entanto, as simulações da temperatura a 1 m de profundidade não foram efetivas. Foram simulados cenários para o ano de 2040 e observou-se o aumento de 10% na concentração de fósforo, que o autor acredita ser importantes a médio e longo prazo no nível trófico do lago Paranoá.

[Nunes \(2016\)](#) estudou o regime de vazões e a produção de cargas de nutrientes das sub-bacias a montante do lago Paranoá com o modelo SWAT. Os resultados mostraram-se satisfatórios na calibração e validação da vazão. A simulação de cargas apresentou desempenho inferior ao da vazão mas ainda satisfatória, em geral. Com a simulação das variáveis foram extrapolados os resultados obtidos nas sub-bacias para as áreas de drenagem direta ao Lago por meio da vazão e cargas específicas, dessa forma estimou-se a contribuição de toda a área da bacia ao Lago. De posse das vazões contribuintes e das saídas, foi calculado o balanço hídrico do lago Paranoá para o período 1982-2010. O autor destaca a importância do monitoramento de nutrientes, principalmente em estações chuvosas, em função do carreamento de substâncias pelo escoamento superficial. No entanto, uma vez dependentes, o aperfeiçoamento da simulação das vazões também impactaria os resultados das simulações de cargas de nutrientes, dessa forma, o incremento dos dados pluviométricos na base de dados, tornando-a mais representativa espacialmente, é um aspecto relevante no desempenho do modelo.

Em recente avaliação do lago Paranoá [Silva et al. \(2021\)](#) estudaram a variação espacial e temporal da qualidade da água do lago Paranoá-DF com foco em variáveis como Fósforo e Nitrogênio, concluindo que o lago está num processo de transição do estado mesotrófico para o eutrófico. De fato, nos últimos anos o lago Paranoá tem apresentado florações de cianobactérias ([Alves, 2016](#)) (Figura 3.6), que pode apresentar fatores diversos, desde manobras operacionais na ETE, ações realizadas na sub-bacia à montante ou ainda fatores intrínseca dos ao próprio Lago, no entanto, não se pode deixar de destacar as primeiras chuvas que ocorrem no verão e trazem elevada carga de nutrientes ao Lago.



(a) Floração de cianobactérias, próximo à ponte das Garças, braço do Riacho Fundo.



(b) Morte de peixes.

Figura 3.6: Impactos sobre a qualidade da água e equilíbrio ecológico registrado no lago Paranoá. Fonte: [Alves \(2016\)](#).

O histórico de estudos gerados sobre o lago Paranoá bem como os eventos nele ocorridos mostram a sua importância nos aspectos ecológicos, sociais e econômicos. Desde a sua formação, os impactos que já sofreu e a melhora de qualidade de água que apresentou, foram frutos de um esforço coletivo para que esse manancial obtivesse, tanto quanto possível, melhorada a sua qualidade. Nesse contexto, é que se busca aprimorar o conhecimento sobre o Lago e suas áreas de drenagem, utilizando uma vasta bibliografia construída ao longo de décadas para trazer contribuições sobre o seu entendimento, os fatores de impacto na qualidade de suas águas e a construção de um ambiente de análises que possa dar subsídios ao planejamento do uso do solo e da água a fim de maximizar a qualidade ambiental deste sistema.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

A proposta metodológica para o trabalho baseou-se em uma pesquisa bibliográfica voltada ao estudo de casos similares à problemática proposta, com o intuito de se promover uma reflexão sobre as premissas e as metodologias que têm sido adotadas em estudos de recursos hídricos. Dentre os estudos predominantes dá-se destaque aos processos hidrológicos, de geração de cargas de nutrientes em bacias hidrográficas e às influências destas exercidas em sistemas lênticos como lagos e reservatórios. Em seguida, foi realizado o levantamento de dados a respeito do lago Paranoá, adotado como caso de estudo, em forma de monitoramento e também pesquisa em banco de dados de instituições governamentais relacionadas. Dessa forma, tornou-se possível obter um conjunto de dados, métodos e ferramentas aptas ao monitoramento e simulação das sub-bacias afluentes, assim como do próprio lago Paranoá buscando interpretar as influências das variáveis físico-químicas na qualidade de água no sistema bacia-lago na área de estudo.

As etapas do trabalho foram estruturadas nas seguintes atividades:

1. Revisão teórica e bibliográfica;
2. Levantamento e análise de dados disponíveis sobre o lago Paranoá;
3. Monitoramento de dados meteorológicos e de temperatura da coluna d'água do lago Paranoá;
4. Construção da base de dados para modelagem das contribuições de vazões e produção de cargas de nutrientes, calibração e validação do modelo;
5. Construção da base de dados para modelagem do comportamento hidrodinâmico e de qualidade de água do lago Paranoá, calibração e validação do modelo;
6. Integração dos modelos de bacias hidrográficas e lagos para a simulação do sistema bacia-lago Paranoá;

A Figura 4.1 apresenta a seguir uma síntese da proposta metodológica na condução do estudo no lago Paranoá.

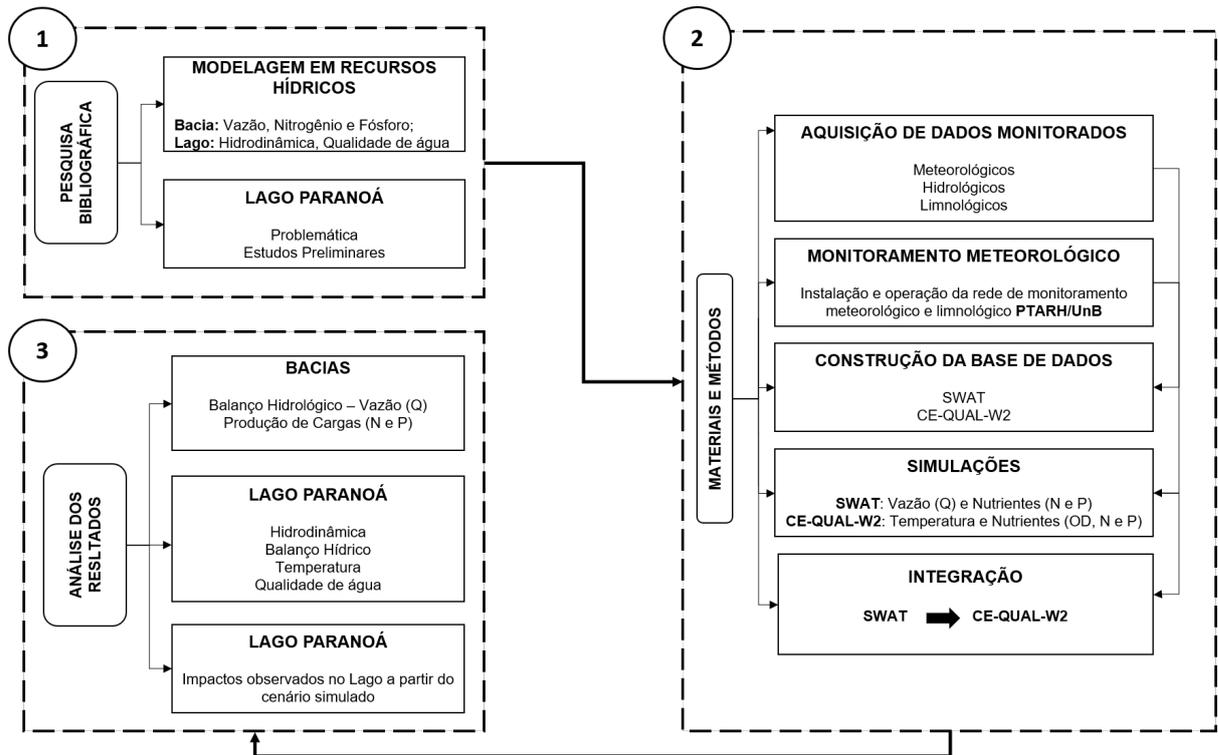


Figura 4.1: Fluxograma metodológico da realização deste estudo.

A pesquisa bibliográfica se fundamentou na análise das influências dos fatores físicos e químicos sobre os recursos hídricos. A primeira etapa fundamentou-se na modelagem hidrológica e de qualidade de água em bacias hidrográficas buscando o levantamento de trabalhos e informações pertinentes à aplicação de metodologias que representassem o ciclo hidrológico e de nutrientes, assim como a quantificação de variáveis como vazão e cargas de nutrientes geradas na bacia. De forma semelhante buscou-se um aprofundamento teórico e bibliográfico sobre os processos intervenientes na qualidade de água em sistemas lênticos como lagos e reservatórios, como as variáveis influentes no balanço hidrodinâmico (ventos, regime de vazões, aporte de cargas de nutrientes, distribuição de temperaturas na coluna d'água) e os efeitos que cada uma delas desempenha na qualidade da água.

A segunda etapa do trabalho, voltada à aplicação da metodologia do estudo, dividiu-se por sua vez em outras seis atividades sendo elas:

- a. O estabelecimento de uma rede de monitoramento de variáveis meteorológicas operada pelo

PTARH/UnB (temperatura e umidade do ar, radiação solar, ventos), a partir desta pesquisa, em todo o entorno do lago Paranoá;

- b. Levantamento de dados físicos regionais como uso do solo, tipos de solo, topografia, batimetria e séries monitoradas como dados meteorológicos, hidrológicos e de qualidade de água dos mananciais na bacia;
- c. Construção da base de dados do estudo, necessários à simulação das sub-bacias e do Lago;
- d. Simulação dos ambientes objetos deste estudo, ajuste dos modelos por meio das etapas de calibração e validação dos resultados;
- e. Integração entre os modelos de sub-bacia e do Lago.

A última etapa do estudo consistiu na interpretação e análise dos resultados gerados a partir da metodologia adotada. Analisou-se processos de geração e manutenção do movimento das águas nas bacias, mecanismos de produção de cargas, o efeito das vazões, cargas de nutrientes e das variáveis meteorológicas no lago Paranoá em relação ao comportamento térmico, hidrodinâmico e de qualidade de água.

#### **4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

O lago Paranoá, formado a partir do barramento do rio Paranoá, foi construído no ano de 1959, atingindo no mesmo ano a altitude de 1000 metros acima do nível do mar. Ao sul, conta em maior parte com a contribuição das águas do Riacho Fundo, Ribeirão do Gama, ao norte recebe as águas do Ribeirão Bananal e Ribeirão Torto. A forma do lago Paranoá, definida por quatro braços terminais conectadas a um corpo central, se dá pela confluência rios e córregos a montante ao rio Paranoá, barrado para a formação do Lago. Localizado na bacia que recebe seu nome (Figura 4.2), sendo a única bacia a se encontrar inteiramente dentro dos limites do Distrito Federal, o lago Paranoá foi construído com os objetivos de amenizar as condições climáticas de parte do Distrito Federal, gerar de energia elétrica e proporcionar atividades recreativas à população (CAESB, 2003; GDF, 2012a).

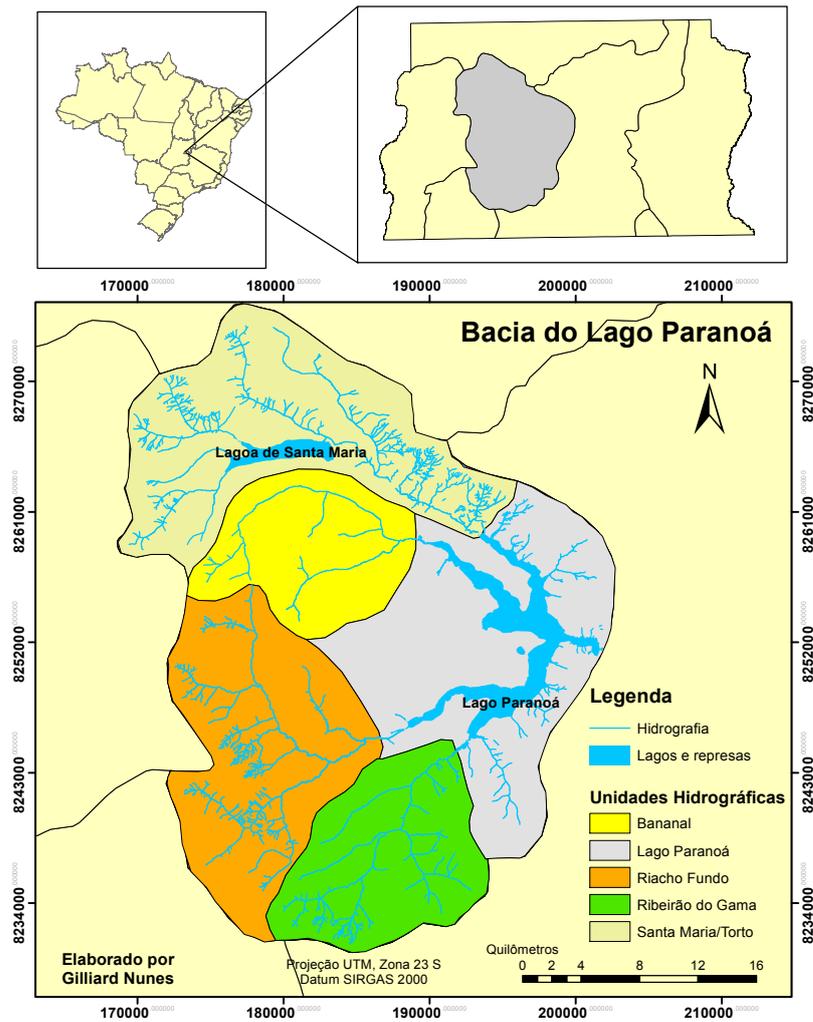


Figura 4.2: Localização da Bacia do lago Paranoá.

A Bacia Hidrográfica do lago Paranoá é dividida em cinco unidades hidrográficas. A Tabela 4.1 apresenta as principais características de cada uma dessas unidades hidrográficas.

Tabela 4.1: Características das unidades hidrográficas da Bacia do lago Paranoá (GDF, 2012a).

Unidade Hidrográfica	Área (Km <sup>2</sup> )	Vazão anual média (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Principais Afluentes
Santa-Maria/Torto	244.16	2.89	Tortinho, Três Barras, Ribeirão Santa Maria
Bananal	126.16	2.51	Poço Fundo, Acampamento
Riacho Fundo	228.32	4.04	Vicente Pires, Guara, Ipê
Gama	149.36	1.85	Mato Seco, Cedro, Capetinga, Taquára
lago Paranoá	282.6	—	Cabeça de Veado, Palha, Jerivá, Taquari

A unidade hidrográfica do lago Paranoá é constituída por várias microbacias como os Córregos

Cabeça de Veado, Canjerana e Antas ao sul e Taquari, Jerivá e Palha ao norte, além de outras com pequenas vazões, e por fim áreas que contribuem diretamente para o Lago.

#### 4.1.1 Solos

Quanto à distribuição dos solos na Bacia do lago Paranoá (Figura 4.3), [Reatto et al. \(2004\)](#) descreve a presença de sete tipos, sendo eles os:

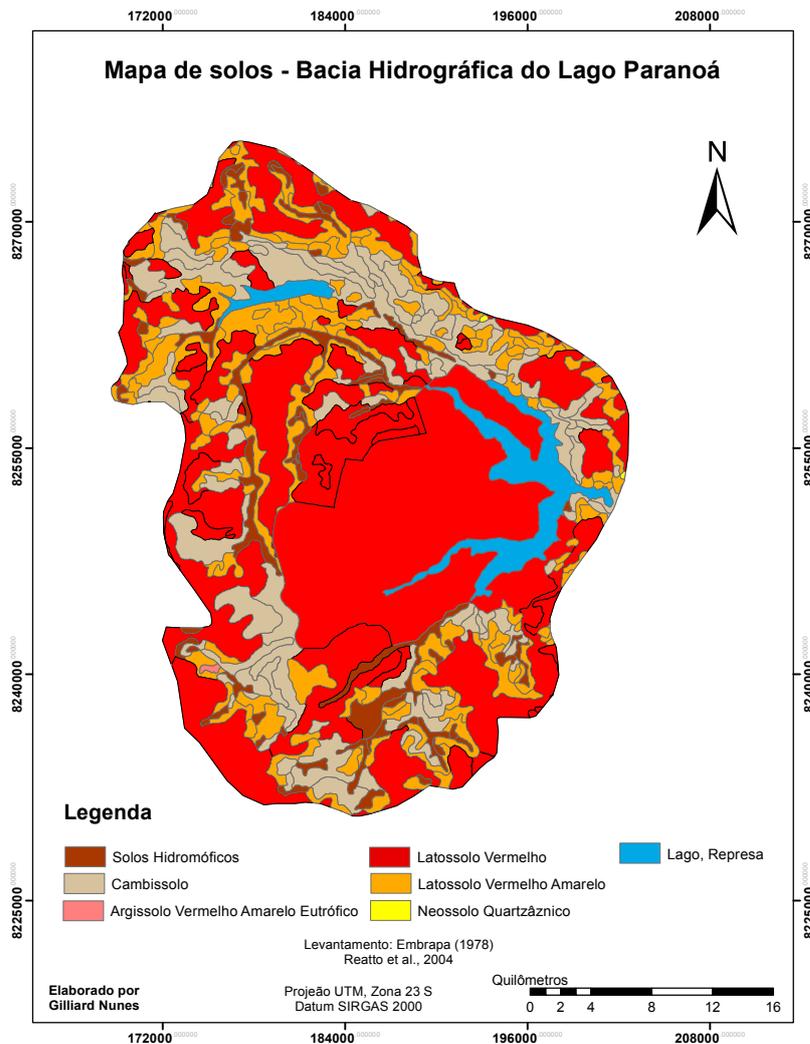


Figura 4.3: Base cartográfica de solos - bacia do lago Paranoá, ([Reatto et al., 2004](#)).

1. Latossolos vermelhos (32,36%) e Latossolos vermelho-amarelos (17,88%) que se caracterizam por serem bem intemperizados, profundos e de boa drenagem, além da homogeneidade ao longo do perfil;
2. Cambissolos (20,29 %) que ocorrem desde rasos a profundos, com drenagem que varia de

acentuada a imperfeita, e muitas vezes pedregosos, cascalhentos ou mesmo rochosos;

3. Solos Hidromórficos (5,74 %) que ocupam geralmente as depressões da paisagem que estão sujeitas a inundações;
4. Argilossolo Vermelho-Amarelo (0,12 %) e Argilossolo Vermelho Amarelo Eutrófico (0,31 %) que são bem heterogêneos com comum aumento no teor de argila com a profundidade e ocupam geralmente a porção inferior de encostas; e por fim
5. Neossolos Quartzarênicos (0,09 %) ocorrendo em relevo plano ou suave ondulado, apresentam textura arenosa ao longo do perfil e cor amarelada uniforme abaixo do horizonte A, que é ligeiramente escuro.

#### 4.1.2 Clima

As características climáticas da bacia do lago Paranoá em geral apresentam o mesmo padrão encontrado em todo o Distrito Federal. A descrição das variáveis climáticas consideradas relevantes são apresentadas a seguir, de acordo com [GDF \(2012a\)](#) e [CAESB \(2003\)](#), na Tabela 4.2.

Tabela 4.2: Descrição do padrão climático observado na Bacia do lago Paranoá.

Variáveis Climáticas	Descrição
Temperatura	A temperatura média da área de estudo varia de 19°C a 23°C, as temperaturas mais elevadas são registradas de setembro a março, com destaque para o trimestre setembro-novembro com a máxima absoluta podendo superar os 33°C. Por outro lado, as temperaturas mais baixas são registradas de maio a julho, sendo o mês de julho mais frio do ano apresentando médias de 13°C e mínima absoluta de 3,5°C;
Umidade Relativa	A umidade relativa do ar representa um aspecto bem característico do clima do Distrito Federal apresentando um padrão constante de janeiro a abril, com valores que variam em torno de 77% e, acompanhando o decréscimo das precipitações também sofre uma grande queda entre maio e setembro, atingindo uma média mínima de 48% em agosto, no entanto, pode alcançar valores de até 11% durante alguns dias;
Precipitação	A precipitação possui uma média anual que varia em torno dos 1500 mm, com destaque para os meses de novembro a fevereiro em que as médias mensais superam os 200 mm e os meses de maio a agosto quando ficam abaixo dos 50 mm;
Evaporação	A média anual passa dos 1800 mm. Os maiores valores de evaporação são correspondentes ao trimestre julho-setembro, com máximo em agosto apresentando uma média pouco superior aos 200 mm.
Ventos	A velocidade média anual é de 1,2 m.s <sup>-1</sup> e a direção predominante na região é SE-E (Variação de sudeste para leste).

### 4.1.3 Uso e ocupação do solo

A Bacia do lago Paranoá possui diversas classes de uso e ocupação do solo, dentre elas se destacam as áreas especialmente protegidas e as aglomerações urbanas. Apesar do plano inicial para a cidade estipular cerca de 500.000 habitantes quando consolidado, entre as décadas de 1980 e 1990, foram criadas iniciativas do governo para a instalação de aglomerados habitacionais como Samambaia, Santa Maria e Recanto das Emas, o que levou o Distrito Federal a uma população de aproximadamente 1,5 milhões de habitantes em 2000 e 2,5 milhões em 2010 (Dias e Walde, 2013). No ano de 2017 a população do Distrito Federal já ultrapassava a marca dos 3 milhões de habitantes garantindo seu lugar entre os grandes conglomerados urbanos do Brasil.

A tentativa de regular o uso do solo no Distrito Federal, foi e ainda constitui um desafio ao poder público, pois as medidas adotadas nem sempre apresentam o efeito desejado dado o histórico de grilagem e ocupação desordenada de terras públicas. Alguns dos dispositivos legais implementados pelo governo na tentativa de regular o uso do solo com o objetivo de disciplinar a ocupação e promover a proteção de recursos naturais são apresentados na Tabela 4.3. Atualmente, encontra-se em discussão a elaboração de uma nova versão do Plano Diretor de Ordenamento Territorial (PDOT) do Distrito Federal.

Além dos planos de regulação do território do Distrito Federal, outras medidas legais foram tomadas para preservar as áreas naturais, e mesmo que de forma indireta conter a pressão imobiliária e a grilagem de terras. Em especial a bacia do lago Paranoá tem cerca de 67% de sua área coberta por áreas de preservação sendo 11 unidades de conservação de proteção integral, quatro de uso sustentável, 22 parques ecológicos, e sete áreas de proteção de mananciais.

Mesmo com a tentativa de disciplinar o uso do solo na bacia do lago Paranoá, o que pode ser observado ao longo do tempo, de maneira geral, foi a conversão das áreas naturais em áreas rurais e conglomerados urbanos. Esse padrão de ocupação foi observado por Menezes (2010), que para o ano de 2009 verificou que a área ocupada por aglomerados urbanos na bacia ocupava aproximadamente  $340 \text{ Km}^2$ , cerca de 34% da área da bacia. O autor destaca ainda que essa porcentagem não era maior devido a presença de grandes áreas de preservação permanente como o Parque Nacional de Brasília ( $300 \text{ Km}^2$ ), a reserva do IBGE ( $14 \text{ Km}^2$ ), o Jardim Botânico ( $40 \text{ Km}^2$ ), e a Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília ( $45 \text{ Km}^2$ ).

Tabela 4.3: Marcos legais da regulação do uso do solo no Distrito Federal.

Dispositivo Legal	Data	Medidas
Decreto nº 163	1962	Fixar diretrizes de ordenamento do solo, dispondo sobre a necessidade de regular o uso de áreas rurais e urbanas
Decreto nº 4.049 - PEOT - Plano de Organização Territorial do Distrito Federal	1977	Primeiras medidas na definição de espaços urbanos, estabelecimento de diretrizes e critérios para a ocupação como hipóteses de crescimento da população, futuras áreas de emprego e circulação de bens e pessoas.
POT - Plano de Ocupação Territorial	1985	Previsão de um conselho consultivo superior de planejamento representado por segmentos da sociedade. Embora não implementado serviu de base para planos posteriores.
Decreto 12.898 - POUSO - Plano e Ocupação e Uso do Solo	1990	Macrozoneamento do controle de uso do solo. Introdução de diretrizes relativas à preservação ambiental. Divisão em solos urbanos, solos rurais e de preservação ecológica. Solos Urbanos: ZUR - Zonas Urbanas, ZEU - Zonas de Destinação Mista, ZOR - Zonas de Ocupação restrita, ZIA - Zonas de Interesse Ambiental, ZRU - Zonas Rurais
Lei nº 353 - PDOT - Plano Diretor de Ordenamento Territorial	1992	Estimou a população do ano de 1992 em 506.498 habitantes e estimou uma população de cerca de 1,2 milhão de pessoas até o ano de 2003, instituiu um sistema de planejamento territorial urbano do DF (SISPLAN) e o sistema de informações territoriais e urbanas do DF (SITURB). Instituiu o plano diretor local (PDL) para cada região administrativa.
Lei complementar nº 17 - PDOT	1997	Instituiu sete zonas urbanas e três zonas rurais: 1) de dinamização, de consolidação e de uso controlado; e uma zona de conservação ambiental. Estabeleceu que a ocupação dentro da bacia do lago Paranoá devia partir de um planejamento global com a especificação da população prevista e a localização dos empreendimentos urbanísticos em consonância com a capacidade de suporte da bacia
Lei complementar nº 803 - PDOT	2009	Promove medidas de regularização fundiária urbana, dando-se em três categorias: 1) Parcelamento Urbano Isolado (PUI); 2) Áreas de Regularização de Interesse Social (ARIS) e de interesse específico (ARINE); 3) Setores Habitacionais de regularização que corresponde à agregação de áreas de regularização a áreas não parceladas. O PDOT de 2009 definiu 44 ARINE, 39 ARIS, 29 Setores Habitacionais e 5 PUI.
Lei Complementar nº 854 de	2012	Promove o aumento das macrozonas urbanas e aumenta o limite de densidade à ocupação.

A base cartográfica de uso e ocupação do solo utilizada neste trabalho foi desenvolvida por Nunes (2016) (Figura 4.4). Trata-se da atualização da base cartográfica de uso e ocupação do solo desenvolvida pela ECOPLAN, produto integrante do ZEE-DF (*Zoneamento-Ecológico-Econômico do Distrito Federal*) (GDF, 2010). A atualização foi realizada por meio da modificação manual das alterações observadas entre as classes descritas pela base da ECOPLAN e as imagens aéreas ortorretificadas obtidas junto a CODEPLAN (*Companhia de Planejamento do Distrito Federal*) para o ano de 2013. A base cartográfica elaborada por Nunes (2016) foi reclassificada em 18 classes segundo as definições apresentadas por Ferrigo (2014), buscando evidenciar os diferentes tipos de vegetação e estágios da urbanização na bacia. A porcentagem de uso e ocupação do solo de cada classe é descrita na Tabela 4.4.

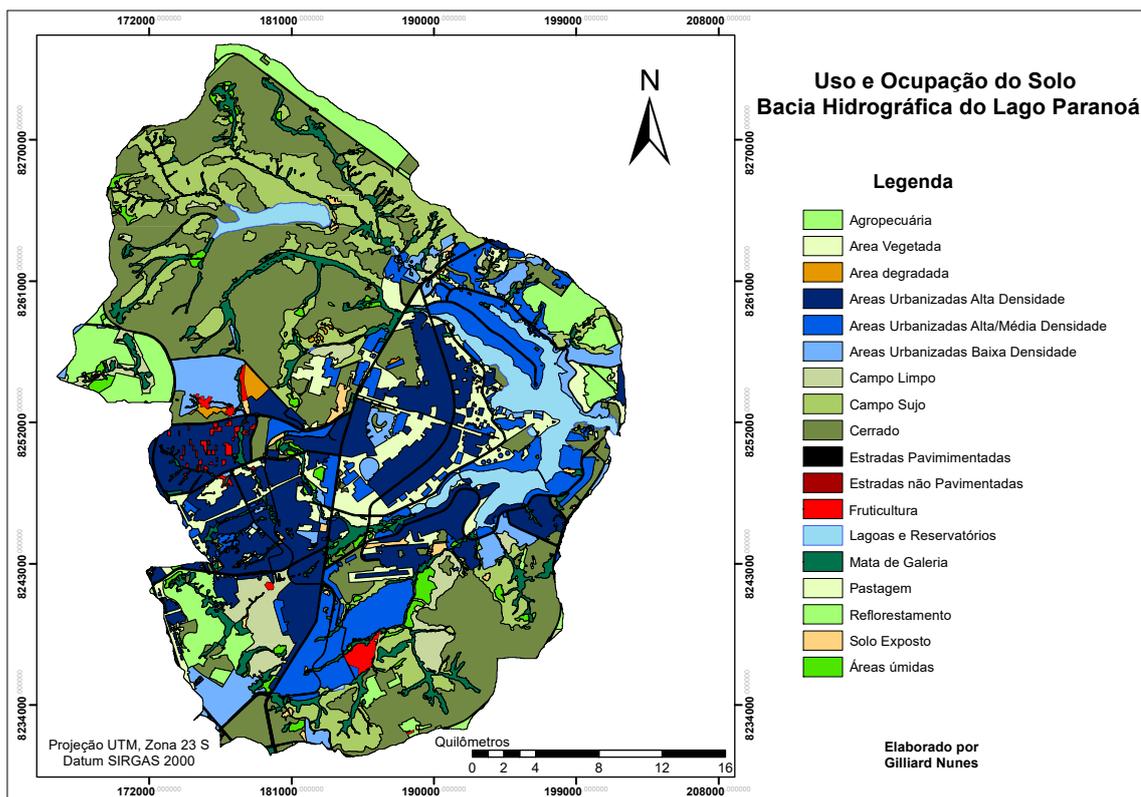


Figura 4.4: Mapa de uso e ocupação do solo da Bacia do lago Paranoá, classes de entrada utilizadas no modelo SWAT.

Tabela 4.4: Uso e Cobertura do Solo - Áreas e percentuais.

Uso/Ocupação do Solo	Área (Km <sup>2</sup> )	(%)
Campo Sujo	123,39	12,05
Campo Limpo	37,89	3,7
Cerrado	276,77	27,02
Áreas Degradadas	3,84	0,37
Solo Exposto	7,79	0,76
Pastagem	2,24	0,22
Áreas Úmidas	15,36	1,5
Lagoas ou Reservatórios	46,68	4,55
Estradas Pavimentadas	23,19	2,26
Reflorestamento - Eucalipto	36,25	3,54
Agropecuária	34,96	3,41
Área Urbana de Baixa Densidade	48,23	4,71
Áreas Urbanas de Média/Baixa Densidade	87,85	8,57
Fruticultura	6,73	0,65
Áreas urbanas de Alta Densidade	146,69	14,32
Mata de Galeria	62,08	6,07
Área Vegetada	63,69	6,22
Estradas não Pavimentadas	0,84	0,08
<b>TOTAL</b>	<b>1024,47</b>	<b>100,00</b>

#### 4.1.4 Altimetria e declividades

Os padrões hipsométricos observados na Bacia do lago Paranoá apresentam como altitude variando entre 970 metros como altitude inferior e 1300 metros como altitude máxima observada aproximadamente. O padrão de declividades (Figura 4.5) pode ser classificado em três grupos: 1) de 0% a 8% onde são incluídas as feições de relevo plano e suavemente ondulado; 2) de 8% a 20% incluindo as feições de relevo ondulado; e 3) acima de 20% em que são reunidas as feições de relevo ondulado, fortemente ondulado, montanhoso e escarpado.

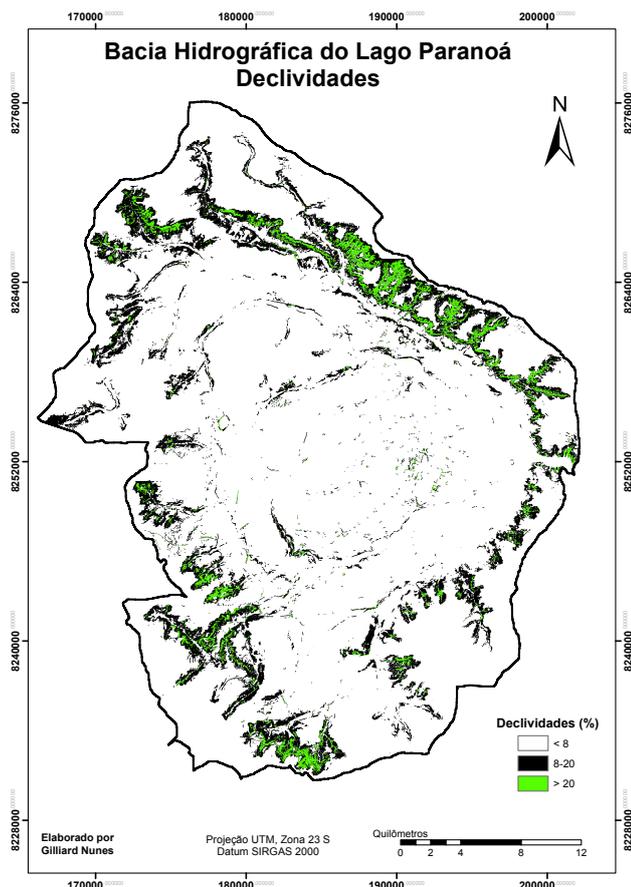


Figura 4.5: Declividades observadas na Bacia do lago Paranoá, classes de entrada utilizadas no modelo SWAT.

As áreas com declividades entre 0 e 8% são predominantes na bacia, ocupando cerca de 85,5% da área, indicando a predominância de feições planas e ondulações suaves. Em seguida, as áreas com declividades entre 8 e 20% representam cerca de 12,1% da área da bacia, regiões que já aponta o percurso dos corpos hídricos na bacia, principalmente nas regiões próximas aos divisores de água. Com a menor porcentagem de ocupação na bacia, estão as áreas com declividades superiores a 20%, estas áreas correspondem a cerca de 2,4% da bacia, apresentando-se nas áreas

mais acidentadas. Na bacia do lago Paranoá, destacam-se na região nordeste da bacia dentro da sub-bacia do Torto/Santa Maria, também se verifica padrões semelhantes estendendo-se pela vertente leste, região sul e sudoeste da bacia do lago Paranoá, inseridas dentro da sub-bacia do Ribeirão Gama e da sub-bacia do Riacho Fundo (Nunes, 2016).

## **4.2. MONITORAMENTO**

Para a realização do trabalho foi necessária a obtenção de dados de um considerável número de variáveis meteorológicas, hidrológicas e de qualidade da água. Esses dados foram obtidos de estações de monitoramento localizadas na bacia do lago Paranoá, operadas por instituições de monitoramento ambiental como a CAESB, INMET, além do monitoramento próprio implementado pelo PTARH (Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) a partir desta pesquisa.

### **4.2.1 Levantamento de dados monitorados**

Os dados meteorológicos foram utilizados como dados de entrada nos modelos, sendo fundamentais na etapas de modelagem tanto da bacia quanto do Lago. Os dados de monitoramento obtidos foram: 1) temperaturas máximas e mínimas; 2) umidade relativa do ar; 3) radiação solar; 4) precipitação; e 5) velocidade e direção do vento. Esses dados foram coletados ao longo da Bacia do lago Paranoá (Figura 4.6).

Na Bacia do lago Paranoá encontra-se a estação Brasília, situada ao centro da bacia, operada pelo INMET que monitora as variáveis supracitadas. Além da estação Brasília, a Bacia do lago Paranoá conta com 12 estações pluviométricas operadas pela CAESB, o que permitiu uma descrição mais detalhada da precipitação na área de estudo.

A CAESB ainda monitora vazão e qualidade de água no exutório das principais sub-bacias afluentes ao Lago e ETEs. Por fim, no lago Paranoá existem 5 pontos de monitoramento de qualidade de água e temperatura também sob responsabilidade da CAESB, que é monitorada a um metro de profundidade nos braços, e ao longo da coluna d'água nas proximidades da barragem. Todas as estações de monitoramento citadas neste item são mostradas na Figura 4.6.

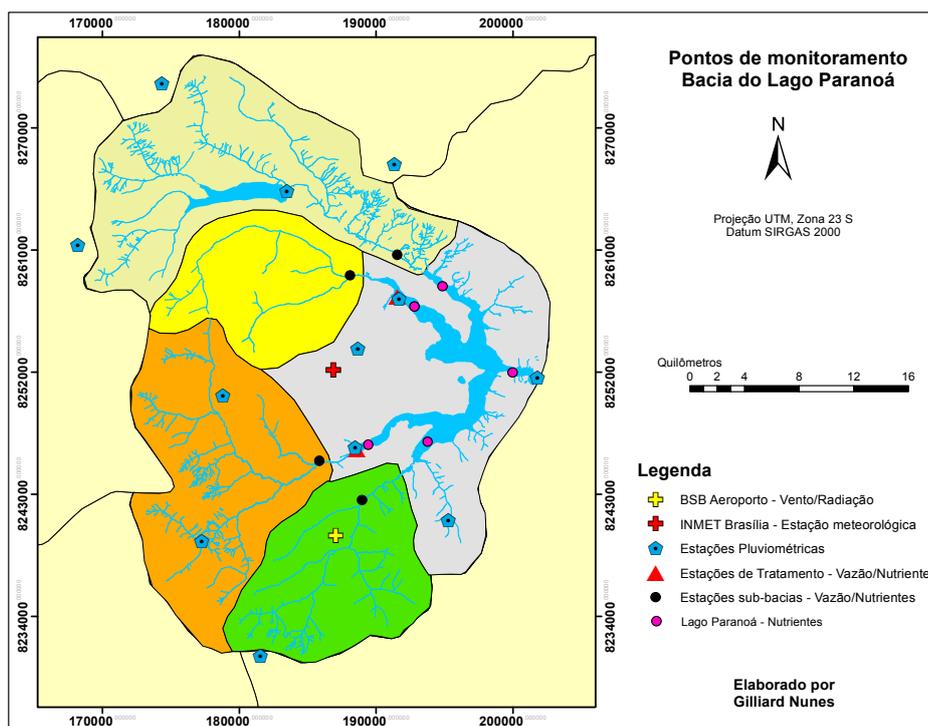


Figura 4.6: Estações de monitoramento existentes na Bacia do lago Paranoá. Monitoramento de variáveis meteorológicas, hidrológicas, limnológicas e de qualidade de água.

A rede de monitoramento contou com um diverso conjunto de dados que foram utilizados, após as devidas correções e análises de consistência, como subsídios aos estudos realizados na região do lago Paranoá.

#### 4.2.2. Rede de monitoramento implementada

Para a condução deste estudo estabeleceu-se uma rede de monitoramento adicional à existente no entorno do lago Paranoá. A rede entrou em operação a partir deste estudo, monitoramento realizado durante o período de dezembro de 2018 até fevereiro de 2021, contou com a instalação de uma estação meteorológica, três anemômetros e dois perfis de temperatura em dois pontos do lago Paranoá. Os dados coletados subsidiaram a execução da modelagem, fundamental no estudo para a inferência de padrões de resposta do lago Paranoá frente às diferentes entradas, sejam elas climáticas ou antrópicas.

A estação meteorológica conta com os sensores de temperatura do ar, umidade relativa, radiação líquida, radiação global, precipitação, velocidade e direção do vento. A estação foi instalada na Estação Experimental do Instituto de Ciências Biológicas (EEB), localizada no final da es-

trada L4 Norte, em direção ao final da Asa Norte (Brasília/DF), nas proximidades do Campus Darcy Ribeiro. Trata-se de uma área de Reserva Ambiental com espaços dedicados à experimentação, tanto agrícola, como botânica, biológica e que conta com uma área experimental do PTARH/UnB. A área de instalação da estação meteorológica é indicada na Figura 4.7.



(a) Local de instalação da estação. Situação anterior à instalação



(b) Limpeza da área.



(c) Instalação da estação.



(d) Estação instalada.

Figura 4.7: Instalação da estação meteorológica PTARH/UnB às margens do braço do Bananal no lago Paranoá numa área pertencente a Universidade de Brasília sob a administração do Instituto de Biologia.

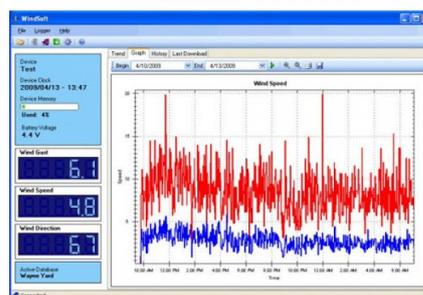
Anteriormente à instalação da estação meteorológica verificou-se a necessidade da manutenção dos sensores e do datalogger de coleta de dados para a atualização de *firmwares* o que reduziu o tempo de coleta de dados devido ao atraso para o funcionamento efetivo dos sensores. Em especial, o sensor para aquisição dos dados de vento, foi instalado à altura de 10 metros permanecendo livre da influência da vegetação mais baixa no entorno da estação, característica esta que pode ser observada na Figura 4.7.

Para aumentar a representatividade espacial, além da estação principal anteriormente descrita,

foram instalados outros três anemômetros no entorno do lago Paranoá de forma que cada anemômetro estivesse numa região do Lago. Os anemômetros selecionados (Figura 4.8), da marca *RainWise Inc*, registram ventos até  $67 m.s^{-1}$  com acurácia de  $\pm 2\%$  e direção no intervalo de  $0^\circ$  a  $360^\circ$  com resolução de  $22,5^\circ$ . A aquisição de dados é realizada pelo software Windsoft que acompanha o equipamento. Os anemômetros foram instalados na ETA Lago Norte localizada às margens do braço do torto, na barragem do lago Paranoá, localizada no trecho central do Lago e na ETE Brasília Sul, às margens do braço do Riacho Fundo.



(a) Sensor e logger WindRise selecionados.



(b) Software windsoft.



(c) ETE Brasília Sul.



(d) ETA Lago Norte.

Figura 4.8: Instalação dos anemômetros na Bacia do lago Paranoá.

Para a caracterização da temperaturas foram instalados perfis de temperatura em dois pontos do lago Paranoá, um na Ponte das Garças que liga a Asa Sul até o Lago Sul e outro na Ponte Juscelino Kubitschek que liga a Esplanada dos Ministérios ao Jardim Botânico. A instalação dos termistores foi feita desde a superfície até o sedimento, sendo colocados com o espaçamento de três metros, obtendo assim a caracterização completa da coluna da água em alta resolução temporal, com coletas realizadas a cada hora. Destaca-se que este é um estudo pioneiro no Lago,

pela primeira vez foram gerados dados do perfil de temperatura em dois pontos distintos, com resolução horária. A instalação (Figura 4.9) contou com a colaboração do Corpo de Bombeiros Militares do Distrito Federal (CBM-DF) que disponibilizou uma equipe com três oficiais mergulhadores para a instalação dos equipamentos e coleta de dados nos pontos de monitoramento.



Figura 4.9: Instalação das estações de monitoramento da temperatura ao longo da coluna d'água. (a) Termistor utilizado no monitoramento, (b) Coletor de dados, (c) Software para download de dados, (d), (e), (f), (g) Instalação dos equipamentos e coleta de dados, e (h) Equipe de trabalho.

Os termômetros selecionados (Figura 4.9) são fornecidos pela NKE instrumentação, são os sensores S2T600. Esses sensores registram temperaturas no intervalo de  $-5C$  a  $35C$  com precisão

de  $\pm 0,05C$ , a transmissão de dados é realizada através da interface *data pencil*, uma interface que se conecta a uma porta serial/USB do computador e todo o processo é gerenciado através do software Winmemo II.



Figura 4.10: Instalação, operação e manutenção da rede de monitoramento ao redor do lago Paranoá para o desenvolvimento deste trabalho.



**Estação Meteorológica  
PTARH-UnB**

**E: 191123.43  
N: 8258212.18**



**Anemômetro  
ETA Lago Norte**

**E: 196510.07  
N: 8257541.01**



**Perfil de Temperaturas  
Ponte das Garças**

**E: 189537.80  
N: 8246646.24**



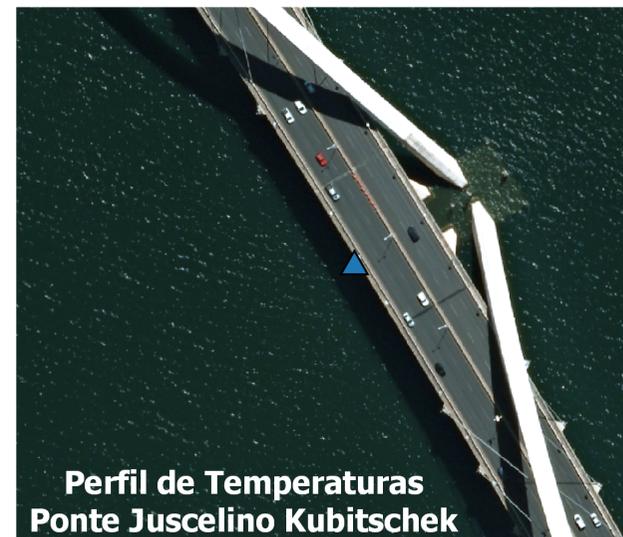
**Anemômetro  
Barragem do Lago Paranoá**

**E: 201695.36  
N: 8251526.88**



**Anemômetro  
ETE Brasília Sul**

**E: 188560.00  
N: 8246303.59**



**Perfil de Temperaturas  
Ponte Juscelino Kubitschek**

**E: 196839.76  
N: 8248594.52**



Projeção UTM, Zona 23 S  
Datum SIRGAS 2000

 Anemômetros
  Estação Meteorológica  
 Perfis de Temperaturas

Figura 4.11: Rede de monitoramento instalada ao longo do lago Paranoá com as estações georreferenciadas.

Com a instalação finalizada em dezembro de 2018, a rede de monitoramento projetada para a execução deste trabalho opera, desde então, de maneira contínua coletando dados tanto da estação meteorológica quanto dos anemômetros instalados às margens do lago Paranoá, dados estes que estão disponíveis ao Sistema de Monitoramento Hidrometeorológico do Distrito Federal.

### **4.3. APLICAÇÃO DOS MODELOS À ÁREA DE ESTUDO**

Na aplicação dos modelos na área de estudo, uma série de etapas foram executadas, algumas já citadas anteriormente como o levantamento de dados monitorados por órgãos governamentais (dados secundários) e o monitoramento de dados da rede de monitoramento PTARH/UnB realizados durante a execução deste trabalho. Em seguida, foram construídas as bases de dados para a execução de estudos com os modelos e o aprofundamento no conhecimento sobre os ambientes de estudo. Esta etapa foi conduzida considerando o conjunto de dados necessários para a simulação do modelo SWAT, utilizado na modelagem das sub-bacias afluentes ao lago Paranoá, e o modelo CE-QUAL-W2 utilizado na simulação hidrodinâmica e de qualidade de água para o Lago.

Após a aplicação dos modelos, e a realização dos ajustes com as etapas de calibração e verificação, realizou-se a integração dos modelos. Nessa etapa, os dados hidrológicos e de qualidade de água simulados pelo modelo SWAT foram utilizados como dados de entrada do modelo CE-QUAL-W2. Mais detalhes da sobre a utilização dos modelos são apresentadas nos itens a seguir.

#### **4.3.1. Atualização da base de dados**

A estruturação da base de dados foi realizada em duas etapas. A primeira envolveu a aquisição de dados necessários à modelagem hidrológica e de qualidade de água das sub-bacias afluentes ao lago Paranoá. Em seguida, foram reunidos e estruturados os dados necessários à modelagem hidrodinâmica e de qualidade de água do Lago, além daqueles obtidos do monitoramento realizado especialmente para a execução deste trabalho.

#### **4.3.1.1 Base de dados - modelagem de bacias**

Os dados necessários para a aplicação do modelo SWAT dividem-se em dois conjuntos, os dados de entrada do modelo (*input's*) necessários para que o modelo possa executar as simulações e os dados das variáveis que foram calibradas/verificadas.

Os dados de entrada do modelo SWAT podem ser classificados em dois grupos: os climáticos e físicos. Os dados climáticos são as temperaturas máximas e mínimas do ar, radiação solar, velocidade do vento, umidade relativa do ar e precipitação. Quanto aos dados de entrada relacionadas às características físicas, estes correspondem ao *Modelo Digital de Terreno* (MDT) de onde serão extraídos o delineamento da bacia e rede hidrográfica, a base cartográfica de uso e ocupação do solo e a base de solos.

Parte da base de dados necessária para a aplicação do modelo SWAT foi desenvolvida por Nunes (2016) que simulou as bacias afluentes ao lago Paranoá. A base de dados desenvolvida pelo autor contou com dados climáticos coletados entre os anos de 1979 a 2010, provenientes de variadas instituições, base de uso e ocupação do solo da bacia do lago Paranoá para o ano de 2013, e base de dados de solo considerando o levantamento realizado por Reatto *et al.* (2004) para o Distrito Federal, além dos dados de vazão (diária), fósforo e nitrogênio (amostra mensal) utilizados na calibração do modelo, provenientes do monitoramento realizado pela CAESB.

A atualização da base ocorreu a partir da inserção de dados meteorológicos até o ano de 2017, além do incremento de dados de estações pluviométricas distribuídas por toda a Bacia do lago Paranoá.

#### **4.3.1.2 Base de dados - modelagem hidrodinâmica e de qualidade do lago Paranoá**

A utilização do modelo CE-QUAL-W2 requereu uma vasta base de dados com o agrupamento de parâmetros que descrevam características climáticas e físicas da área de estudo.

A base de dados foi construída a partir de dados meteorológicos oriundos da estação Brasília (INMET), dados de vazões e qualidade de água dos afluentes ao lago Paranoá fornecidos pela CAESB e dados de defluência da CEB. A partir da análise dos dados selecionou-se o período de 2000 a 2017 para a modelagem do lago Paranoá, sendo este período selecionado em fun-

ção da quantidade de dados de entrada e das informações sobre as condições de contorno. A base de dados ainda foi incrementada com os dados da rede de monitoramento estabelecida pelo PTARH/UnB, pelos trabalhos desta pesquisa, composta por uma estação meteorológica, 3 anemômetros e os perfis de temperatura instalados no lago Paranoá.

Por fim, a malha computacional se deu com base no levantamento topobatimétrico realizado pela CAESB (2003). Dividindo-se em segmentos e camadas, a malha computacional permitiu a descrição do corpo hídrico em duas principais direções, a longitudinal representada pelos segmentos e a vertical representada pelas camadas. Como já descrito a direção lateral não foi representada pelo fato do CE-QUAL-W2 ser um modelo que simula os gradientes em duas dimensões (2D) e, portanto, considerar os gradientes nulos nesta direção.

#### **4.3.2. Modelagem das sub-bacias**

A simulação das sub-bacias afluentes ao lago Paranoá foi realizada com o modelo SWAT, que foi escolhido devido ao domínio adquirido, por haver trabalhos anteriores que fornecem base para a modelagem da bacia, por ser um modelo livre, com aplicações em todo o mundo, com documentação ampla, além de possui fórum de discussões em nível mundial.

A construção do modelo conceitual representativo das sub-bacias do lago Paranoá desenvolvido por Nunes (2016) se deu no software ArcGIS versão 10.3, por meio da interface ArcSWAT versão 2016. No entanto, o desenvolvimento do modelo conceitual das sub-bacias que compreendem a Bacia do lago Paranoá para este trabalho foi realizado no software SIG Quantum GIS de domínio livre e que também possui interface com o modelo SWAT. As etapas de modelagem que foram executadas são mostradas na Figura 4.12.

A modelagem das sub-bacias ocorreu a partir da base de dados físicos. Utilizando-se a interface QGIS/QSWAT, foram carregadas as informações físicas das sub-bacias e construído o modelo físico de cada delas, desde as etapas de delineamento da área de drenagem, criação de sub-bacias e geração de HRUs (*Hidrologic Response Units - Unidade de Resposta Hidrológica*). Em seguida, foram integrados os dados climáticos ao modelo criado e, por fim, o SWAT foi rodado usando 3 anos de dados climáticos para o aquecimento, de 1979 a 1981, para todas as sub-bacias simuladas, exceto para a sub-bacia do ribeirão do Gama, que foi de 1982 a 1984.

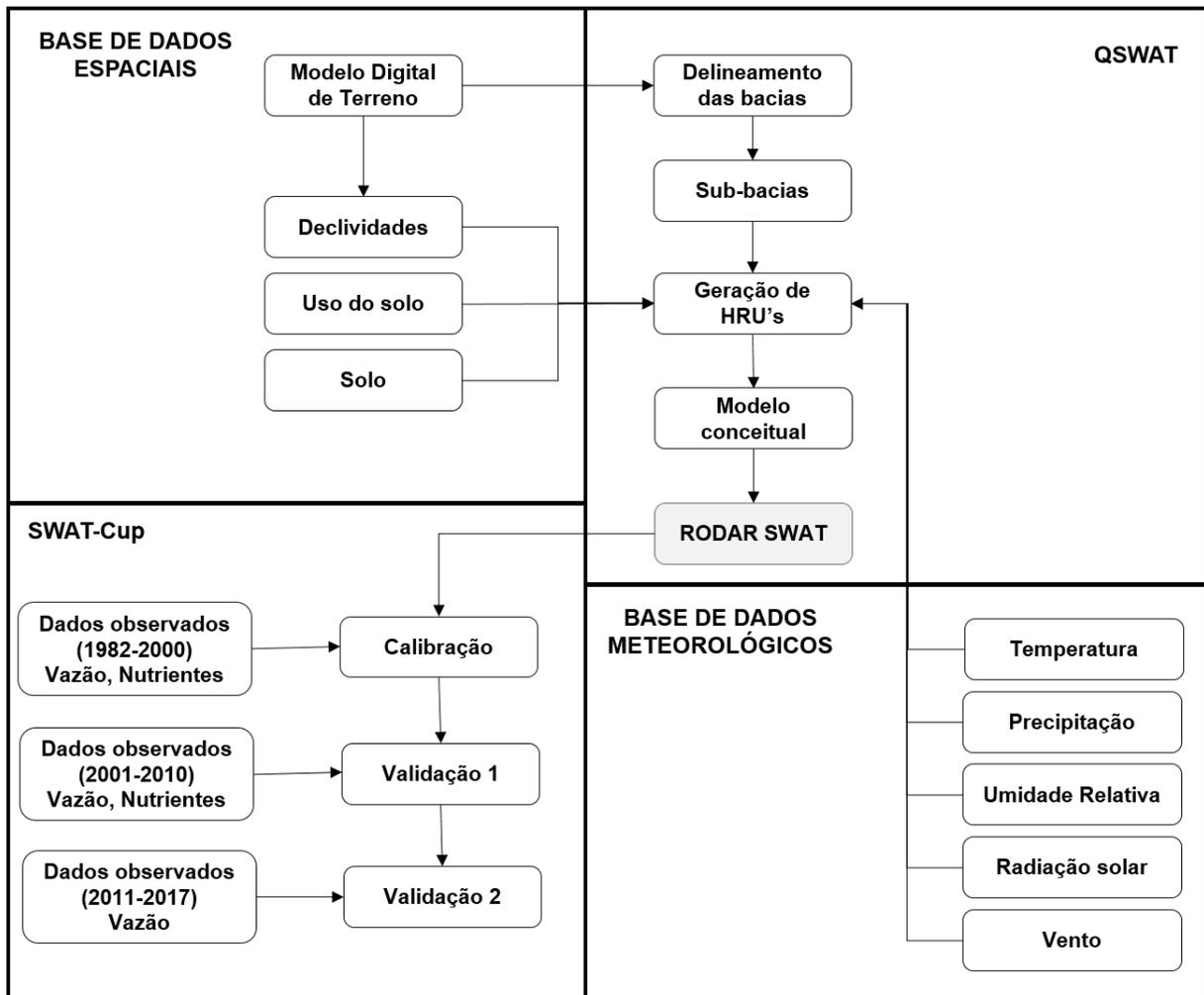


Figura 4.12: Etapas da modelagem da Bacia do lago Paranoá com a aquisição de dados e análise de consistência, construção do modelo conceitual, aporte das dados de entrada e condições iniciais no modelo e ajustes das variáveis de controle.

Após a simulação inicial das sub-bacias afluentes do lago Paranoá, foram realizados os ajustes nas sub-bacias. Para isso, foram implementadas etapas de análise de sensibilidade, calibração e validação tanto para vazão quanto para a modelagem de cargas de nutrientes por meio do *SWAT-Cup*. Enquanto para todas as variáveis simuladas no modelo SWAT a calibração se deu para o período 1982-2000, a etapa de validação ocorreu de maneira distinta para vazão e nutrientes. Para a vazão optou-se por realizá-la em duas etapas, sendo a primeira realizada de 2000 a 2010 e a segunda de 2001 a 2017. Já na validação da modelagem de carga de nutrientes (Nitrogênio Total e Fósforo Total) produzida nas sub-bacias afluentes ao Lago a validação se deu entre 2001 e 2010, o que ocorreu em virtude da periodicidade dos dados monitorados disponíveis.

A análise de sensibilidade foi a etapa preliminar às etapas de calibração e validação do mo-

delo. Após a modelagem inicial das bacias, foi selecionado um conjunto de parâmetros de maior impacto nos componentes hidrológicos simulados pelo modelo SWAT reportados na literatura. Buscamos investigar trabalhos realizados tanto no mundo ([Arnold et al., 2012a](#); [Douglas-Markin et al., 2010](#); [Tuppad et al., 2011](#)) quanto no Brasil ([Lelis et al., 2012](#); [Fukunaga et al., 2015](#); [Silva et al., 2018](#)). No SWAT-Cup, os parâmetros podem ser alterados de 3 maneiras diferentes: a primeira é a mudança relativa (r\_) - neste método o valor do parâmetro é multiplicado por um determinado valor. O segundo é a substituição (v\_) - neste método, o valor do parâmetro é substituído por um novo valor a cada rodada. Finalmente, o terceiro método é a alteração da adição (a\_), onde o valor do parâmetro é adicionado por um determinado valor ([Abbaspour, 2013](#)).

Com o conjunto de parâmetros selecionados na análise de sensibilidade (Tabela 4.5), utilizou-se a ferramenta SWAT-Cup ([Abbaspour, 2013](#)), uma interface que permite a realização de diversas análises com os resultados fornecidos pelo modelo SWAT, a fim de calibrar os modelos construídos para cada uma das sub-bacias afluentes ao lago Paranoá. O método utilizado na análise de sensibilidade dos parâmetros e calibração do modelo foi o SUFI-2 ([Abbaspour et al., 2004, 2007, 2015](#); [Zhou et al., 2014](#); [Wu e Chen, 2015](#); [Zhao et al., 2018](#)). Este método tem sido utilizado para analisar a sensibilidade de parâmetros e calibração na modelagem de bacias ([Cao et al., 2018](#); [De Aragão et al., 2013](#)) e tem sido indicado por ter melhor desempenho computacional em modelos hidrológicos, distribuídos e complexos, além de ter boa acurácia nas estimativas ([Wu e Chen, 2015](#)).

O processo de calibração foi realizado com três iterações ([Xue et al., 2014](#); [Wu e Chen, 2015](#)), cada uma com 1900 execuções. Este número foi adotado considerando razoável 100 execuções multiplicadas pelo número de parâmetros, ou seja, para cada parâmetro selecionado 100 simulações seriam feitas. Após cada iteração, os intervalos de cada parâmetro eram atualizados, levando-se em consideração os limites físicos de cada parâmetro para as bacias estudadas, e então uma nova iteração era realizada. Após 3 iterações, os intervalos para cada parâmetro foram aplicados nas etapas seguintes, a primeira etapa de validação (2001-2010) e a segunda etapa de validação (2011-2017), conforme recomendado na literatura para avaliação dos resultados ([Zhao et al., 2018](#); [Abbaspour et al., 2007](#); [Abbaspour, 2013](#)).

Tabela 4.5: Parâmetros com maior frequência de calibração em estudos realizados com o modelo SWAT, modificado de [Arnold et al. \(2012a\)](#).

Processo	Parâmetro	Descrição
Processos Hidrológicos	CN2	Valor do curva número inicial do SCS
	ESCO	Fator de compensação da evaporação do solo
	SURLAG	Coefficiente de atraso do escoamento superficial
	ALPHA_BF	Fator alfa do fluxo de base (dias)
	GW_REVAP	Coefficiente de re-evaporação da água subterrânea
	GW_DELAY	Retardo do escoamento subterrâneo
	GWQMN	Limiar da profundidade da água no aquífero raso
	CANMX	Capacidade máxima de armazenamento de água no dossel da vegetação
	ANION_EXCL	Fração da porosidade (espaços vazios) a partir da qual os ânions são excluídos
	SOL_Z	Profundidade do solo
	SOL_AWC	Capacidade de armazenamento de água disponível no solo
	SOL_K	Condutividade hidráulica do solo saturado
	SOL_BD	Densidade aparente do solo úmido
	ALPHA_BNK	Fator alfa para o armazenamento no escoamento de base
	GWHT	Altura inicial da água subterrânea
	SHALLST	Altura inicial do aquífero raso
	DEEPST	Altura inicial do aquífero profundo
	Nitrogênio	CH_N2
CH_K2		Condutividade hidráulica efetiva para o canal principal
RCHARG_DP		Percolação da zona de raiz que atinge o aquífero profundo
RCN		Concentração de nitrogênio na água da chuva
NPERCO		Coefficiente de percolação do nitrato
RCN		Concentração de Nitrogênio na chuva
FIXCO		Coefficiente de Fixação do Nitrogênio
NFIXMX		Fixação diária máxima de Nitrogênio
LAT_ORGN		Nitrogênio orgânico no escoamento de base
SHALLST_N		Concentração de Nitrato na água subterrânea que contribui para o rio na sub-bacia
Fósforo do solo	N_UPDIS	Parâmetro de distribuição de absorção de nitrogênio
	ERORGN	Parâmetro de enriquecimento do nitrogênio orgânico
	CMN	Taxa de mineralização do humus para o Nitrogênio Orgânico
	PSP	Índice de disponibilidade de fósforo
	LAT_ORGP	Fósforo orgânico no escoamento de base
	PHOSKD	Coefficiente de particionamento do fósforo do solo
	BIOMIX	Coefficiente de mistura biológica
	SOL_LABP	Concentração de fósforo solúvel na camada superficial do solo
	SOL_ORGP	Concentração de fósforo orgânico na camada superficial do solo
	PSP	Coefficiente de sorção do fósforo
SOL_LABP	Concentração de fósforo solúvel na camada superficial do solo	
RSDCO	Coefficiente de decomposição de resíduos	
P_UPDIS	Parâmetro da distribuição da captação de fósforo	
ERORGP	Razão de enriquecimento de fósforo pela carga com sedimentos	

Após a calibração da vazão, variável pela qual se promoveu o ajuste do balanço hidrológico das sub-bacias afluentes ao lago Paranoá foi dado início ao estudo das cargas de nitrogênio produzidas nas sub-bacias afluentes ao Lago. Com a utilização do modelo SWAT e com os dados monitorados pela CAESB em escala mensal, a análise realizada também seguiu esse

padrão, sendo estimadas cargas mensais observadas através da multiplicação da vazão média mensal pela concentração monitorada no respectivo mês.

A última variável calibrada no modelo SWAT foi o Fósforo Total, que ocorreu em sequência ao Nitrogênio Total. Através da utilização dos dados monitorados pela CAESB em escala mensal, assim como para o processo de calibração do Nitrogênio Total, a análise realizada se deu por meio da estimativa das cargas mensais observadas através da multiplicação dos dados monitorados de vazão média mensal e concentração monitorada no respectivo mês.

O estudo da produção de cargas de nitrogênio e fósforo nas sub-bacias afluentes ao lago Paranoá contou com a modelagem das sub-bacias do Ribeirão Bananal, Ribeirão do Gama, Riacho Fundo e Ribeirão do torto. A sub-bacia do Córrego Cabeça de Veado não foi integrada aos estudos de calibração e análises de incertezas para a modelagem de cargas de nitrogênio e fósforo pois não há monitoramento destes componentes de qualidade de água na bacia. No entanto, estimativas para esta sub-bacia foram computadas a fim de obter um panorama geral do aporte de cargas de nitrogênio ao lago Paranoá.

Cerca de cinco iterações, com cerca de 900 simulações para nitrogênio total e 1000 simulações para fósforo total, foram realizadas em cada sub-bacia afluente ao lago Paranoá, procedimento realizado, levando em conta, assim como na calibração da vazão, o critério de 100 simulações por parâmetro (Xue *et al.*, 2014; Wu e Chen, 2015). A avaliação dos resultados para cada iteração se deu com a utilização das métricas NSE, PBIAS, fator-P e fator-R.

A análise de desempenho do modelo foi realizada avaliando os resultados gerados pelo SWAT. Para esta análise, foram adotadas as métricas viés percentual (PBIAS) e coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) (Moriasi *et al.*, 2007, 2015).

$$PBIAS = \left[ \frac{\sum_{i=1}^{i=n} (Y_i^{obs} - Y_i^{sim}) \cdot 100}{Y_i^{obs}} \right] \quad (4.1)$$

$$NSE = 1 - \left[ \frac{\sum_{i=1}^{i=n} (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^{i=n} (Y_i^{obs} - Y_i^{medio})^2} \right] \quad (4.2)$$

onde Y é a variável analisada. Os limites das métricas de desempenho utilizados para avaliar os resultados gerados neste trabalho são mostrados na Tabela 4.6.

Tabela 4.6: Limites das métricas de desempenho adotados neste trabalho.

<b>Desempenho</b>	<b>NSE</b>	<b>PBIAS (%)</b>
Muito bom	$0.75 \leq NSE \leq 1$	$PBIAS \leq \pm 10$
Bom	$0.65 \leq NSE \leq 0.75$	$\leq \pm 10$ PBIAS $\leq \pm 15$
Satisfatório	$0.5 \leq NSE \leq 0.65$	$\leq \pm 15$ PBIAS $\leq \pm 25$
Insatisfatório	$NSE \leq 0.5$	$PBIAS \geq \pm 25$

Além das métricas acima citadas, também foi utilizado o índice de Kling-Gupta (*KGE*) (Gupta *et al.*, 2009), apresentado à seguir:

$$KGE = 1 - \sqrt{(r-1)^2 + (\alpha-1)^2 + (\beta-1)^2} \quad (4.3)$$

em que  $\alpha = \left(\frac{\sigma_s}{\sigma_m}\right)$ ,  $\beta = \left(\frac{\mu_s}{\mu_m}\right)$  e  $r$  é o coeficiente obtido da regressão linear entre as variáveis simuladas e monitoradas,  $\mu_s$  e  $\mu_m$  são as médias dos dados simulados e monitorados e, por fim,  $\sigma_s$  e  $\sigma_m$  são os desvios padrões dos dados simulados e monitoradas. Quanto melhor o desempenho do modelo na representação do sistema, maior será o valor de *KGE*, assumindo o valor de 1 quando a variável simulada for exatamente igual à variável observada.

#### 4.3.3. Balanço hídrico do lago Paranoá

O conjunto de dados necessário para o cálculo do balanço hídrico do lago Paranoá foram as vazões de entrada, precipitação, evaporação e vazões defluentes. O fluxo gerado por sub-bacias modeladas com o SWAT proporcionou as vazões de entrada para o lago Paranoá, composto pela vazão e contribuição das águas subterrâneas, das sub-bacias tributárias. A precipitação foi estimada com base na série de dados monitorados fornecidos pelo INMET e CAESB e a evaporação foi estimada com base nos dados monitorados pelas estações da UnB, medida com tanque classe A.

As áreas não monitoradas, cerca de 20% da área da bacia, têm uma contribuição relevante na determinação do balanço hídrico do lago Paranoá. Essas áreas possuem majoritariamente 2 tipos de uso do solo, urbano e preservado. Dessa forma, optou-se por estimar o fluxo de contri-

buição dessas áreas aplicando a vazão específica das sub-bacias com características semelhantes modeladas com o SWAT (Gumindoga *et al.*, 2016). Assim, as vazões drenadas diretamente ao Lago compostas pelas áreas urbanas de Brasília, bem como das Regiões Administrativas do Lago Norte e Lago Sul, foram estimadas com base na vazão específica da sub-bacia do Riacho Fundo, a bacia com maior percentual urbano que aflui ao lago Paranoá. Por sua vez, a contribuição da vertente leste do lago Paranoá foi estimada com base na vazão específica da sub-bacia do Gama devido às semelhanças quanto ao uso e ocupação do solo. Existem também duas estações de tratamento de efluentes que lançam seus efluentes no lago Paranoá. Essas estações são operadas pela CAESB que disponibilizou os dados de lançamento de efluentes no lago Paranoá no período estudado. O balanço hídrico foi então calculado utilizando da equação a continuidade:

$$S_{(t+1)} = S_{(t)} + Q_{entrada(t)} - Q_{saida(t)} + G_{net(t)} - E_{reservatrio(t)} + PPT_{direta(t)} - \varepsilon_{(t)} \quad (4.4)$$

em que  $S_{(t+1)}$  é o armazenamento período  $t + 1$  a ser determinado,  $S_{(t)}$  é o armazenamento do período  $t$ ,  $Q_{entrada(t)}$  é a vazão afluente no reservatório no período  $t$ ,  $Q_{saida(t)}$  é a vazão efluente no período  $t$ ,  $E_{reservatrio(t)}$  é a evaporação da área superficial do espelho d'água no período  $t$  e  $PPT_{direta(t)}$  é a precipitação direta no espelho d'água no reservatório no período  $t$ ,  $G_{net(t)}$  é a contribuição da água subterrânea. O ultimo termo,  $\varepsilon_{(t)}$ , representa a incerteza no balanço hídrico oriundo do processo de aquisição, manipulação e estimativa dos dados.

#### 4.3.4. Modelagem do lago Paranoá

O estudo do lago Paranoá foi realizado com a utilização do modelo CE-QUAL-W2. Essa escolha baseou-se nas seguintes considerações:

1. É um modelo livre que permite a simulação de sistemas lênticos de geometria complexa, como no caso do lago Paranoá;
2. a representação do modelo em duas dimensões nos sentidos longitudinal/vertical é apropriado para sistemas lênticos com segmentos longitudinais maiores que os transversais ao fluxo, sendo essa a direção em que os principais processos se desenvolvem;
3. é capaz de simular estruturas hidráulicas;

4. possui documentação com descrição das formulações utilizadas, dados de entrada e saída e a teoria que o fundamenta;
5. a existência de outros trabalhos já realizados na área do estudo, inclusive trabalhos realizados no próprio PTARH/UnB.

Os passos adotados para a aplicação do modelo CE-QUAL-W2 foram, em geral, semelhantes aos descritos para o modelo SWAT no item 4.2.3. As etapas contaram principalmente com a preparação dos dados para o modelo, simulação das variáveis e ajuste do modelo (Figura 4.13).

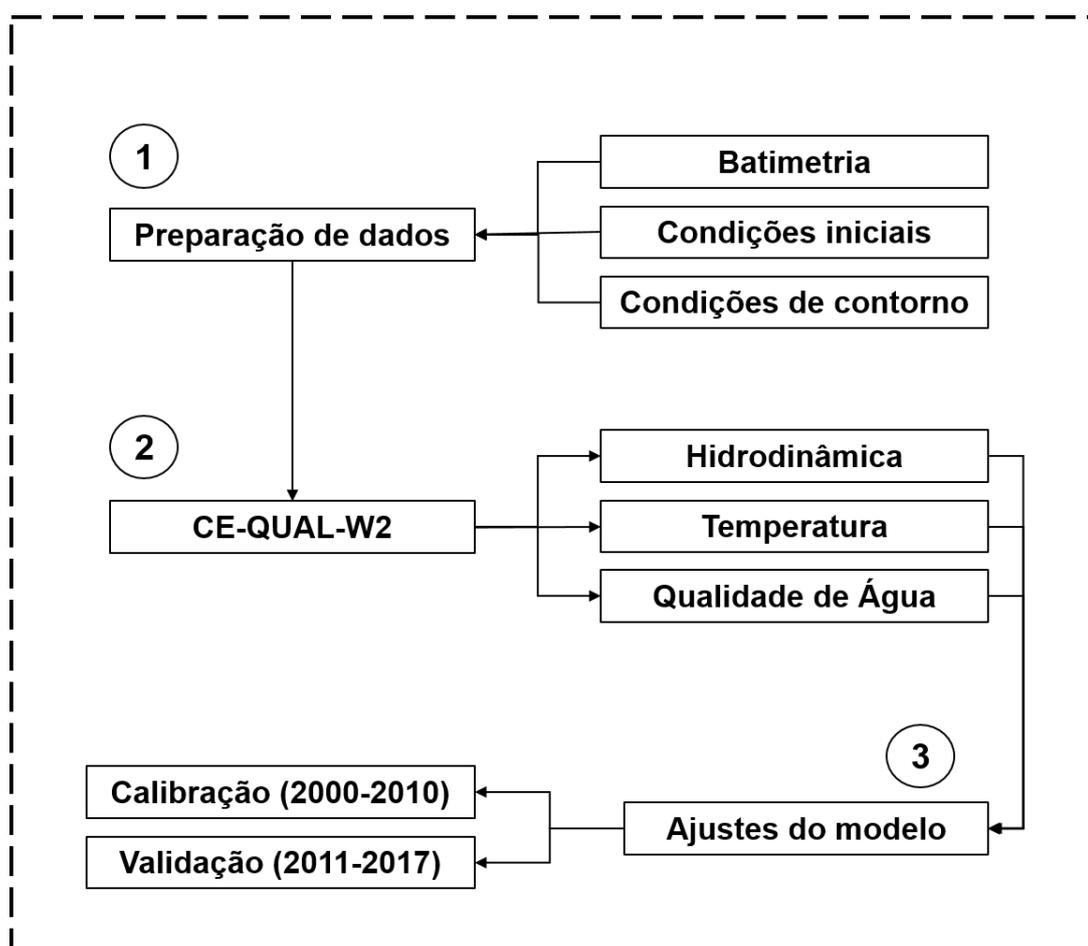


Figura 4.13: Etapas do estudo do lago Paranoá com o modelo CE-QUAL-W2.

A construção do modelo conceitual do lago Paranoá se deu por meio da batimetria, inserida no modelo. Como o modelo é bidimensional, com descrição dos fenômenos na direção longitudinal e vertical, a estrutura foi elaborada considerando camadas verticais com espessura de um metro e segmentos longitudinais com comprimentos que variam de 400 a 800 metros. A definição do comprimento de cada segmento se deu com base nas características do Lago,

considerando as seções com expansões, contrações e mudanças nas declividades.

As condições iniciais foram especificadas no arquivo de controle do modelo, entre elas estão a batimetria e perfis verticais e longitudinais. Para a composição das condições iniciais foram definidas as datas de início e fim da simulação, a temperatura da água e concentrações dos constituintes analisados, vazões de entrada e saída e, por fim, o tipo de corpo hídrico modelado.

Entre as condições de contorno estão as vazões de montante de cada braço, concentrações das variáveis de qualidade de água, vazões de tributários ou fontes pontuais de cargas (que podem ser inseridas em cada em qualquer segmento do gride computacional), precipitação que pode ser especificada para cada ramificação do corpo hídrico e vazões internas de comportas, tubulações, bombas ou vertedouros. Os dados utilizados na modelagem do lago Paranoá são mostrados na Tabela 4.7.

Tabela 4.7: Base de dados utilizada na modelagem do lago Paranoá.

<b>Database</b>	<b>Variáveis/ Frequência</b>	<b>Periodo</b>	<b>Região</b>	<b>Fonte</b>
Curva Cota-Area-Volume	Batimetria	2003	lago Paranoá	CAESB
Sub-bacias afluentes	Vazões (diária); Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Fósforo Total, Nitrogênio Total (mensal)	2000 - 2020	lago Paranoá, Bannal, Torto, Gama, Riacho Fundo, Cabeça de Veado	CAESB
Barragem do lago Paranoá	Vazões de saída (diária)	2000 - 2020	lago Paranoá	CEB
Estações de Tratamento de Esgotos	Vazões, Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Fósforo Total, Nitrogênio Total (mensal)	2000 - 2020	ETE Brasília Sul, ETE Brasília Norte	CAESB
Dados limnológicos	Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Fósforo Total, Nitrogênio Total (mensal)	2000 - 2017	lago Paranoá - Pontos de Monitoramento (A, B, C, D e E)	CAESB
Dados meteorológicos	Vento (velocidade e direção), Precipitação, Radiação Solar, Umidade do ar (horário)	2000 - 2017	Bacia do lago Paranoá	CAESB
Dados limnológicos	Temperatura (horário)	2019 - 2020	lago Paranoá - Pontos de Monitoramento (Ponte Juscelino Kubitschek, Ponte das Garças)	UnB/PTARH
Dados meteorológicos	Vento (velocidade e direção), Radiação Solar, Umidade do Ar (horário)	2019 - 2020	Bacia do lago Paranoá	UnB/PTARH

Em função da quantidade de parâmetros a serem calibrados foi desenvolvido um algoritmo com o objetivo automatizar o processo de calibração do modelo. A proposição da rotina de calibração contou com a técnica de otimização denominada algoritmos genéticos. A proposição de uma rotina de calibração automática se deu em função de não haver um pacote de calibração automatizada integrado ao modelo CE-QUAL-W2.

O desenvolvimento da rotina de otimização considerou as dimensões temporais e espaciais do ambiente a ser estudado. Os parâmetros deveriam ser otimizados de forma que o modelo pudesse produzir resultados compatíveis com o que se observa em diferentes profundidades do lago assim como em diferentes épocas do ano em relação aos fenômenos hidrodinâmicos e térmicos.

Nesse sentido, o problema assume uma configuração de otimização multiobjetivos em que deseja-se encontrar um conjunto de parâmetros tal que o ajuste das temperaturas em uma dada profundidade não afete o ajuste de temperatura de demais profundidades. Dessa forma, optou-se pela utilização do *The Elitist Non-dominated Sorting Genetic Algorithm* (Deb *et al.*, 2002) para a otimização dos parâmetros associados ao balanço de calor, temperatura e hidrodinâmica e qualidade de água. A função de otimização foi implementada em linguagem "R programming" com a utilização do pacote *nsga2package* e as etapas do processo de otimização são descritas na Figura 4.14.

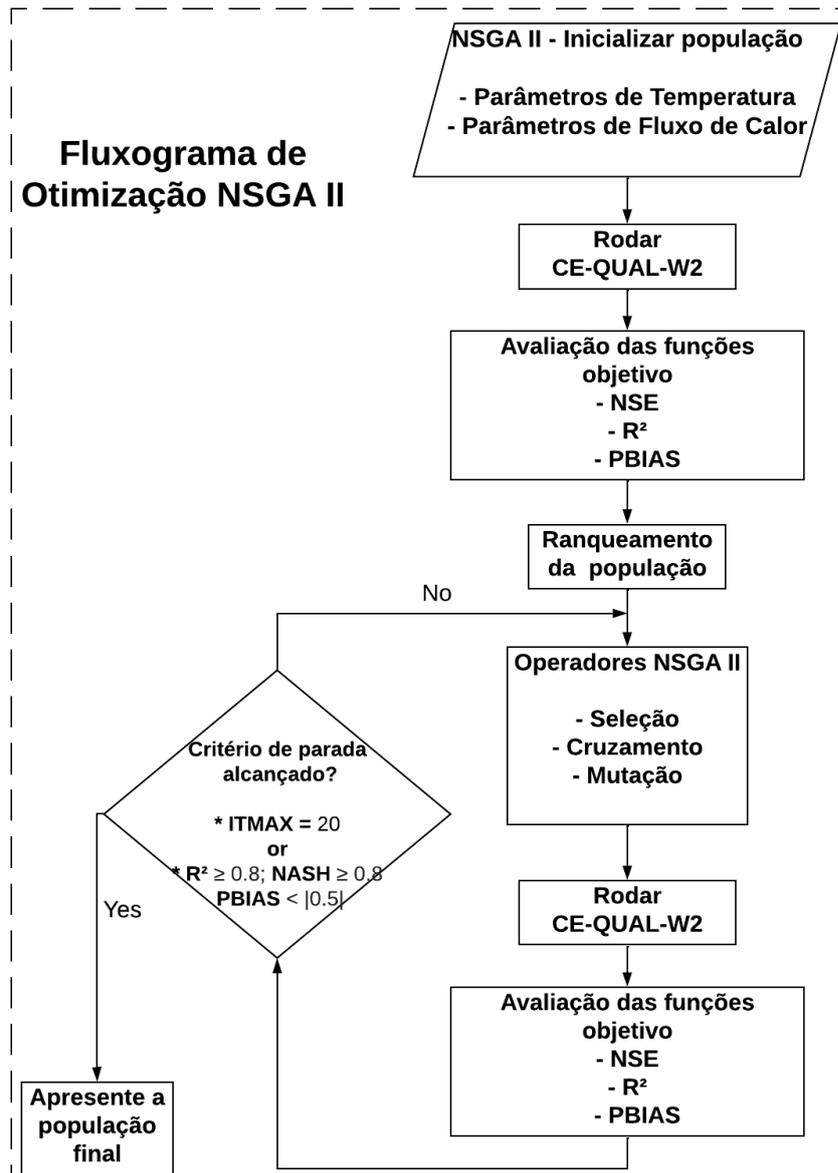


Figura 4.14: Fluxograma de funcionamento do algoritmo construído para a otimização dos parâmetros do CE-QUAL-W2.

Os parâmetros utilizados na calibração automática da dinâmica de temperatura foram extraídos da literatura, focada especialmente em trabalhos que utilizaram o modelo CE-QUAL-W2 (Afshar *et al.*, 2011, 2013; Deus *et al.*, 2013; Sadeghian *et al.*, 2015; He *et al.*, 2017), e são apresentados a seguir:

1. AX, viscosidade turbulenta longitudinal;
2. DX, difusividade turbulenta vertical;

3. CBHE, coeficiente de troca de calor do fundo;
4. TSED, Temperatura do sedimento;
5. TSEDF, Calor perdido para o sedimento que retorna à coluna d'água;
6. BETA, Parcela da radiação solar absorvida na superfície da água;
7. EXH2O, Coeficiente de extinção luz na água;
8. FRICT, Coeficiente de atrito de chezy;
9. WSC, Coeficient de abrigo do vento;
10. AFW, BFW e CFW, coeficientes da equação do vento, utilizada no balanço de calor na superfície da água.

Três métricas foram adotadas para avaliar o grau de ajuste dos dados simulados aos dados monitorados, são elas o coeficiente de determinação ( $R^2$ ), o coeficiente de Nash-Sutcliffe (*NSE*) e o viés percentual (*PBIAS*), utilizadas em estudos de modelagem de reservatórios (Soares e Calijuri, 2021a). Além delas foram plotadas as curvas de dados simulados *versus* dados observados.

A abordagem adotada para a calibração do parâmetros baseou-se na técnica de otimização multiobjetivo NSGA 2 como já mencionado anteriormente. As três métricas citadas foram utilizadas como função objetivo sendo aplicadas para avaliar a aderência dos dados simulados pelo modelo aos dados monitorados.

A análise realizada direcionou-se a avaliação das mudanças sazonais, logo a calibração deveria abranger parâmetros que fossem proficientes na descrição do comportamento do corpo hídrico em diferentes estações, e portanto, submetido a diferentes inputs bem como na descrição fidedigna dos padrões espaciais observados no monitoramento do corpo hídrico, de forma que a caracterização vertical fosse compatível com os padrões observados no Lago.

Para isso, o processo de ajuste do modelo se deu utilizando séries temporais do ponto C (ponto de monitoramento de variáveis físico-químicas e limnológicas da CAESB) em diferentes pro-

fundidades, sendo elas a 1m, 10m, 15m, 20m e a 1m do fundo, e no conjunto formado pela união das séries em todas as profundidades monitoradas.

Dois critérios de parada nortearam o processo de otimização dos parâmetros e ajuste do modelo. O primeiro trata-se dos valores mínimos aceitáveis das métricas adotadas para que o modelo encerrasse o processo de otimização dos parâmetros. Estes valores foram adotados a partir de estudos de modelagem de sistemas ambientais disponíveis na literatura como [Moriassi et al. \(2007\)](#), que apresenta métricas para a avaliação de modelos hidrológicos. Para a modelagem do Lago os valores limites adotados foram  $R^2 \geq 0,8$ ,  $NSE \geq 0,8$  e  $|PBIAS| \leq 0,5$  para cada conjunto de dados avaliado.

O segundo critério de parada foi definido com base em um número máximo de iterações. Neste trabalho foram cerca de 20 gerações, sendo que cada geração possuía 20 indivíduos. Considerando ainda que o método de otimização constitui uma geração pioneira para o início das buscas, o número máximo de iterações que o modelo poderia ser executado é de 420 vezes, caso os valores limites do critério de parada anterior não fossem alcançados.

A simulação da temperatura contava com duas condições iniciais definidas previamente, a cota do reservatório definida como 1000 m e um perfil de temperaturas variado ao longo da coluna d'água, segundo o padrão observado no Lago. Para o caso das simulações de qualidade da água para os reservatórios cada variável analisada seguiu o mesmo procedimento realizado para a temperatura.

#### **4.3.3.1 Estabilidade térmica**

Para avaliar a estratificação, descrever os padrões térmicos no lago Paranoá e determinar a estabilidade da coluna d'água, foi aplicado o índice de estabilidade de Schmidt ( $S_t$ ), amplamente utilizado para medir a força da estabilidade térmica da coluna de água ([Weinberger e Vetter, 2014](#); [He et al., 2017](#); [Lee et al., 2018](#); [Soares et al., 2019](#)). Valores pequenos de  $S_t$  mostram que a coluna d'água apresenta padrão homogêneo e, portanto, se mistura, enquanto valores maiores consideram a estabilidade da coluna d'água e a estratificação.

O índice de estabilidade de Schmidt também foi aplicado para verificar o comportamento térmico do Lago quando submetido a variações do vento e radiação. Nesse sentido, cada uma das

variáveis de entrada foi modificada mantendo a outra com o comportamento inalterado.

Para a análise do efeito do vento sobre a estratificação foram adotadas diferentes velocidades desde  $V = 0m.s^{-1}$  até  $V = 30m.s^{-1}$  passando pela velocidade de vento monitorada e pelos registros de rajada do vento.

Na avaliação do efeito da radiação solar, por sua vez, foram construídos cenários de variação percentual a partir da radiação monitorada, que consideraram desde a redução percentual de 10% a 50% até o aumento nos registros monitorados de 10% a 50%.

#### **4.4. INTEGRAÇÃO DOS MODELOS E CENÁRIOS**

A partir dos resultados obtidos pelos dois modelos deu-se início ao processo de integração entre os modelos. Esta etapa foi possível graças ao modelo SWAT gerar resultados em escala temporal compatível com os dados de entrada do modelo CE-QUAL-W2.

Mesmo com calibração sendo realizada em passo mensal o modelo SWAT realiza as simulações em passo de tempo diário e os resultados gerados pelo modelo SWAT estão disponíveis nesta escala no arquivo *watout.dat*, o que permitiu que os resultados obtidos nas simulações com o modelo SWAT servissem como dados de entrada para o modelo CE-QUAL-W2. Desta forma, uma vez calibrado o modelo SWAT para cada sub-bacia afluente ao lago Paranoá, os resultados foram utilizados como dados de entrada para o modelo CE-QUAL-W2 a fim de avaliar diferentes cenários e a resposta do lago Paranoá.

A proposição de cenários teve por objetivo a investigação e análise dos sistemas em estudo sob condições das quais não se possuíam dados monitorado.

O cenário de avaliação proposto neste trabalho buscou investigar qual seria a resposta do lago Paranoá nas condições verificadas nos anos anteriores ao estabelecimento das ações de revitalização. Neste sentido, um cenário foi criado com o objetivo de agrupar, tão próximas quanto o possível, as características observadas naquela época.

Para a construção do cenário utilizou-se um conjunto de dados para abastecer o modelo CE-QUAL-W2. Dentre eles estão os dados hidrológicos, meteorológicos e de qualidade de água.

No entanto, nos anos anteriores à implantação de medidas para a revitalização do lago Paranoá não havia monitoramento efetivo do lago Paranoá.

Dessa forma, a construção do cenário considerou a adoção de um conjunto de dados de entrada ao modelo CE-QUAL-W2 como os dados hidrológicos e de qualidade de água resultantes do modelo SWAT (Figura 4.15) simulados entre os anos de 1985 e 1995, dados meteorológicos monitorados pela estação INMET Brasília entre 2000 e 2015 e, finalmente, os dados de vazão efluente das ETES Brasília Sul e Brasília entre os anos de 1985 e 1995.

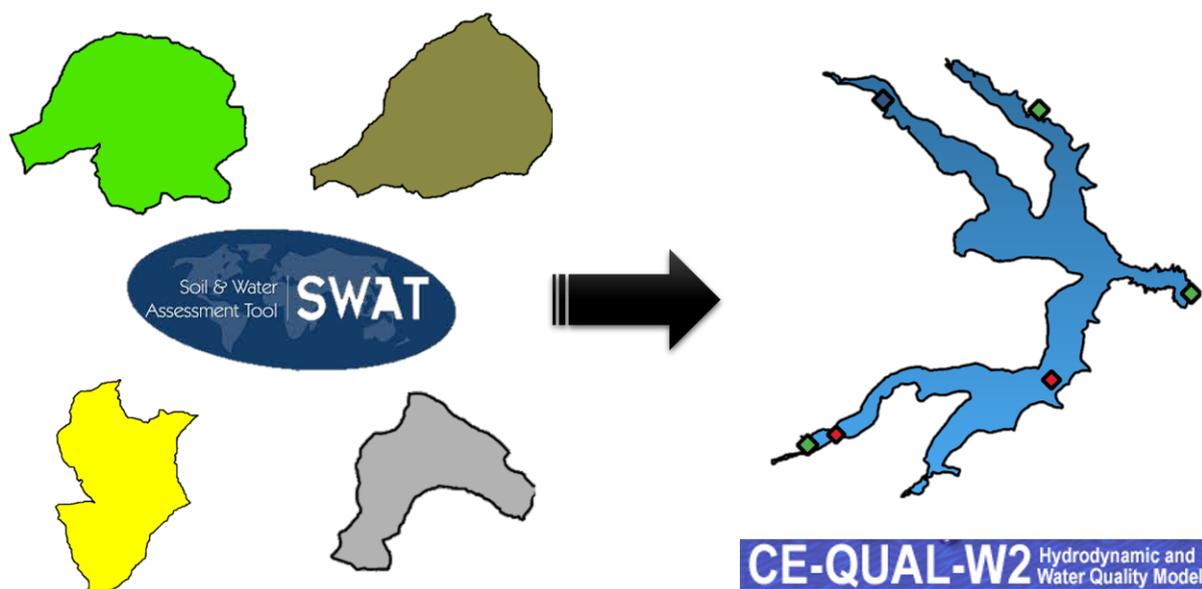


Figura 4.15: Integração dos modelos para a construção da base de dados de simulação dos cenários. Os resultados do modelo SWAT foram utilizados como dado de entrada do modelo CE-QUAL-W2.

Especialmente, vale destacar, pela falta de dados de qualidade de água do efluente das ETES no período escolhido, adotou-se um valor médio de eficiência de remoção para os nutrientes compatível com a tecnologia de tratamento de efluentes das ETES na época simulada. Estes dados foram utilizados como dados de entrada do modelo. Logo, a série de dados de entrada de nutrientes das ETES para o cenário não corresponde aos dados monitorados, mas se relacionou a uma construção embasada na literatura técnica e científica considerando a eficiência de um tratamento secundário de lodos ativados, método de tratamento das ETES Brasília Norte e Brasília Sul. Os dados utilizados na construção do cenário são mostrados na Tabela 4.8.

Tabela 4.8: Base de dados utilizada para o cenário construído.

Database	Variáveis	Período	Região	Fonte
Resultados gerados pelo modelo SWAT	Vazões, Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Fósforo, Nitrogênio	1985-1995	Bananal, Torto, Gama, Riacho Fundo, Cabeça de Veado	SWAT
Barragem do lago Paranoá	Vazões de saída	1985-1995	lago Paranoá	CEB
Estações de Tratamento de Esgotos	Vazões monitoradas; Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Fósforo e Nitrogênio estimadas com base no tipo de tratamento adotado pois não haviam dados de monitoramento disponíveis	1985-1995	ETE Brasília Sul, ETE Brasília Norte	CAESB
Dados meteorológicos	Vento (velocidade e direção), Precipitação, Radiação Solar, Umidade do ar, Temperatura do Ar	2000-2010	Bacia do lago Paranoá	INMET

Outro fator de destaque refere-se à diferença na escala dos dados. Enquanto os dados meteorológicos utilizados (2000-2010) possuem escala horária, os dados simulados no modelo SWAT são gerados em escala diária e os demais dados apresentam frequência mensal como os dados de vazão das ETES e os dados de vazão de saída do lago Paranoá. Para que a escala final fosse então compatibilizada, na simulação do cenário adotou-se a opção de interpolação linear entre os dados fornecidos mais esparsos, opção prevista no modelo CE-QUAL-W2 (Cole e Wells, 2017).

A partir da base de dados construída, foram simuladas com o CE-QUAL-W2 as variáveis de temperatura, oxigênio dissolvido, fósforo total, nitrogênio total e clorofila a. As simulações buscavam representar as condições observadas no lago Paranoá nos anos anteriores à implementação das medidas de revitalização do Lago e logo após ao aperfeiçoamento do processo de tratamento de esgotos nas ETES Brasília Norte e Brasília Sul (1982-1995).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os desdobramentos da pesquisa são abordados neste capítulo. A seguir são mostrados os aspectos referentes à instalação das estações de monitoramento e os resultados associados à modelagem hidrológica das bacias afluentes ao lago Paranoá, assim como da modelagem hidrodinâmica do próprio Lago.

### 5.1. MODELAGEM HIDROLÓGICA E DE QUALIDADE DE ÁGUA DA BACIA DO LAGO PARANOÁ

As análises foram conduzidas considerando a disponibilidade de dados hidrológicos das sub-bacias monitoradas, utilizando dados meteorológicos e hidrológicos de um período aproximado de 30 anos. Os resultados gerados utilizando o modelo SWAT para cada sub-bacia são apresentadas abaixo.

#### 5.1.1. Modelagem hidrológica da bacia do lago Paranoá

##### 5.1.1.1. Simulação Inicial e Análise de sensibilidade

Os resultados iniciais gerados pelo modelo SWAT para a modelagem da vazão em cada sub-bacia foram avaliados pelas métricas adotadas neste trabalho (Tabela 4.6) e podem ser observados na Tabela 5.1.

Tabela 5.1: Valores das métricas obtidas na simulação inicial.

Sub-bacia	Simulação inicial (1982-2017)	
	NSE	PBIAS
Bananal	-1,55	3,8
Gama	-0,14	-25,6
Riacho Fundo	0,05	-18
Torto	-0,02	42,7
Cabeça de Veado	-2,93	52,8

Os resultados iniciais gerados pelo SWAT mostraram a necessidade de ajuste do modelo. Dessa forma, procedeu-se com a análise de sensibilidade dos parâmetros que buscou verificar o ranking dos parâmetros mais sensíveis para cada sub-bacia. Na Figura 5.1 é mostrada a ordem de sensibilidade dos parâmetros por sub-bacia no *eixo y* e o *eixo x* mostra os parâmetros utilizados na análise separados por processo hidrológico.

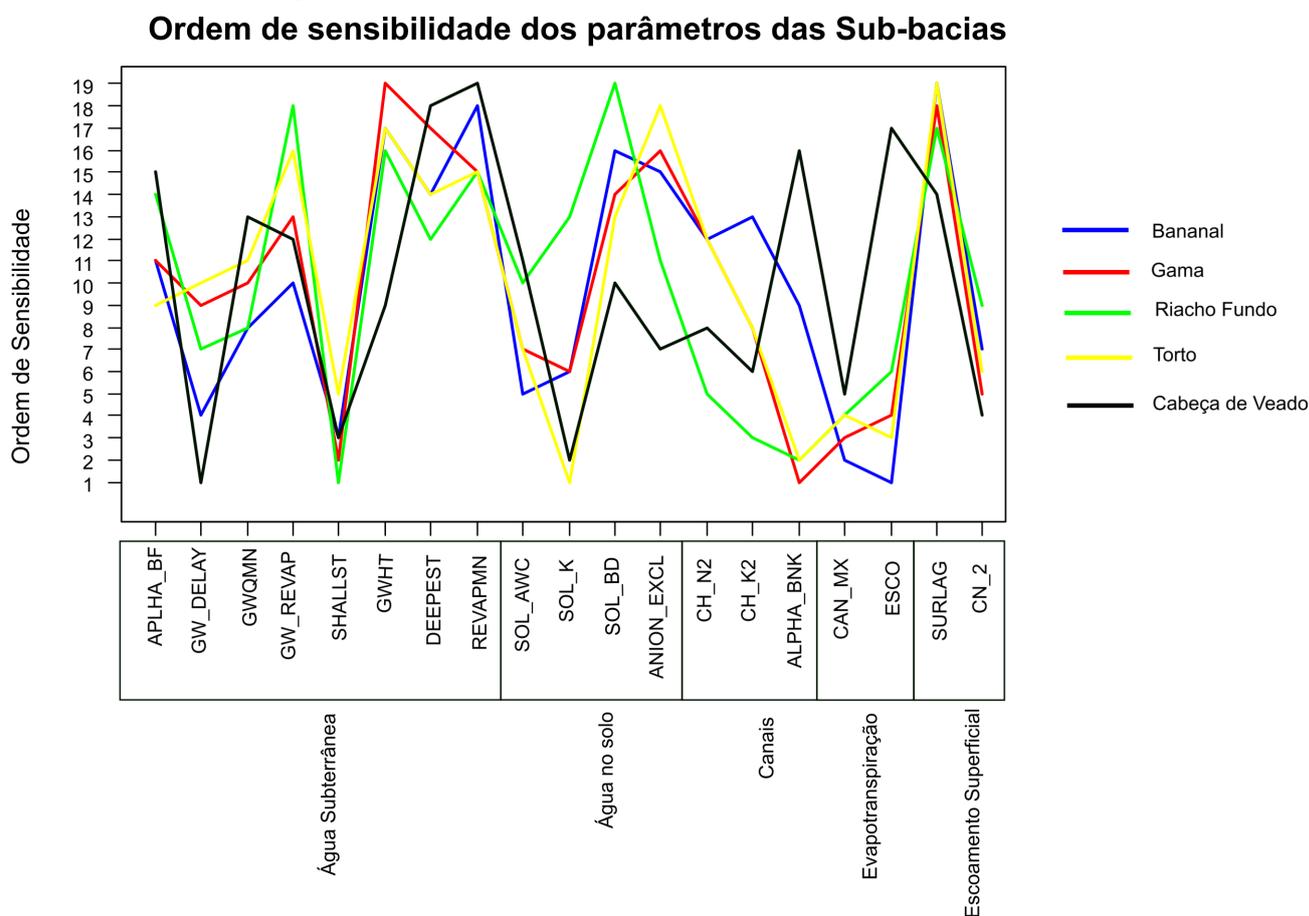


Figura 5.1: Ordem de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT utilizados na modelagem das sub-bacias.

Os resultados apresentados na Figura 5.1 mostram uma tendência de sensibilidade dos parâmetros nas sub-bacias modeladas referente aos parâmetros SHALLST, GWQMN e GW\_DELAY, que estão relacionados às águas subterrâneas. Da mesma forma, sobre os processos associados à água no solo, o destaque é dado para SOL\_K e SOL\_AWC, com clara sensibilidade em todas as bacias exceto a sub-bacia do Riacho Fundo. A baixa sensibilidade desse parâmetro na sub-bacia do Riacho Fundo pode estar relacionada ao tipo de uso do solo, predominantemente urbano.

Em relação aos parâmetros associados à evapotranspiração, os parâmetros CAN\_MX e ESCO mostraram alta sensibilidade, especialmente CAN\_MX, em todas as sub-bacias simuladas, enquanto ESCO não apresentou sensibilidade na sub-bacia Cabeça de Veado.

Por fim, no escoamento superficial, o CN2 foi relevante em todas as bacias, conforme o esperado, uma vez que reflete diretamente a quantidade de escoamento gerado na bacia. Os parâmetros mais sensíveis nas bacias estudadas neste trabalho (Figura 5.1) foram relatados em outros estudos realizados no Brasil. O conjunto de parâmetros CN2, SOL\_AWC, SOL\_K, SOL\_Z, ESCO e CANMX, alguns dos parâmetros mais sensíveis neste estudo hidrológico, também foram relacionados à produção de sedimentos em outras bacias brasileiras (Lelis *et al.*, 2012; Aragão *et al.*, 2013). Os resultados obtidos neste trabalho corroboram com outros desenvolvidos no Distrito Federal, por exemplo, Strauch *et al.* (2012) ao simular a implementação de práticas conservacionistas e seus impactos na vazão e na produção de sedimentos na sub-bacia do Ribeirão Pipiripau e Strauch e Volk (2013) ao simular a sub-bacia do Ribeirão do Torto promovendo melhorias na simulação da evapotranspiração.

#### **5.1.1.2. Calibração e análises de incertezas.**

A calibração das sub-bacias foi realizada com três iterações cada uma com 1900 simulações, procedimento semelhante ao adotado por Xue *et al.* (2014); Wu e Chen (2015). Em cada iteração, as métricas (NSE, PBIAS, fator P, fator R, 95PPU, KGE) foram analisadas avaliando a redução da incerteza. Observou-se que mais de três iterações não forneceram melhoria significativa nos resultados, além disso, a cada iteração, os limites dos parâmetros eram atualizados, sempre observados os limites físicos representativos das sub-bacias modeladas.

As tendências de cada parâmetro foram observadas em cada iteração e à medida que os intervalos de cada parâmetro eram atualizados a cada iteração, os valores de NSE também eram otimizados, mostrando o aumento dos valores de NSE ao longo das iterações e consequentemente uma redução na incerteza dos resultados uma vez que a cada iteração os limites superior e inferior de cada parâmetro eram reduzidos e o espaço que fornece soluções ótimas ou sub-ótimas era melhor delimitado.

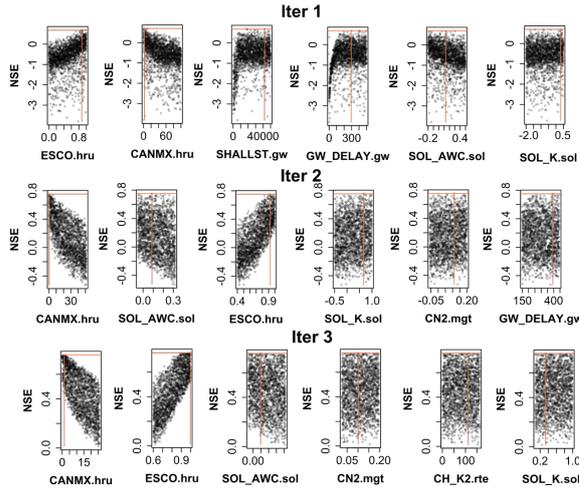
Analisando os gráficos dos parâmetros, notou-se que a cada iteração a ordem de sensibilidade

dos parâmetros mudava, isso porque quando determinado parâmetro encontrou sua região de soluções ótimas, a alteração de outros parâmetros passou a gerar impactos mais significativos na calibração da vazão de cada sub-bacia. Na Figura 5.2 observou-se que a metodologia aplicada proporcionou resultados efetivos na simulação das sub-bacias reduzindo a incerteza quanto aos parâmetros do modelo. Isto pode ser verificado com os valores de NSE obtidos.

Com os resultados, observou-se que as maiores incertezas estavam associadas a cinco processos principais, descritos a seguir e contemplados nas Figuras 5.1 e 5.2.

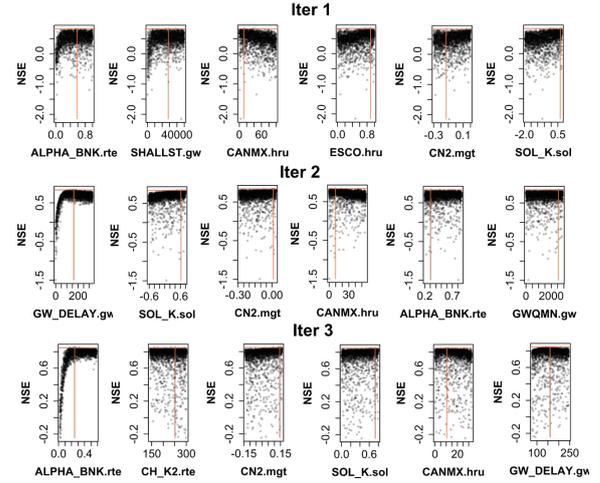
1. O uso e cobertura do solo, evidenciado pelo CN2, parâmetro de impacto no escoamento superficial gerados nas sub-bacias;
2. A evapotranspiração representada pelos parâmetros CAN\_MX e ESCO, associados ao armazenamento da água no dossel da vegetação e a capacidade de evaporação do água do solo;
3. O fluxo da água no solo, dado pelos parâmetros SOL\_AWC e SOL\_K, associados à disponibilidade de água no solo e à condutividade hidráulica no solo saturado, respectivamente;
4. Os parâmetros associados à água subterrânea representado pelo GW\_DELAY e SHALLST, sendo a defasagem no escoamento subterrâneo e a altura inicial da água no aquífero profundo, respectivamente;
5. Finalmente, os parâmetros associados ao módulo de propagação da água no canal, representado por CH\_N2, CH\_K2 e ALPHA\_BNK, o número de Manning para o canal, a condutividade hidráulica efetiva no canal principal e o fator alfa para o armazenamento e fluxo do escoamento de base, respectivamente.

Bananal Sub-Basin



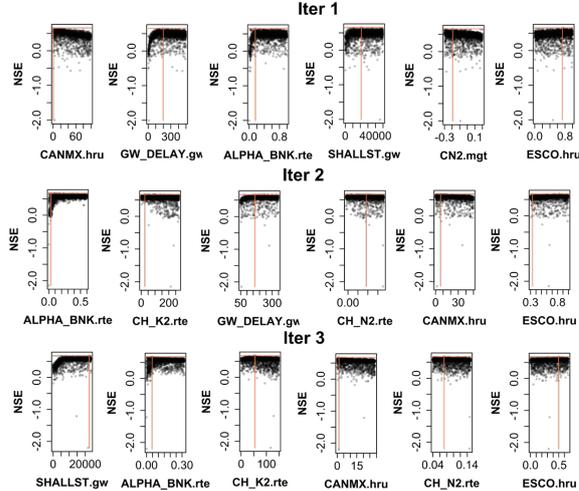
(a) Sub-bacia do Bananal.

Gama Sub-Basin



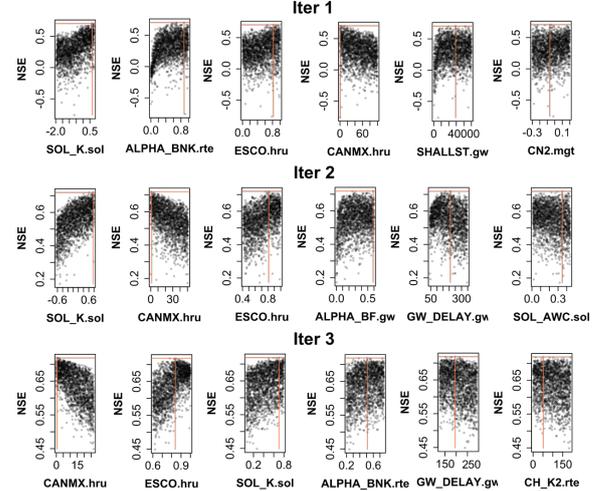
(b) Sub-bacia do Gama.

Riacho Fundo Sub-Basin



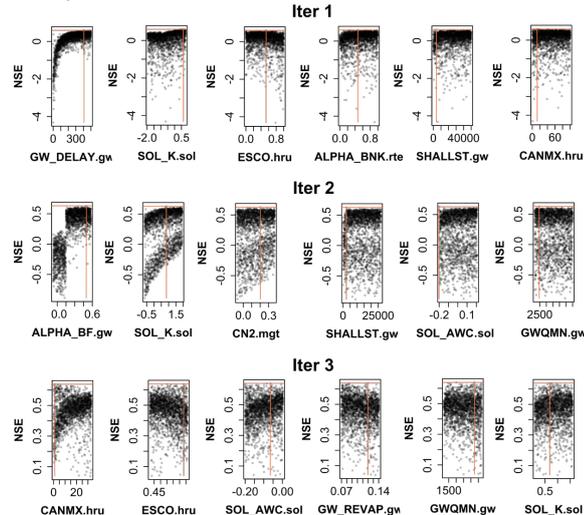
(c) Sub-bacia do Riacho Fundo.

Torto Sub-Basin



(d) Sub-bacia do Torto.

Cabeça de Veado Sub-Basin



(e) Sub-bacia do Cabeça de Veado.

Figura 5.2: Gráfico de dispersão dos parâmetros utilizados na calibração do modelo *versus* o NSE na simulação das sub-bacias estudadas.

Na sub-bacia do Bananal (Figura 5.3), o modelo SWAT teve um bom desempenho em todas as fases de análise. Observou-se que a faixa de parâmetros obtida na terceira iteração foi capaz de obter bons resultados também para a primeira e segunda validações. Da mesma forma, isso ocorreu na sub-bacia do Gama (Figura 5.4). Essas sub-bacias apresentam grandes áreas de cobertura vegetal natural devido à implantação das políticas de preservação adotadas no PLB. Assim, é possível observar o bom desempenho do SWAT na simulação hidrológica de ambientes naturais e sem grandes intervenções antrópicas.

O modelo SWAT teve um bom desempenho na modelagem da Bacia do Riacho Fundo (Figura 5.5), fato que merece destaque por dois motivos principais. O primeiro está associado ao fato dessa bacia ter sido alvo de grandes mudanças no uso do solo entre as décadas de 1980 e 2000, passando de predominantemente agrícola a um alto grau de urbanização. O segundo denota a capacidade do modelo SWAT de representar processos hidrológicos em bacias densamente urbanizadas, embora seja um modelo desenvolvido para análise hidrológica de bacias rurais. Porém, ainda se observa que o desempenho da modelagem para a etapa de calibração desta sub-bacia ficou abaixo de sub-bacias como Bananal, Gama e mesmo Torto que não tiveram mudanças significativas no uso do solo. Essas diferenças estão associadas aos motivos já mencionados acima e também aos problemas associados, provavelmente, às incertezas no estação de monitoramento de vazão informada pela CAESB.

Nesse sentido, é importante destacar que a dinâmica do escoamento das águas nas bacias urbanas ocorre de forma mais intensa quando se leva em consideração o escoamento que ocorre de diferentes formas dependendo do tipo de cobertura do solo e do grau de urbanização a que a bacia pode estar sujeita. Portanto, estudos que avancem na discretização da área desses padrões são importantes para aprimorar o modelo e, conseqüentemente, sua capacidade de representação hidrológica da bacia. Consideramos este um fator importante na sub-bacia do Riacho Fundo, pois, apesar do alto grau de urbanização, diferentes padrões podem estar presentes na bacia e os padrões tipológicos apresentados no modelo SWAT levam em consideração apenas três categorias, que são áreas de baixa, média ou alta densidade urbana. Fatores como esses podem explicar a queda no desempenho do modelo na representação da sub-bacia do Riacho Fundo, principalmente quando se leva em consideração outros fatores, como as incertezas associadas ao monitoramento de vazões e ao processo de modelagem.

Na sub-bacia do Torto (Figura 5.6), há uma diminuição na eficiência do modelo para o primeiro (NSE = 0,56; PBIAS = -11,90; KGE = 0,74) e segundo período (NSE = 0,60; PBIAS = -23,50; KGE = 0,69) de validação em comparação com o período de calibração (NSE = 0,72; PBIAS = -9,40; KGE = 0,51). Vale destacar que a partir de 2013, o fluxo observado diminuiu ano a ano, período que coincidiu com o aumento das demandas por consumo de água ocorrido desde o final da década de 2010, conforme apontado por [Lorz et al. \(2012\)](#).

A sub-bacia que apresentou o menor desempenho foi a Cabeça de Veado (Figura 5.7), que apresentou menor valor de NSE na calibração entre as sub-bacias modeladas. Porém, na análise dos hidrogramas simulado e observado verificou-se resultados razoáveis.

É importante destacar que a sub-bacia do Torto, assim como a sub-bacia Cabeça de Veado, são sub-bacias cujas águas nelas produzidas são destinadas ao abastecimento público, e que a queda no desempenho do modelo na representação destas sub-bacias pode estar ligada aos dados de entrada da captação de água. No modelo SWAT, a inserção dos dados de entrada para as captação de água de reservatórios como o que existem nestas bacias (Torto e Cabeça de Veado) ocorre por meio de médias mensais históricas e este formato pode ter impactado os resultados gerados pelo modelo nos períodos que não apresentam comportamento semelhante à média histórica. Um resumo da avaliação das simulações realizadas é mostrada na Tabela 5.2.

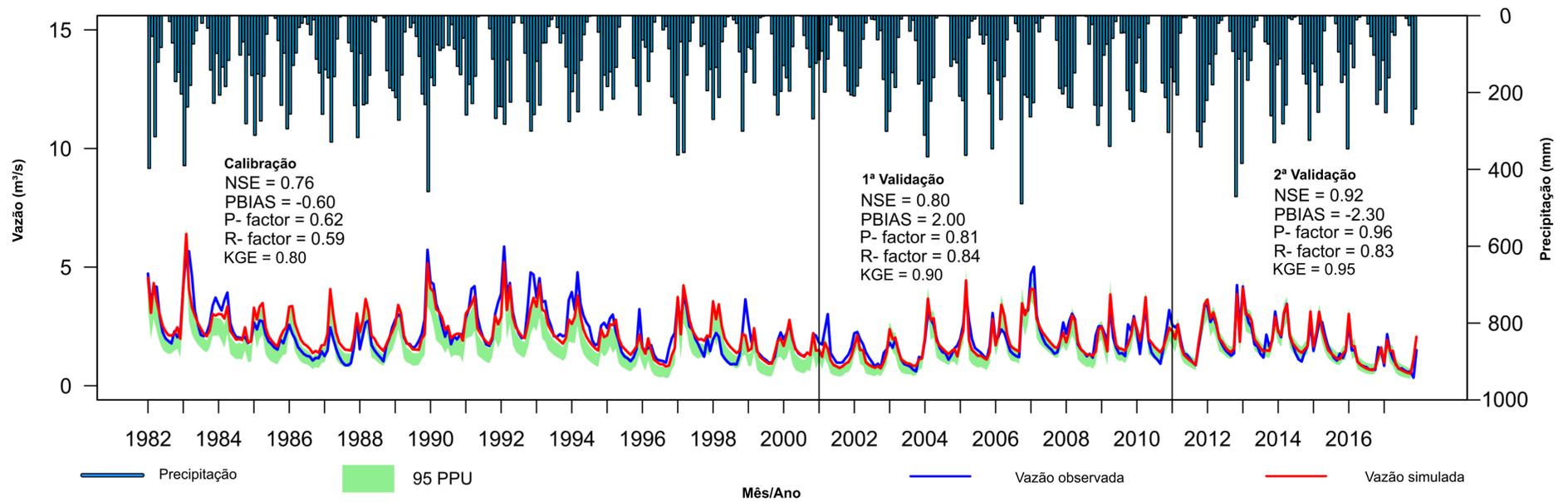


Figura 5.3: Hidrograma de vazões simuladas e observadas para a sub-bacia Ribeirão Bananal.

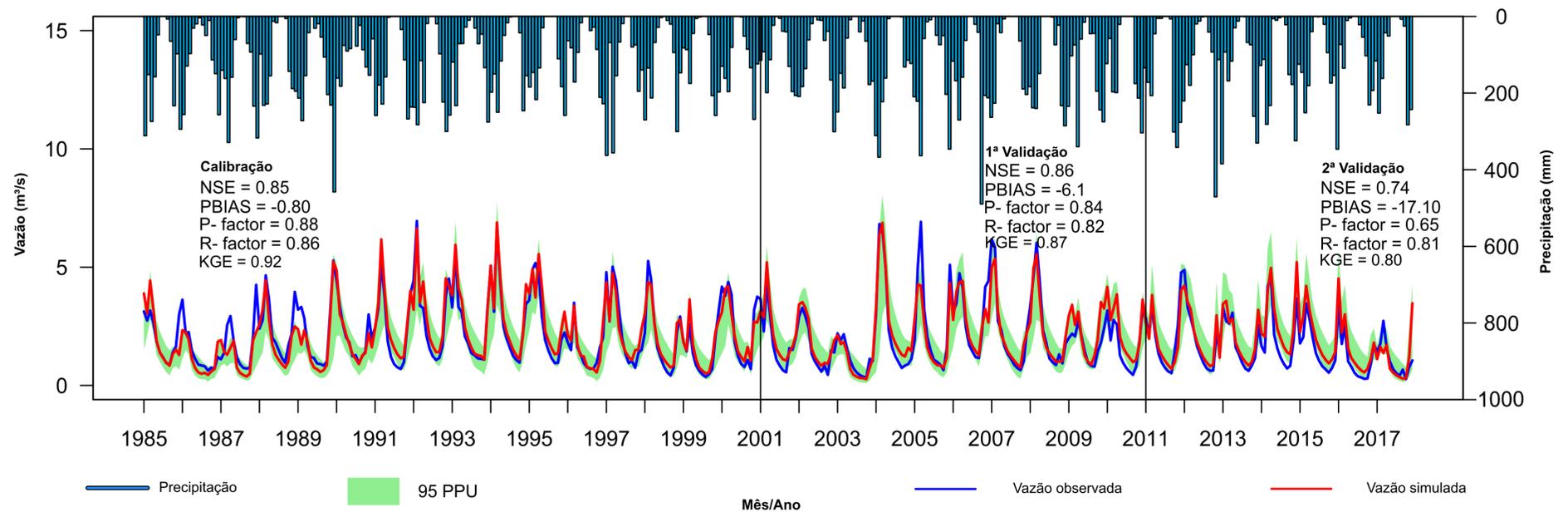


Figura 5.4: Hidrograma de vazões simuladas e observadas para a sub-bacia Ribeirão do Gama.

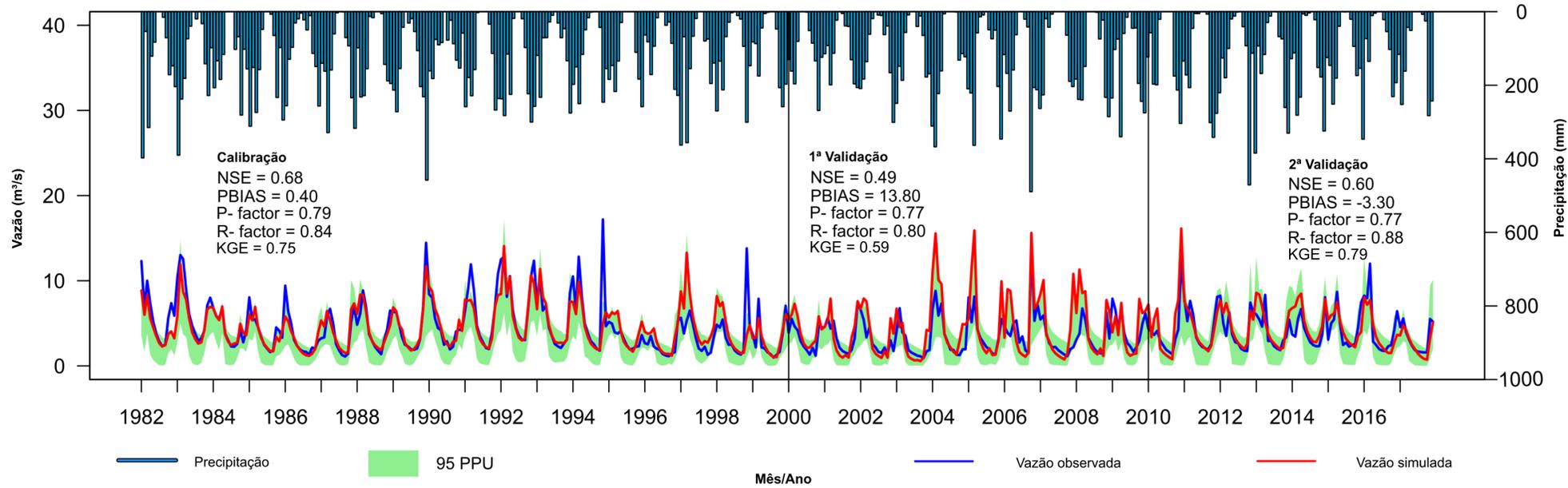


Figura 5.5: Hidrograma de vazões simuladas e observadas para a sub-bacia do Riacho Fundo.

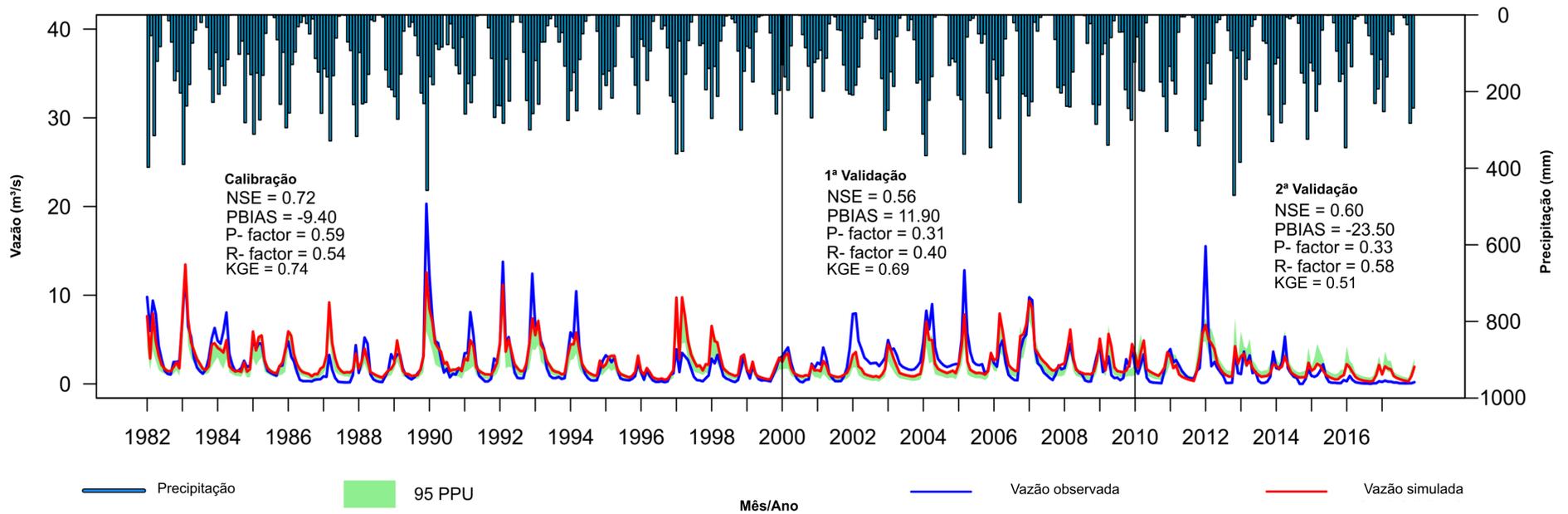


Figura 5.6: Hidrograma de vazões simuladas e observadas para a sub-bacia do Ribeirão do Torto.

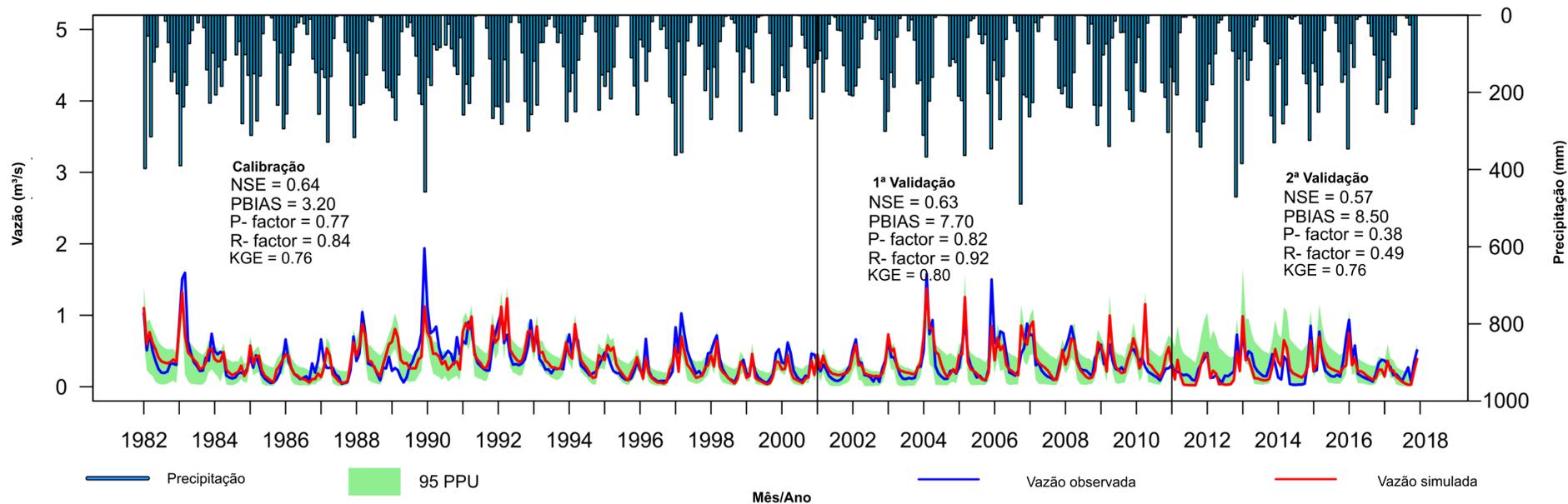


Figura 5.7: Hidrograma de vazões simuladas e observadas para a sub-bacia do Córrego Cabeça de Veado.

Tabela 5.2: Resumo das métricas obtidas nas etapas de calibração e validação das sub-bacias modeladas.

Etapa (Período)	Métricas	Sub-bacias				
		Bananal	Gama	Riacho Fundo	Torto	Cabeça de Veado
Calibração (1982-2000)	NSE	0,76	0,85	0,68	0,72	0,64
	PBIAS	-0,60	-0,8	0,4	-9,4	3,2
	P-fator	0,62	0,88	0,79	0,59	0,77
	R-fator	0,59	0,86	0,84	0,54	0,84
	KGE	0,80	0,92	0,75	0,74	0,76
1ª Validação (2001-2010)	NSE	0,80	0,86	0,49	0,56	0,63
	PBIAS	2,00	-6,1	13,8	11,9	7,7
	P-fator	0,81	0,84	0,77	0,31	0,82
	R-fator	0,84	0,82	0,8	0,4	0,92
	KGE	0,90	0,87	0,59	0,69	0,80
2ª Validação (2011-2017)	NSE	0,92	0,74	0,6	0,6	0,57
	PBIAS	-2,30	-17,1	-3,3	-23,5	8,5
	P-fator	0,96	0,65	0,77	0,33	0,38
	R-fator	0,83	0,85	0,88	0,58	0,49
	KGE	0,95	0,80	0,79	0,51	0,76

Uma análise geral das parcelas de balanço hídrico das sub-bacias afluentes ao lago Paranoá obtidas ao longo do período de estudo (Tabela 5.3) mostra que a maior contribuição para a vazão na calha do rio é a vazão de base. Esses valores são muito expressivos para sub-bacias que apresentam alto percentual de áreas preservadas como Bananal (83%), Gama (71%), Torto (92%) e Cabeça de Veado (88%). A sub-bacia que apresentou o menor percentual de contribuição do escoamento de base para a vazão final foi o Riacho Fundo. Embora ainda seja significativa, a contribuição do escoamento de base representa apenas 38% do total, explicado pelo alto percentual de urbanização, esse aspecto acabou evidenciando o processo de escoamento superficial predominante na sub-bacia, representando 62% do a água produzida na sub-bacia. Esse resultado é relevante porque mostra a importância da manutenção das áreas naturais, pois uma vez mantidas, processos importantes para a manutenção dos fluxos nas sub-bacias e, conseqüentemente, as contribuições para o lago Paranoá estão garantidas.

Tabela 5.3: Razões entre os processos hidrológicos de cada bacia modelada.

<b>Razão processos hidrológicos</b>	<b>Bananal</b>	<b>Gama</b>	<b>Riacho Fundo</b>	<b>Torto</b>	<b>Cabeça de Veado</b>
Vazão / Precipitação	0,4	0,35	0,46	0,33	0,22
Escoamento de base / Vazão total	0,83	0,71	0,38	0,92	0,88
Escoamento superficial / Vazão total	0,17	0,29	0,62	0,08	0,12
Percolação / Precipitação	0,31	0,19	0,17	0,2	0,15
Recarga ao Aquífero profundo / Precipitação	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
Evapotranspiração / Precipitação	0,59	0,64	0,55	0,68	0,78

### 5.1.1.3. Sub-bacias não monitoradas.

A partir dos resultados obtidos na modelagem das bacias monitoradas, estimou-se o aporte de vazões para o lago Paranoá das áreas não monitoradas com base na vazão específica de áreas com características semelhantes, ou seja, vazão por unidade de área. A contribuição da área urbana não calibrada foi determinada com base nos resultados modelados para a sub-bacia do Riacho Fundo, e a contribuição da costa leste do BLP foi determinada com base nos dados modelados para a sub-bacia do Gama.

### 5.1.1.4. Vazões de entrada e saída do lago Paranoá.

As sub-bacias monitoradas afluentes do lago Paranoá foram simuladas e calibradas com o modelo SWAT. Realizou-se a soma das vazões observadas e simuladas que contribuem para o lago

Paranoá e calculou-se as métricas de desempenho do modelo (Figura 5.8) para avaliar os resultados gerados pelo processo de modelagem no ajuste das simulações da sub-bacia, uma vez que as vazões calibradas seriam utilizadas na determinação do balanço hídrico do lago.

Os resultados obtidos (Figura 5.8) mostram o bom desempenho do modelo SWAT na determinação das vazões das sub-bacias afluentes do lago Paranoá, isso pode ser observado por meio dos valores de NSE e PBIAS nos três períodos avaliados. As principais diferenças, no entanto, foram nos períodos chuvosos ao longo dos anos, quando o modelo subestimou os fluxos afluentes, e em outros anos, quando o modelo superestimou os fluxos afluentes. Porém, ao considerar os períodos de avaliação em geral, o modelo SWAT sempre subestimou os fluxos afluentes com PBIAS de -1,9 no período de calibração, -6,8 e -7,5 no primeiro e segundo estágios de validação, respectivamente. Ainda assim, os valores obtidos permitem classificar as estimativas como satisfatórias. As diferenças entre a soma dos fluxos medidos observados no lago Paranoá e os fluxos ajustados gerados pelo modelo SWAT são mostrados na Figura 5.9.

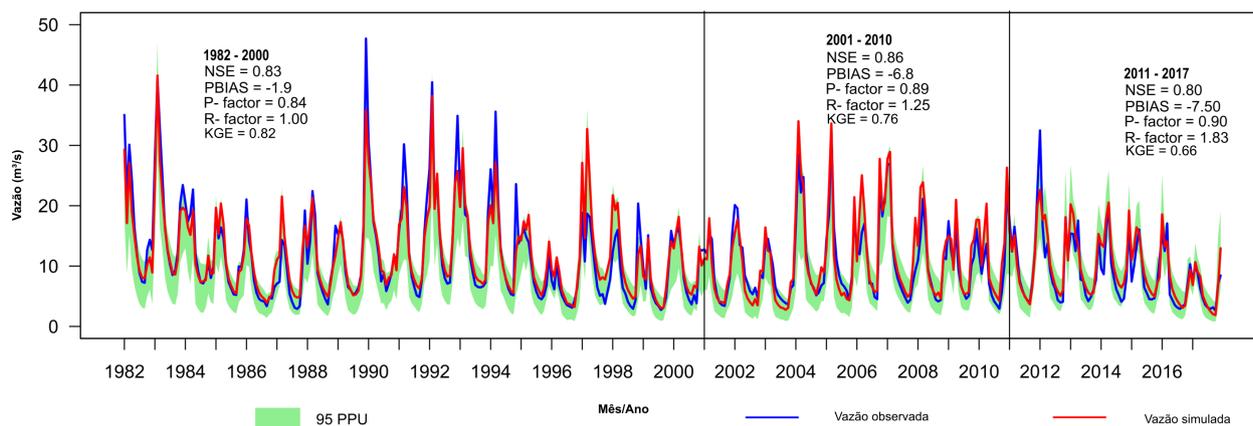


Figura 5.8: Hidrograma de vazões simuladas e observadas afluentes ao lago Paranoá.

Foi calculada a diferença entre as vazões de entrada ao lago Paranoá das sub-bacias monitoradas e as vazões calibradas geradas pelo modelo SWAT e essa diferença é mostrada na Figura 5.9 a fim de fornecer uma ideia mais viável do erro associado à modelagem. Percebeu-se que o erro concentrou-se na faixa entre  $\pm 5m^3$ , entretanto, pode-se observar erros relevantes, conforme observado para o período chuvoso de 1990 associadas a diferenças entre vazões monitoradas e as geradas pelo modelo. O maior impacto observado foi visto na vazão da sub-bacia do Torto (Figura 5.6). Outro ano com diferenças relevantes foi 1997, em que o modelo apresentou vazões superestimadas.

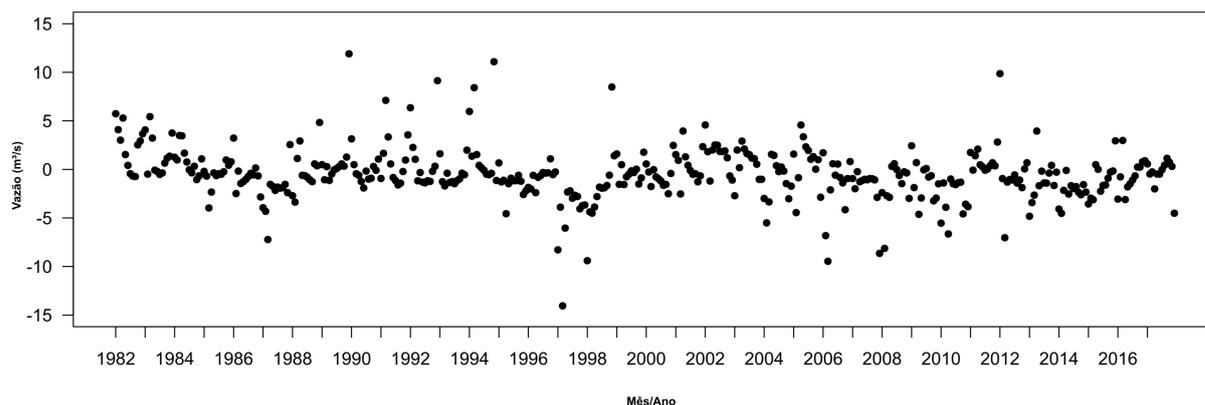


Figura 5.9: Erro calculado entre a soma das vazões monitoradas afluentes ao lago Paranoá e a soma das vazões calibradas das sub-bacias modeladas afluentes ao lago Paranoá.

Destaca-se que uma possível causa dos erros obtidos para os anos de 1990 e 1997 pode ser a entrada de dados referente à retirada de água do reservatório de Santa Maria, localizado na sub-bacia do Torto. Acredita-se que erros se dão devido ao fato de que os dados de retirada de água do reservatório são fornecidos para o modelo como uma média mensal de longo prazo e não uma série contínua. O reservatório tem um vertedouro não controlado e nenhum outro dispositivo de descarga e, portanto, a operação do reservatório depende da demanda de água, que é dinâmica, pois faz parte de um sistema integrado de múltiplas fontes, e o uso de médias mensais de longo prazo não descreve efetivamente o comportamento do reservatório, impactando as vazões simuladas na sub-bacia do Torto.

Apesar disso, considera-se que este aspecto não prejudica a utilização do modelo e da estrutura de análise desenvolvida neste trabalho quanto aos aspectos hidrológicos, mas é necessário ressaltar que alguma atenção deve ser dada aos períodos chuvosos, quando o reservatório pode se comportar de maneira diferente daquela observada nas médias de longo prazo. Tal situação pode resultar em subestimativas das vazões em estações chuvosas extraordinárias quando o reservatório atinge sua capacidade máxima e verte, bem como em superestimativas em épocas chuvosas com chuvas abaixo da média, quando não há vertimento.

Mesmo com diferenças como as mencionadas, o erro médio observado ao longo do período estudado foi de  $-0.48 \text{ m}^3/\text{s}$ , ou cerca de 4% na média de longo prazo, um erro desprezível quando comparado ao aporte médio de vazões ao lago Paranoá no mesmo período (vazão média afluente observada =  $11,04 \text{ m}^3/\text{s}$ ; fluxo afluente simulado =  $11,52 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

As demais vazões que contribuem para o lago Paranoá correspondem às áreas não monitoradas (áreas urbanas e costa leste) e às estações de tratamento de esgoto ETE Norte e ETE Sul. A contribuição média de longo período foi de  $2,072 \text{ m}^3/\text{s}$  para a área urbana e  $1,341 \text{ m}^3/\text{s}$  para a vertente leste.

A contribuição das estações de tratamento de esgoto é de grande relevância para o lago, com vazões superiores à sub-bacia do Cabeça de Veado, por exemplo. A média de longo prazo para é de  $0,402 \text{ m}^3/\text{s}$  para a ETE Brasília Norte e  $0,906 \text{ m}^3/\text{s}$  para a ETE Brasília Sul. Em 1992, após melhorias no tratamento de esgoto, as estações tiveram sua capacidade aumentada e, portanto, houve um aumento nas vazões das ETEs que foram lançadas no lago Paranoá, principalmente da ETE Brasília Sul, a maior estação de tratamento da cidade de Brasília.

As perdas de água no sistema ocorrem por duas vias principais, a primeira relaciona-se às vazões decorrentes da operação da barragem do lago Paranoá, que se dividem em vazões vertidas e turbinadas. A operação do reservatório é predominantemente para geração de energia, que registra uma vazão média histórica turbinada de longo termo em torno de  $14,7 \text{ m}^3/\text{s}$ , sendo as únicas exceções o rebaixamento do nível do lago para o amortecimento das vazões nos períodos chuvosos e a abertura do vertedouro quando o nível da água atinge o nível operacional máximo. A vazão média histórica vertida de longo termo é de cerca de  $1,950 \text{ m}^3/\text{s}$ , com vazões médias mensais superiores a  $50 \text{ m}^3/\text{s}$  já registradas. A segunda via pela qual também ocorre uma perda relevante de água do lago Paranoá é a evaporação, via pela qual o lago perde uma vazão de cerca de  $1,352 \text{ m}^3/\text{s}$ , vazão esta que corresponde a aproximadamente 4,5 vezes a vazão do córrego Cabeça de Veado ou ainda se compara com a soma das vazões de efluentes das ETEs Brasília Norte e Brasília Sul lançadas ao Lago.

#### **5.1.1.5. Balanço hídrico do lago Paranoá.**

A quantificação das vazões que chegam e saem do lago Paranoá permitiu a determinação do balanço hídrico do Lago. O balanço hídrico anual do lago Paranoá (Figura 5.10) foi calculado entre os anos 1982 a 2017 e mostra em 1983 a maior vazão da série, atingindo cerca de  $30 \text{ m}^3/\text{s}$ . Os anos de 1986, 1996, 1999 e 2003 apresentaram os menores balanços com valores próximos a  $13 \text{ m}^3/\text{s}$ . Esses anos foram marcados por menores totais pluviométricos em toda a bacia o que afetou diretamente o balanço hídrico.

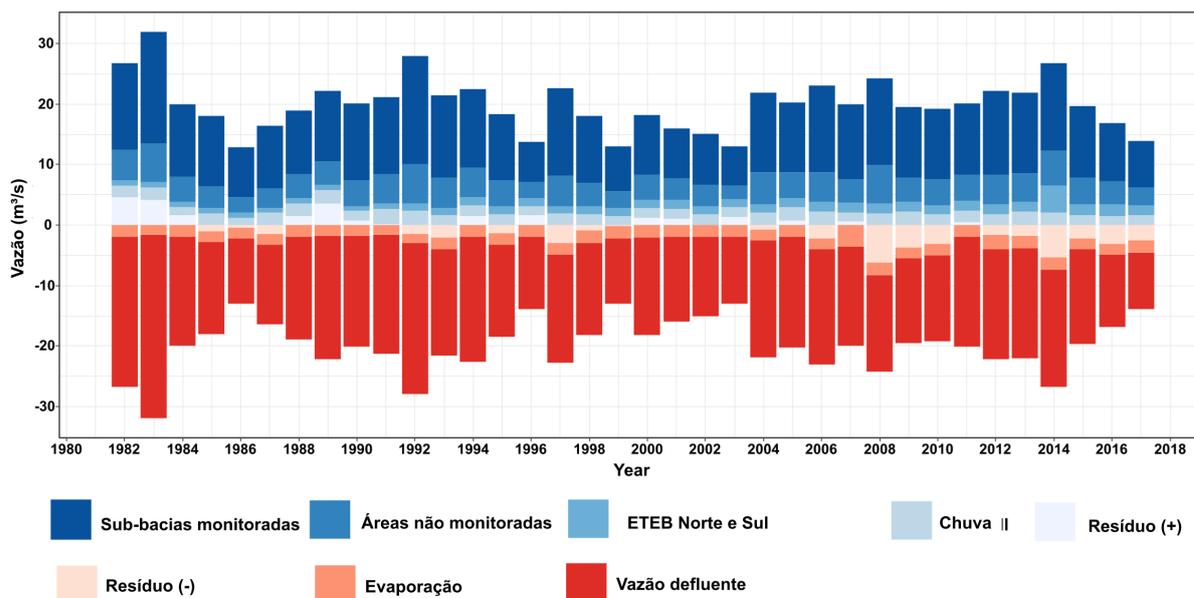


Figura 5.10: Balanço hídrico do lago Paranoá, 1982-2017.

A partir de 2004, houve certa regularidade no balanço hídrico, variando de  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  a  $25 \text{ m}^3/\text{s}$ . Este período durou até o ano de 2014, com um valor aproximado de  $27 \text{ m}^3/\text{s}$ . A partir de 2015, houve uma diminuição gradativa dos valores, atingindo  $15 \text{ m}^3/\text{s}$  no ano de 2017.

Os resíduos observados refletem as incertezas associadas ao processo de determinação de todas as vazões de entrada e saída do balanço hídrico do Lago. As principais fontes de incerteza nas vazões afluentes estão nas vazões de entrada de áreas não monitoradas, como as áreas urbanas e vertente leste, estimadas a partir da extrapolação dos resultados obtidos nas bacias modeladas. A incerteza também está associada ao processo de modelagem, que é reduzida com a etapa de calibração. Outras fontes de incertezas podem estar associadas às vazões de saída do lago Paranoá. Por possuir uma barragem antiga, a vazão da turbina é estimada a partir da eletricidade gerada e o vertedouro não possui equação de vazão conhecida. Além disso, a única vazão medida após a barragem do lago Paranoá é a de uma estação fluviométrica localizada a aproximadamente 2 km a jusante da barragem e com curva chave instável devido às dificuldades de medição de vazão numa seção desativada desde 1999.

As sub-bacias do Bananal e do Gama têm contribuições muito próximas, isso se deve à semelhança entre suas áreas de contribuição (Bananal =  $125,76 \text{ km}^2$ , Gama =  $136,55 \text{ km}^2$ ), bem como à presença de grandes áreas de vegetação nativa preservada. A sub-bacia do Torto também

se enquadra neste perfil, no entanto, apresenta duas diferenças fundamentais, a primeira é que tem uma área maior de cerca de  $233,4 \text{ km}^2$  e a segunda é que é uma das sub-bacias que geram abastecimento público no DF, o que justifica afluxos de longo prazo próximos aos observados no Gama e no Bananal. Além dessas incertezas, há três fontes principais de incertezas relacionadas ao armazenamento da água no Lago. A primeira está associada com as medições do nível d'água, a segunda está associada às mudanças diárias de temperaturas que podem afetar a densidade de água, e a última refere-se aos dados batimétricos disponíveis e a possibilidade de determinação não acurada do volume (Martin e McCutcheon, 1998). No entanto, existem outras fontes de erros que são difíceis de calcular, como aqueles intrínsecos aos instrumentos de medição, a localização das estações de medição, operação e registro de dados e coeficientes de evaporação (Fowe *et al.*, 2015).

O balanço hídrico de longo prazo (Tabela 5.4), com vazões médias de entrada e saída do lago Paranoá para o período estudado, 1982-2017, correspondeu a uma vazão de  $18,073 \text{ m}^3/\text{s}$ . Aproximadamente 80% da vazão de água para o lago Paranoá é medida, seja pela vazão das sub-bacias ou indiretamente por chuvas em toda a bacia. As áreas não avaliadas correspondem a cerca de 20%. O resultado mostrado na Tabela 5.4 é apresentado graficamente na Figura 5.11. As setas azuis representam os fluxos de entrada no lago Paranoá, enquanto as setas vermelhas representam as perdas de água do sistema.

Conforme observado na Figura 5.11, a maior contribuição média de longo prazo é da sub-bacia do Riacho Fundo com aproximadamente  $4,5 \text{ m}^3/\text{s}$ , representando quase 25% da contribuição apenas para o lago Paranoá.

As sub-bacias do Bananal e do Gama apresentam contribuições muito próximas, isso se deve à semelhança entre suas áreas de contribuição (Bananal =  $125,76 \text{ km}^2$ , Gama =  $136,55 \text{ km}^2$ ), bem como à presença de grandes áreas de vegetação nativa preservada. A sub-bacia do Torto também se enquadra neste perfil, no entanto, apresentam duas diferenças fundamentais, a primeira é que tem uma área maior de cerca de  $233,4 \text{ km}^2$  e a segunda é que é uma das sub-bacias utilizadas como fonte de abastecimento público no DF, o que justifica vazões de longo prazo próximos aos observados no Gama e no Bananal.

Tabela 5.4: Balanço hídrico médio de longo período do lago Paranoá (1982-2017).

<b>Entradas</b>	<b>Vazões (m³/s)</b>	<b>(%)</b>
Bananal	2,085	11,5
Gama	2,228	12,3
Riacho Fundo	4,458	24,7
Torto	2,409	13,3
Cabeça de Veado	0,337	1,9
Áreas urbanas não monitoradas	2,072	11,5
Vertente leste - não monitoradas	1,341	7,4
ETE Brasília Norte	0,402	2,2
ETE Brasília Sul	0,906	5,0
Precipitação	1,835	10,2
<b>Total</b>	<b>18,073</b>	<b>100</b>
<b>Saídas</b>	<b>Vazões (m³/s)</b>	<b>(%)</b>
Barragem - vazão turbinada	14,771	81,7
Barragem - vazão vertida	1,950	10,8
Evaporação	1,352	7,5
<b>Total</b>	<b>18,073</b>	<b>100</b>

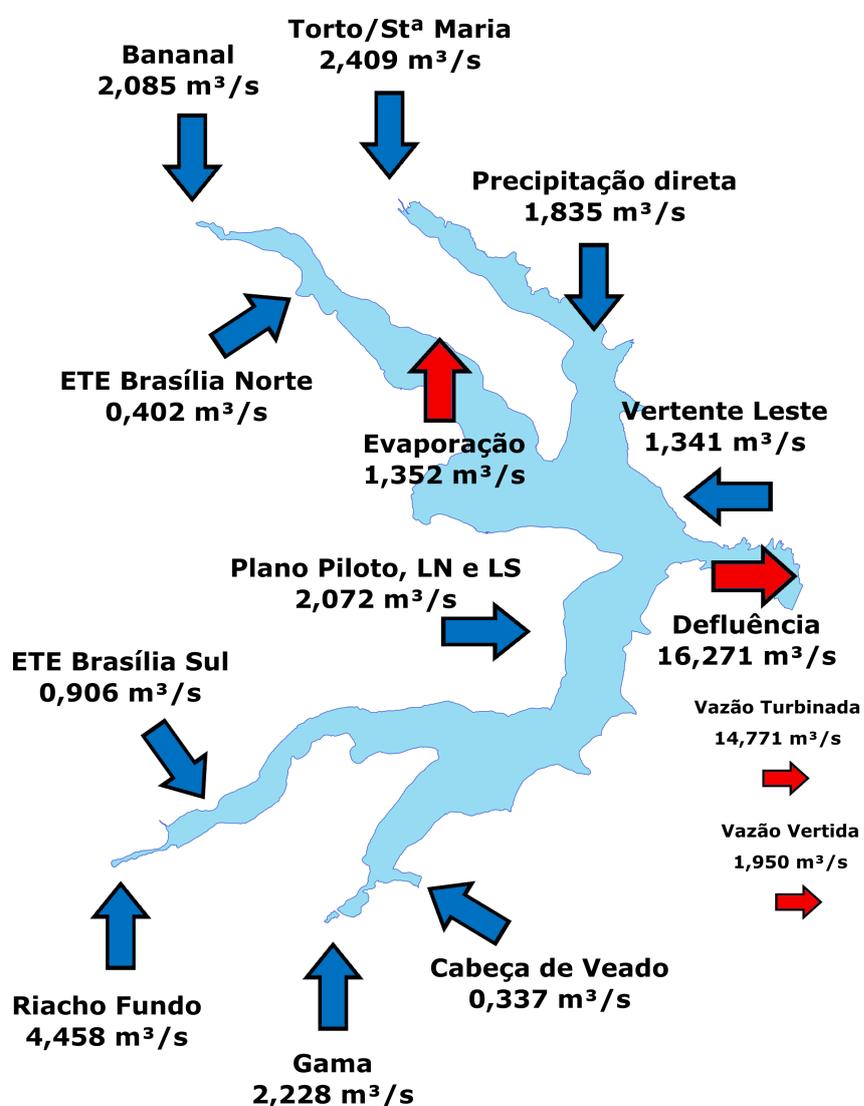


Figura 5.11: Balanço hídrico médio de longo período do lago Paranoá (1982-2017).

Quanto às contribuições das ETEs, juntas atingem uma vazão de longo prazo próxima à vazão evaporada na superfície da água, em torno de  $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ . Por sua vez, as áreas não monitoradas, área urbana central e a vertente leste, tiveram vazões de longo prazo estimadas em  $2.072 \text{ m}^3/\text{s}$  e  $1.341 \text{ m}^3/\text{s}$ , respectivamente, o que representa uma porção importante para a manutenção do volume do lago Paranoá.

Por fim, a perda total de água do lago Paranoá é dada pela soma das vazões na barragem e da vazão evaporada, que juntas correspondem a  $18.073 \text{ m}^3/\text{s}$ . A defluência na barragem também pode ser dividida em vazão turbinada com  $14.771 \text{ m}^3/\text{s}$  e vazão vertida com  $1.950 \text{ m}^3/\text{s}$ .

#### **5.1.1.6. Aspectos relevantes observados na modelagem hidrológica das sub-bacias afluentes ao lago Paranoá.**

Apesar da realização de alguns estudos nas sub-bacias afluentes do lago Paranoá (Strauch *et al.*, 2012; Strauch e Volk, 2013), um estudo que compreendesse a análise de longos períodos de tempo, de dados monitorados, que considerasse toda a área de drenagem do lago Paranoá, com suas contribuições, suas características físicas e meteorológicas ainda não havia sido realizado. Nesse contexto, este estudo integrou, por meio do enfoque da modelagem matemática, dados físicos, meteorológicos e hidrológicos de uma série de mais de 30 anos. Utilizando o modelo SWAT, foram observadas as características das sub-bacias afluentes do lago Paranoá e, dessa forma, foi possível reproduzir seu comportamento de forma eficiente e satisfatória nas últimas três décadas. A abordagem adotada neste trabalho analisou três períodos diferentes considerando a disponibilidade de dados. O primeiro período, utilizado para a calibração do modelo, esteve compreendido entre 1982 a 2000, em seguida a validação foi realizada em duas etapas, sendo a primeira realizada com dados de 2001 a 2010 e a segunda de 2011 a 2017. É uma abordagem um pouco diferente das tradicionalmente adotadas que consideram apenas dois períodos, como calibração e validação. A divisão nestes períodos considera diferentes dinâmicas na bacia, sendo o primeiro período (calibração - 1982 a 2000), o segundo período (primeira verificação - 2001 a 2010) e finalmente, o terceiro período (segunda verificação — 2011 a 2017).

Nestes três períodos (1982-2000, 2001-2010, 2011-2017) avaliou-se a performance do modelo na representação hidrológica das sub-bacias afluentes ao lago Paranoá. A calibração foi conduzida utilizando o NSE, PBIAS e o KGE como métricas de avaliação dos resultados (Moriassi *et*

*al.*, 2007; Gupta *et al.*, 2009), e o SUFI-2 como método de otimização dos parâmetros devido a sua eficiência para na otimização de modelos distribuídos (Zhou *et al.*, 2014; Wu e Chen, 2015). Com essa abordagem, o modelo SWAT apresentou bons resultados. Observou-se que após a realização de três iterações, com 1900 simulações em cada iteração, o modelo já convergia para resultado satisfatórios. A análise de incertezas em função dos parâmetros foi conduzida com a avaliação do fator-P e fator-R. Ao fim de cada iteração, com o objetivo de se ter valores próximos a zero para o fator-P e valores abaixo de 1,5 para o fator-R, esses índices eram avaliados a fim de verificar a redução da incerteza no intervalo de previsão (95PPU)(Abbaspour *et al.*, 2004, 2007; Abbaspour, 2013; Abbaspour *et al.*, 2015; Wu e Chen, 2015; Zhao *et al.*, 2018).

Foram plotados os valores dos parâmetros e o respectivo valor NSE para as três iterações realizadas com SUFI-2 no SWAT-Cup para observar a relação entre a função objetivo e os parâmetros, com uma melhoria substancial sendo alcançada ao longo do processo de modelagem, mostrando a eficácia do uso do SWAT nas sub-bacias afluentes do lago Paranoá. Observou-se que os parâmetros mais sensíveis em cada sub-bacia são relatados em vários estudos noutras bacias brasileiras (Lelis *et al.*, 2012; Strauch *et al.*, 2012; Strauch e Volk, 2013; Strauch *et al.*, 2013; De Aragão *et al.*, 2013), além de diferentes lugares ao redor do mundo (Abbaspour *et al.*, 2007; Setegn *et al.*, 2008; Xue *et al.*, 2014; Zhou *et al.*, 2014; Zhao *et al.*, 2018; Kwarteng *et al.*, 2020).

Para o estudo do balanço hídrico, a contribuição das áreas de drenagem direta ao Lago precisou ser estimada pois representa uma parte significativa da área contribuinte. Essa estimativa se deu com base nas sub-bacias modeladas, usando como critério o fato de que a área de contribuição direta não monitorada possui comportamento similar às áreas modeladas devido às características semelhantes (Gumindoga *et al.*, 2016) entre elas a declividade e uso/cobertura do solo. Esta abordagem foi utilizada porque não foi possível calibrar/validar a simulação para as áreas não monitoradas.

Extrapolar informações de bacias hidrográficas para áreas não monitoradas é sempre um desafio na hidrologia. Quando um conjunto de dados necessários ao estudo de uma dada bacia é insuficiente ou não monitorado, bacias vizinhas com características semelhantes podem ser usadas como parâmetro para as estimativas. A similaridade entre bacias calibradas e não calibradas

pode ser estabelecida a partir da comparação de fatores físicos (Gumindoga *et al.*, 2016).

Outra alternativa para o estudo do balanço hídrico seria inserir as várias informações sobre reservatórios no SWAT a fim de modelar o sistema bacia-lago. No entanto, conforme discutido anteriormente, há uma limitação do modelo em receber o conjunto de dados que descrevam a dinâmica do reservatório, ou seja, uma série de dados de operação (vazões turbinadas e vertidas), o modelo permite apenas a inserção de vazões médias mensais históricas. Essa limitação pode afetar diretamente o balanço hídrico devido a fatores como eventos climáticos extremos, dimensões do reservatório, a dinâmica da operação e, portanto, pode gerar graves incertezas na tomada de decisão para a gestão do reservatório. Por isso, realizou-se o estudo das sub-bacias com o SWAT e, em seguida, determinou-se o balanço hídrico do lago Paranoá com a utilização da equação universal do balanço de massas, considerando a dinâmica de operação do reservatório, entendendo que esta é a forma mais viável de analisar bacias com esse nível de complexidade.

### 5.1.2. Modelagem de cargas de nitrogênio total da bacia do lago Paranoá

Estudos destinados ao estudo de modelagem de cargas de nitrogênio com o modelo SWAT existem em número expressamente inferior à vazão, ainda assim, buscou-se selecionar parâmetros que estivessem diretamente ligados à produção de cargas de nitrogênio (Abbaspour *et al.*, 2004; Abbaspour, 2013; Abbaspour *et al.*, 2015; Arnold *et al.*, 2012a; Douglas-Markin *et al.*, 2010; Tuppad *et al.*, 2011). Os parâmetros selecionados são mostrados na Tabela 4.5 e lembrados aqui na Tabela 5.5.

Tabela 5.5: Parâmetros utilizados na calibração das cargas de Nitrogênio Total.

Parâmetro	Definição
v_NPERCO.bsn	Coefficiente de percolação do Nitrogênio
v_RCN.bsn	Concentração de Nitrogênio na chuva
v_ERORGN.hru	Razão de enriquecimento de Nitrogênio orgânico.
v_FIXCO.bsn	Coefficiente de Fixação do Nitrogênio
v_NFIXMX.bsn	Fixação diária máxima de Nitrogênio
v_LAT_ORGN.gw	Nitrogenio orgânico no escoamento de base
v_N_UPDIS.gw	Parâmetro de distribuição de absorção de nitrogênio
v_SHALLST_N.gw	Concentração de Nitrato na água subterrânea que contribui para o rio na sub-bacia
v_CMN.bsn	Taxa de mineralização do humus para o Nitrogênio Orgânico

### 5.1.2.1. Calibração e análise de incertezas

Os diagramas de dispersão, obtidos a partir do conjunto de simulações para a quinta iteração, são mostrados na Figura 5.12. Foram plotados apenas os diagramas de dispersão para a quinta iteração pois o comportamento dos parâmetros utilizados no processo de calibração apresentou semelhanças em todas as iterações. Dentre os parâmetros utilizados na calibração das cargas de nitrogênio apenas o LAT\_ORGN, mostrou-se sensível, comportamento observado em todas as sub-bacias modeladas (Figura 5.12).

Enquanto o parâmetro LAT\_ORGN, que se refere à concentração de nitrogênio orgânico no escoamento de base, exerce grande influência no modelo os demais parâmetros selecionados não apresentaram tendências perceptíveis na modelagem de cargas produzidas nas sub-bacias estudadas.

A produção de cargas de Nitrogênio (Figura 5.13) na sub-bacia do Ribeirão Bananal tem, aparentemente, dois comportamentos distintos com maior produção de carga até o ano de 1993. A partir de então uma queda progressiva começa a ocorrer até o fim da série. O resultado obtido a partir da calibração da sub-bacia do Ribeirão Bananal apresenta-se em ordem de magnitude compatível com as cargas observadas, mesmo com discordâncias em períodos críticos como os picos e recessões. Outro aspecto relevante é que a curva gerada pelo modelo calibrado apresentou um padrão mais suave enquanto a curva de dados observados apresenta mais descontinuidades. Essas características também podem ser estendidas às demais sub-bacias estudadas. Os polutogramas de cargas de nitrogênio para as sub-bacias modeladas são apresentadas a seguir da Figura 5.13 à Figura 5.16.

Quanto ao desempenho do modelo na representação da dinâmica de produção de cargas de nitrogênio, há uma queda evidente se comparado aos resultados da calibração de vazões. Ainda assim, tanto na etapa de calibração quanto na etapa de validação, a sub-bacia modelada que apresentou menor eficiência nos resultados para a simulação das cargas de nitrogênio foi a sub-bacia do Ribeirão Bananal (Figura 5.13) com  $NSE = 0,24$ ,  $PBIAS = 4,6$  e  $KGE = 0,47$  para a calibração e  $NSE = -0,06$ ,  $PBIAS = 12,6$  e  $KGE = 0,41$  para a validação.

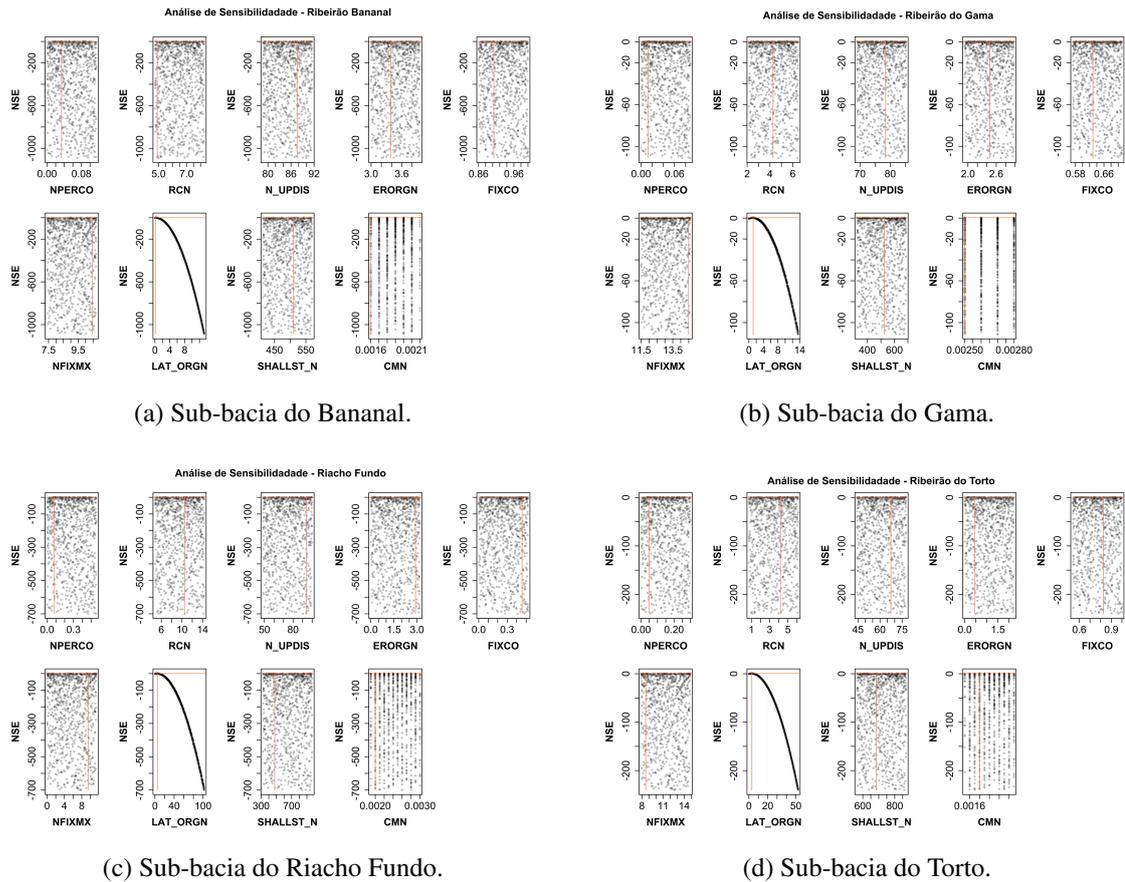


Figura 5.12: Gráfico de dispersão para os parâmetros utilizados na calibração da produção de cargas de Nitrogênio *versus* o NSE Total nas sub-bacias estudadas.

As demais sub-bacias, apesar de apresentar valores inferiores aos considerados razoáveis e aceitáveis (Moriassi *et al.*, 2007), mostram-se graficamente com um elevado grau de concordância entre as curvas simuladas e observadas se levadas em conta a frequência de monitoramento das concentrações de nitrogênio nas sub-bacias.

Destacam-se aqui duas sub-bacias de diferentes conformações que apresentaram resultados importantes, são elas a sub-bacia do Ribeirão do Gama (Figura 5.14) e a sub-bacia do Riacho Fundo (Figura 5.15). A sub-bacia do Ribeirão do Gama possui grande parte de suas áreas ocupadas com vegetação nativa e com pouca interferência antrópica. A sub-bacia do Riacho Fundo, por outro lado, possui grande percentual de áreas densamente urbanizadas. Mesmo com essas grandes diferenças em suas configurações, os resultados obtidos são promissores mostrando que o modelo possui capacidade de representação da dinâmica de bacias de diferentes configurações, até mesmo bacias urbanas, como é o caso da sub-bacia do Riacho Fundo.

Vale destacar que o monitoramento realizado nessas sub-bacias apresenta frequência mensal o que implica numa elevada incerteza sobre toda a dinâmica de produção de cargas na bacia, uma vez que se admite que a concentração medida num dado momento do mês se mantém inalterada sendo a carga mensal calculada a partir desta dada concentração. Essa incerteza é refletida nos valores de fator-R e fator-P encontradas para a simulação em cada uma das sub-bacias estudadas, enquanto [Abbaspour \(2013\)](#); [Abbaspour et al. \(2015\)](#) afirmam que uma simulação será tão bem sucedida quanto mais próximos os valores de fator-P estiver de 0 e fator-R estiver de 1, os valores encontrados neste trabalho superam os valores recomendados pelos autores.

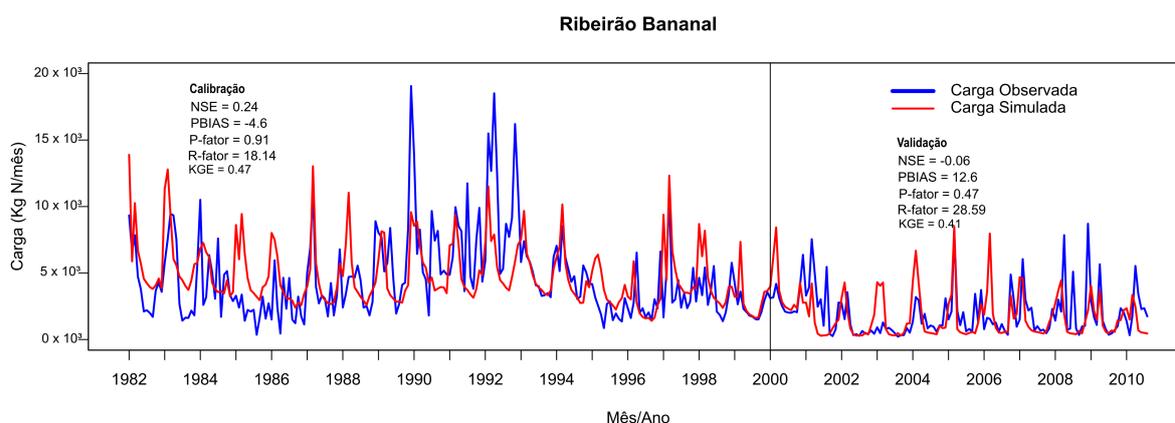


Figura 5.13: Polutograma de cargas de Nitrogênio para a sub-bacia do Ribeirão Bananal.

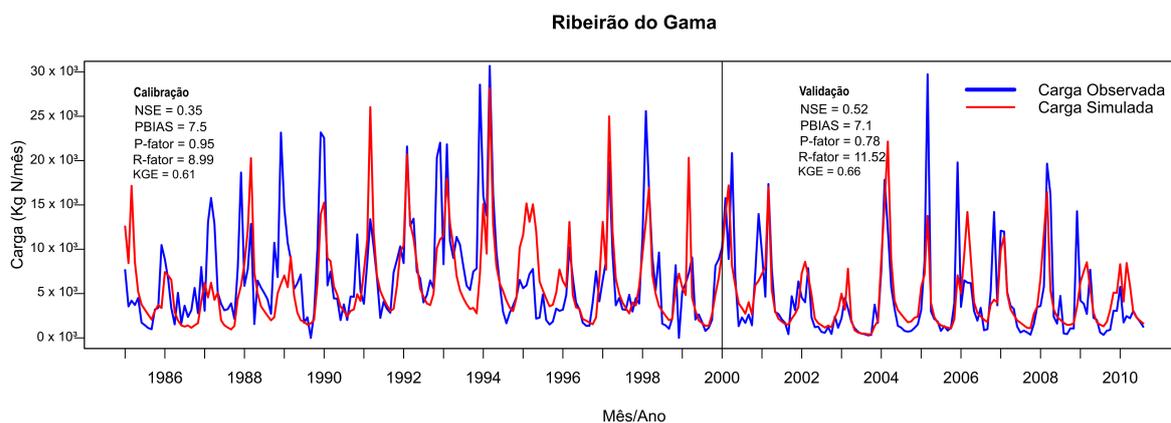


Figura 5.14: Polutograma de cargas de Nitrogênio para a sub-bacia do Ribeirão do Gama.

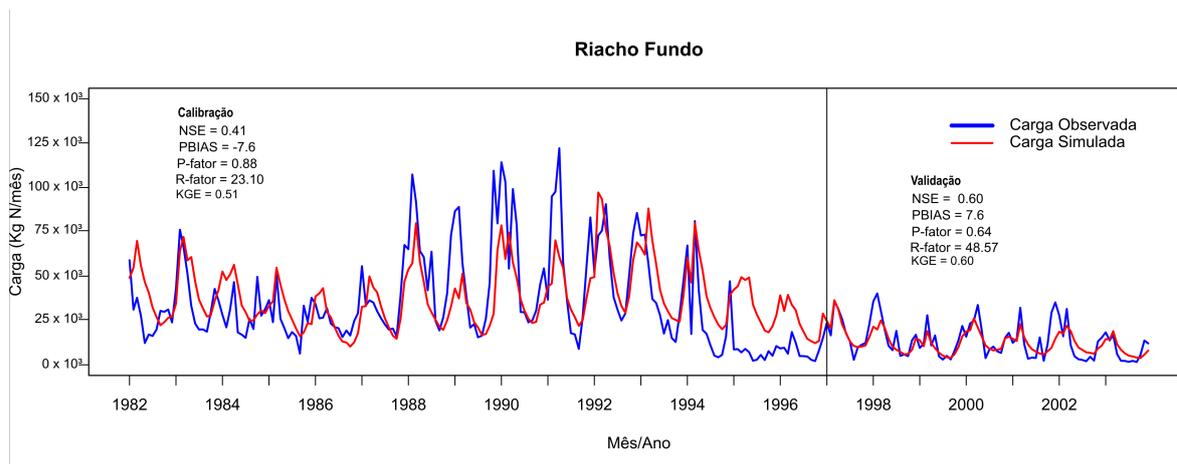


Figura 5.15: Polutograma de cargas de Nitrogênio para a sub-bacia do Riacho Fundo.

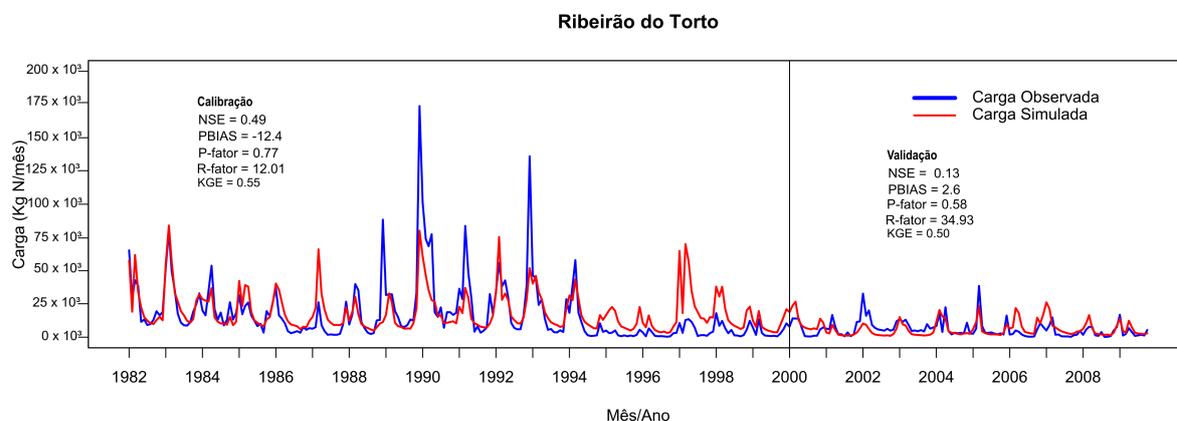


Figura 5.16: Polutograma de cargas de Nitrogênio para a sub-bacia do Ribeirão do Torto.

O aperfeiçoamento do monitoramento nessas bacias, seja pelo aumento da frequência de amostragem ou apenas em épocas especiais, como as estações chuvosas, certamente traria avanços significativos na descrição da dinâmica de produção de cargas na bacia desde a análise estruturada desses dados até a utilização desse conjunto de dados na calibração de modelos complexos como é o caso do modelo SWAT.

### 5.1.2.2. Aporte de cargas de Nitrogênio Total no lago Paranoá

Após a calibração do modelo SWAT para as cargas de nitrogênio nas sub-bacias afluentes ao lago Paranoá, realizou-se a estimativa da carga anual que chega ao Lago. As análises foram feitas com os resultados da simulação do modelo SWAT para as sub-bacias monitoradas e nas

áreas não monitoradas realizou-se a extrapolação dos resultados gerados em sub-bacias com características semelhantes a partir da carga específica (carga por unidade de área -  $KgN.km^{-2}$ ).

A análise do aporte de cargas anuais de Nitrogênio é mostrada na Figura 5.17. Do montante de cargas afluentes ao Lago, destaque se dá as cargas de nitrogênio produzidas pela sub-bacia do Riacho Fundo, as maiores registradas dentre todas as áreas de contribuição. A análise sobre a Figura 5.17 evidencia a existência de dois períodos distintos associados à produção de cargas de nitrogênio. O primeiro período está compreendido entre os anos de 1982 e 2000, marcado por intensas mudanças no uso e ocupação do solo na bacia do lago Paranoá com políticas de incentivo à ocupação urbana. Nesta época grandes áreas urbanas foram consolidadas principalmente na sub-bacia do Riacho Fundo e na área central do lago Paranoá.

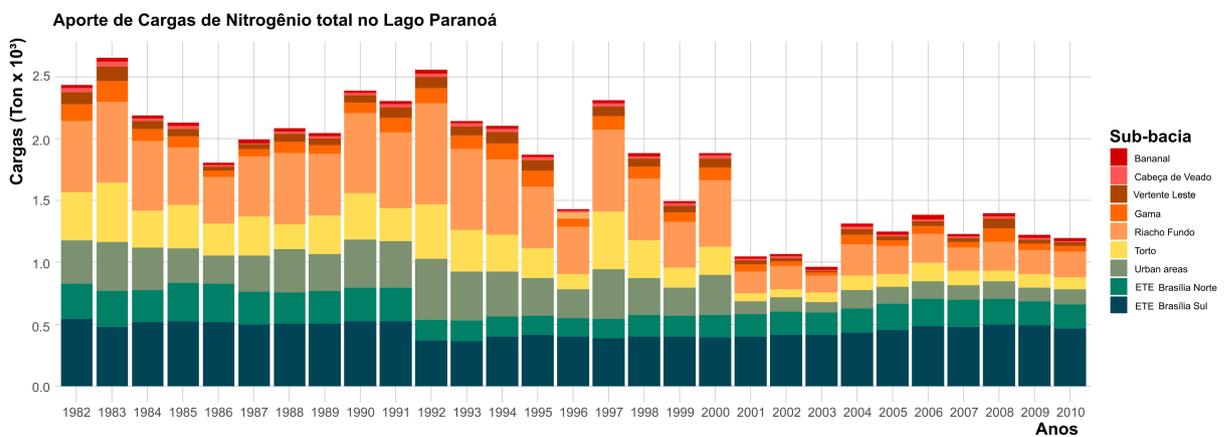


Figura 5.17: Estimativa do aporte de cargas anuais de Nitrogênio Total ao lago Paranoá.

No segundo período, 2001 a 2010 (Figura 5.17), ocorreu uma redução efetiva na produção de cargas. Essa redução pode estar ligada as ações estruturais e não-estruturais aplicadas à bacia do lago Paranoá, tomadas com o objetivo de promover a melhoria das águas do lago Paranoá. Dentre as medidas tomadas, dá-se destaque à implantação de obras de infraestrutura como coleta e tratamento de esgotos (até o nível terciário) e o programa de fiscalização de ligações clandestinas, dentre outras.

De todas as áreas de contribuição, observou-se que as sub-bacias do Ribeirão Bananal, Ribeirão do Gama, Cabeça de Veado e a Vertente leste apresentaram menor contribuição de carga de nitrogênio em toda a série (Figura 5.17) mantendo o mesmo padrão de aporte de cargas em

ambos os períodos. Esse comportamento se dá pelas áreas com vegetação nativa protegidas por lei, reduzindo a expansão urbana desorganizada e ilegal nestas regiões.

Por outro lado, as sub-bacias do Ribeirão do Torto e do Riacho Fundo apresentaram redução efetiva da produção de cargas. No caso da sub-bacia do Ribeirão do Torto, destaca-se que a partir de 1997 os esgotos gerados na bacia foram interligados a ETE Brasília Norte (Pires, 2004). Quanto à sub-bacia do Riacho Fundo, há registros do início da adoção de medidas de fiscalização de ligações clandestinas na área e a integração de regiões até então não atendidas pelos sistema de coleta e tratamento de esgotos (CAESB, 2003).

A existência da relação de áreas e a contribuição de cada sub-bacia deve ser considerada na análise pois interfere na vazão e conseqüentemente na produção de cargas, isso pode ser observado quando se compara a produção de cargas de cada uma das sub-bacias sendo possível constatar que as maiores cargas são oriundas das maiores sub-bacias.

O estudo sobre a produção de cargas nas sub-bacias afluentes ao lago Paranoá também permitiu avaliar as áreas de contribuição crítica, ou seja, aquelas de maior geração de cargas. Essa análise é importante pois além de identificar as áreas que necessitam de atenção, mostra como se dá a produção de cargas em função da área de drenagem e do uso e ocupação na bacia.

Na Figura 5.18 são mostradas, em cores graduadas, as contribuições de cada HRU para a produção de cargas de Nitrogênio Total na sub-bacia do Ribeirão Bananal. Observa-se que para esta sub-bacia a relação entre áreas críticas e carga produzida mostra que cerca de 3% da área é responsável por aproximadamente 75% da produção de cargas de nitrogênio total.

Na Figura 5.19 é mostrada, a produção de cargas de nitrogênio total por HRU para a sub-bacia do Ribeirão do Gama. Destaca-se que apesar da queda no aporte de cargas de nitrogênio total ao lago Paranoá, a relação de produção de cargas por unidade de área para o segundo período (2001-2010) permanece aproximadamente igual ao primeiro período (1982-2000). A manutenção dessa relação está ligada ao fato da elevada porcentagem de áreas preservadas na sub-bacia de forma que mesmo havendo a redução no montante de cargas, o padrão manteve-se similar entre os períodos.

Outro aspecto é a distribuição de áreas que contribuem significativamente para a produção de cargas de nitrogênio total, enquanto no primeiro período observa-se que cerca de 19% da bacia é responsável por cerca de 75% da produção de cargas. No segundo período ocorre uma pequena redução no montante de cargas produzidas na bacia e também a área que contribui para a geração de cargas, passando a ser cerca de 12% da área responsável por 75% da produção de cargas, no entanto, sem uma mudança evidente no padrão de produção de cargas.

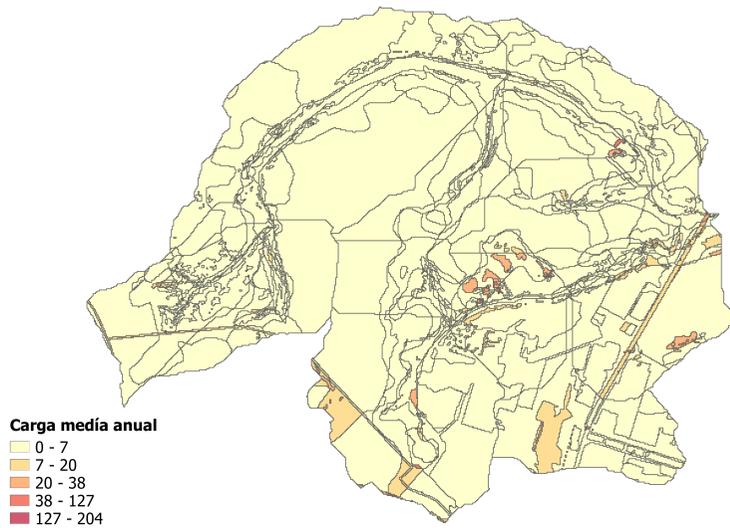
A Figura 5.20 mostra a produção de cargas para a sub-bacia do Riacho Fundo nos períodos estudados. Os mapas apresentados, descrevem a contribuição de cada HRU em termos de cargas de nitrogênio total, havendo uma diferença nos padrões de geração de cargas entre os dois períodos apontados. O primeiro período estudado mostra uma dinâmica de geração de cargas mais intensas que o segundo período, isso se reflete na distribuição de áreas com contribuições importantes ao longo de toda a sub-bacia, com cerca de 34% da área da bacia contribuindo para a geração de cerca de 75% da carga produzida na bacia. Destaca-se nesse período, como também já mencionado anteriormente, a modificação nos padrões de uso e ocupação do solo na sub-bacia o que acaba por interferir na dinâmica de produção de cargas, e neste caso, pode relacionar-se à elevada produção durante este período.

No segundo período, cabe mencionar a implementação de medidas de controle do lançamento do esgoto nas redes de drenagem pluvial, conseqüentemente nos corpos hídricos da sub-bacia, e a consolidação no processo de urbanização da sub-bacia levando-a ao estabelecimento de um padrão reduzido de produção de cargas comparado ao período anterior. Em termos de contribuição para as cargas de nitrogênio total, ocorre uma redução no percentual das áreas, sendo um percentual de 15% das áreas responsáveis por 75% da carga gerada em toda a sub-bacia.

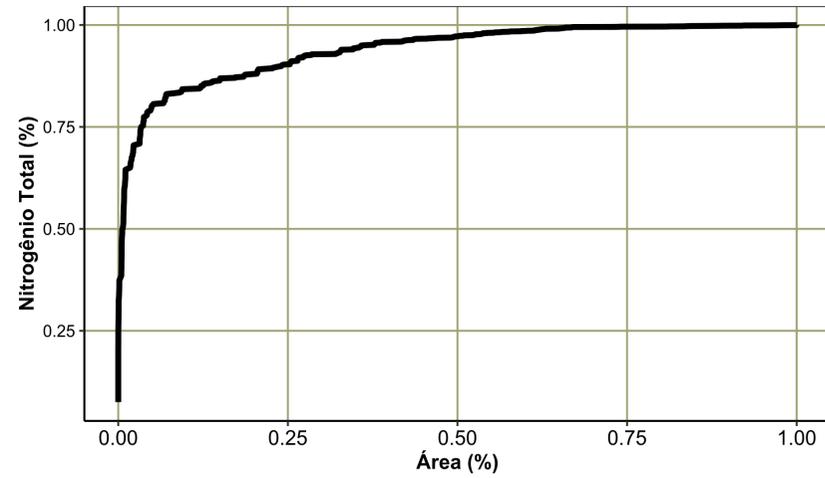
A análise das HRU's que apresentaram maiores contribuições evidenciaram uma característica de destaque, o uso do solo, que em quase todos os casos refere-se à ocupações urbanas de alta densidade, seguidas de rodovias ou estradas não pavimentadas. Isso ocorre em ambos os períodos analisados, o que evidencia que os intervalos dos parâmetros obtidos a partir da calibração do modelo mostraram-se efetivos na descrição da mudança nos padrões de produção de cargas da bacia.

Finalmente, a Figura 5.21 mostra a produção média anual de cargas de nitrogênio total para a sub-bacia do Ribeirão do Torto. Observou-se também uma redução da produção de cargas entre os períodos estudados. Além disso, o percentual de áreas que contribuem de forma crítica para a geração de cargas de nitrogênio na bacia também foi reduzido, isso pode ser observado na relação mostrada na Figura 5.21(b) e 5.21(d), onde a área responsável por 75% da geração de cargas passa de 47% no primeiro período para 30% no segundo.

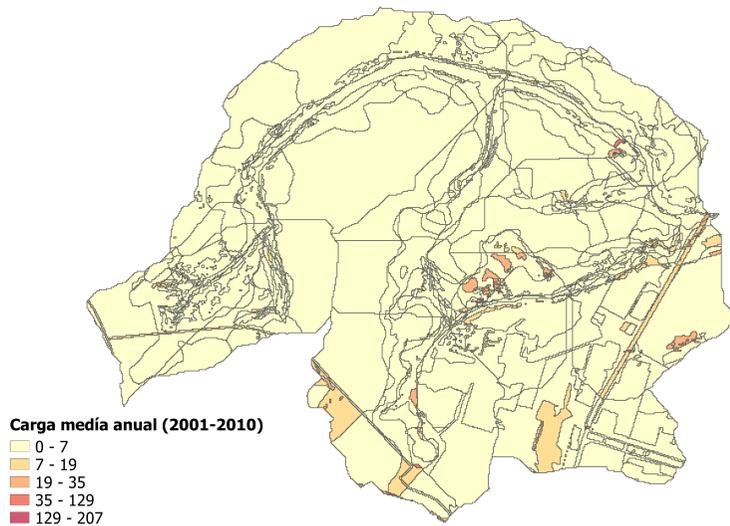
Especialmente para a sub-bacia do Ribeirão do Torto, observou-se a ascensão da produção de cargas no período de calibração compreendido entre os anos 1988 e 1994, principalmente durante as estações chuvosas. Sabendo que a carga depende essencialmente da vazão e concentração de nitrogênio total e que nesse período, exceto o mês de janeiro de 1990, a precipitação apresentou comportamento padrão, a suspeita recai sobre mudanças no uso e ocupação do solo e a destinação de efluentes aos corpos hídricos da sub-bacia.



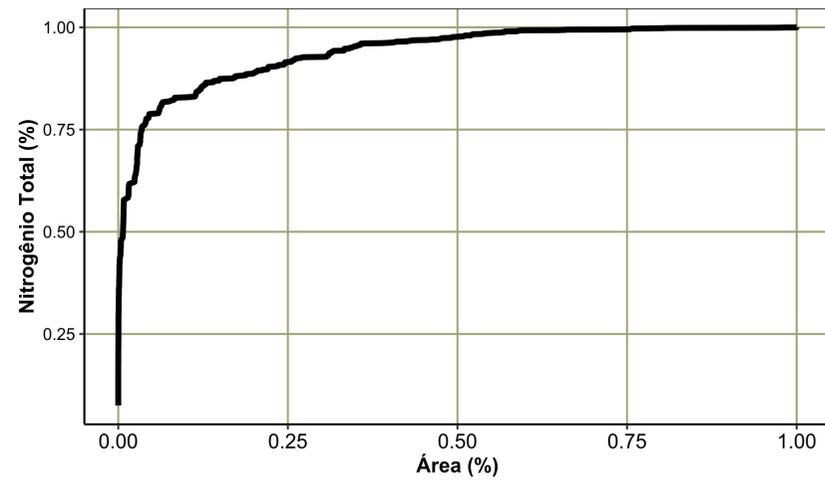
(a) Carga média anual em  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (1982-2000).



(b) Contribuição percentual de NT em função da área.

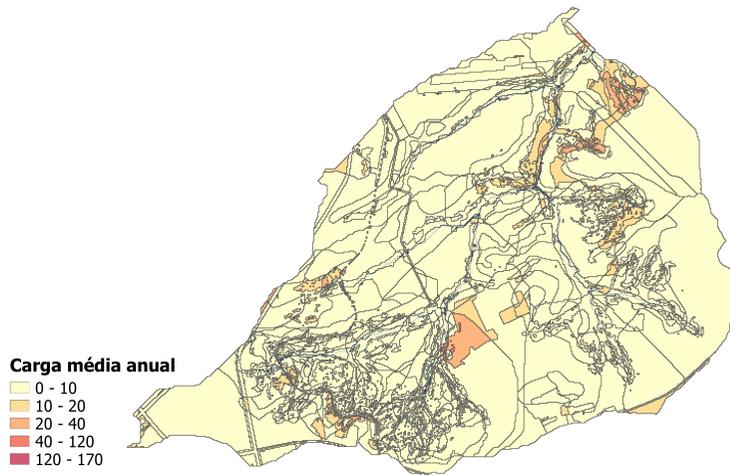
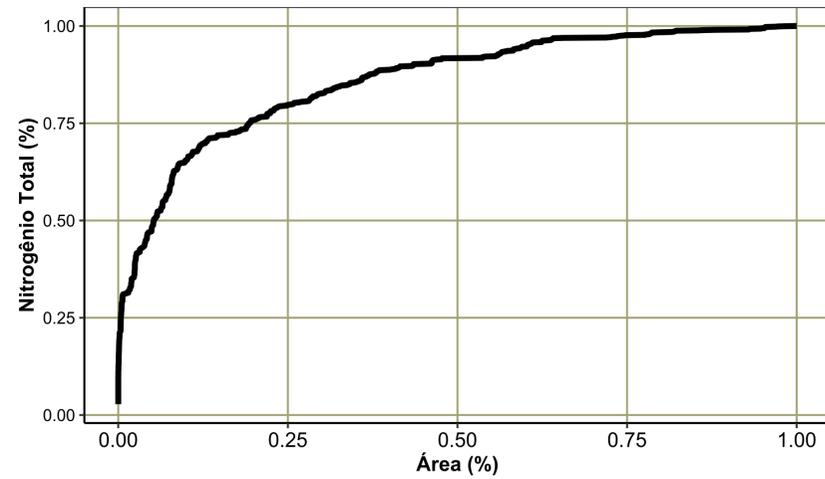


(c) Carga média anual  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (2001 - 2010).

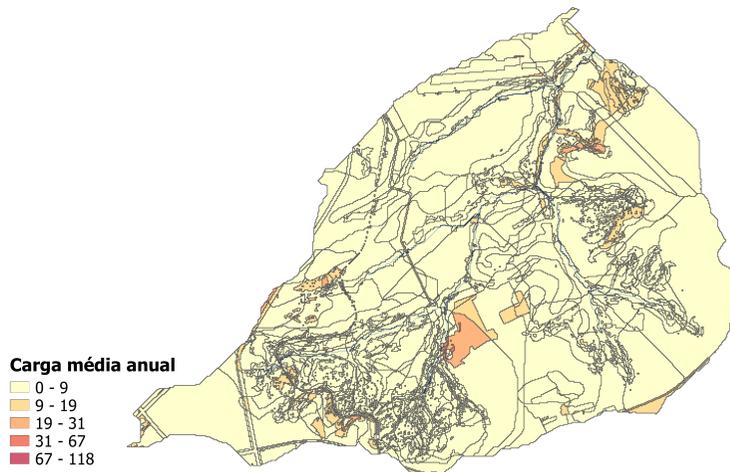
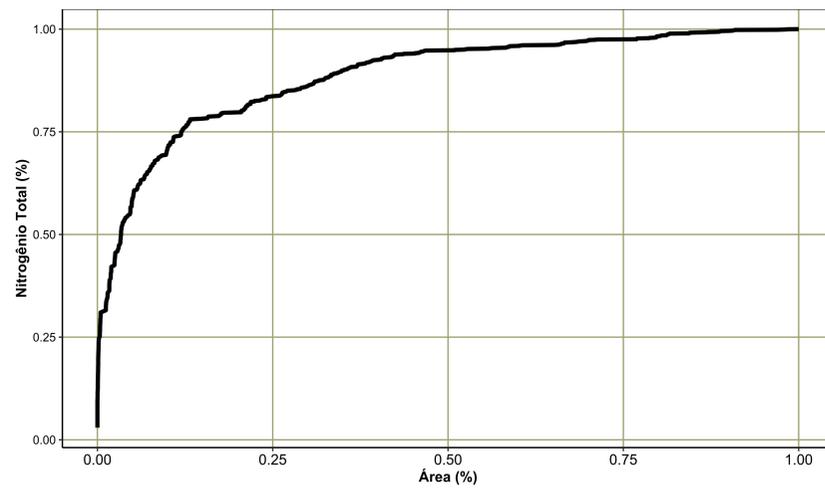


(d) Contribuição percentual de NT em função da área.

Figura 5.18: Produção de cargas de Nitrogênio Total por HRU - Ribeirão Bananal.

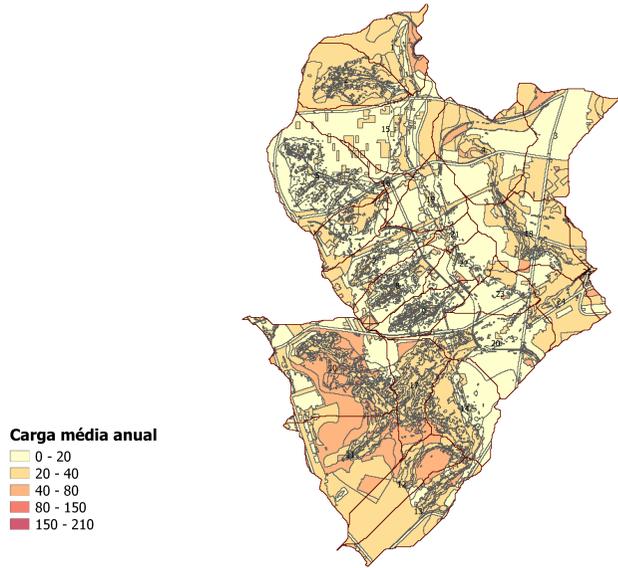
(a) Carga média anual em  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (1982-2000).

(b) Contribuição percentual de NT em função da área.

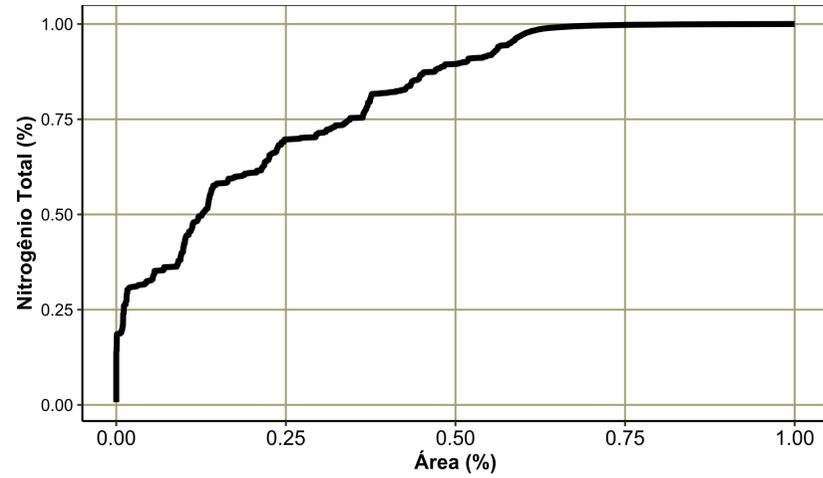
(c) Carga média anual  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (2001-2010).

(d) Contribuição percentual de NT em função da área.

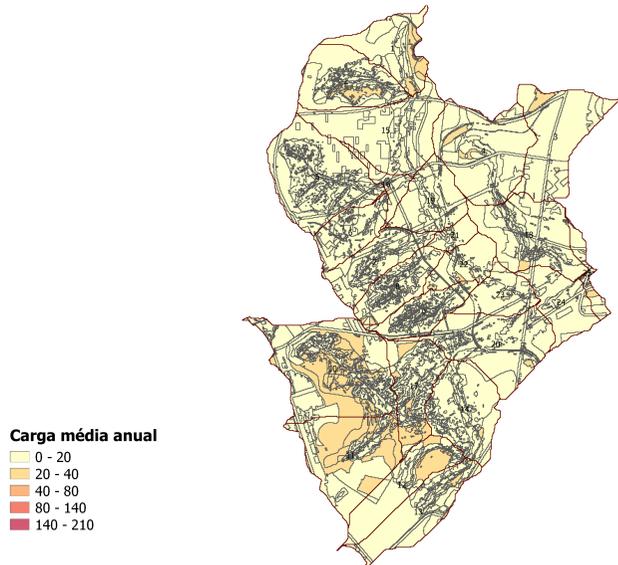
Figura 5.19: Produção de cargas de Nitrogênio Total por HRU - Ribeirão do Gama



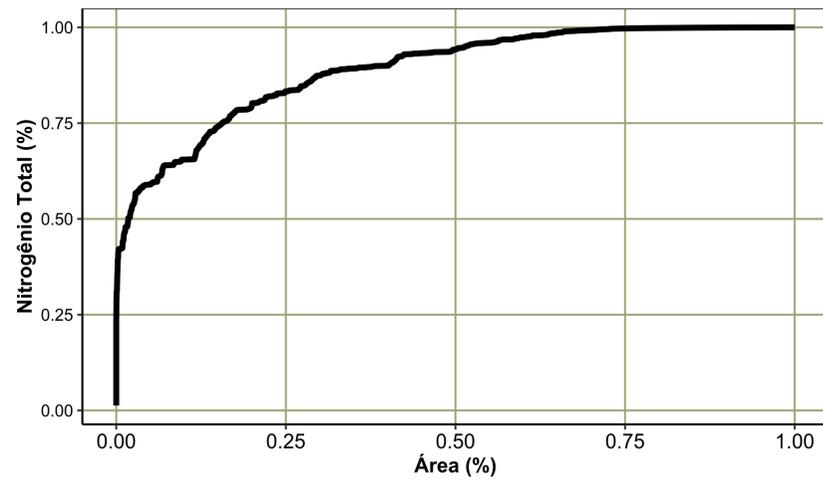
(a) Carga média anual em  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (1982-2000).



(b) Contribuição percentual de NT em função da área.

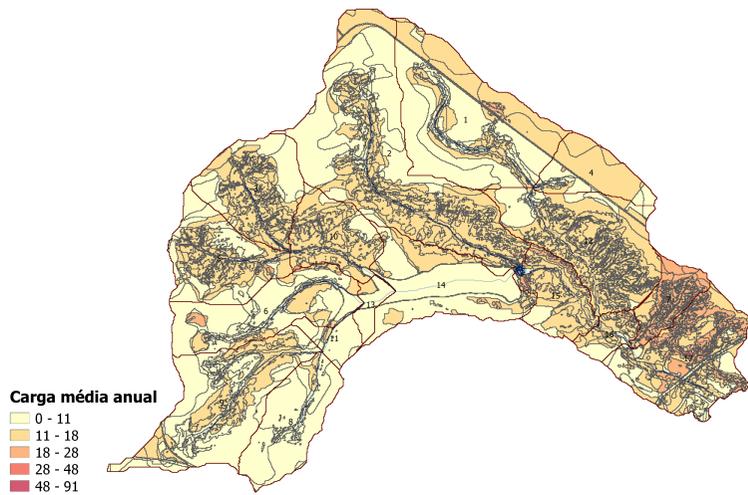


(c) Carga média anual  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (2001-2010).

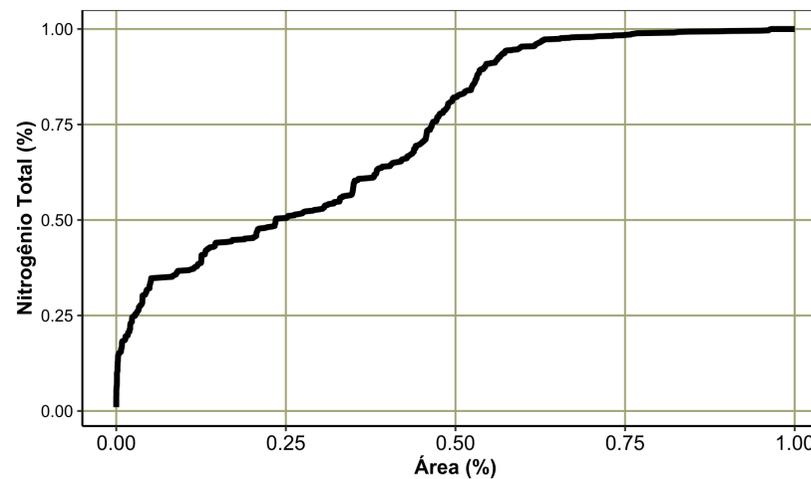


(d) Contribuição percentual de NT em função da área.

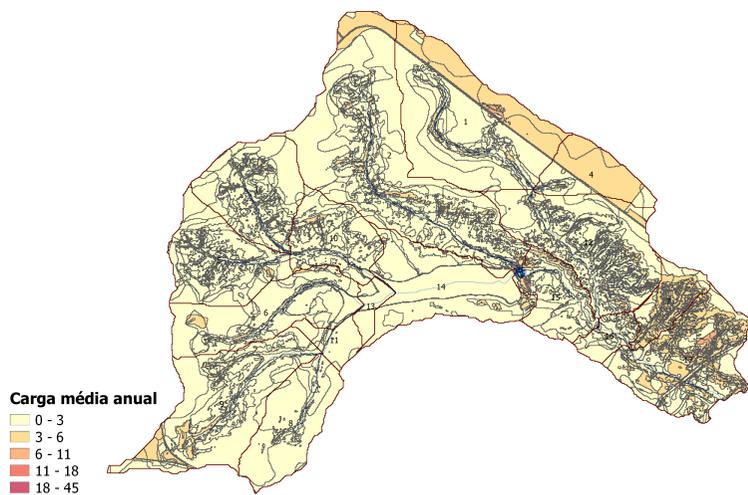
Figura 5.20: Produção de cargas de Nitrogênio Total por HRU - Riacho Fundo



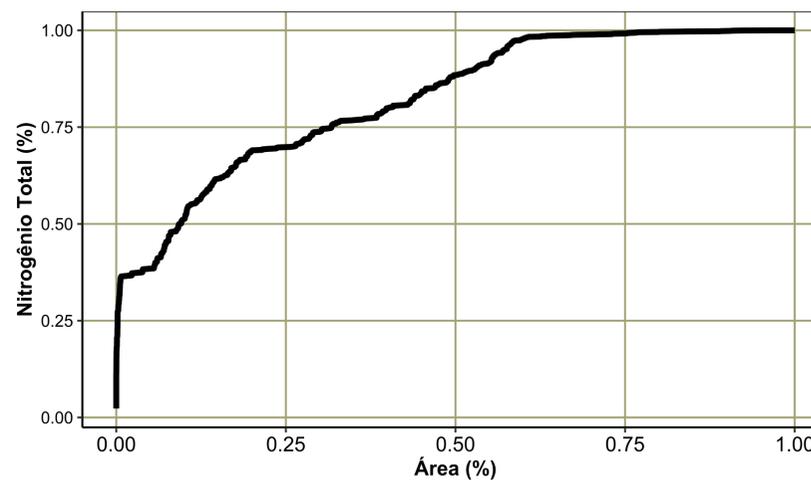
(a) Carga média anual em  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (1982-2000).



(b) Contribuição percentual de NT em função da área.



(c) Carga média anual  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (2001-2010).



(d) Contribuição percentual de NT em função da área.

Figura 5.21: Produção de cargas de Nitrogênio Total por HRU - Ribeirão do Torto

### 5.1.3. Modelagem de cargas de Fósforo Total da bacia do lago Paranoá

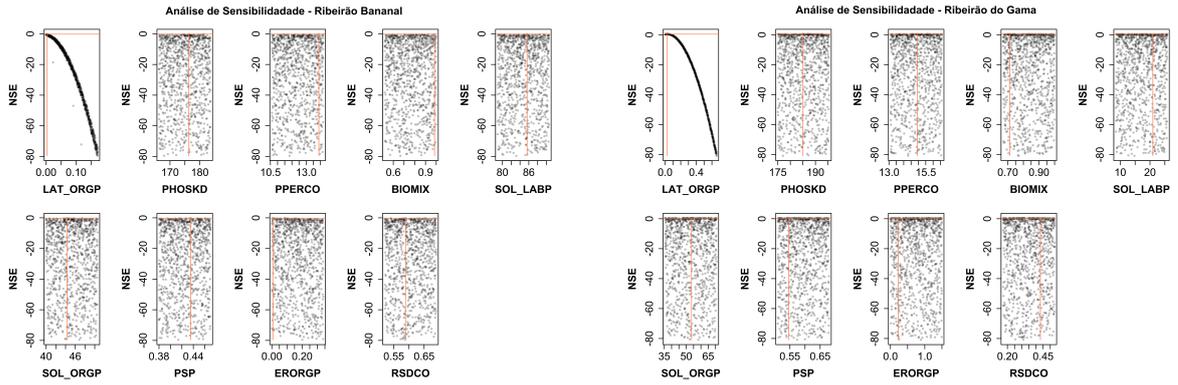
Assim como para estudos associados à modelagem de cargas de Nitrogênio Total, o número de estudos voltados à modelagem de Fósforo Total também é expressivamente inferior à aqueles destinados à vazão, principalmente em território brasileiro (Baltokoski, 2010; Bressiani *et al.*, 2015; Nunes, 2016), ainda assim foram selecionados parâmetros que estivessem ligados à produção de cargas de fósforo (Abbaspour *et al.*, 2004; Abbaspour, 2013; Abbaspour *et al.*, 2015; Arnold *et al.*, 2012a; Douglas-Markin *et al.*, 2010; Niraula *et al.*, 2013; Tuppud *et al.*, 2011). Os parâmetros selecionados são mostrados na Tabela 4.5 e lembrados aqui na Tabela 5.6.

Tabela 5.6: Parâmetros utilizados na calibração das cargas de Fósforo Total.

Parâmetro	Definição
v_LAT_ORGP.gw	Fósforo orgânico no escoamento de base
v_PHOSKD.bsn	Coeficiente de particionamento do fósforo no solo
v_PPERCO.bsn	Coeficiente de percolação do fósforo
v_BIOMIX.mgt	Coeficiente de mistura biológica
v_SOL_LABP.chm	Concentração de fósforo solúvel na camada superficial do solo
v_SOL_ORGP.chm	Concentração de fósforo orgânico na camada superficial do solo
v_PSP.bsn	Coeficiente de sorção do Fósforo
v_EROGP.hru	Coeficiente de enriquecimento do fósforo orgânico
v_RSDCO.bsn	Coeficiente de decomposição de resíduos
v_P_UPDIS.bsn	Parâmetro de distribuição da captação do fósforo

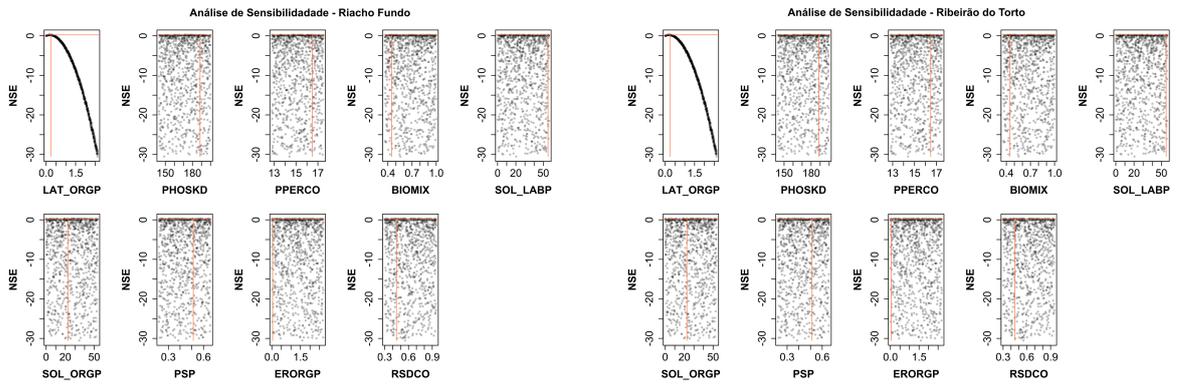
#### 5.1.3.1. Calibração e análise de incertezas

Os diagramas de dispersão (Figura 5.22), obtidos a partir do conjunto de simulações, foram plotados apenas para a quinta iteração pois o comportamento dos parâmetros utilizados no processo de calibração apresentou semelhanças em todas as iterações, assim como na calibração das cargas de Nitrogênio Total. Dos parâmetros utilizados na calibração apenas o LAT\_ORGP, concentração de fósforo orgânico no escoamento de base, mostrou-se sensível, semelhante em todas as sub-bacias modeladas (Figura 5.22). Os polutogramas de Fósforo Total são apresentados a seguir da Figura 5.23 à Figura 5.26. Na sub-bacia do Bananal (Figura 5.23), com valores de NSE de 0,02 e -0,22 para calibração e validação respectivamente, o modelo apresenta resultados insatisfatórios em ambas as etapas. Se a análise se baseia no PBIAS essa interpretação ganha conotação diferente, mostrando-se aceitáveis em ambas as etapas com melhor desempenho na calibração. De outra forma, a análise visual mostra aderência razoável entre dados simulados e observados mantendo coerentes a magnitude dos resultados gerados pelo modelo se comparados aos dados observados.



(a) Sub-bacia do Bananal.

(b) Sub-bacia do Gama.



(c) Sub-bacia do Riacho Fundo.

(d) Sub-bacia do Torto.

Figura 5.22: Gráfico de dispersão para as sub-bacias *versus* o NSE modeladas para as cargas de Fósforo Total.

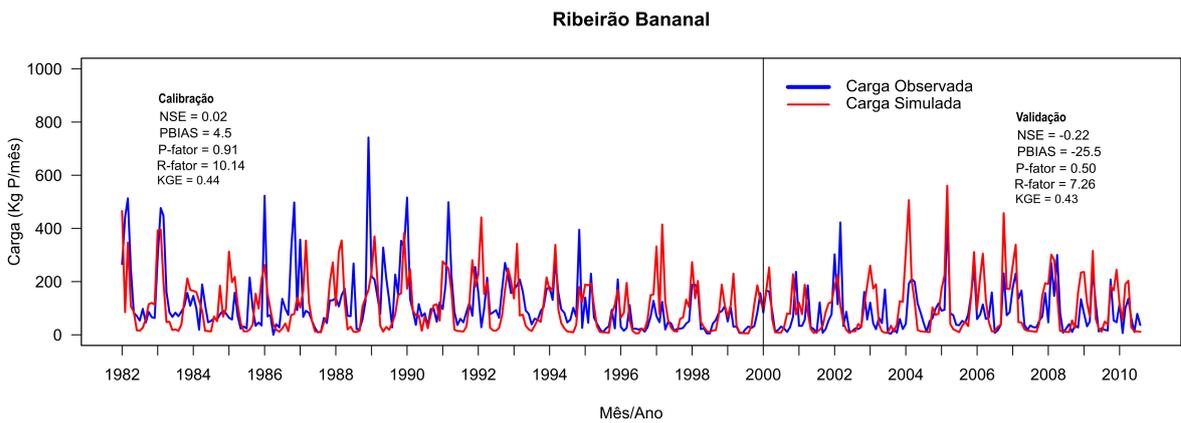


Figura 5.23: Polutograma de cargas de Fósforo Total para a sub-bacia do Ribeirão Bananal.

Para a sub-bacia do Ribeirão do Gama, os resultados mostraram-se ainda melhores, pois além da aderência que se observa na Figura 5.24, as métricas adotadas apresentaram resultados mais

efetivos se comparados aos resultados da sub-bacia do Ribeirão Bananal. Com NSE de 0,39 e 0,52, PBIAS de 6,8 e -4,1 e KGE de 0,55 e 0,53 para calibração e validação respectivamente o modelo construído para a sub-bacia do Ribeirão do Gama mostra a capacidade do modelo na simulação de cargas na sub-bacia.

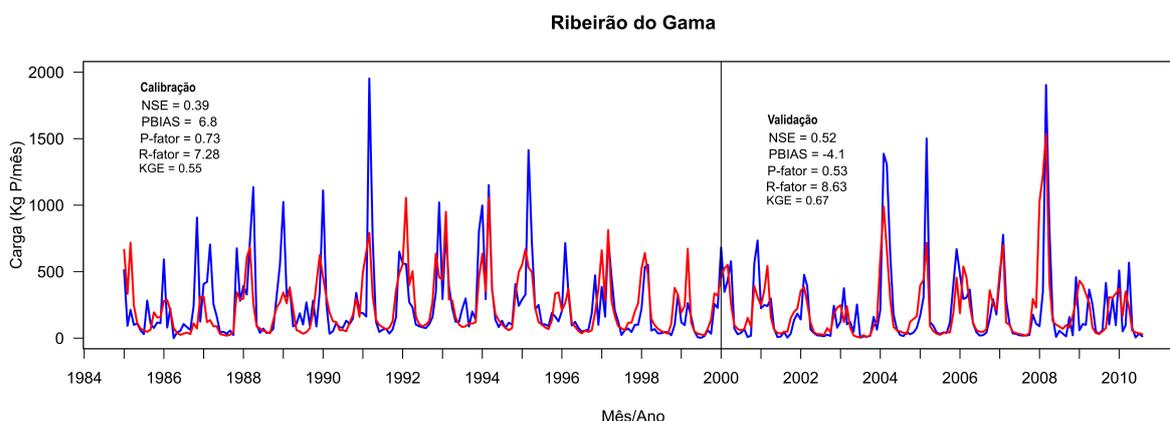


Figura 5.24: Polutograma de cargas de Fósforo Total para a sub-bacia do Ribeirão do Gama.

A sub-bacia do Riacho Fundo (Figura 5.25), apresentou valores de NSE de 0,24 e 0,28, PBIAS de 10,2 e -9,4 e KGE de 0,28 e 0,36 para as etapas de calibração e validação respectivamente, além de fornecer resultados razoáveis entre dados simulados e observados. No entanto, há anos em que o modelo erra em previsões, como no período compreendido entre os anos 1989 e 1991, simulando as cargas de Fósforo Total abaixo do observado, o que ocorre também na etapa de validação nos anos 2008 a 2010, nos demais anos a magnitude de valores simulados pelo modelo concorda com os dados observados.

Destaca-se aqui a modelagem de bacias urbanas pelo SWAT, principalmente a modelagem de cargas de nutrientes, primeiro porque a proposta de simulação do modelo não envolve sistemas hidráulicos antrópicos como rede de drenagens ou de coleta de esgotos, calculando a carga a partir do ao que é carreado no escoamento superficial e da produção em áreas naturais ou áreas agrícolas. Outro aspecto que deve ser levantado é o aumento das cargas observados no fim da etapa de validação, o que traz a discussão mais uma vez a necessidade de se pensar sobre medidas e ações de controle da produção da carga de nutrientes, especialmente o fósforo total na sub-bacia a fim de não gerar impactos no lago Paranoá a jusante.

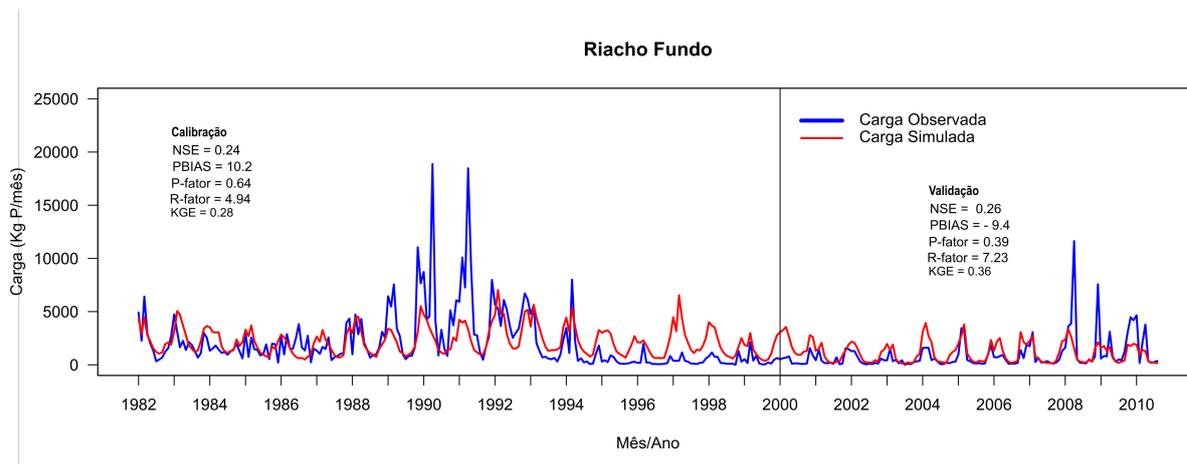


Figura 5.25: Polutograma de cargas de Fósforo Total para a sub-bacia do Riacho Fundo.

Por fim, a sub-bacia do Ribeirão do Torto (Figura 5.26), apresenta os valores de NSE 0,30 e 0,16, PBIAS de 3,9, -9,4 e KGE de 0,37 e 0,35 para as etapas de calibração e validação respectivamente. Os aspectos observados no polutograma gerado para a sub-bacia do Ribeirão do Torto apresentam algumas semelhanças ao da sub-bacia do Riacho Fundo, como a discordância entre dados simulados e observados para o período compreendido entre 1990 1993. Após esse período, as cargas de fósforo total produzidas na sub-bacia caem de forma significativa.

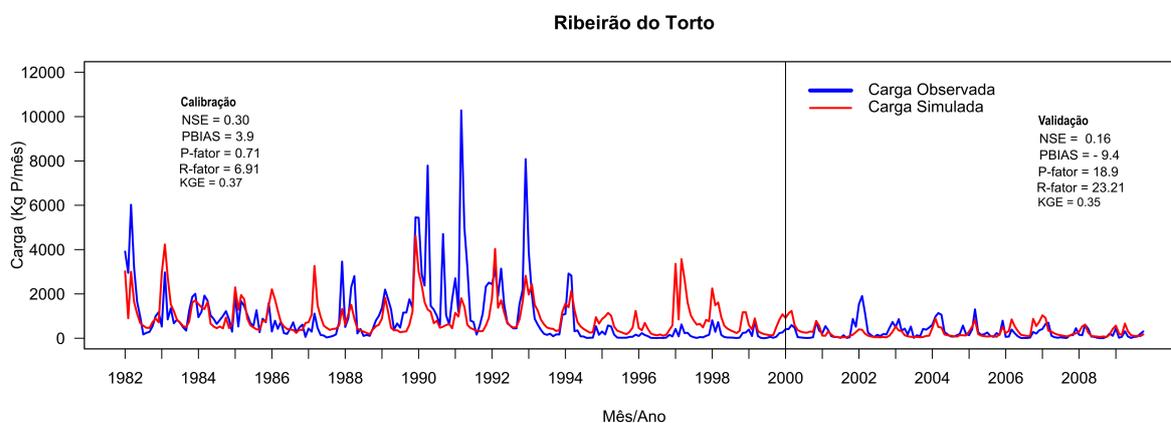


Figura 5.26: Polutograma de cargas de Fósforo Total para a sub-bacia do Ribeirão do Torto.

Mais uma vez destaca-se a importância do monitoramento existente e de ações para aprimorá-lo, especialmente levando em consideração aspectos especiais das regiões do Distrito Federal como as diferentes horas do dia onde a dinâmica de agrupamento populacional se verifica de diferentes formas sendo importante levar em conta a posição da massa populacional ao longo do dia, dada a flutuação populacional relacionada à força de trabalho que se movimenta em

direção à cidade de Brasília durante o dia e retorna às cidades satélites a noite. Outro aspecto importante são as diferenças sazonais referente às estações do ano, principalmente devido ao fato de poder identificar no exutório das sub-bacias a contribuição da poluição difusa oriunda do escoamento superficial.

### **5.2.3.2. Aporte de cargas de Fósforo Total no lago Paranoá**

Após a calibração do modelo SWAT para as cargas de Fósforo Total nas sub-bacias afluentes ao lago Paranoá, realizou-se uma análise para estimar a carga anual que chega ao Lago. As análises foram feitas com os resultados da simulação do modelo SWAT para as sub-bacias monitoradas e nas áreas não monitoradas realizou-se a extrapolação dos resultados gerados em sub-bacias com características semelhantes a partir da carga específica (carga por unidade de área -  $KgN.km^{-2}$ ). Além destas, foram também estimadas as contribuições do aporte de Fósforo Total das ETEs Brasília Sul e Brasília Norte, as estimativas se basearam em valores de referência (Von Sperling, 2007) considerando o tipo de tratamento que cada uma das ETEs possuíam nos períodos estudados.

Os resultados apresentados na Figura 5.27 mostram a queda abrupta do aporte de cargas de Fósforo Total oriunda das etapas de modernização da ETEs, sendo essa a mudança de maior impacto na série apresentada.

Entre as sub-bacias, dos montantes aportados ao lago Paranoá, as contribuições mais expressivas referem-se às sub-bacias do Riacho Fundo, Ribeirão do Torto e da área urbana, que contribui diretamente ao Lago. As demais, apresentam patamar semelhante nos dois períodos estudados (1982-2000 e 2001-2010), evidenciando onde devem endereçadas a maior atenção ao controle de cargas de Fósforo Total.

No segundo período, que se desenvolve a partir de 1998 até o fim da série (Figura 5.27), é possível notar uma redução na produção de cargas. As ações de controle ao aporte de cargas aplicadas ao longo de toda a bacia do lago Paranoá tiveram o objetivo de promover a melhoria da qualidade das águas do lago Paranoá. Dentre as medidas tomadas, dá-se destaque à implantação de obras de infraestrutura como coleta e tratamento de esgotos (até o nível terciário) e o programa de fiscalização de ligações clandestinas.

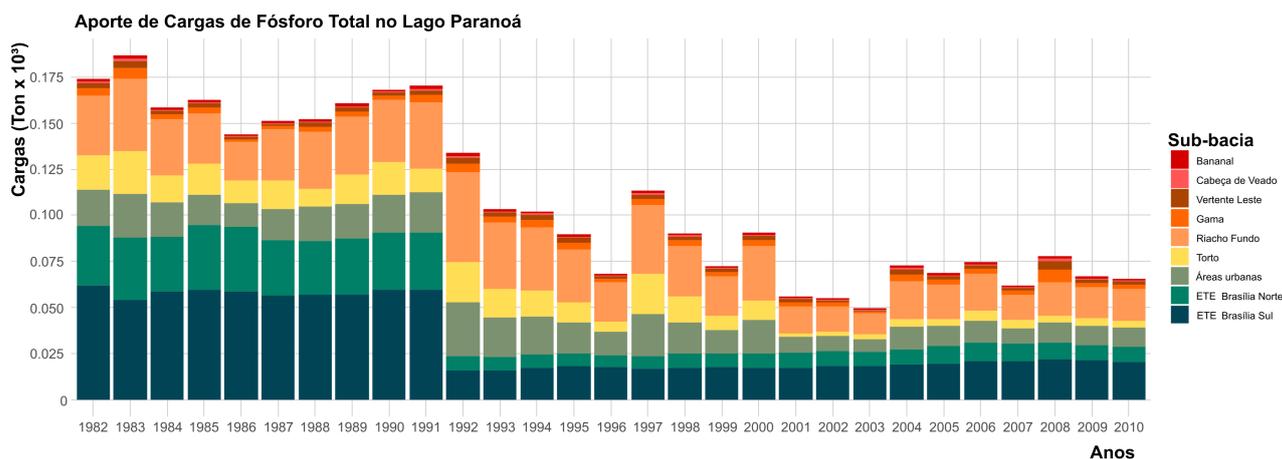


Figura 5.27: Estimativa do aporte de cargas anuais de Fósforo total ao lago Paranoá.

Apesar da redução das cargas de Fósforo Total que aportam ao lago Paranoá, a sub-bacia do Riacho Fundo e a área urbana que drena diretamente ao Lago ainda mostram contribuições expressivas. A redução do aporte de cargas de Fósforo Total ao lago Paranoá representaram um importante passo na melhora da qualidade de água do Lago e a atenção sobre as sub-bacias afluentes é determinante para a manutenção da qualidade de água. No caso da sub-bacia do Ribeirão do Torto, também se observou a queda na produção de cargas de Fósforo motivadas pela interligação dos esgotos domésticos gerados na região à ETE Norte (Pires, 2004).

A identificação das áreas críticas de contribuição de cargas é importante no processo de gestão, principalmente em casos como o lago Paranoá. Nesse sentido, assim como realizado para as cargas de nitrogênio, foram identificadas pelo modelo as áreas que mais contribuem para a geração de cargas nas sub-bacias.

A Figura 5.28 mostra os resultados obtidos para o Fósforo Total para a sub-bacia do Ribeirão Bananal. Neste caso, observou-se a manutenção das características entre os dois períodos analisados tanto nas áreas críticas de produção de cargas quanto na forma do gráfico que associa o percentual de áreas ao percentual de carga produzida na bacia.

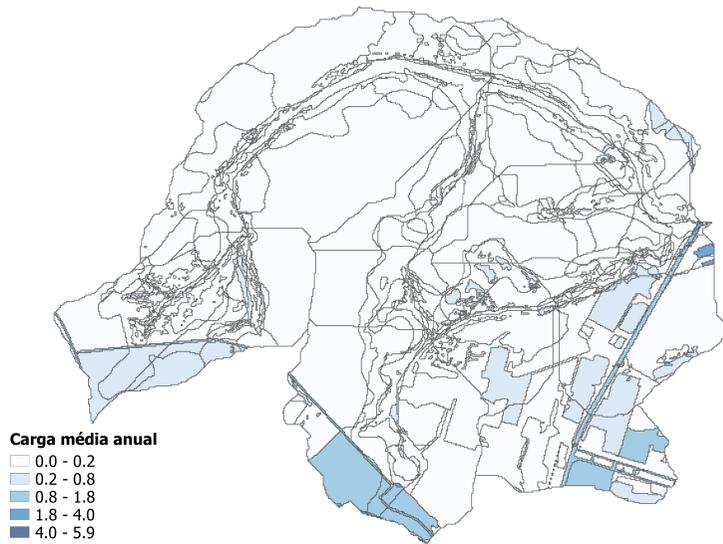
Vale salientar que a sub-bacia do Ribeirão Bananal se localiza quase que integralmente em áreas protegidas, dessa forma, as maiores contribuições em termos de carga de fósforo se dá em áreas antrópicas adjacentes aos seus limites nos dois períodos observados, quanto as áreas

contribuintes vê-se que pouco mais de 10% da área é responsável por cerca de 75% de toda a produção média anual da bacia.

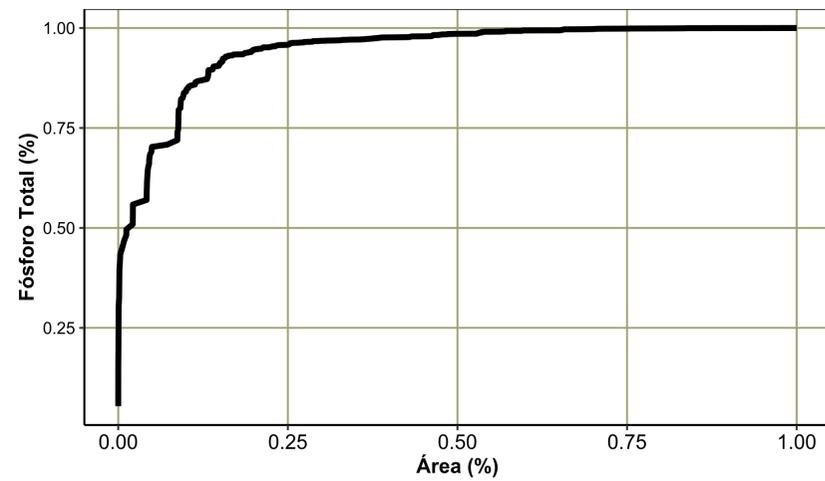
Na sub-bacia do Ribeirão do Gama (Figura 5.29), situação semelhante à observada ao do Ribeirão Bananal, as áreas de contribuição de cargas de Fósforo estão associadas às áreas urbanas e rurais situadas na sub-bacia. Nos dois períodos estudados cerca de 25% da área é responsável por cerca de 75% da produção total de cargas na bacia, sendo observada uma pequena redução na produção de cargas no segundo período observado.

Quanto a sub-bacia do Riacho Fundo, mostrada na Figura 5.30, pode-se observar que grande parte da área da sub-bacia contribui com a produção de cargas de Fósforo Total, em ambos os períodos avaliados, como essa é uma sub-bacia com predominância de áreas urbanas, a produção de cargas se concentrou também nessas áreas. Observou-se também a redução da carga, no primeiro período avaliado cerca de 55% da área gerava em torno de 75% da carga gerada na bacia, já no segundo período o percentual de área necessário para gerar cerca de 75% da carga total da bacia passou para aproximadamente 30%.

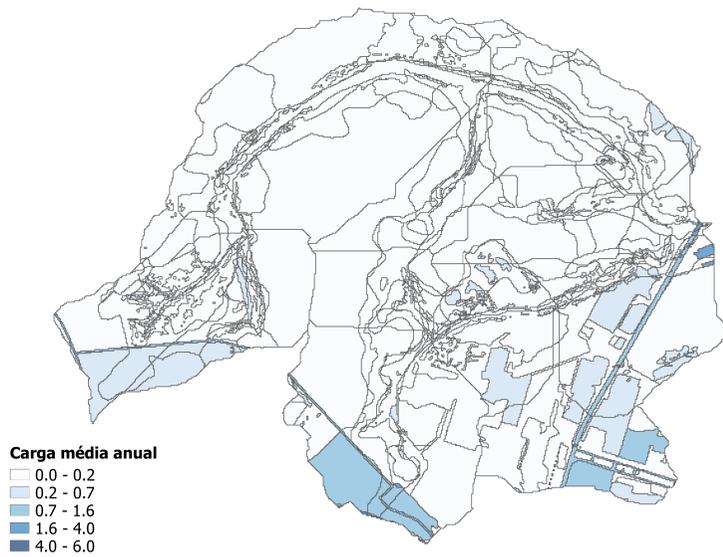
Por fim, é apresentada na Figura 5.31 os resultados obtidos para a análise das áreas de contribuição crítica de cargas de Fósforo Total para a sub-bacia do Torto. A sub-bacia do Ribeirão do Torto está localizada, assim como a do Ribeirão Bananal e parte da sub-bacia do Ribeirão do Gama, quase integralmente em áreas de preservação. As áreas de contribuição crítica identificadas estão associadas às regiões de cabeceiras onde localizam-se as nascentes, além de trechos por onde estão as matas ciliares e de galeria, o que leva a crer que o ciclo natural de reciclagem de nutrientes desses ambientes sejam as principais causas. Assim como as demais sub-bacias apresentadas anteriormente, percebe-se uma redução na média anual da produção de cargas de Fósforo Total, no primeiro período estudado cerca de 50% da área é responsável por cerca de 75% da produção de cargas, já no segundo período estudado cerca de 37% da área responde por cerca de 75% da produção total de cargas de Fósforo da sub-bacia.



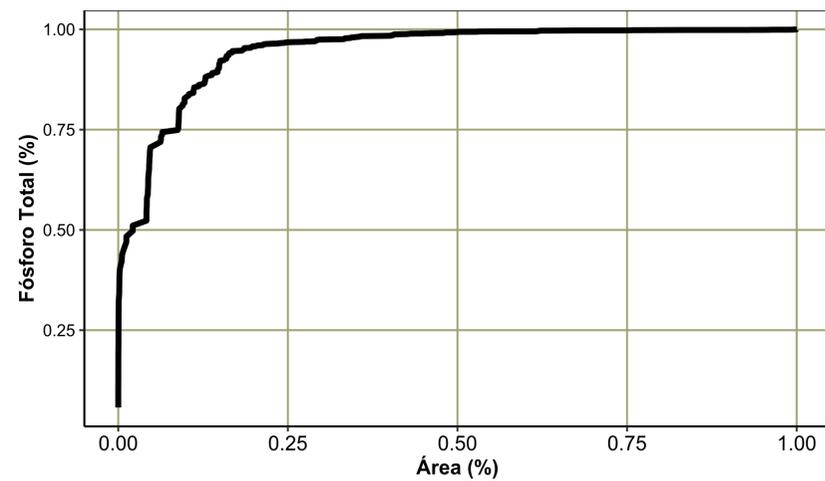
(a) Carga média anual em  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (1982-2000).



(b) Contribuição percentual de NT em função da área.

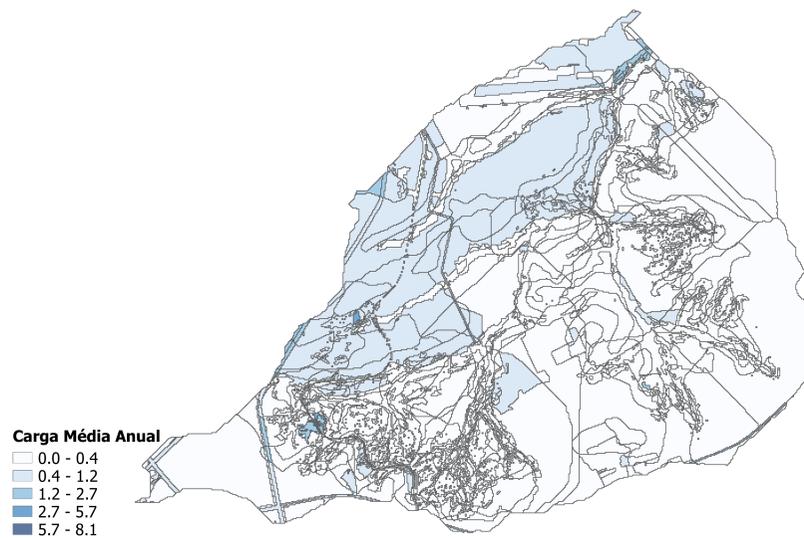
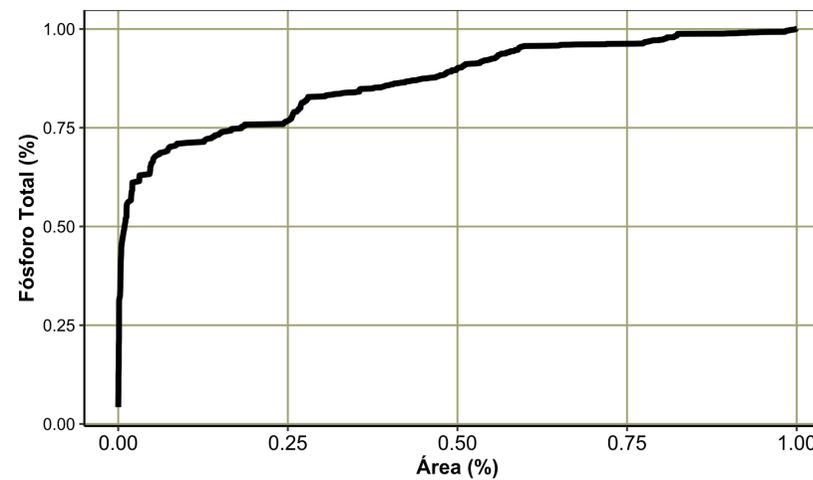


(c) Carga média anual  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (2001 - 2010).

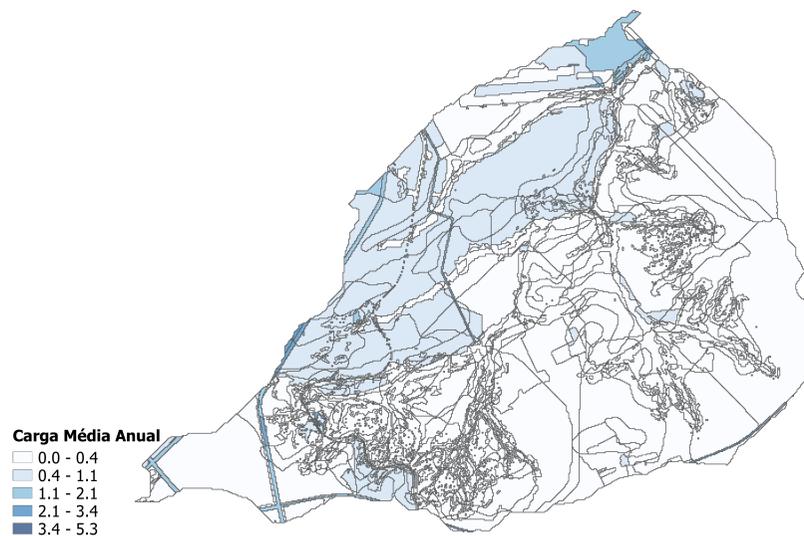
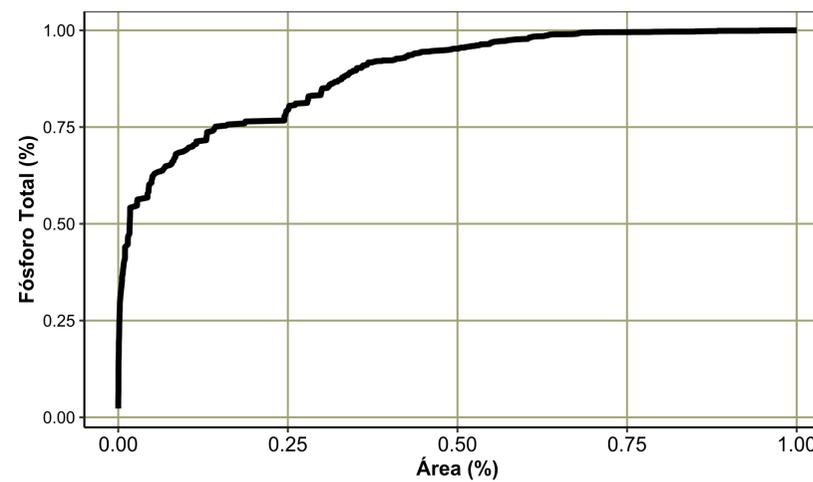


(d) Contribuição percentual de NT em função da área.

Figura 5.28: Produção de cargas de Fósforo Total por HRU - Ribeirão Bananal.

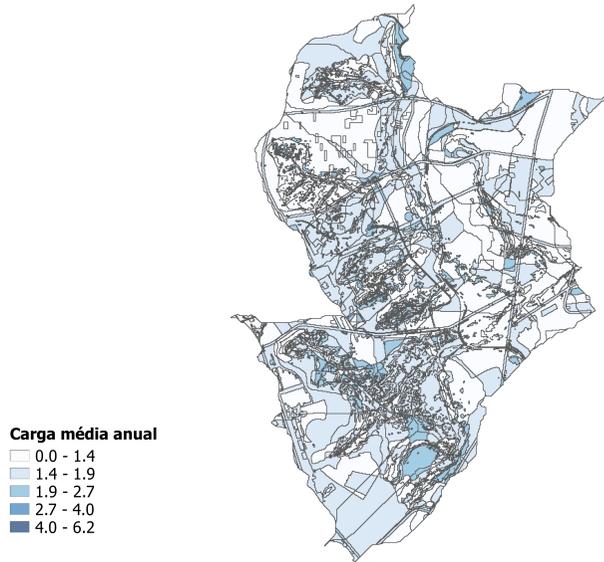
(a) Carga média anual em  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (1982-2000).

(b) Contribuição percentual de NT em função da área.

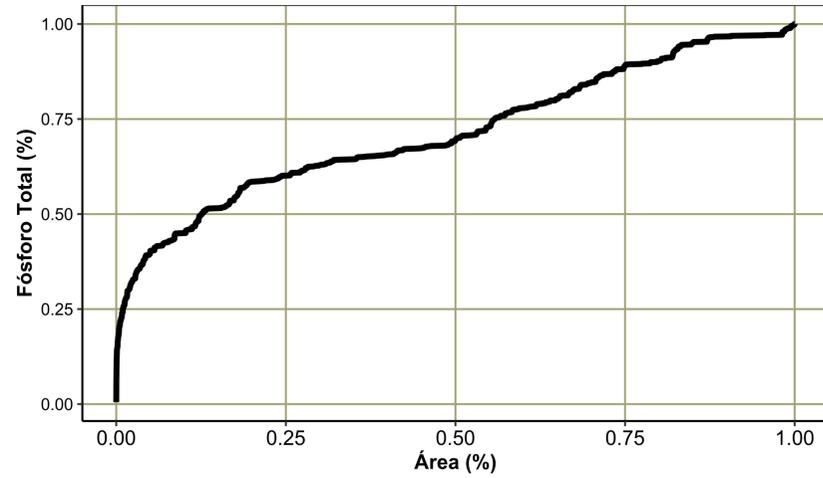
(c) Carga média anual  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (2001-2010).

(d) Contribuição percentual de NT em função da área.

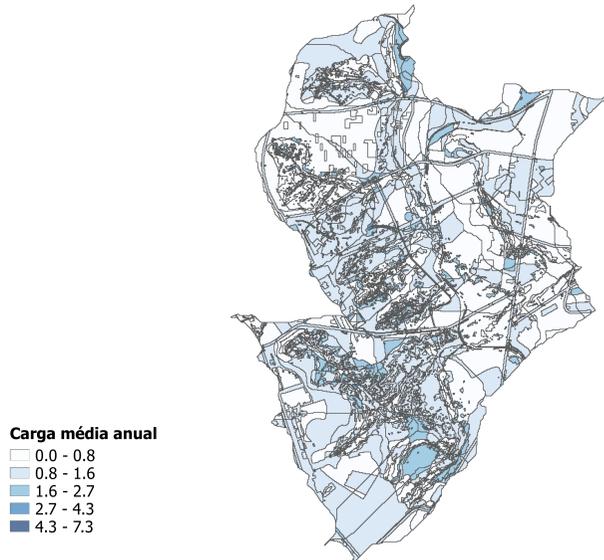
Figura 5.29: Produção de cargas de Fósforo Total por HRU - Ribeirão do Gama



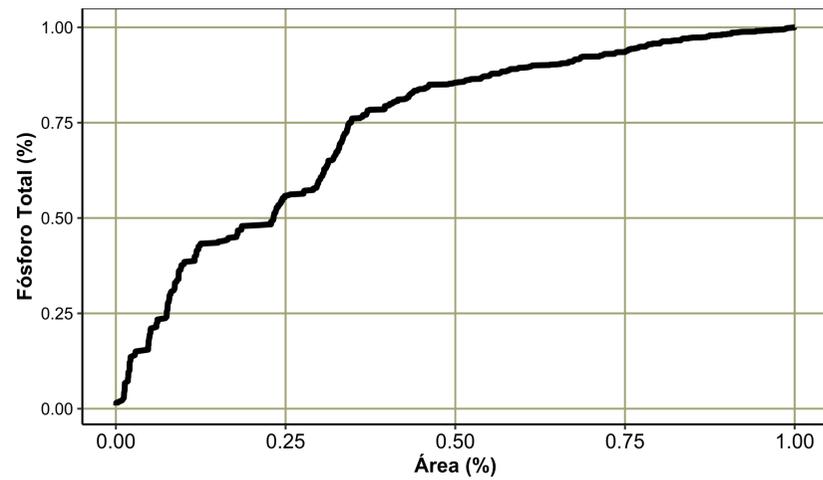
(a) Carga média anual em  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (1982-2000).



(b) Contribuição percentual de NT em função da área.

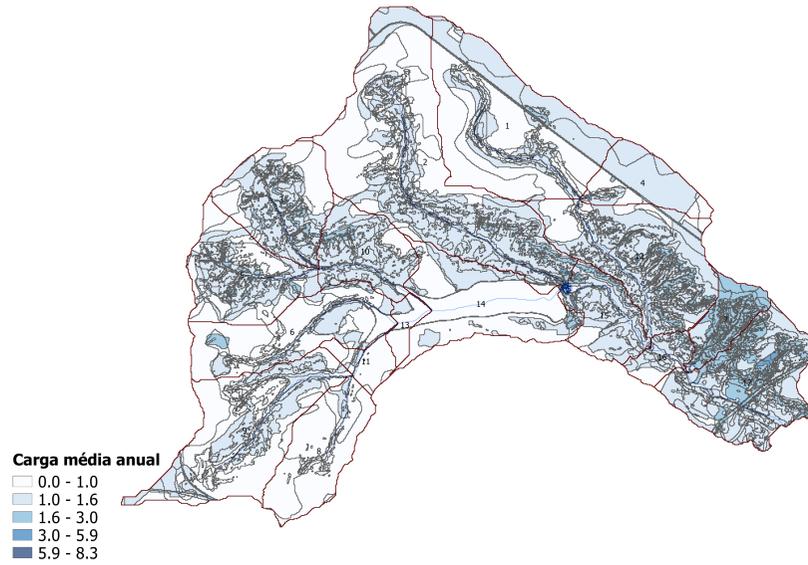
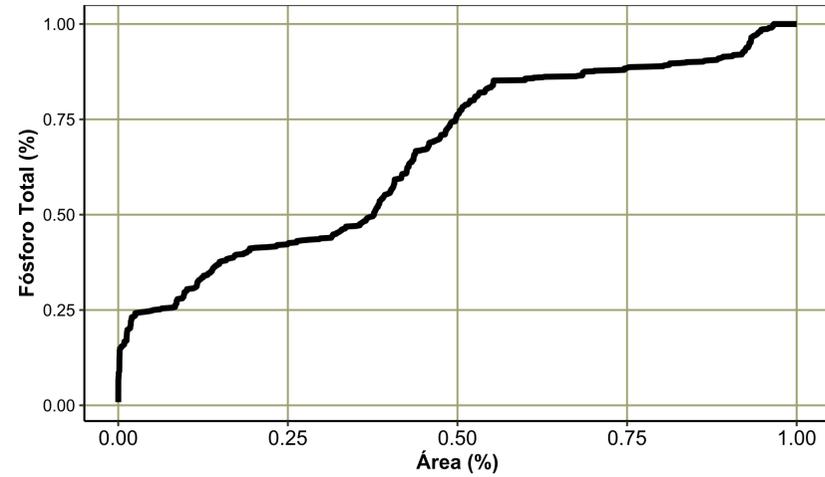


(c) Carga média anual  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (2001-2010).

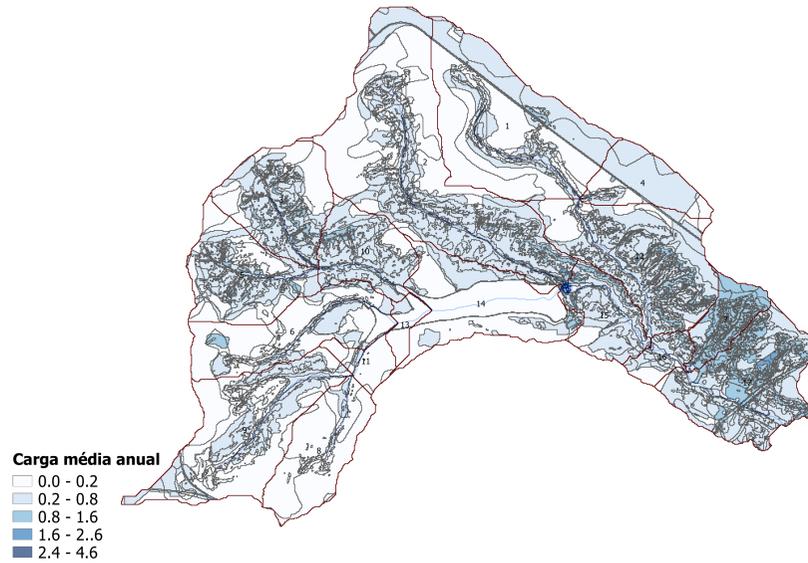
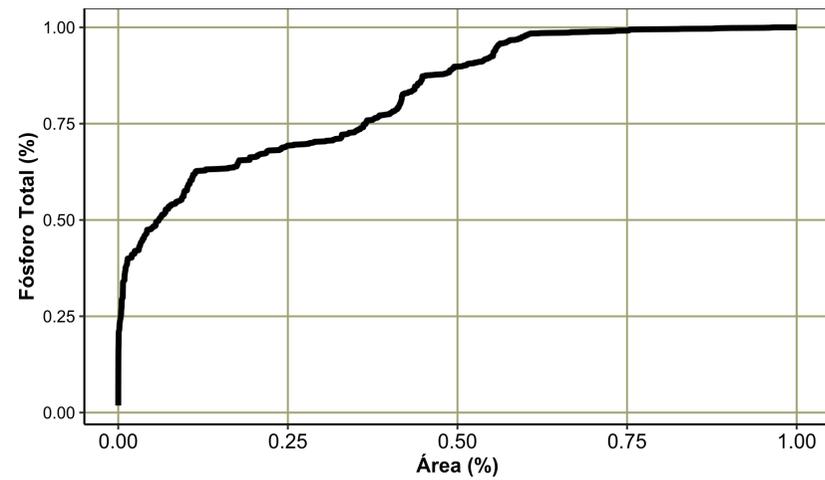


(d) Contribuição percentual de NT em função da área.

Figura 5.30: Produção de cargas de Fósforo Total por HRU - Riacho Fundo

(a) Carga média anual em  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (1982-2000).

(b) Contribuição percentual de NT em função da área.

(c) Carga média anual  $Kg.(ha.ano)^{-1}$  (2001-2010).

(d) Contribuição percentual de NT em função da área.

Figura 5.31: Produção de cargas de Fósforo Total por HRU - Ribeirão do Torto

#### **5.1.4. Aspectos relevantes sobre a modelagem de qualidade de água nas sub-bacias afluentes ao lago Paranoá**

A identificação de áreas de contribuição crítica para a geração de cargas é sempre um desafio no contexto de bacia hidrográfica, pois a origem da poluição difusa é de difícil determinação. A utilização do modelo SWAT na Bacia do lago Paranoá com foco na quantificação de cargas de nutrientes e a identificação de áreas de contribuição críticas representa um avanço no processo de gestão da bacia e isso se dá em decorrência da funcionalidade de se utilizar um modelo hidrológico e de qualidade de água integrado a uma interface SIG que permite identificar e a partir das características sobrepostas da bacia os sítios potencialmente críticos no âmbito da produção de cargas de nutrientes.

Vale lembrar que os modelos, por mais robustos e complexos que sejam, são representações simplificadas dos ambientes estudados não sendo possível representar por completo por inteiro as particularidades do ambiente natural. Nessas condições, o resultado obtido através da modelagem hidrológica e de qualidade de água, mesmo calibrada, devem passar por um processo de conferência principalmente quanto às áreas indicadas como áreas de contribuição críticas. Medidas como essa atestam o resultado do modelo, conferências realizadas em campo contribuem para o aperfeiçoamento do modelo na representação do ambiente natural e garantem a confiabilidade de previsões.

Diante dos resultados apresentados neste trabalho, destaca-se a robustez da base de dados, dados meteorológicos, hidrológicos e de qualidade de água agrupados na construção dos modelos que colaboraram para o êxito na representação das sub-bacias estudadas. A base construída permitiu ao modelo um elevado nível de discretização de cada sub-bacia. Por exemplo, a quantidade de estações pluviométricas permitiu uma melhor descrição espacial do regime de chuvas que impactou nos resultados da modelagem hidrológica e esta, por sua vez, contribuiu para os resultados da modelagem das cargas de nutrientes, uma vez que os dados meteorológicos, especialmente os pluviométricos, são a força motriz do modelo e regem movimentação da água na bacia hidrográfica.

O aprimoramento dos resultados a partir do aperfeiçoamento da base de dados, notadamente a inserção de um conjunto maior de dados pluviométricos, pode ser observado na comparação

dos resultados gerados pelo modelo SWAT no trabalho desenvolvido por Nunes (2016) e os gerados neste trabalho, apresentados na Tabela 5.7 a seguir.

Tabela 5.7: Análise comparativa nos resultados gerados pelo modelo SWAT no estudo de Nunes (2016) e neste estudo.

Vazão					
Sub- bacia	Métrica	Nunes (2016)		Este trabalho	
		Calibração	Validação	Calibração	1ª Validação
Bananal	NSE	0,74	0,47	0,76	0,80
	PBIAS	0,90	-20,50	-0,60	2,00
Gama	NSE	0,62	0,58	0,85	0,86
	PBIAS	-0,50	-11,30	-0,80	-6,10
Riacho Fundo	NSE	0,60	0,39	0,68	0,49
	PBIAS	-0,90	7,10	0,40	13,80
Torto	NSE	0,67	0,37	0,72	0,56
	PBIAS	2,20	25,20	-9,40	11,90
Cabeça de Veado	NSE	0,58	0,52	0,64	0,57
	PBIAS	-0,50	-8,80	3,20	8,50
Nitrogênio					
Sub- bacia	Métrica	Nunes (2016)		Este trabalho	
		Calibração	Validação	Calibração	1ª Validação
Bananal	NSE	-1,52	-0,11	0,24	-0,06
	PBIAS	86,70	36,90	4,60	12,60
Gama	NSE	-0,38	0,28	0,35	0,52
	PBIAS	52,30	29,60	7,50	7,10
Riacho Fundo	NSE	-0,66	-1,78	0,41	0,60
	PBIAS	60,10	30,50	-7,60	7,60
Torto	NSE	-0,17	-0,02	0,49	0,13
	PBIAS	69,30	58,40	-12,40	2,60
Fósforo					
Sub- bacia	Métrica	Nunes (2016)		Este trabalho	
		Calibração	Validação	Calibração	1ª Validação
Bananal	NSE	-0,01	-0,19	0,02	-0,22
	PBIAS	37,20	8,60	4,50	-25,50
Gama	NSE	0,16	0,25	0,39	0,52
	PBIAS	24,40	-15,60	6,80	-4,10
Riacho Fundo	NSE	0,06	-0,22	0,24	0,26
	PBIAS	40,10	-23,90	10,20	-9,40
Torto	NSE	0,04	-3,58	0,30	0,16
	PBIAS	58,90	52,60	3,90	-9,40

A comparação exposta na Tabela 5.7 mostra os mesmos períodos estudados em ambos os trabalhos no período de tempo compreendido entre os anos 1982-2000 (Calibração) e 2001-2010 (validação), sendo possível observar a melhora no desempenho do modelo, principalmente no que se refere à simulação de cargas de nutrientes. Esta melhora aponta para o fato de que quanto maior a discretização dos dados de entrada, tanto temporal, quanto espacial, melhor será o desempenho do modelo.

Na bacia do lago Paranoá, a sub-bacia do Riacho Fundo destacou-se pela elevada produção de cargas, representando a maior fonte destas para o lago Paranoá. De fato, áreas urbanas e com dinâmicas ocupacionais de difícil descrição são pontos importantes a serem estudados, pois, em geral, são as mais afetadas e também impactantes para os recursos hídricos.

Os estudos de modelagem de cargas de nutrientes, em sua grande maioria, apresentam resultados inferiores aos de modelagem de vazão (Moriasi *et al.*, 2007, 2015) que derivam diretamente da disponibilidade de dados, sejam dados de entrada ou dados para a calibração, da propagação de incertezas ao longo do processo de modelagem e da estrutura do modelo. No entanto, entre as razões mencionadas, a falta de dados para o ajuste do modelo torna-se determinante para o estudo da modelagem de cargas de nutrientes, isso reflete diretamente no número de estudos (Gassman *et al.*, 2007; Douglas-Markin *et al.*, 2010; Tuppad *et al.*, 2011; Moriasi *et al.*, 2007, 2015; Brighenti *et al.*, 2019; Tan *et al.*, 2019), sendo expressivamente maiores os estudos com foco na vazão.

Os estudos apresentados por Moriasi *et al.* (2007) e Moriasi *et al.* (2015) já mostram levar aspectos dessa natureza em consideração quando admitem maiores intervalos nas faixas de classificação dos resultados a fim de enquadrá-los como satisfatórios ou bons. Quando se compara os resultados obtidos neste trabalho com as recomendações, as faixas de classificação apontadas pelos autores e outros trabalhos apontados na literatura entende-se como aceitáveis os resultados aqui obtidos, aspecto também confirmado quando se observa os polutogramas que comparam as cargas simuladas e observadas.

Embora os resultados gerados neste trabalho se enquadrem no contexto observado na literatura, vale ressaltar a fragilidade dessas considerações, principalmente quando o estudo é voltado à sub-bacias urbanas, muitas vezes submetidas à dinâmicas sazonais que o modelo não é capaz de representar, seja por sua estrutura ou pela representatividade dos dados monitorados. Isso reforça a necessidade de ampliação do monitoramento em frequência adequada, principalmente num contexto de restauração e manutenção da qualidade ambiental dos recursos hídricos situados em ambientes urbanos.

As observações levantadas acima corroboram com a necessidade de ampliar as ações de monitoramento, ampliando a frequência e tornando-as permanentes na Bacia do lago Paranoá pois

mesmo com o processo de oligotrofização do Lago, cuidar de suas águas implica em cuidar da área de drenagem da bacia, haja vista a identificação de cianobactérias como a *Cylindrospermopsis raciborskii* já na nova configuração do lago Paranoá (Padovesi-Fonseca *et al.*, 2009) e ainda a ocorrência do *bloom* de cianobactérias e morte de peixes em períodos recentes (Alves, 2016).

Considerando que a partir do processo de modernização das ETES que lançam o efluente tratado no lago Paranoá, a poluição pontual tenha sido reduzida, a poluição difusa, por sua vez, ganha relevância no estudo de geração de cargas afluentes ao lago Paranoá o que justifica a ampliação do monitoramento e o estudo da bacia com a utilização do enfoque de modelagem, como o modelo SWAT, para a identificação de áreas de contribuição críticas.

Além disso, há de se considerar também a elevada taxa de crescimento populacional observada no Distrito Federal, que impacta tanto no aumento da poluição pontual quanto difusa. Isso pode ser observado na Figura 5.27, quando após a modernização das ETES e queda abrupta das cargas lançadas no lago Paranoá, observa-se o aumento gradativo, ano a ano, do aporte de cargas ao lago, em especial da ETE Brasília Sul.

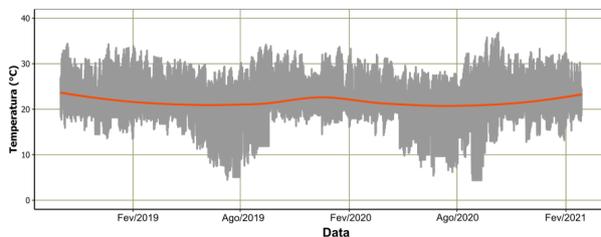
Vale citar os desafios no enfoque de modelagem para a concepção de estudos como o desenvolvido neste trabalho, principalmente ao buscar analisar as cargas clandestinas, sendo este um dos limites do enfoque que até mesmo os modelos com simulação dos canais de escoamento de águas pluviais padecem simular. Conforme mais exatidão se procura ao simular os processos, maior grau de discretização tanto espacial quanto temporal é necessário, onerando o processo de aquisição, consolidação e análises de consistência da base de dados levantada.

Finalmente, é importante destacar que os resultados gerados por qualquer modelo, e portanto, os deste trabalho são fundamentais para o auxílio à tomada de decisão mas não retiram a necessidade das verificações em campo. Como exemplo é possível citar o processo de identificação das áreas críticas de geração de cargas, ou seja, os resultados apontados no modelo, servem como indicativos e so serão confirmados com uma etapa posterior de validação em campo.

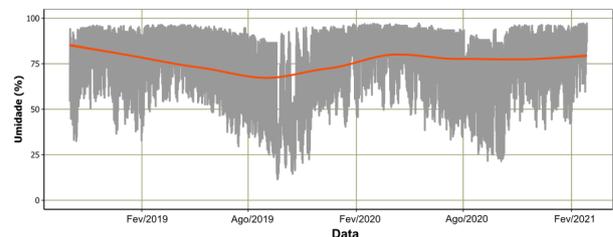
## 5.2. DADOS MONITORADOS E AVALIAÇÃO DO LAGO

### 5.2.1. Dados meteorológicos.

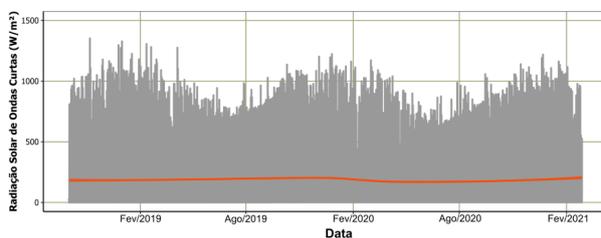
A rede de monitoramento projetada para o desenvolvimento deste trabalho iniciou sua operação em 2018 e continua a coletar dados no desenvolvimento de outras pesquisas. Os dados monitorados na estação meteorológica PTARH/UnB são mostrados na Figura 5.32 e os das demais estações de vento são mostradas na Figura 5.33. Os dados mostram a variação sazonal na área de estudo, sendo notável a relação entre radiação solar, temperatura do ar e umidade do ar. Quando a radiação solar registra maiores valores, há também os maiores valores de temperatura e a umidade do ar que, em geral, se concentra entre 50% e 100%, no entanto, quando os valores de radiação são mínimos observa-se o decréscimo de temperatura e de umidade do ar.



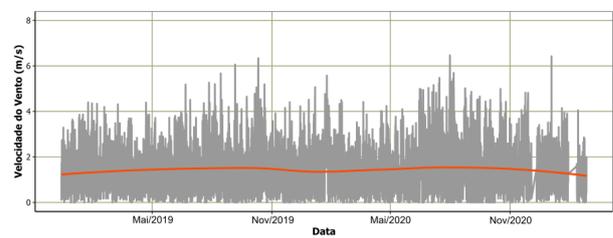
(a) Temperatura do ar ( $^{\circ}C$ ).



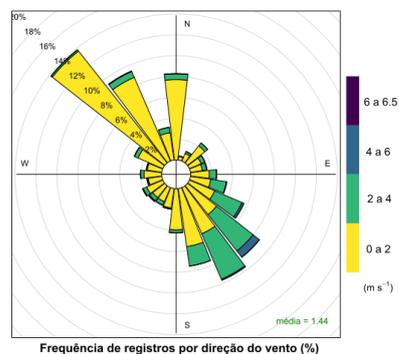
(b) Umidade do ar (%).



(c) Radiação solar de ondas curtas ( $W.m^{-2}$ ).



(d) Velocidade do vento ( $m/s$ ).



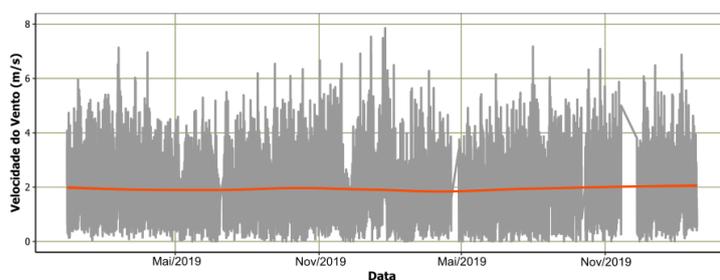
(e) Rosa dos ventos

Figura 5.32: Dados coletados na estação meteorológica PTARH/UnB.

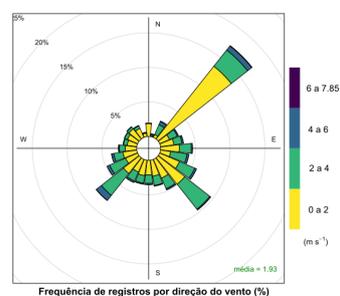
Quanto aos ventos da estação, observa-se a predominância na direção NW-SE. Em geral, apresentam velocidades entre 0 e 2 m/s no sentido NW, já no sentido SE os registros indicam predominância em velocidades entre de 0 a 2 m/s e 2 e 4 m/s. A caracterização das variáveis é mostrada na Tabela 5.8. Os demais dados, oriundos das estações localizadas às margens do lago Paranoá são mostrados na Figura 5.33.

Tabela 5.8: Caracterização das variáveis monitoradas, estação PTARH/UnB.

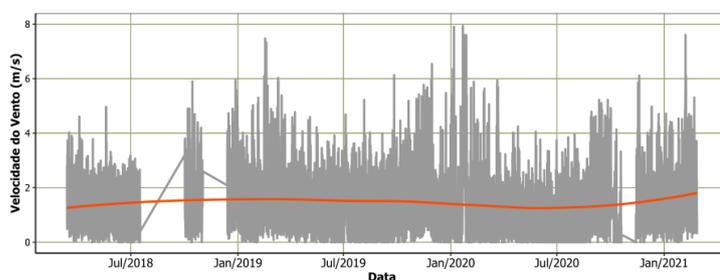
Estatística descritiva	Temperatura (°C)	Umidade (%)	Radiação Solar (W/m <sup>2</sup> )	Vento (m/s)	Rajada (m/s)
Mínima	4,4	11,5	0,0	0,0	0,0
1° Quartil	18,7	64,8	1,0	0,7	1,6
Mediana	20,9	81,6	4,0	1,3	2,4
Média	21,5	76,0	186,0	1,4	2,9
3° Quartil	25,3	91,2	307,0	2,0	4,1
Máxima	36,8	97,2	1352,0	10,0	25,9



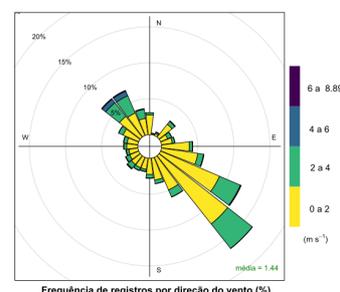
(a) Velocidade do vento - Estação Lago Norte (m/s).



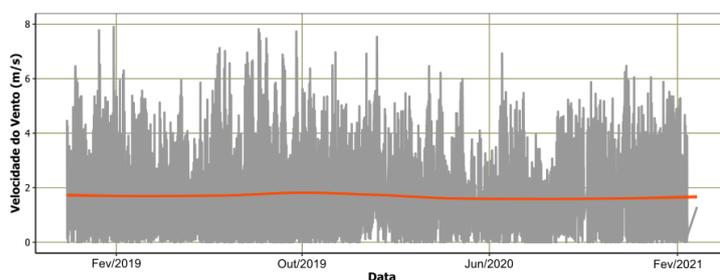
(b) Estação Lago Norte.



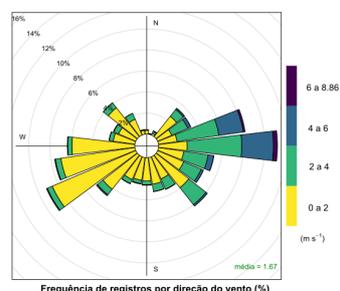
(c) Velocidade do vento - Barragem lago Paranoá (m/s).



(d) Barragem lago Paranoá.



(e) Velocidade do vento - ETE Brasília Sul (m/s).



(f) ETE Brasília Sul.

Figura 5.33: Dados coletados nas demais estações de vento.

mostram diferentes padrões. Na estação Lago Norte, há uma distribuição mais uniforme ao longo dos quadrantes, com algumas situações fora do padrão geral observados nos sentidos SE, SW e NE. Já na estação da Barragem do lago Paranoá, a predominância está na direção NW-SE, semelhante ao observado na Estação PTARH/UnB, no entanto, com predominâncias no sentido SE. Em relação à estação localizada ETE Brasília Sul, verifica-se a predominância dos ventos em direção W-E, com ventos mais fortes no sentido E.

A síntese dos dados monitorados apresentados na Figura 5.33 é apresentada na Tabela 5.9, sendo possível observar as maiores velocidades do vento na estação Lago Norte, se comparadas às demais, registrando valores de até 30,8 m/s

Tabela 5.9: Características do vento nas estações ao redor do lago Paranoá em *m/s*.

Estatística descritiva	Lago Norte		Barragem		ETE Brasília Sul	
	Vento	Rajada	Vento	Rajada	Vento	Rajada
Mínima	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1º Quartil	0,9	1,6	0,6	1,3	0,5	1,3
Mediana	1,7	2,8	1,3	2,4	1,3	2,4
Media	1,9	3,3	1,4	2,8	1,7	2,9
3º Quartil	2,7	4,7	2,1	3,8	2,5	4,5
Máxima	16,0	30,8	12,5	23,2	11,8	25,3

### 5.2.2. Temperatura da água.

Os dados de temperatura do lago Paranoá, obtidos da rede de monitoramento implementada nesta pesquisa, são apresentados na Figura 5.34 que mostra os dados coletados na Ponte das Garças, situada no início do braço do Riacho Fundo, e a Figura 5.35 mostra os dados do perfil de temperatura instalado na Ponte Juscelino Kubitschek.

Inicialmente cumpre destacar a existência de falhas no registro dos dados de monitoramento da temperatura da água, que podem ser observadas na Figuras 5.34 e 5.35. Ao longo do monitoramento, aprimoramentos quanto à estrutura dos perfis foram sendo realizados. A exemplo disso, nos primeiros meses do monitoramento os perfis foram construídos com cabos de aço e verificou-se que sem nenhuma proteção havia ampla corrosão dos cabos de aço (ao longo de toda a profundidade) na Ponte das Garças e também na Ponte Juscelino Kubitschek (até cerca de 11 metros, aproximadamente). Isso motivou a adoção de cabos revestidos, buscando evitar o contato com a água. Embora não haja como afirmar as razões que levaram ao não funcionamento dos termistores, algumas hipóteses podem ser levantadas como o contato dos termistores

com a ferrugem desprendida da estrutura, ação de outros usuários do Lago depredando a estação de coleta de dados ou sensibilidade dos equipamentos à cargas elétricas.

As curvas observadas no perfil de temperaturas da Figura 5.34 mostram a dinâmica ocorrida na coluna d'água, naquela região. Com termômetros a 1, 4 e 7 metros de profundidade, observa-se que o comportamento térmico das curvas de temperatura monitoradas assemelha-se aos padrões dos dados de radiação, quando a radiação aumenta o mesmo ocorre com as temperaturas em todas as profundidades. Quando se analisa as curvas de 1 e 4 metros de profundidade observa-se um comportamento similar com diferença mínima de temperatura entre os valores de temperatura registrados em cada curva. A pequena diferença apontada nas curvas de 1 e 4 metros supõe a uniformidade da camada superficial, o epilímnio, mostrando uma situação aparente de mistura completa na camada superior. Esse comportamento, que se dá em todo o período monitorado, pode estar associado ao efeito do vento capaz de, pelo momento aplicado na superfície do lago e pelo efeito da turbulência, promover a mistura nos primeiros metros de profundidade.

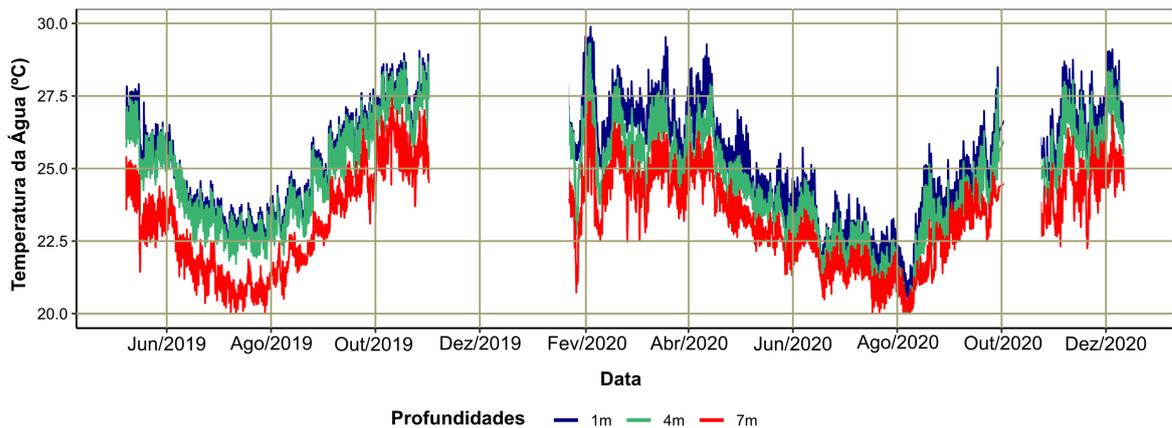


Figura 5.34: Monitoramento horário de temperaturas da água em diferentes profundidades - Ponte das Garças.

Vale dizer que de maio a novembro de 2019, apesar das variações sazonais, na dinâmica de temperaturas mostrada pelo monitoramento, o Lago apresenta evidentes gradientes de temperatura entre superfície e fundo, mostrando comportamento estratificado mesmo num período em que se esperava a mistura ao longo da coluna d'água (07-08/2019).

A partir de 2020 as curvas de temperatura parecem apresentar certa "equidistância" entre si de forma que a temperatura registrada a 7 metros de profundidade não apresenta forte gradiente

de temperaturas como em 2019. Ainda em 2020, percebeu-se a redução das diferenças de temperatura superficial e de fundo, indicando uma tendência à mistura, principalmente no mês de agosto, com um comportamento mais próximo ao conhecido como monomítico quente, classificação dada aos lagos de ambientes tropicais que apresentam mistura de suas águas ao longo da coluna d'água uma única vez no ano, em estações frias.

Observando os dados monitorados, verificou-se uma pequena diferença entre os dados de radiação monitorados, o que pode explicar a estratificação observada na Ponte das Garças. No ano de 2019, os valores de radiação registrados entre os meses de julho a setembro foram maiores que os monitorados no mesmo período no ano de 2020. Embora a diferença média seja pequena ( $R_{med2019} = 367Kj/m^2$ ;  $R_{med2020} = 345Kj/m^2$ ), o período em que o fenômeno de mistura que ocorre em 2020 coincide com a época dos registros permitindo inferir que, se não a principal causa, este seja um dos fatores de impacto na ocorrência da mistura ao longo da coluna d'água registrado no ano de 2020.

Em relação às temperaturas monitoradas na Ponte Juscelino Kubitschek (Figura 5.35), nota-se um padrão térmico bem definido do lago Paranoá. Este perfil, assim como já comentado, apresenta variação sazonal muito ligada ao que se vê nos dados de radiação solar. No entanto, vê-se que com o aumento da profundidade a influência é gradualmente reduzida, o que já se esperava em função da penetração da radiação. Por isso, a variação de temperaturas nas camadas mais profundas são menores que o observado nas camadas superficiais.

O perfil de temperaturas monitoradas na ponte Juscelino Kubitschek já mostra um padrão esperado para lagos monomíticos quentes, com apenas um evento anual de mistura com ocorrência bem definida entre os meses de junho à agosto. Ainda assim, vale dizer que as grandes variações de temperatura se concentram nas camadas superficiais devido aos efeitos de forçantes como o vento e a radiação. Com o aumento da profundidade e a redução gradual dessas forçantes, o impacto na temperatura em camadas inferiores perde a força e passam a apresentar mudanças amplitudes mais suaves.

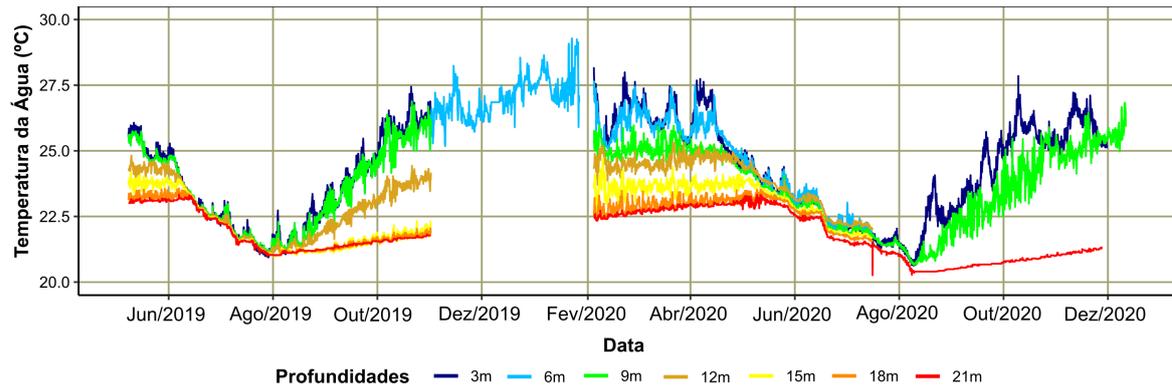


Figura 5.35: Monitoramento horário de temperaturas da água em diferentes profundidades - Ponte Juscelino Kubitschek.

Outro aspecto relevante na análise se dá na determinação da posição da termoclina, região onde ocorre os maiores gradientes de temperatura na coluna d'água. Apesar dessa região ser variável ao longo do ano, verifica-se que no ápice da estratificação, ocorridos entre os meses de dezembro e fevereiro, o maior gradiente de temperaturas se encontra entre as curvas de 9m e 15m, sendo esse o provável intervalo de profundidades onde está o metalímnio que divide os estratos térmicos do Lago.

A comparação entre os perfis de temperatura monitorados (Figuras 5.34 e 5.35), permite inferir que não há um padrão térmico definido nas regiões rasas do Lago, ora estratificado, ora misturado, com a possibilidade, inclusive, de eventos diários de estratificação e mistura (polimíticos). De fato, a influência das forçantes meteorológicas como radiação e vento em áreas rasas soma-se à possibilidade da influência da temperatura da água da sub-bacia do Riacho Fundo, que por ter temperatura menor que a do Lago pode adentrar em camadas inferiores devido à diferença de densidades ao longo da coluna d'água.

### 5.3. MODELAGEM DO LAGO PARANOÁ

#### 5.3.1. Ajustes da Temperatura - calibração e validação

##### Análise do Período 2000 - 2017

O uso do NSGA II provou ser eficaz na calibração dos parâmetros de processos hidrodinâmicos. A abordagem aplicada, baseada no algoritmo de calibração desenvolvido nesta pesquisa,

permitiu acoplar diferentes funções objetivo (R2, NSE e PBIAS) nas cinco profundidades monitoradas no ponto C para obter um conjunto de parâmetros representativos das características temporais e espaciais fornecidas pelo monitoramento do Lago.

O ajuste do modelo considerou a abordagem tradicional, dividindo a série de dados em duas partes, a primeira dedicada à calibração, realizada de 2000 a 2010, e a segunda dedicada à verificação, de 2011 a 2017 (Figura 5.36). Para verificar se o ajuste dos parâmetros permaneceria razoável em todo o período, foram aplicadas métricas estatísticas (Tabela 5.10) para avaliar os resultados obtidos.

O melhor ajuste de temperatura do lago Paranoá (Figura 5.36 e Tabela 5.10) mostra que a calibração automática com o método NSGA II foi bem-sucedida, sendo efetiva na busca por um conjunto de parâmetros capaz de prover ao modelo a representação razoável da temperatura ao longo das profundidades simuladas (1m, 10m, 15m, 20m e 29m). Porém, tanto a Figura 5.36 quanto a Tabela 5.10 mostram que o desempenho do modelo é maior em menores profundidades, com melhores índices de avaliação obtidos para as profundidades de 1m, 10m e 15m.

Em particular, a série de dados de 20m de profundidade apresentou o menor desempenho em todas as etapas de avaliação (calibração, validação ou todo o período). Na Figura 5.36, os resultados do modelo, apesar de acompanhar as tendências observadas nos dados monitorados, superestimam as temperaturas em alguns anos (2004-2011), nos meses de outubro a fevereiro. Essa diferença pode estar relacionada à mudança das estações da primavera ao verão, quando o clima esquenta e se inicia a estratificação do lago.

A divergência encontrada nesses anos entre os dados observados e simulados para a profundidade de 20m pode estar relacionada ao gradiente de temperaturas do metalímnio, nem sempre bem delimitado no monitoramento realizado, variando de profundidades de 15m até o fundo do Lago. Comparando as séries de temperaturas observadas e simuladas nas profundidades de 20m e 29m, observa-se que o modelo encontra maiores dificuldades na representação nestas profundidades se comparadas às demais como pode ser observado na Figura 5.36.

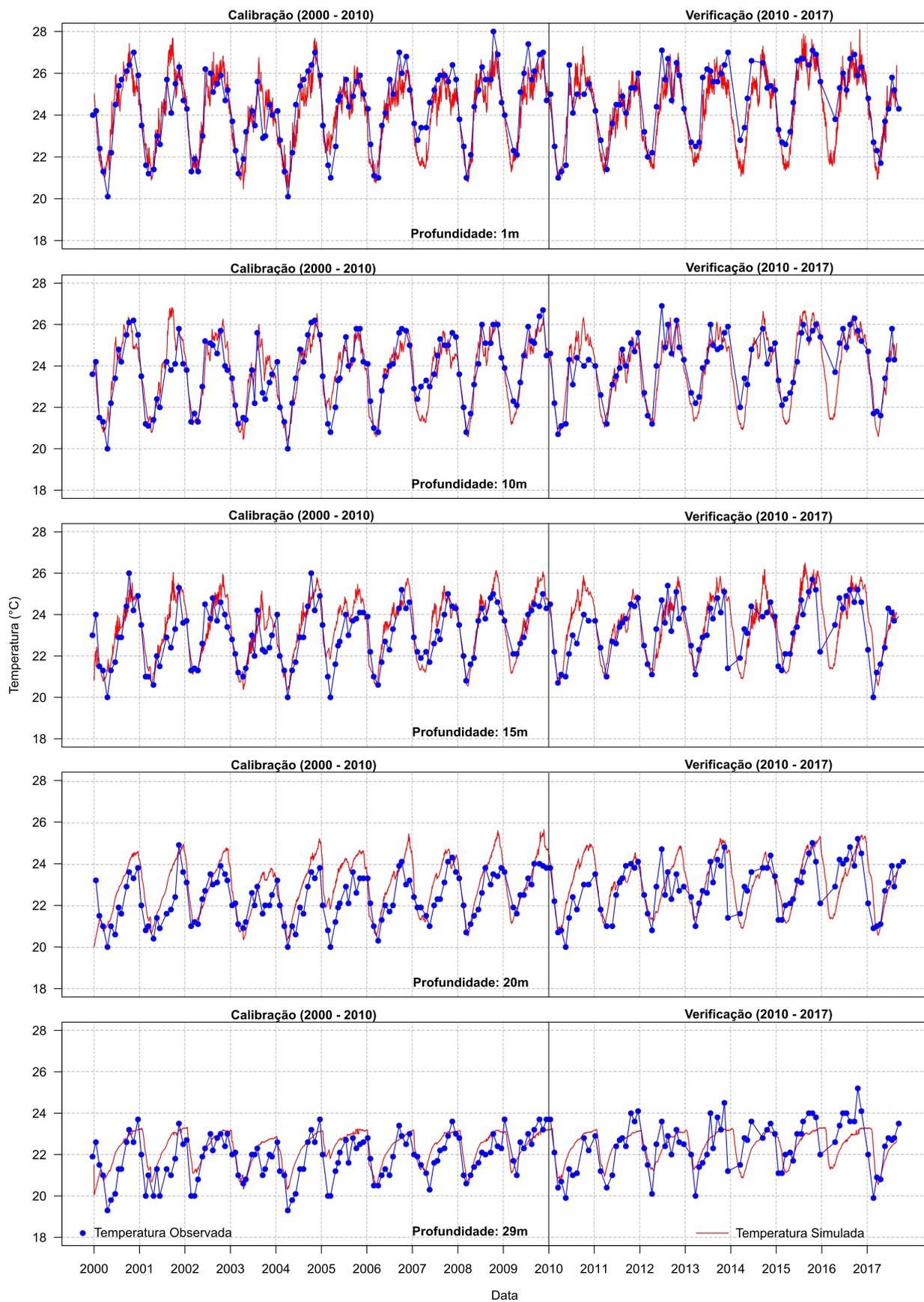


Figura 5.36: Ajustes da temperatura no modelo CE-QUAL-W2. Calibração e validação.

Tabela 5.10: Métricas de avaliação aplicadas na melhor iteração da etapa de calibração, verificação e para todo o período simulado (calibração + validação).

Profundidade	Calibração (2000-2010)			Validação (2011-2017)			Período Total (2000-2017)		
	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS
1m	0,81	0,8	-0,6	0,88	0,78	-1,7	0,82	0,8	-0,9
10m	0,78	0,78	0,2	0,78	0,68	-1,7	0,77	0,76	-0,1
15m	0,68	0,55	1,7	0,54	0,41	0,3	0,63	0,5	1,4
20m	0,62	0,14	2,9	0,43	0,2	0,5	0,53	0,23	2,2
29m	0,53	0,33	2,2	0,38	0,36	-0,8	0,46	0,4	1,2

Uma melhor compreensão quanto ao gradiente de temperaturas nesses períodos é dada traçando perfis no ponto C. Uma análise dos perfis para discutir o ápice dos fenômenos de mistura e estratificação é realizada para os períodos de calibração e verificação (Figuras 5.37 e 5.38).

A Figura 5.37 mostra os perfis de temperaturas simuladas e monitoradas para os meses de julho e dezembro, que são os meses em que a mistura e a estratificação possuem padrões bem definidos. Os perfis de temperatura observados em 2005 (Fig. 5.37a) não apresentam ajustes razoáveis para julho, mês de mistura do lago, e dezembro, onde a estratificação, em média, é característica bem marcante. Em contraste, em 2009 (Fig. 5.37b) os perfis simulados pelo modelo se ajustam bem aos dados observados. Todas essas análises são confirmadas pelas métricas de avaliação mostradas nos gráficos de perfil.

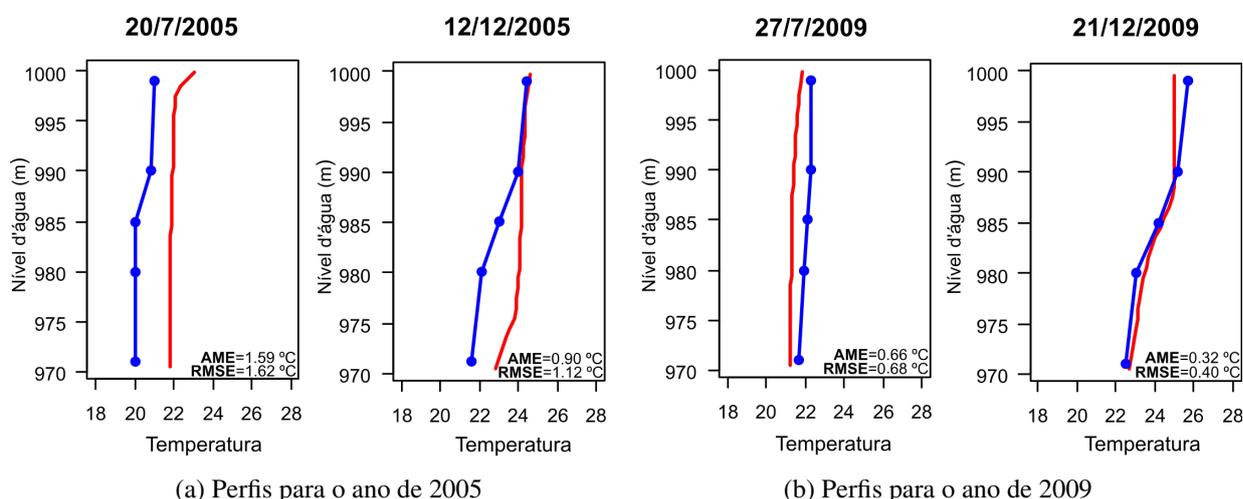


Figura 5.37: Perfis de temperatura para mistura e estratificação para o período de calibração. (a) Ajustes regulares para o ano de 2005 (b) Ajustes razoáveis para o ano de 2009. As linhas azuis e vermelhas são as temperaturas observadas e simuladas, respectivamente.

As características citadas acima, na calibração, também se repetem no período de validação (Figura 5.38), com anos em que o modelo apresenta desempenho reduzido (Figura 5.38a), em

julho, onde a coluna d'água assume temperatura homogênea e portanto misturado e também em dezembro quando o Lago está estratificado. No entanto, em 2017, os resultados mostram um bom desempenho em ambas as situações, de mistura e estratificação (Figura 5.38b). Mesmo com alguns eventos não perfeitamente simulados, o modelo apresenta-se efetivo na representação do padrão térmico do lago Paranoá ao longo dos anos simulados, isto também pode ser visto na Tabela 5.10 e Figura 5.36.

Vários fatores podem ter ocasionado essas diferenças, sendo um desafio afirmar o que motivou a queda no desempenho do modelo em alguns anos. No entanto, cabe comentar que embora os dados utilizados na calibração e validação tenha compreendido cerca de 17 anos, o monitoramento era realizado mensalmente, ou seja, as temperaturas ao longo da coluna d'água eram coletadas uma única vez no mês.

Destaca-se, no entanto, que mesmo que em determinadas profundidades o modelo tenha apresentado desempenho reduzido ainda se verifica, de maneira geral, que o resultado apresentado mostrou-se efetivo representando com qualidade as características térmicas do lago Paranoá nos contextos sazonais e espaciais.

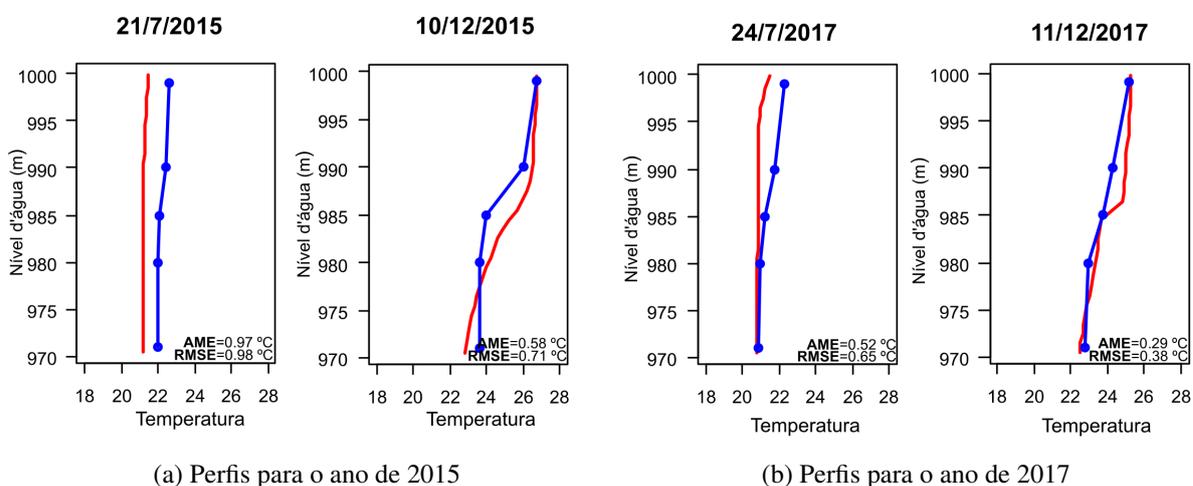


Figura 5.38: Perfis de temperatura para mistura e estratificação para o período de calibração. (a) Ajustes regulares para o ano de 2015 (b) Ajustes razoáveis para o ano de 2017. As linhas azuis e vermelhas são as temperaturas observadas e simuladas, respectivamente.

Os resultados do ajuste do modelo às condições observadas no Lago foram obtidos graças à composição detalhada do banco de dados que possui uma diversidade de dados físicos, hidroló-

gicos e meteorológicos, os quais devidamente organizados foram capazes de descrever o comportamento térmico do lago Paranoá no período estudado. Além disso, destaca-se a aplicação da técnica de otimização na calibração de parâmetros intervenientes nos aspectos hidrodinâmicos e térmicos do Lago, pois permitiu a busca de parâmetros em um universo de soluções que, se testadas manualmente, consumiriam consideravelmente mais tempo para obter resultados semelhantes.

Os pontos A, B, D e E, monitorados apenas na profundidade de 1 metro, estão localizados no braço do Riacho Fundo (A), no braço do Gama (B), no braço do Torto (D) e no braço do Bananal (E) respectivamente. A análise do modelo para esses pontos comparou a temperatura simulada com a monitorada na profundidade de 1 metro. Os resultados obtidos (Tabela 5.11) são semelhantes aos obtidos para o ponto C na mesma profundidade (1m) mostrando que o modelo simula bem as temperaturas da superfície em todo o Lago.

Tabela 5.11: Métricas estatísticas aplicadas nos resultados do modelo para os pontos A, B, D e E a 1 metro de profundidade não utilizados para calibração.

Pontos	2000 - 2010			2011 - 2017			2000 - 2017		
	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS
A	0,76	0,73	-0,9	0,78	0,74	-1,3	0,77	0,75	-0,9
B	0,83	0,83	-0,5	0,78	0,77	-0,5	0,82	0,81	-0,4
C	0,72	0,7	0,2	0,79	0,75	-0,2	0,76	0,74	0,1
D	0,72	0,69	0,2	0,91	0,9	-0,5	0,8	0,78	-0,1

Quanto ao ajuste do modelo, os parâmetros otimizados para calibração do modelo (Tabela 5.12) consideraram os processos hidrodinâmicos e térmicos do lago Paranoá. O processo de otimização teve como objetivo a busca por um conjunto de parâmetros de forma que o resultado gerado pelo modelo fosse o mais aderente possível aos resultados observados.

No lago Paranoá, foram calibrados 11 parâmetros (apresentados no Item 4.4.3), destacando-se principalmente dois grupos de parâmetros, o primeiro associado ao vento e o efeito que ele gera na evaporação do lago, e o segundo aos parâmetros que impactam a troca de energia no fundo do lago.

O primeiro grupo de parâmetros mencionado acima possui os parâmetros WSC, AFW, BFW e CFW. O WSC se refere ao coeficiente do abrigo contra o vento, é um fator usado para aumentar ou diminuir a intensidade do vento no corpo d'água, enquanto os valores AFW, BFW e CFW

são coeficientes da função da demanda evaporativa em função do vento. Por meio da calibração multiobjetivo, [Afshar et al. \(2011, 2013\)](#) alcançaram valores entre 0,78 e 0,85 para o WSC, assim como o alcançados neste trabalho (WSC=0,85) e ao proposto por [Cole e Wells \(2017\)](#). Esses valores mostram que em termos gerais a fórmula de evaporação do vento atinge bons resultados, porém, não dispensam a busca por parâmetros ótimos na representação de cada ambiente a ser modelado.

Tabela 5.12: Parâmetros ajustados no processo de calibração automática

Parametros	Limite inferior	Limite superior	Valores default	Valores ajustados
CBHE	0	1	0,3	0,05
TSED	15	22	10	16,25
TSEDF	0	1	10	0,58
BETA	0	1	0,45	0,50
EXH2O	0	5	0,25	0,54
FRICT	0	100	70	80
WSC	0	2	0,6 - 1,0	0,85
AFW	0	12	9,2	7,38
BFW	0	1	0,46	0,83
CFW	0	2	2	1,73

Em relação ao parâmetro EXH2O, [Cole e Wells \(2017\)](#) relatam que esse coeficiente pode assumir diferentes valores, sendo possível calibrá-lo de maneira uniforme ou determiná-lo ao longo do tempo. A recomendação do autor é considerá-lo 0,25 ao simular apenas a hidrodinâmica considerando a água pura, e 0,45 se a simulação considera interferências adicionais como a presença de sólidos suspensos, algas e etc. No entanto, vale dizer que a variabilidade espacial, temporal e as diferentes características que um dado reservatório assume ao longo de sua própria extensão podem promover uma ampla diversidade nos valores, sendo possível uma variação considerável além daquela mencionados pelos autores.

[Afshar et al. \(2011, 2013\)](#) apontam valores entre 0,20 e 0,24 ao estudar o reservatório de Karkheh, localizado no sudeste do Irã. Os autores, no entanto, não comentam sobre as especificidades do reservatório que podem ter levado a esse resultado. [Cole e Wells \(2017\)](#) relatam que o valor de EXH2O pode variar muito dependendo da concentração de partículas dissolvidas na água, que em ambientes oligotróficos esses valores podem atingir valores abaixo de 0,2 e que para água pura podem chegar a 0,1.

[Soares et al. \(2019\)](#), ao estudar o reservatório de Serra Azul, localizado na região metropolitana de Belo Horizonte (MG-Brasil), utiliza para o coeficiente de extinção de luz o valor de 0,2,

compatível com os trabalhos citados anteriormente e inferior ao encontrado neste trabalho.

A diferença entre os valores encontrados para a fórmula de evaporação do vento, evidencia dois aspectos principais, a necessidade por monitoramento "*in loco*" para o vento dada a sua grande importância no balanço de energia do lago e conseqüentemente na organização térmica e que os coeficientes apresentados no modo *default* do modelo podem ser ajustados a condições especiais e locais de cada reservatório estudado. Isso se torna mais importante quando, em um modelo complexo, há diversos de grupos soluções que podem produzir soluções ótimas ou quase ótimas. Em relação ao parâmetro BETA, o valor encontrado foi de 0,5 e aproxima-se ao proposto por Cole e Wells (2017) (BETA = 0,45) e observado por Afshar *et al.* (2011, 2013) ( $0,42 < \text{BETA} < 0,49$ ). Quanto ao coeficiente de atrito (FRICT), o modelo não apresenta valores default o que é justificável uma vez que se trata de uma característica intrínseca ao ambiente modelado, neste trabalho o valor chegado ao fim da calibração foi de FRICT = 80.

### **Análise do período 2019 - 2020**

A análise dos anos 2019 e 2020 utilizou dois pontos de calibração para o ajuste do modelo. O primeiro localizado na Ponte das Garças com monitoramento em três profundidades diferentes, localizados a 1m, 4m e 7m de profundidade, já o segundo situa-se na Juscelino Kubitschek em sete diferentes profundidades a 3m, 6m, 9m, 12m, 15m, 18m e 21m.

Diferente do ocorrido na análise apresentada para o período 2000 - 2017, neste caso os dados monitorados foram utilizados apenas para a calibração do modelo pelo reduzido tamanho da série de dados monitorados. O ajuste das temperaturas foi realizado com a utilização do algoritmo de otimização desenvolvido neste trabalho, como o realizado no período 2000 - 2017. Os resultados obtidos são mostrados a seguir na Figura 5.39 e na Figura 5.40.

Os resultados obtidos na simulação da Ponte das Garças (Figura 5.39) mostram desempenho razoável do modelo nas profundidades de 1m e 4m com uma queda na última camada, muito embora possa ser observado que o padrão simulado se assemelhe aos dados observados e que os dados exista maior aderência a partir do mês de outubro de 2020.

No período de 10/2019 a 04/2020 os resultados simulados na profundidade de 7m apresentam

um comportamento distinto das demais analisadas, apresentando patamares constantes de temperaturas em torno dos  $22^{\circ}\text{C}$ . Neste período não havia dados monitorados para a comparação e avaliação do modelo, no entanto, esperava-se um padrão sazonal semelhante ao ocorrido na profundidade de 4 metros.

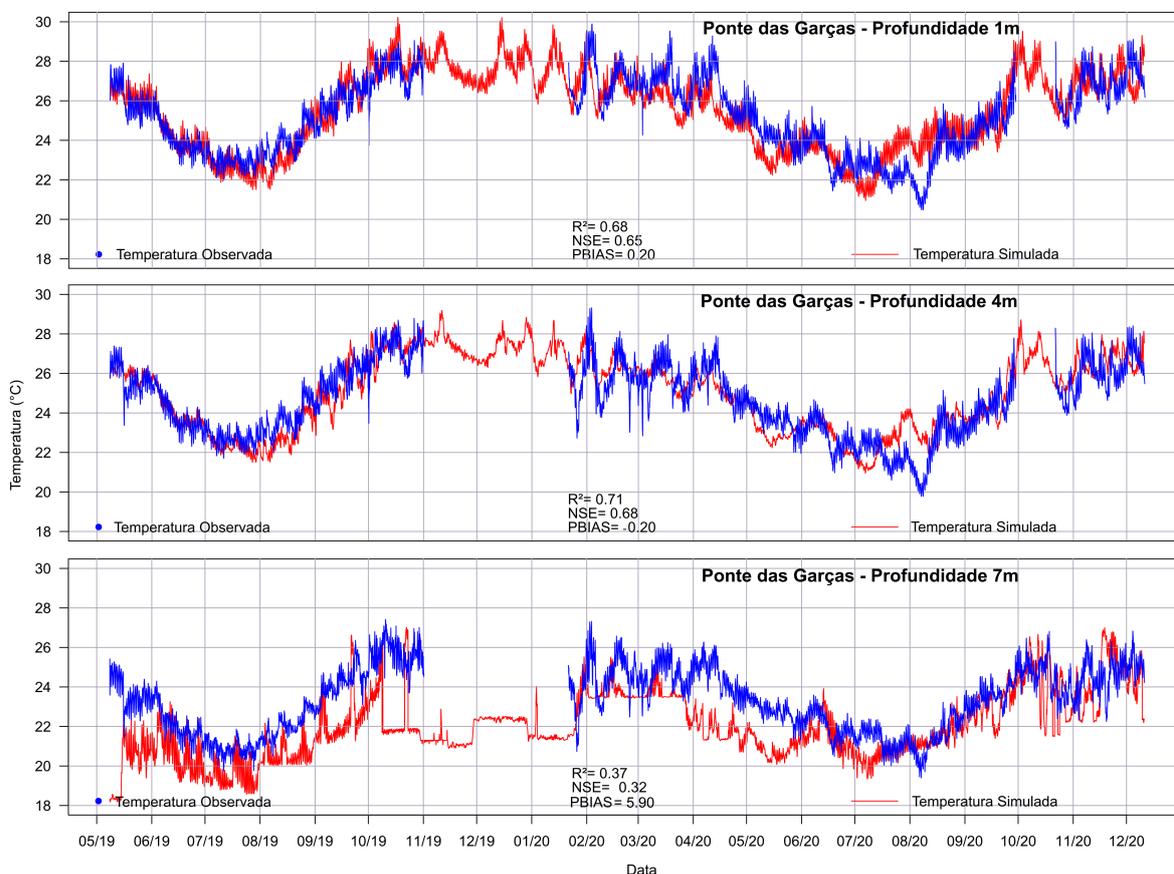


Figura 5.39: Ajuste da temperatura do lago Paranoá/DF na simulação da coluna d'água na Ponte das Garças com o modelo CE-QUAL-W2.

Os resultados da calibração da temperatura na Ponte Juscelino Kubitschek (Figura 5.40), mostram que o melhor desempenho ocorreu até a profundidades de 15 metros. Nas profundidades subsequentes (18m e 21m) as métricas mostram uma queda no desempenho do modelo em representar os dados observados.

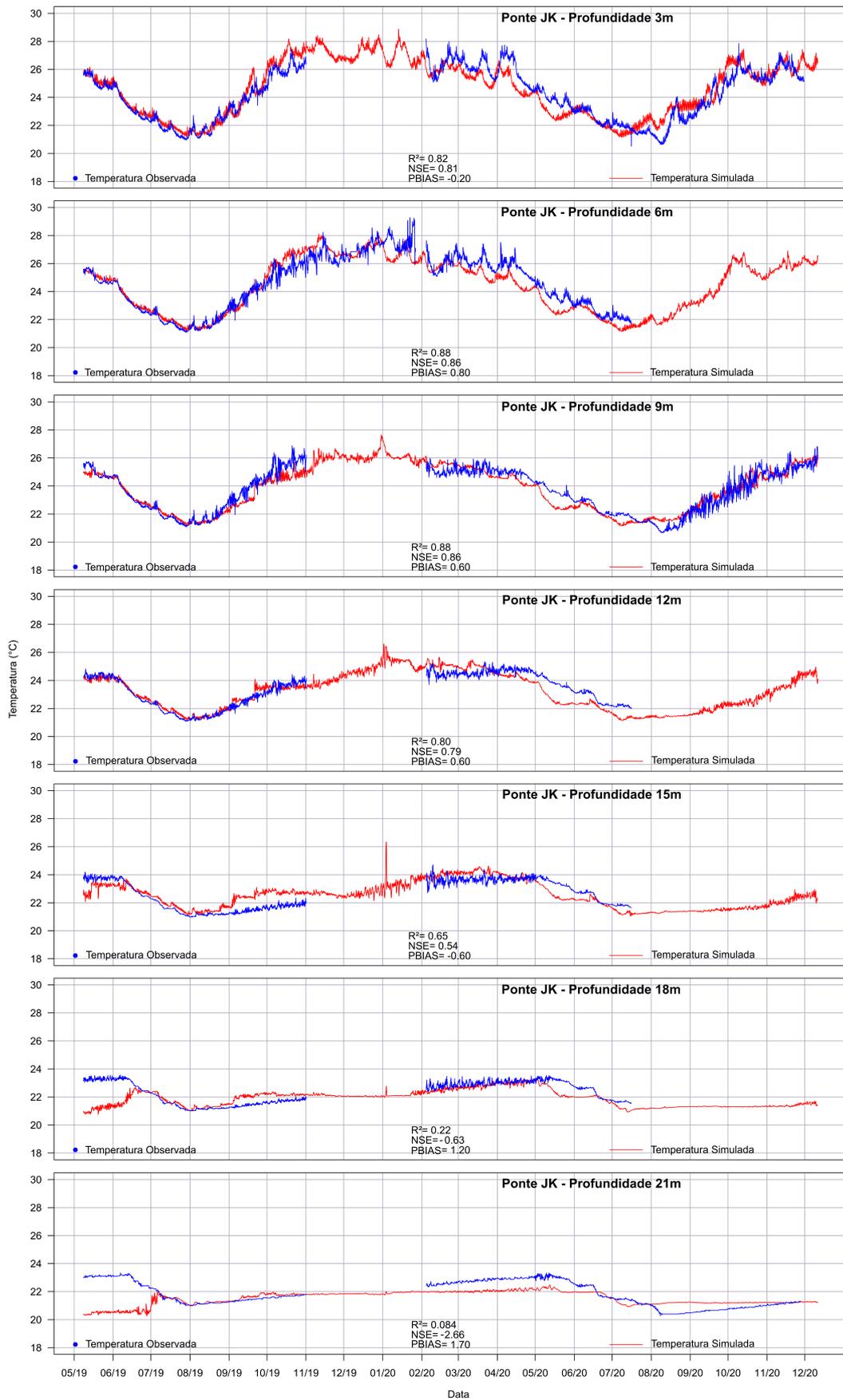


Figura 5.40: da temperatura do lago Paranoá/DF na simulação da coluna d'água na Ponte Juscelino Kubitschek com o modelo CE-QUAL-W2.

Um dos fatores influentes na queda de desempenho do modelo na simulação das séries de temperaturas das três maiores profundidades (15m, 18m e 21m) foi o valor inicial da temperatura adotada como homogênea ao longo da coluna d'água. Nesse caso, a definição de um conjunto de valores iniciais mais apropriados poderia melhorar as métricas de desempenho, por exemplo, se  $T_{inicial(18m,21m)} \approx 23^{\circ}C$  seria possível observar a melhora da performance do modelo, visto que aproximadamente dois meses após o início das simulações as curvas de dados observados e simulados de temperatura nessas profundidades se encontram.

Vale constatar também que houve entre os meses de 11/2019 e 02/2020 uma falha na série de dados monitorados em todas as profundidades com exceção da profundidade de 6m, tais dados que poderiam ter contribuído para o melhor desempenho do modelo nessas profundidades.

### **Comparação entre os períodos analisados**

A comparação entre os resultados gerados para as simulações dos períodos analisados (2000-2017 e 2019-2020) deve levar em consideração dois aspectos fundamentais, o primeiro refere-se ao fato de que no primeiro período estudado, apenas um ponto de calibração foi utilizado, o ponto C, situado na região de maior profundidade do lago Paranoá, nos demais pontos o monitoramento se dava apenas a 1m de profundidade. Já o segundo aspecto está associado à frequência de monitoramento dos dados de temperatura, que no primeiro período simulado era de frequência mensal.

Buscando avançar sobre as questões associadas ao entendimento do comportamento do lago Paranoá, foi estabelecida uma nova abordagem na modelagem do Lago no segundo período modelado. No período 2019-2020 não apenas um, mas dois pontos de monitoramento foram utilizados na calibração do modelo, um deles situado em uma região de maior profundidade (Ponte Juscelino Kubitschek) e o outro num dos braços do lago Paranoá com menor profundidade, o braço do Riacho Fundo, na Ponte das Garças, sendo possível atribuir ao modelo uma caracterização espacial de maior propriedade.

Outro aspecto de grande relevância foi a realização do monitoramento de temperaturas em alta frequência no período 2019-2020, o que proporcionou, mesmo que durante apenas dois anos de monitoramento, um conjunto de dados relevante para a calibração do modelo.

Na Tabela 5.13 é possível observar a comparação dos valores obtidos na calibração do modelo para os dois períodos estudados.

Tabela 5.13: Valores ajustados nos dois períodos analisados.

Parâmetros	Valores ajustados (2000-2017)	Valores ajustados (2019-2020)
CBHE	0,05	0,68
TSED	16,25	20,52
TSEDF	0,58	0,25
BETA	0,5	0,25
EXH2O	0,54	0,52
FRICT	80	36,66
WSC	0,85	1,00
AFW	7,38	7,20
BFW	0,83	0,49
CFW	1,73	1,03

Os parâmetros TSED e CBHE são diretamente relacionados, TSED representa a temperatura inicial do sedimento e o CBHE representa o coeficiente de troca de calor na interface água-sedimento. O período de 2000 a 2017 foi calibrado a partir de dados mensais, e os dados de temperatura ao longo da coluna d'água eram coletados até uma profundidade aproximada/sugerida de 30 metros de profundidade, não havendo como garantir a exata profundidade e local de monitoramento uma vez que não há estrutura para marcação do local de coleta de dados. No entanto, nas proximidades da barragem do lago Paranoá há registros de locais com profundidade superior aos 40 metros de profundidade. Questões como essa precisam ser aprimoradas para que se possa observar o real impacto da troca de calor na interface água sedimento.

A simulação realizada entre 2019 e 2020 contou com uma estrutura de monitoramento com refinamento amplamente superior, como os termistores que coletavam dados de temperatura que foram distribuídos uniformemente desde a superfície até o fundo do Lago sendo garantidas a posição de cada sensor na coluna d'água. Esse rigor aplicado neste período permite inferir que os valores de TSED e CBHE obtidos na análise realizada nos anos 2019 e 2020 representam melhor a dinâmica de temperaturas observadas no lago Paranoá.

Em relação aos parâmetros BETA e EXH2O, fração da radiação solar absorvida na superfície e o coeficiente de extinção da luz na água, respectivamente, verificou-se que nos valores ajustados para a calibração referente ao período 2000-2017 o valor de BETA é o dobro do encontrado para o período 2019-2020, enquanto que os valores de EXH2O permanecem próximos.

Os valores de BETA, EXH2O também se relacionam com os valores de TSED e CBHE uma vez que fazem parte do balanço de energia, e observando o conjunto de parâmetros obtidos em ambos os períodos simulados, verifica-se que no processo de calibração do modelo a rotina de otimização faz um balanceamento de temperaturas e ajusta através dos parâmetros o quanto de energia é absorvida pela superfície da água. Os resultados permitem inferir um melhor balanço no segundo período analisado.

### **Função do vento**

Os dados de vento utilizados no período 2000-2017 foram monitorados na estação INMET Brasília, localizada no centro da Capital. Para "transferir" os dados medidos ao corpo hídrico, o modelo possui o WSC (Coeficiente de Abrigo do Vento), parâmetro que atua como coeficiente dos dados monitorados reduzindo ou ampliando a intensidade do vento na superfície do Lago. Como abordam [Cole e Wells \(2017\)](#), em geral esse coeficiente atua reduzindo os valores de vento monitorados, isso ocorre pois na maioria das vezes os dados de vento são obtidos em estações distantes dos reservatórios a serem simulados com todas as condições controladas sem interferência de barreiras como vegetação ou serras ou depressões. Na análise realizada para os anos 2019-2020 foram utilizados dados da rede de monitoramento PTARH/UnB, esta rede contava com quatro sensores de vento localizados às margens de cada braço do lago Paranoá, por isso, adotou-se o valor de WSC igual a 1.

Os parâmetros AFW, BFW e CFW compõem a função do vento, utilizada no cálculo da perda de água por evaporação e no balanço de calor, que em geral possuem a forma:

$$f(w) = a_w + b_w \cdot w^{c_w} \quad (5.1)$$

Equações dessa natureza vem sendo determinadas de forma empírica e possuem grandes intervalos de variação. [Cole e Wells \(2017\)](#) apresentam  $a_w = 9,2$ ,  $b_w = 0,46$  e  $c_w = 2$  como modo *default* no modelo CE-QUAL-W2, no entanto, permite que alterações sejam realizadas como desejar o usuário. Os valores dos parâmetros foram similares em ambos os períodos, no entanto, cabe destacar o rigor metodológico no projeto e construção da rede de monitoramento PTARH/UnB, na operação, aquisição e tratamento dos dados obtidos em escala horária, em

quatro estações ao longo do lago Paranoá. Desta forma, com os dados monitorados no período 2019-2020 e a abordagem utilizada para a calibração dos coeficientes foi possível determinar a função do vento para o lago Paranoá apresentada pela equação:

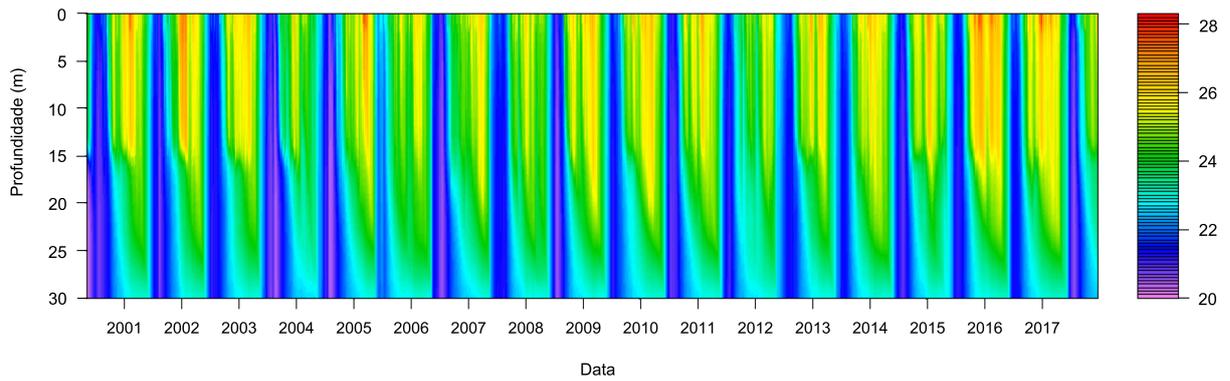
$$f(w) = 7,20 + 0,49.w^{1,03} \quad (5.2)$$

### 5.3.1.1. Espacialização vertical e análise dos resultados (2000 - 2017)

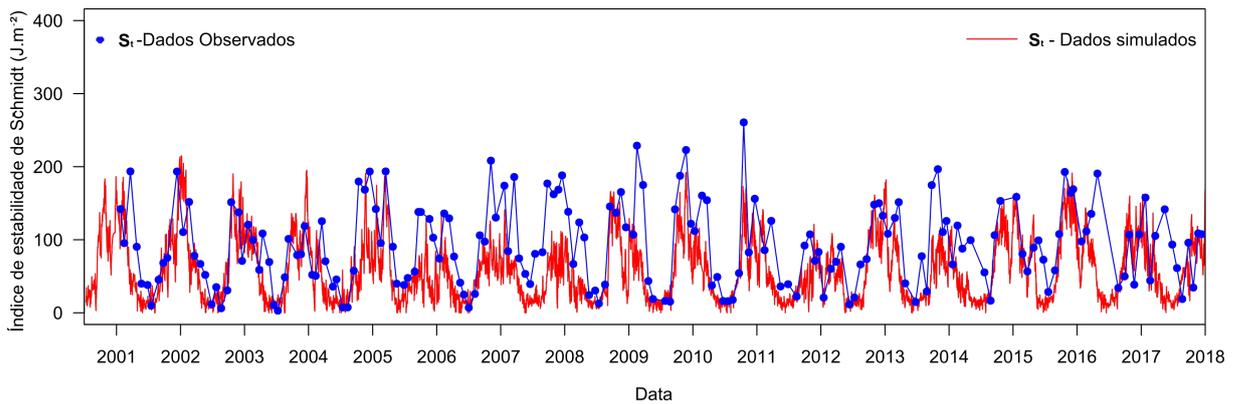
Os resultados apresentados neste estudo mostram que o lago Paranoá, em termos da dinâmica térmica, é monomítico quente, ou seja, a circulação ou mistura ocorre no inverno e o processo de estratificação ocorre a partir do aquecimento térmico da superfície. O padrão observado é que o aquecimento do Lago começa em setembro, atingindo seu pico entre dezembro e março. A partir de abril as águas do lago começam a esfriar, quando em julho atinge, em média, as temperaturas mais baixas e o ápice da mistura.

Os resultados obtidos na análise dos dados monitorados mostram um  $\Delta T = 4^{\circ}C$  no ápice da estratificação do lago Paranoá, este padrão foi bem reproduzido pelo modelo CE-QUAL-W2. Isso também é revelado ao determinar a estabilidade da coluna de água usando o número de Schmidt ( $S_t$ ) (Figura 5.41b). Em geral, o valor máximo de  $S_t$  supera os  $200J.m^{-2}$  na estratificação e atinge valores muito próximos de zero nos meses de mistura. No entanto, observa-se que de 2006 a 2008 os resultados do modelo subestimam os valores de  $S_t$  em um período prolongado.

O maior valor do índice de estabilidade Schmidt calculado em todo o período estudado, atingiu quase  $300J.m^{-2}$  no final de 2010. O índice de estabilidade Schmidt calculado para temperatura observada e simulada mostra que o modelo construído pode efetivamente representar a dinâmica da temperatura no ponto C, em toda a coluna d'água desde a superfície até o fundo. Como os demais pontos de monitoramento apresentam dados de temperaturas apenas a 1m de profundidade, observou-se que nessas profundidades o modelo também teve um bom desempenho e, portanto, eficaz na representação da dinâmica de temperaturas no lago Paranoá.



(a) Perfil de temperaturas determinado pelo modelo CE-QUAL-W2 no período estudado (2000-2017) - Ponto C.



(b) Índice de estabilidade de Schmidt para os dados observados e monitorados (2000-2017) - Ponto C.

Figura 5.41: Análise do ponto C, espacialização dos resultados obtidos pelo modelo e determinação do índice de Schmidt.

Para verificar a dinâmica térmica sazonal observada nos demais braços do lago Paranoá, também foi calculado o índice de estabilidade de Schmidt (Figura 5.42.) e com eles o perfil de temperatura ao longo dos anos estudados (Figura 5.43).

A análise do período estudado, aplicando o índice de Schmidt nos resultados gerados pelo modelo, mostra que há, sazonalmente, menor resistência à mistura nos braços do lago Paranoá se comparado ao observado no Ponto C. Como o valor de  $S_t$  depende da profundidade e da diferença de temperatura entre as águas superficiais e de fundo, era de se esperar que em locais mais profundos  $S_t$  também assumisse valores maiores e isso pôde ser observado neste estudo.

Observando os resultados em A, B, D, E, (Figuras 5.42 e 5.43) nota-se que o comportamento é semelhante e a maioria dos valores de energia necessária para promover a mistura estão abaixo de  $100 J.m^{-2}$  com picos que eventualmente ultrapassam esses valores nos meses mais quentes. O ponto de monitoramento B (braço do Gama), no entanto, mostra os maiores valores de  $S_t$ ,

apresentando picos com valores próximos a  $200 J.m^{-2}$ .

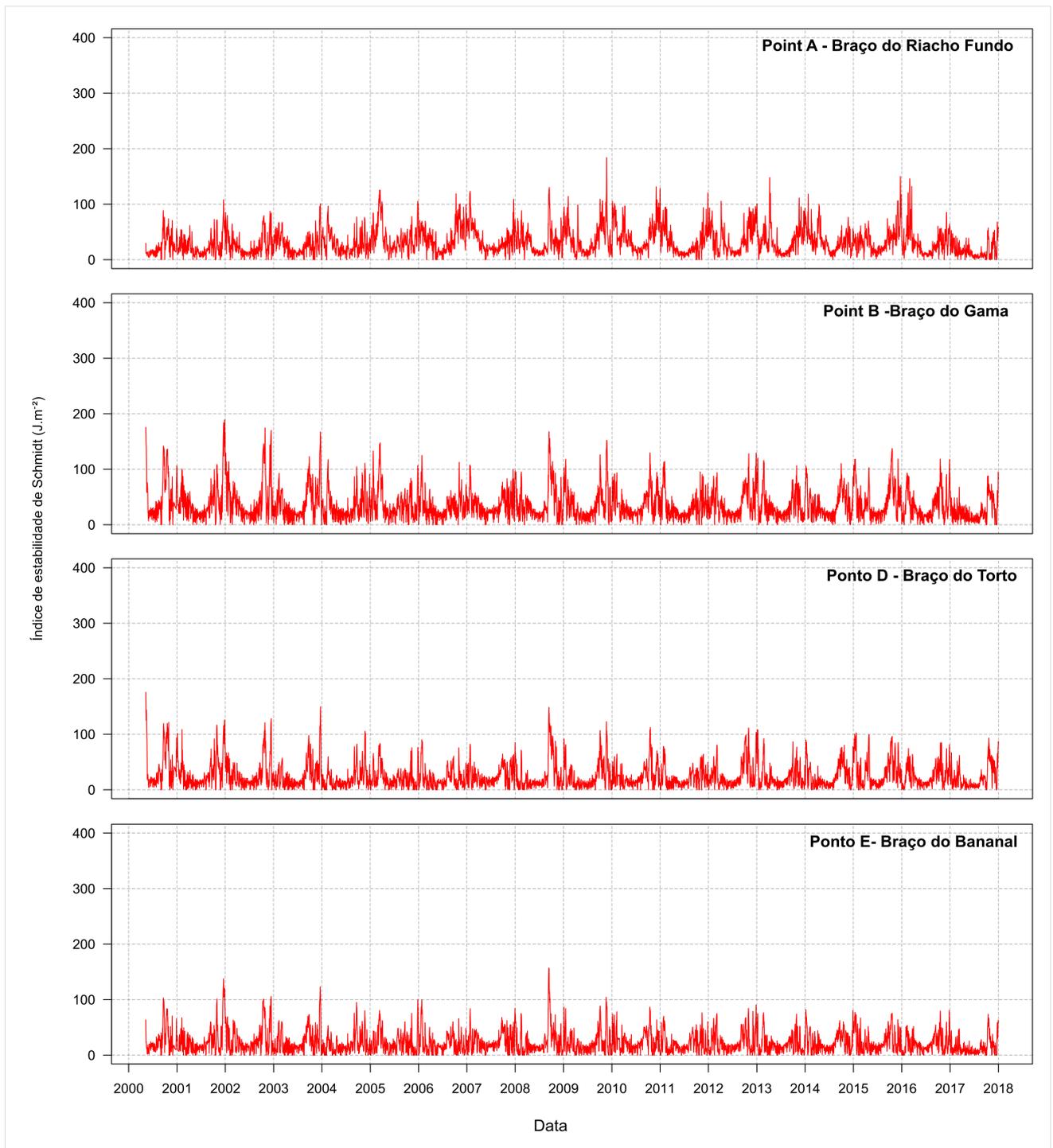


Figura 5.42: Índices de estabilidade Schmidt para os pontos A, B, D e E. Índices plotados a partir dos resultados gerados pelo modelo CE-QUAL-W2, após calibração.

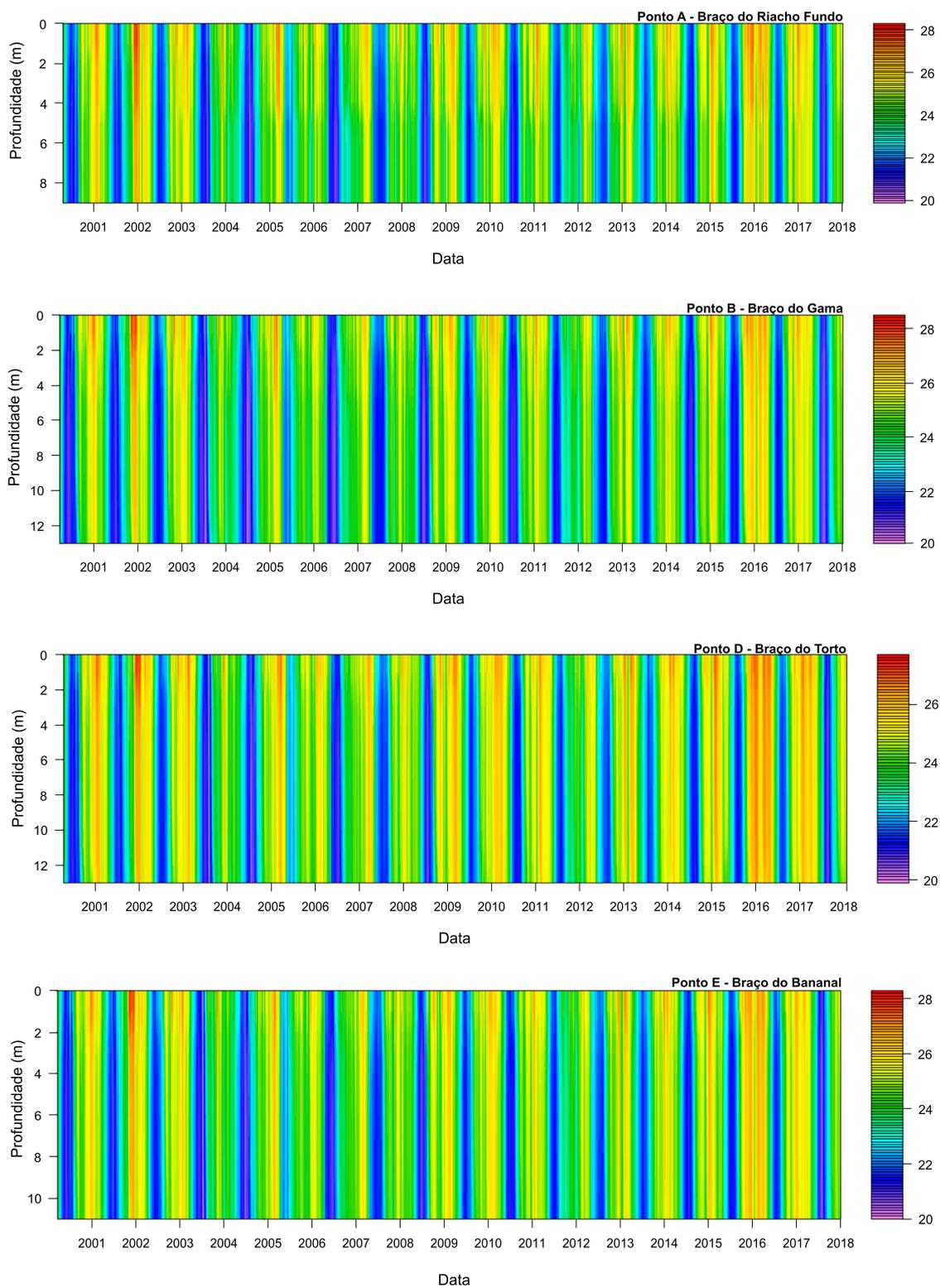


Figura 5.43: Perfis de temperatura para os pontos A, B, D e E plotados a partir dos resultados gerados pelo modelo CE-QUAL-W2.

A análise realizada na resolução temporal de 1 dia sugere ausência de estratificação bem definida, com instabilidade térmica predominando na região dos braços do lago Paranoá onde

estão localizados os pontos de monitoramento A, B, D e E. O fato de se tratarem de regiões de profundidades menores que o ponto C, que possui cerca de 30 metros e que foi utilizado na calibração, corrobora com esses resultados pois ao compará-los (Figura 5.41) com os demais (Figuras 5.42 e 5.43), observa-se a definição da região de maior gradiente de temperatura (termoclina) nas profundidades em torno a 15 metros, sugerindo ser esse o alcance da atuação das forçantes externas na dinâmica de mistura do Lago.

Para aprofundar a análise dos resultados gerados pelo modelo para os braços do lago Paranoá, os perfis de temperatura nos pontos A e D (Figuras 5.42 e 5.43) são mostrados em resolução horária para o ano de 2009 (Figuras 5.44 e 5.45), a fim de analisar a dinâmica de estratificação e mistura. Esses pontos foram escolhidos por serem importantes na gestão do Lago, o ponto A a região de diluição da estação de tratamento de esgoto Brasília Sul e o ponto D o ponto de captação da estação de tratamento de água ETA Lago Norte. O ano de 2009 foi escolhido por apresentar bons ajustes na representação dos padrões térmicos do Lago.

Em julho de 2009 (Figura 5.44), mês da mistura, o ponto A tem amplitudes que variam entre 0,5 e 0,8°C podendo alcançar em alguns momentos até 1°C, no entanto, apesar do comportamento característico anual, não é observado um padrão local bem definido nos meses do inverno. Os resultados também mostram que a coluna assume valores homogêneos de temperatura em vários momentos.

Apesar do observado, é consenso na literatura técnica (Martin e McCutcheon, 1998) que a coluna d'água é estratificada quando existe uma barreira que divide as camadas superior e inferior definida como termoclina, com gradiente térmico de pelo menos 1°C por metro como uma característica marcante, condição esta que não é observada nos resultados do modelo de julho/2009, assumindo uma condição de mistura. No entanto, a partir de novembro/2009 o Lago mostra o aquecimento gradual com temperaturas mais altas na superfície em alguns momentos alcançando algo próximo aos 30°C entre o fim de fevereiro e meados de março, onde também verifica-se os maiores gradientes de temperatura, entre 4 e 6 metros de profundidade, a partir de quando inicia-se o resfriamento das águas.

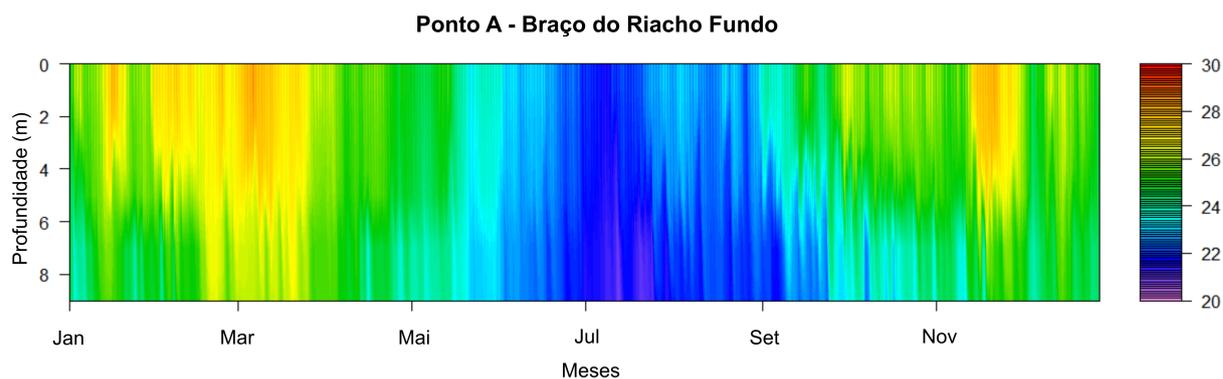


Figura 5.44: Análise do ponto A, espacialização dos resultados obtidos pelo modelo em resolução horária para o ano de 2009.

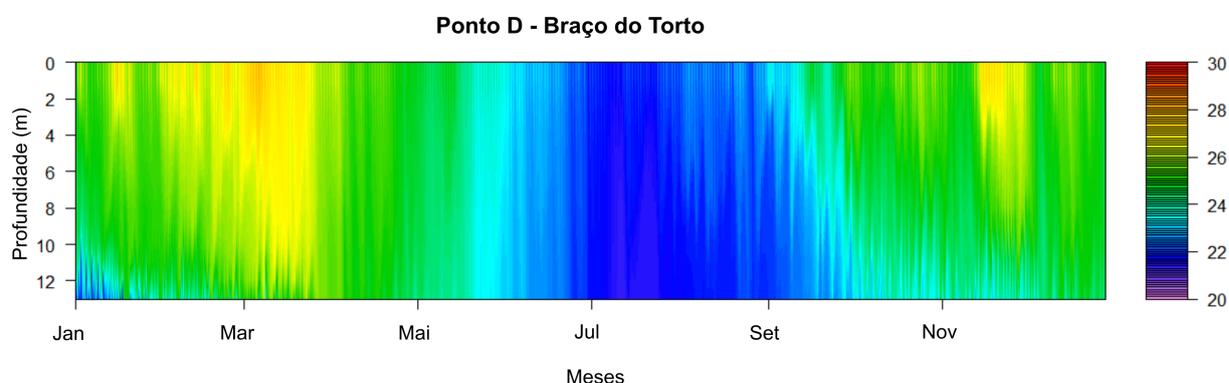


Figura 5.45: Análise do ponto D, espacialização dos resultados obtidos pelo modelo em resolução horária para o ano de 2009.

No ponto D, em julho de 2009 (Figura 5.45), é observado um padrão de temperaturas similar ao visto no Ponto A, no entanto, com período de mistura melhor definido e com uma regularidade de temperaturas mais aparente. Nele, observa-se que as maiores temperaturas concentram-se na faixa superficial até cerca de dois metros de profundidade em março e novembro. Enquanto isso, em dezembro de 2009 o gradiente de temperatura chega aproximadamente  $2^{\circ}C$  em alguns momentos, no entanto, os resultados sugerem maior tendência à mistura com alguns episódios que podem ser associados à estratificação.

A comparação entre os dois perfis dos pontos A e D (Figuras 5.44 e 5.45), comentados acima, sugere que há nos braços do lago Paranoá, nas regiões de menor profundidade, a ocorrência de estratificação muito fraca e processos de mistura ao longo do dia. Assim, como já comentado, os

resultados levam a crer que regiões com profundidades menores assumem um comportamento polimítico.

### 5.3.1.2. Análise das forçantes meteorológicas sobre o lago Paranoá

Foram realizadas análises do comportamento da estabilidade térmica do lago Paranoá a partir dos resultados gerados pelo modelo calibrado para o ano de 2009 e para diferentes cenários com velocidades de vento e radiação solar. Para isso, calculou-se o índice de Schmidt ao longo da coluna d'água para o ponto C com diferentes valores de intensidade do vento e com a variação percentual dos valores monitorados de radiação solar. Assim, buscou-se avaliar a influência do vento e da radiação nas condições de estabilidade do lago Paranoá.

A análise realizada sobre os ventos e seus efeitos na coluna d'água ocorre em duas partes (Figura 5.46), a primeira entre os meses 01-2009 a 07-2009 e a segunda entre os meses 08-2009 a 12-2009. No primeiro período, vemos que em condições normais (para as quais o lago foi calibrado), o lago apresenta condições de estratificação muito próximas ao cenário sem a atuação do vento (vento =  $0m/s$ ). Quando se analisa o efeito da simulação realizada com as rajadas de vento, observa-se uma queda significativa na resistência de mistura do lago, ou seja, a atuação do vento passa a ter um efeito importante na mistura da coluna d'água.

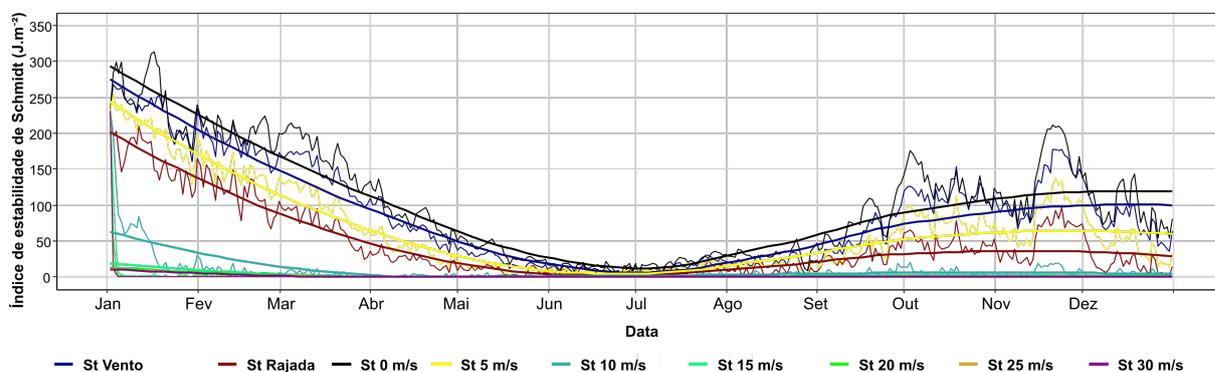


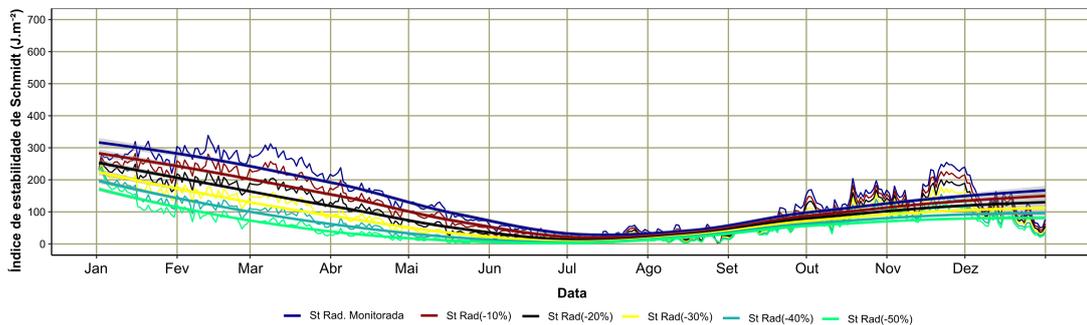
Figura 5.46: Resistência à mistura do lago Paranoá para diferentes cenários de intensidades de vento.

A simulação com vento a  $5m/s$  (curva amarela) mostra uma curva situada entre as simulações do vento monitorado e a simulação realizada com rajadas de vento. Quando a simulação é realizada com o vento a  $10m/s$ , a resistência à mistura, que em condições normais apresenta valores acima de  $250J.m^{-2}$ , apresenta valores próximos a  $50J.m^{-2}$ . Finalmente, em cenários

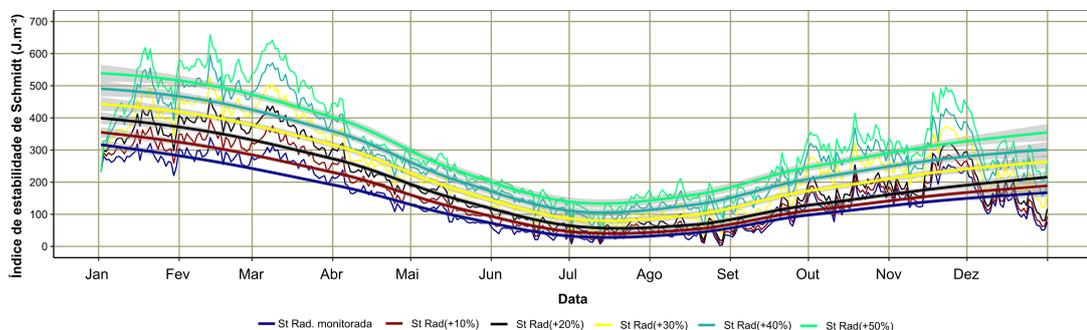
de vento com velocidades superiores a  $15m/s$  a coluna d'água permanece misturada todo o ano.

Para o segundo período, o que geralmente ocorre ( $S_t$  calculado a partir do modelo calibrado) é o restabelecimento gradual da condição de estratificação, normal para lagos monomíticos quentes, como o lago Paranoá, em regiões de maior profundidade. Porém, quando o Lago está na condição de mistura, a intensidade do vento necessária para mantê-lo na condição de mistura é menor, observa-se, por exemplo, que para a simulação realizada com a série de rajadas a resistência à mistura está abaixo de  $50J.m^{-2}$  e para velocidades de vento acima de  $10m/s$  o Lago permanece misturado.

A análise sobre a radiação e o seu efeito no Lago considerando a sua atuação ao longo do ano de 2009, escolhido como ano modelo, se deu através da variação percentual dos registros de radiação monitorados. Os cenários de análise consideraram dois critérios, o primeiro (Figura 5.47a) baseou-se na redução percentual dos valores de radiação tendo como simulação base aquela obtida a partir da calibração do modelo. De forma semelhante, o segundo critério (Figura 5.47b) para a produção de cenários relaciona-se ao aumento percentual dos valores de radiação.



(a) Redução dos valores de radiação de 10 a 50% dos valores monitorados no ano de 2009.



(b) Aumento dos valores de radiação de 10 a 50% dos valores monitorados no ano de 2009.

Figura 5.47: Resistência à mistura do lago Paranoá para diferentes cenários de radiação solar.

Os resultados apresentados na Figura 5.47 mostram uma resposta de valores de estratificação proporcional à variação da adotada no cenário. As respostas oriundas dos cenários de radiação mostram que o padrão sazonal da dinâmica térmica é dado pela energia fornecida pela radiação solar, uma vez que as diferenças de temperatura e consequentemente os valores do  $S_t$  caem quando nos meses de julho e agosto os valores de radiação alcançam os valores mínimos.

Os cenários observados tanto para o vento (Figura 5.46) quanto para a radiação (Figuras 5.47) demonstram o impacto sobre a dinâmica térmica do Lago. No entanto, verificou-se que quando a mudança se dá apenas em uma forçante, seja o vento ou radiação, essa mudança deve ser muito significativa para promover impactos relevantes na coluna d'água. Neste sentido, o impacto ao longo da coluna d'água seria potencializado de fato se as condições para isso ocorressem no mesmo instante, por exemplo, a combinação de fatores como valores mínimos de radiação e máximos de vento que favoreceria a mistura, ou ainda, valores máximos de radiação e mínimos de vento que promoveria a estratificação térmica. Aspectos semelhantes são apontados por Soares *et al.* (2021b) apontando que cada forçante não deve provocar mudanças significativas, mas que a combinação delas podem promover mudanças devido ao efeito sinérgico que podem assumir.

### **5.3.2. Análise exploratória - modelagem de qualidade de água no lago Paranoá**

A modelagem de qualidade da água do lago Paranoá realizada neste trabalho se deu a partir da estruturação de uma base de dados de qualidade de água, além dos dados hidrológicos e meteorológicos, baseada principalmente no monitoramento realizado pela CAESB e a inserção desses dados no modelo CE-QUAL-W2. A partir destes dados, foram estruturadas as séries dos dados de entrada, para tanto, um trabalho de análise de consistência dos dados foi realizado a fim de se obter o conjunto mínimo necessário para abastecer o modelo e realizar as simulações de nutrientes como Nitrogênio, Fósforo e Oxigênio.

Vale dizer que em vários momentos das séries foram identificadas falhas, fato este que fez com que fosse adotada a abordagem de calcular a proporção entre cada uma das formas utilizadas como dados de entrada uma vez que em muitos casos apenas uma das formas da série (nitrogenada ou fosforada) era aferida. Esta abordagem fez com que fosse possível reconstruir e preencher os dados faltantes para abastecer o modelo. Destaca-se que, de forma ideal, o monito-

ramento deveria ser realizado de forma regular e com frequência razoável, principalmente para sub-bacias com maiores intervenções antrópicas, uma vez que a dinâmica do ciclo de nutrientes é afetada pelas atividades desempenhadas na sub-bacia.

De todos os dados de entrada necessários, não havia dados de monitoramento da qualidade de água da sub-bacia do Córrego Cabeça de Veado, e também para as áreas de drenagem direta ao lago Paranoá. Nesse sentido, a abordagem utilizada foi uma comparação das características físicas da bacia, principalmente o uso e ocupação do solo, a fim de identificar padrões similares com outras sub-bacias monitoradas. Com essa abordagem atribuiu-se à sub-bacia do Córrego cabeça de Veado e à área de drenagem direta à direita do lago Paranoá (Vertente Leste) as mesmas concentrações monitoradas na sub-bacia do Ribeirão do Gama. Às áreas urbanas não monitoradas atribuiu-se as mesmas concentrações observadas na sub-bacia do Riacho Fundo. Nos itens a seguir são apresentados os resultados da modelagem de nutrientes no lago Paranoá com o modelo CE-QUAL-W2.

#### **5.3.2.1. Nitrogênio Total**

A modelagem de Nitrogênio utilizou como dados de entrada as séries monitoradas de Amônia ( $NH_x$ ) e a soma das demais formas de nitrogênio ( $N - NO_x$ ). Foram inseridos os dados de entrada das sub-bacias afluentes Ribeirão Bananal, Ribeirão do Gama, Riacho Fundo, Ribeirão do Torto e do Córrego Cabeça de Veado, das estações de tratamento de esgotos e das áreas que drenam diretamente ao Lago. Os resultados obtidos pelo modelo são apresentados na Figura 5.48.

No braço do Riacho Fundo (Ponto A) observa-se comportamentos aproximadamente constantes nos resultados simulados desde 2001 até 2006. Neste período não há dados monitorados de Nitrogênio Total no Lago, o que dificulta uma inferência mais apropriada, no entanto, ao se observar o comportamento dos demais anos da série verifica-se que há um formato cíclico na disposição dos dados monitorados, fato relacionado ao aporte de cargas das bacia de drenagem à montante. Logo seria natural esperar este mesmo comportamento no período de 2001 a 2006.

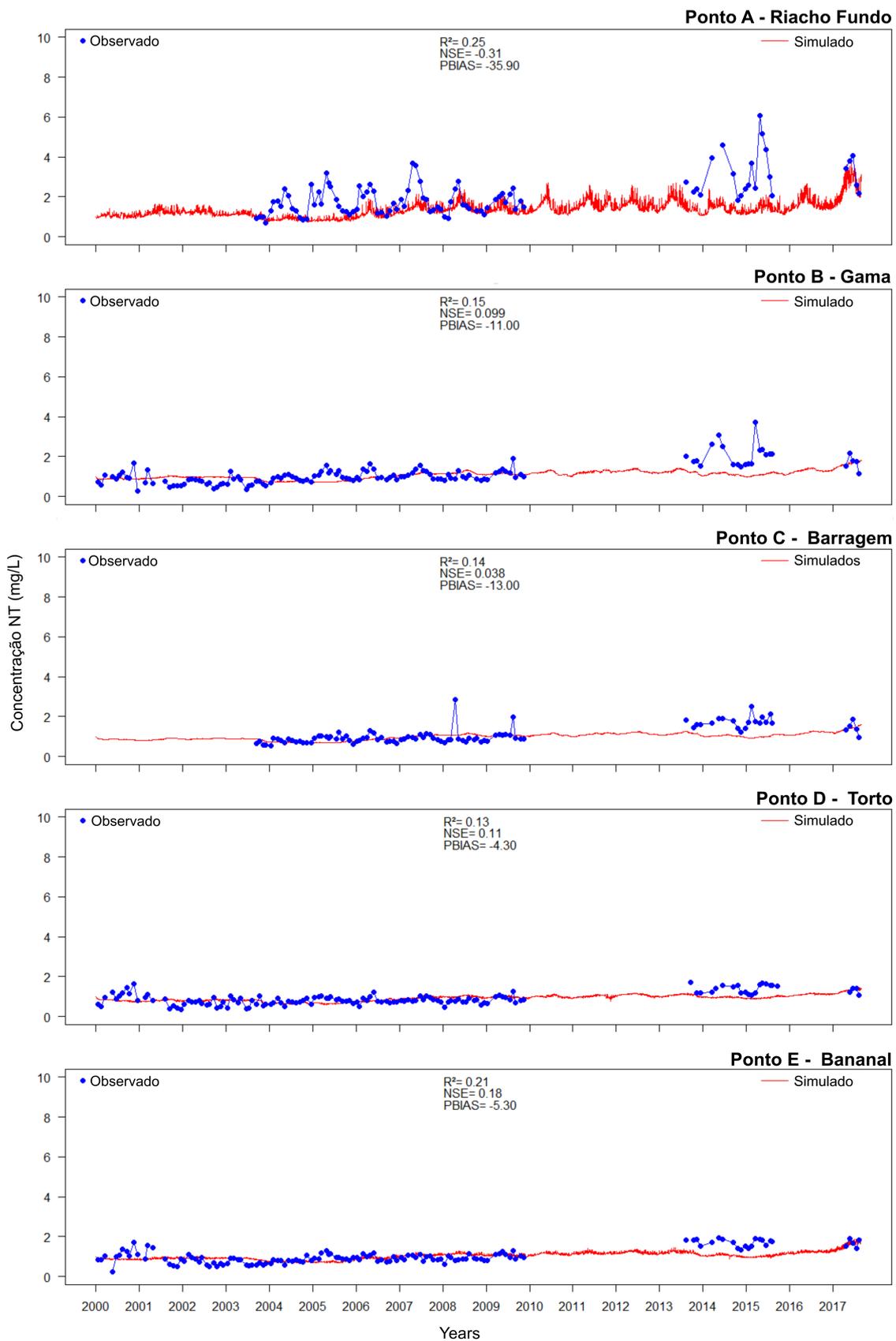


Figura 5.48: Resultados obtidos para a simulação do Nitrogênio Total nos pontos A, B, C, D e E na profundidade de 1m.

A partir do ano de 2006 a simulação começa a apresentar, ainda que em menor expressão, este comportamento cíclico até que no período entre meados de 2007 e 2010 a simulação apresenta o melhor resultado observado para o braço do Riacho Fundo. A partir deste ano houve uma lacuna na série de dados monitorados do Lago sendo retomado o monitoramento apenas em 2014, ano em que as concentrações de Nitrogênio Total aumentam consideravelmente chegando a alcançar valores em torno de  $6\text{mg/L}$ , concentrações estas que não foram observadas nos resultados gerados pelo modelo.

Nos demais braços do Lago os dados monitorados mostram um comportamento mais homogêneo, embora ainda haja sinais de variações das concentrações de Nitrogênio Total que também podem ser atribuídas às cargas das áreas de drenagem geradas a partir do escoamento superficial em estações chuvosas. Mesmo que esse comportamento seja ainda observado, assim como citado anteriormente para o braço do Riacho Fundo, esta variação é de menor amplitude. Este padrão, de variações mais brandas, é visualmente melhor representado pelo modelo nos pontos B, C, D e E, o que aponta para uma maior previsibilidade no aporte de cargas nestes braços, ao contrário do que se vê no Riacho Fundo.

A análise ao longo da coluna d'água foi realizada no ponto C, nas proximidades da barragem do lago Paranoá é mostrada na Figura 5.49. Nesse ponto o monitoramento ocorre em cinco profundidades diferentes, a 1, 10, 15, 20 e aproximadamente 29m de profundidade.

Nos resultados apresentados na Figura 5.49, é notado um comportamento similar nos dados observados até os 15 metros de profundidade, com pouca variação das concentrações de Nitrogênio Total, profundidade essa em que nas áreas centrais do Lago ainda é influenciada. No entanto, para os dados monitorados nas profundidades de 20 e 29 metros há um evidente aumento das concentrações de Nitrogênio Total nos dados observados, aumento este não acompanhado pelo modelo, não sendo estes resultados representativos às concentrações monitoradas.

Os resultados produzidos pelo modelo, apresentam certa homogeneidade ao longo da coluna d'água não sendo efetivo na representação da estratificação das concentrações de Nitrogênio Total que se observa principalmente nas duas maiores profundidades monitoradas.

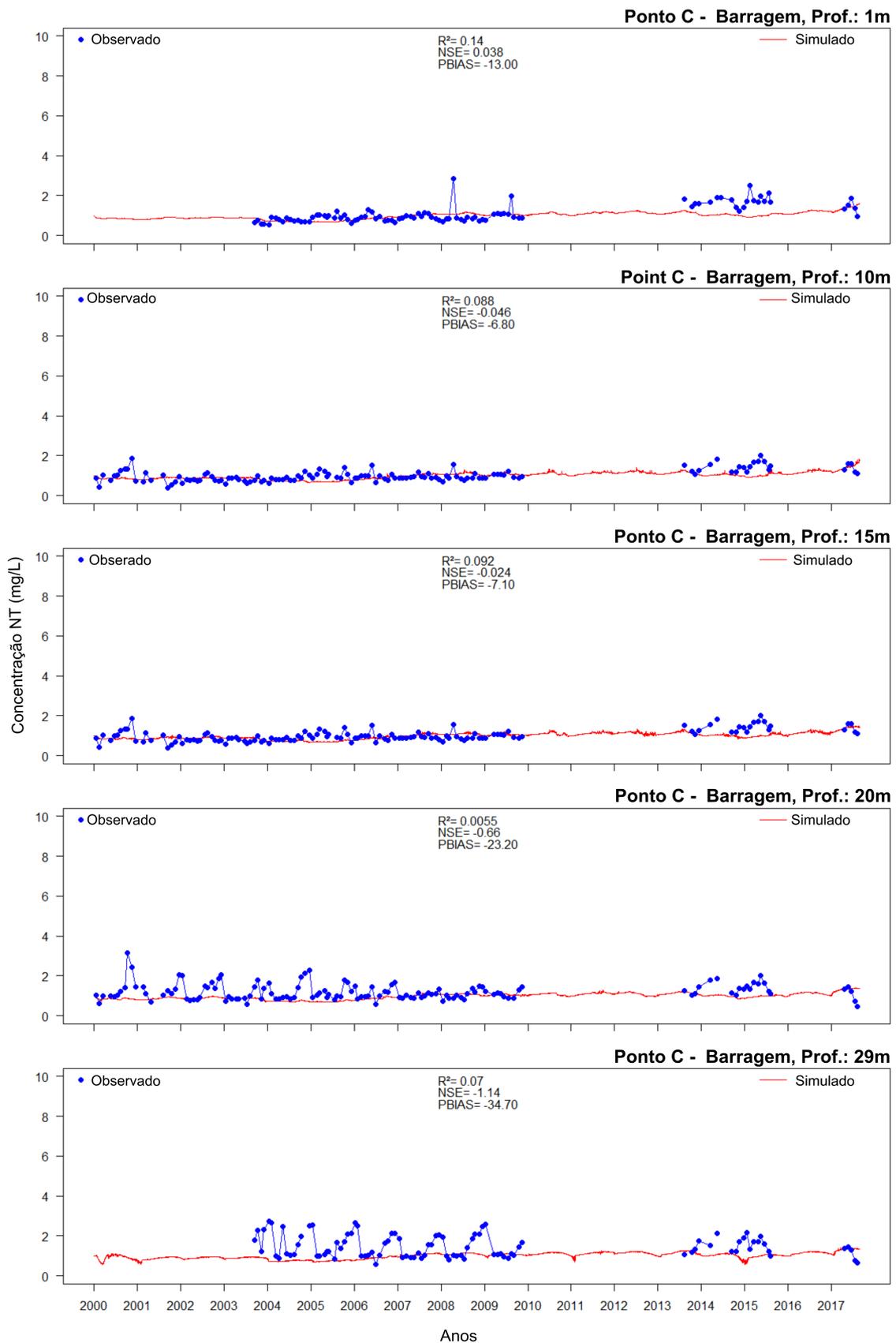


Figura 5.49: Resultados obtidos para a simulação do Nitrogênio Total no ponto C nas profundidades de 1, 10, 15, 20 e 29m.

Um aspecto importante é que entre os anos de 2015 e 2016 em todos os pontos monitorados são observadas um certo aumento da concentração de Nitrogênio Total sendo mais evidentes nos pontos A e B, braços do Riacho Fundo e do Ribeirão do Gama respectivamente. Ocorre que em campanhas de avaliação e diagnóstico realizadas pela equipe de pesquisadores do PTARH/UnB neste período foram observadas em diversos pontos do lago Paranoá com florações de cianobactérias (Minoti e Gomes, 2021), o que de certa forma corrobora para os saltos das concentrações de nitrogênio total observados nesse período.

Por fim, algo que pode ser constatado é uma tendência suave, porém progressiva, das concentrações de Nitrogênio Total em todos os pontos analisados. Este fato deve ser cuidadosamente observado e estudado pelos órgãos gestores do Lago levando em conta aspectos que disciplinem o uso do solo das áreas afluentes ao Lago, o uso da água uma vez que agora o Lago oferece diversos serviços ecossistêmicos à população e o aumento da disponibilidade de nutrientes pode desencadear impulsionar fenômenos de eutrofização e os impactos a ela relacionados.

#### **5.3.2.2. Fósforo Total**

A modelagem de Fósforo Total utilizou como dados de entrada as séries monitoradas de fosfato ( $PO_4$ ). De forma semelhante ao procedimento adotado na construção das séries de dados de entrada de Nitrogênio, utilizou-se a razão entre o Fosfato e o Fósforo total no período em que ambos eram monitorados para a o preenchimento das falhas. Foram inseridos os dados de entrada das sub-bacias afluentes Ribeirão Bananal, Ribeirão do Gama, Riacho Fundo, Ribeirão do Torto, Córrego Cabeça de Veado, das estações de tratamento de esgotos e das áreas que drenam diretamente ao lago Paranoá. Os resultados obtidos pelo modelo são apresentados nas Figuras 5.50 e 5.51.

Os resultados obtidos para a simulação de Fósforo Total não foram efetivos na representação do sistema, apresentando um resultado constante entre todos os pontos monitorados nas camadas superficiais. Os resultados mostram superestimativas do modelo nos valores de Fósforo Total em quase todos os pontos.

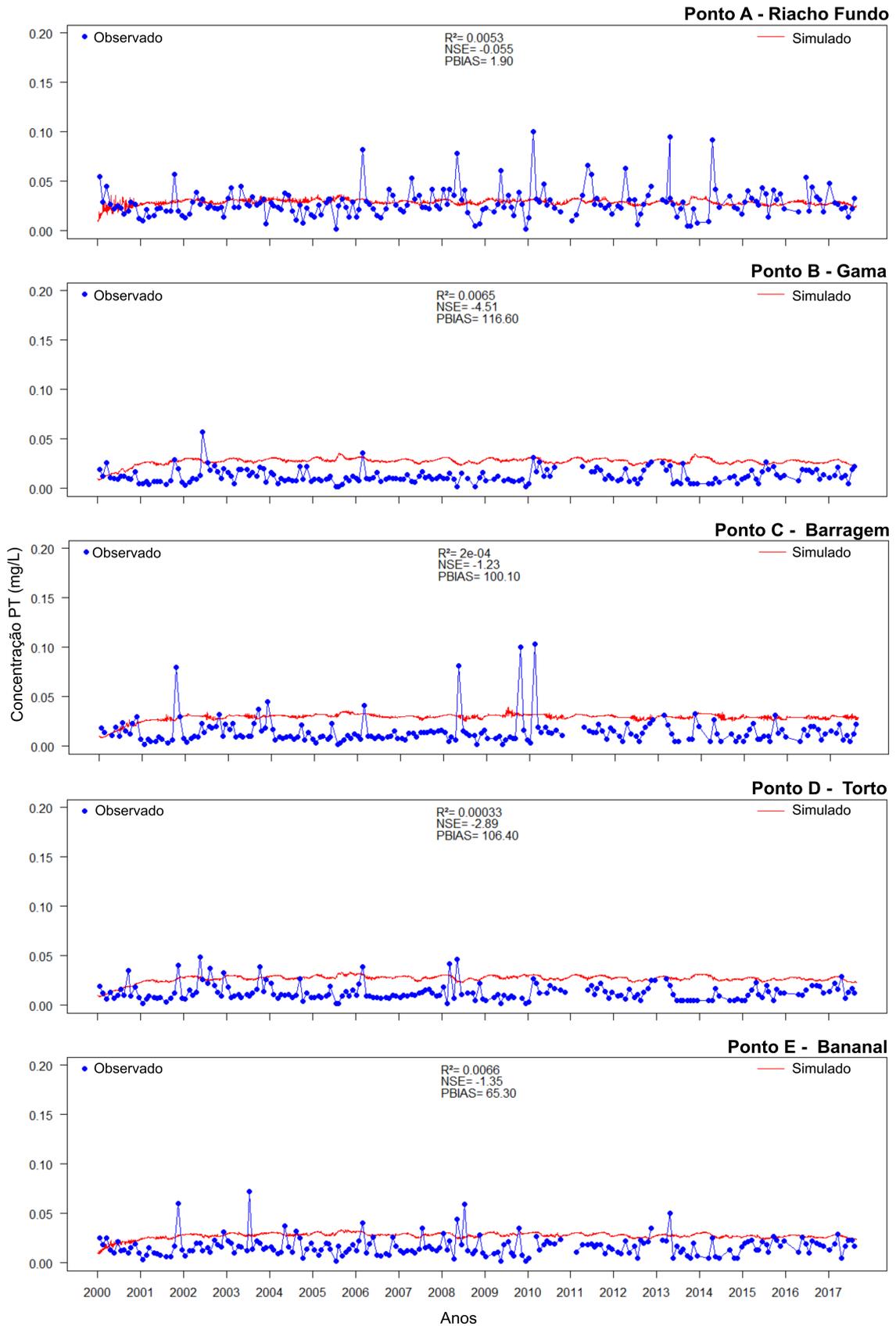


Figura 5.50: Resultados obtidos para a simulação do Fósforo Total nos pontos A, B, C, D e E na profundidade de 1m.

Em relação aos dados monitorados no Ponto C, localizado na barragem do lago Paranoá, os resultados gerados pelo modelo sugerem a coluna d'água com concentrações homogêneas de Fósforo Total até os 20m de profundidade sem contudo representar de maneira efetiva os eventos registrados de concentrações de Fósforo Total acima do padrão observado como nos anos de 2001, 2008 e 2010. Já na série de dados monitorados a 29m de profundidade, ha um padrão diferente indicando que as concentrações de Fósforo Total em áreas mais profundas apresentam ciclos sazonais (Figuras 5.51 e 5.53). Este comportamento pode ser visto, também, ainda que em menores concentrações nos dados monitorados e podem ser associados aos fenômenos de estratificação e mistura observados no Lago que, em suma, nos períodos de estratificação e em função da queda nas concentrações de oxigênio cria um ambiente favorável às cargas internas, ou seja, à liberação de fósforo do sedimento.

Considerando que a dinâmica do fósforo relaciona-se com a do fitoplâncton, o resultado gerado pelo modelo, principalmente nas camadas superficiais, pode estar associado a uma rápida absorção do fósforo de forma que as concentrações não apresentem grandes variações.

No que se refere ao observado ao longo da coluna d'água (Figura 5.51), embora o modelo não tenha representado de maneira efetiva eventos de elevada concentração de fósforo total em certos períodos como nos anos 2001, 2008 e 2010/2011, os resultados do modelo mostram o aumento das concentrações de fósforo total a medida que a profundidade aumenta também. Essa característica apresentada pelo modelo é interessante, pois ainda que a aderência entre dados observados e simulados seja reduzida, o modelo CE-QUAL-W2 mostra uma concepção coerente do mecanismo de ciclagem do fósforo para este tipo de ambiente simulado.

A apresentação de padrão mais homogêneo nas camadas mais próximas da superfície sugere, como já apontado, que os níveis constantes de fósforo total apresentados se deem em função da atuação da comunidade fitoplanctônica que rapidamente absorveria o fósforo e ao fim do ciclo, pela sedimentação, removeria o fósforo disponível das camadas superficiais.

Com o aumento da profundidade houve um aumento nas concentrações de Fósforo Total (Figura 5.51). Aos 29m o modelo já mostra concentrações mais elevadas que embora também não seja aderente aos dados observados evidencia uma dinâmica mais intensa do que observado nas demais camadas.

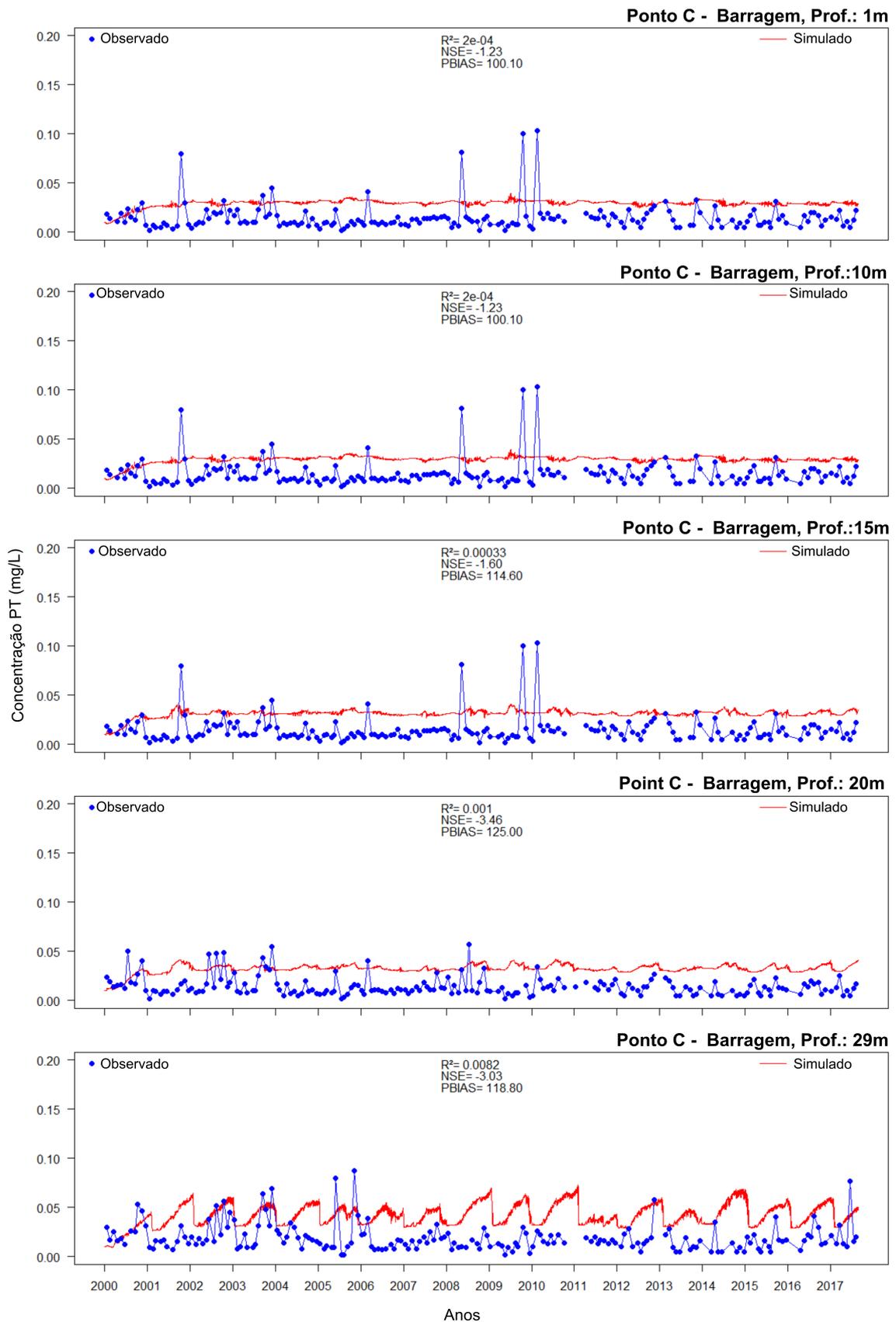


Figura 5.51: Resultados obtidos para a simulação do Fósforo Total no ponto C nas profundidades de 1, 10, 15, 20 e 29m.

Esse comportamento tem relevância no contexto da estratificação térmica, onde as concentrações de oxigênio dissolvido ficam cada vez mais reduzidas em função da barreira imposta pela diferença de temperaturas impedindo o fluxo de nutrientes entre as camadas. Com a queda do oxigênio, o ambiente tende à anoxia ou até mesmo à anaerobiose, estado em que se o ambiente torna-se propício à liberação do fósforo preso no sedimento, aumentando as concentrações de fósforo em maiores profundidades.

A discussão levantada teve por objetivo identificar fatores relevantes no contexto da modelagem de qualidade de água, especialmente a do fósforo. Vale dizer que os resultados se baseiam numa análise preliminar, apresentada com a finalidade de explorar o uso da ferramenta na representação do sistema modelado, que neste aspecto mostrou-se promissora.

### **5.3.2.3. Oxigênio Dissolvido**

A simulação de oxigênio dissolvido foi realizada a partir dos dados de nutrientes e oxigênio dissolvido afluentes ao lago Paranoá, provenientes das sub-bacias, das estações de tratamento de esgotos e das áreas de drenagem direta. Foi levada em conta ainda toda a estrutura ecossistêmica considerada no modelo, como as entradas por reaeração e, principalmente, a produção primária no Lago. Os resultados da simulação de oxigênio dissolvido são apresentados nas Figuras 5.52 e 5.53.

Não houve mudanças significativas na concentração de oxigênio dissolvido para os dados simulados na superfície do Lago, apenas pequenas variações sazonais. Os resultados se concentraram na faixa de valores entre 6 e 8mg/L.

No entanto, os resultados simulados nas camadas superficiais não refletem as variações que são mostradas nos dados monitorados que apresentam valores desde 2mg/L, como o registro apresentado no ano 2000, até valores de supersaturação de oxigênio dissolvido que superam os 10mg/L nos braços do Bananal e Torto de 2006 e o braço do Riacho Fundo em 2012. De todo modo, embora não haja um bom ajuste dos dados simulados aos observados, na média, os resultados apresentados pelo modelo mostram certa equivalência aos dados observados.

Em relação à dinâmica sazonal, foi possível observar um padrão de variações nas concentrações nos dados monitorados ao longo da coluna d'água (Figura 5.53), derivados dos processos de

estratificação e mistura ocorridos no Lago, que foram acompanhados pelas simulações.

No entanto, os resultados gerados pelo modelo, mesmo que apresentem também um comportamento sazonal determinados por estes mesmos processos, apresentam certa divergência do que ocorre no lago Paranoá, pois embora possuam padrões semelhantes também mostram diferenças relevantes nas concentrações de oxigênio dissolvido. É possível citar, por exemplo, as quedas sazonais das concentrações bem pronunciadas nos dados monitorados nas profundidades de 10, 15 e 20 metros que não se verificam nos resultados da simulação.

Vale destacar um aspecto que também representa um desafio na calibração do modelo para a modelagem de oxigênio dissolvido, trata-se do momento da coleta dos dados no lago Paranoá pela CAESB. O monitoramento é realizado com uma amostra mensal sem indicativo de hora coletada, aspecto que é relevante no contexto da comunidade fitoplanctônica, fundamental na dinâmica de produção de oxigênio. Portanto, a comparação é realizada a partir de um dado instantâneo monitorado num dado dia do mês e com um dado que é simulado de maneira contínua.

Embora os resultados tenham apontado a necessidade de aperfeiçoamento do modelo na representação do oxigênio dissolvido, verificou-se nesta abordagem exploratória uma perspectiva positiva na aplicação do modelo, mostrando que com o aprimoramento do monitoramento das variáveis de influência, o aprofundamento no entendimento da estrutura do modelo e nas técnicas de calibração é possível alcançar um grau satisfatório de representatividade do Lago com o modelo.

Esses fatores são importantes uma vez que a dinâmica do oxigênio dissolvido é governada por fatores como a temperatura, nutrientes e a biota aquática, sendo resultado de interações multifatoriais. Desta forma, a calibração do oxigênio dissolvido não ocorre de forma isolada das demais variáveis simuladas e a busca por um conjunto de parâmetros que descrevam de forma efetiva a qualidade da água ainda representa um desafio a ser compreendido e representado por usuários de modelos desta natureza.

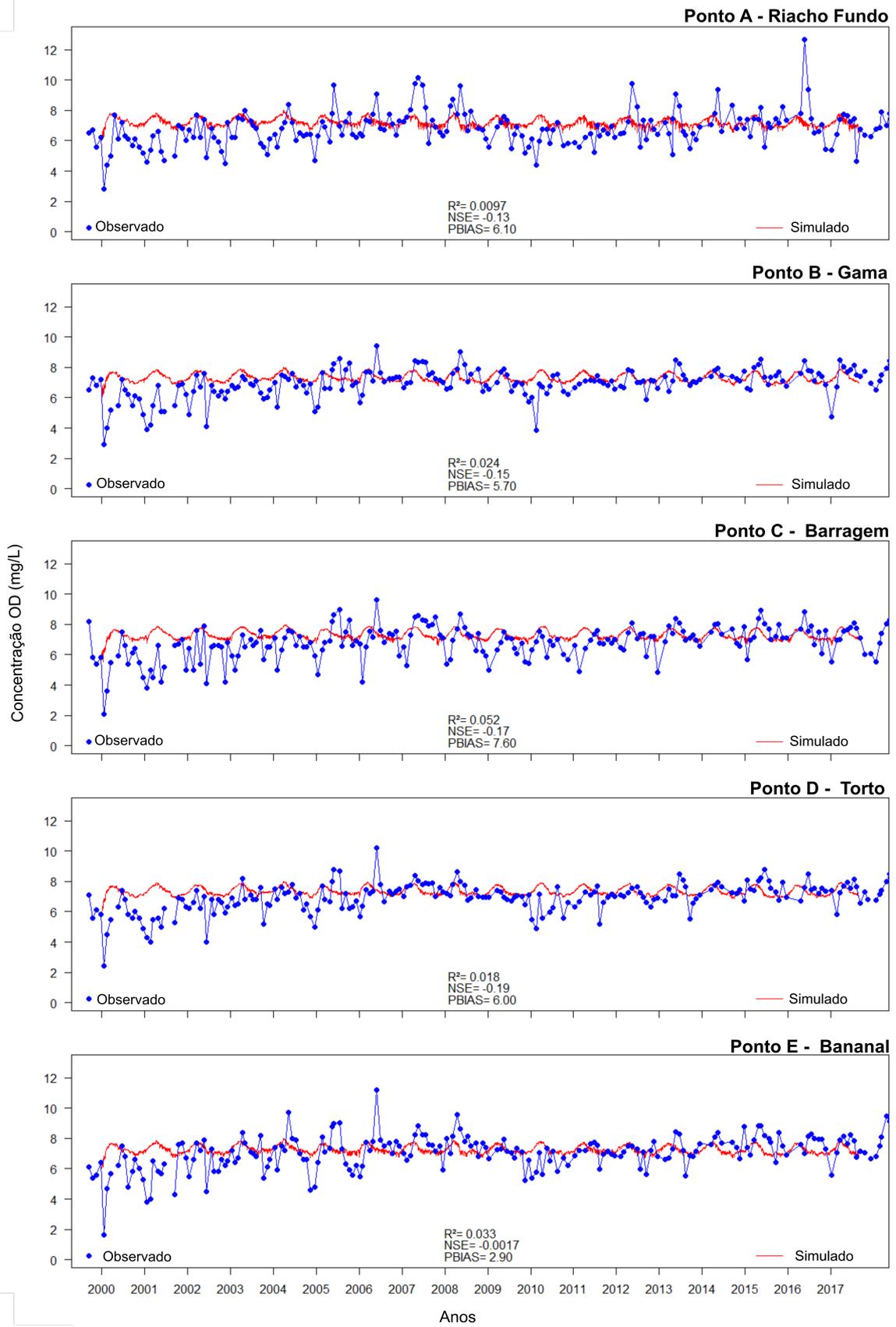


Figura 5.52: Resultados obtidos para a simulação do Oxigênio Dissolvido nos pontos A, B, C, D e E na profundidade de 1m.

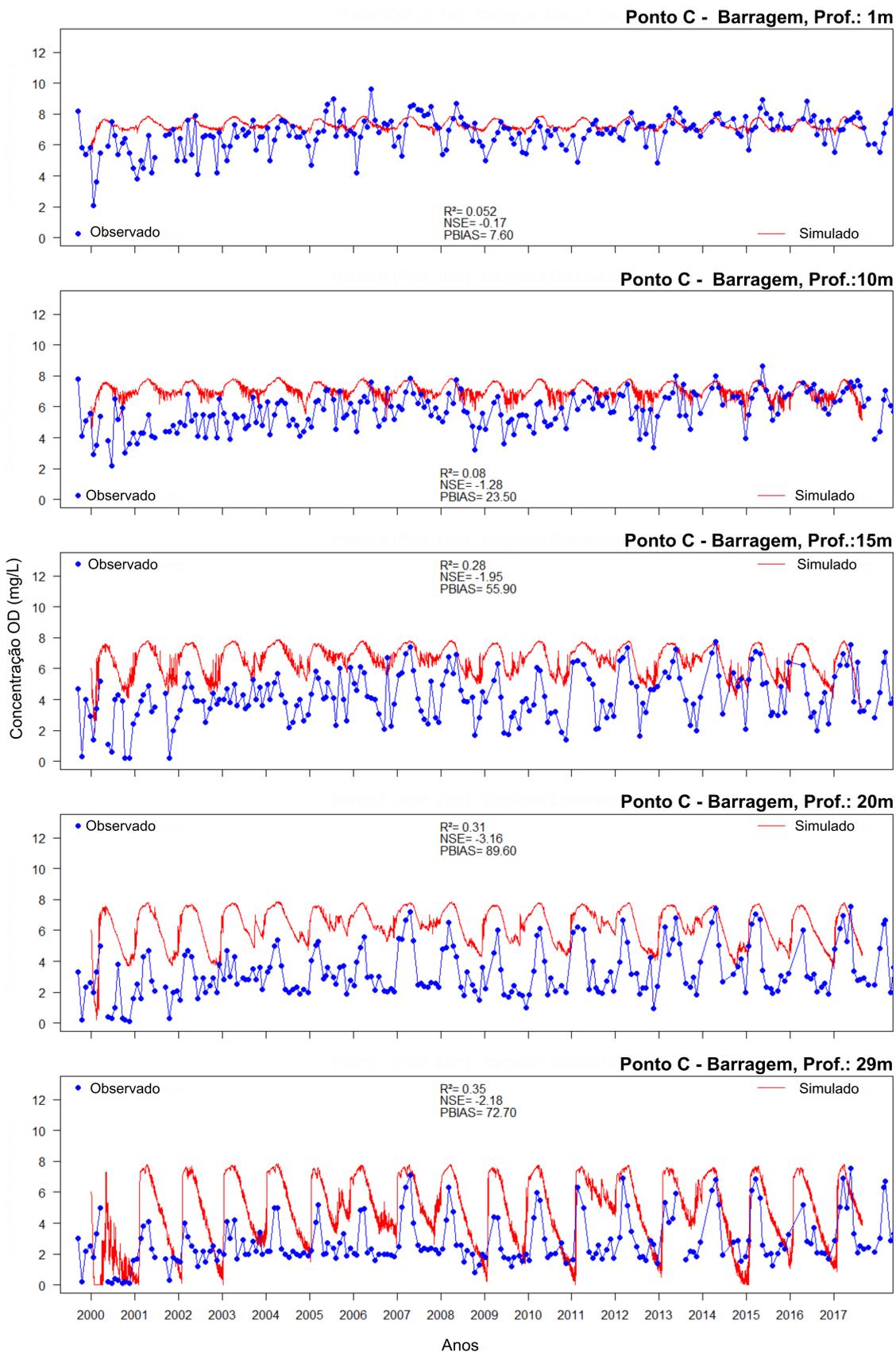


Figura 5.53: Resultados obtidos para a simulação do Oxigênio Dissolvido no ponto C nas profundidades de 1, 10, 15, 20 e 29m.

#### **5.3.2.4. Aspectos relevantes sobre a modelagem de qualidade de água no lago Paranoá**

Diversos fatores são importantes no estudo de ambientes complexos, desde a instrumentação e monitoramento dos ambientes até estudos de modelagem e previsão. Neste trabalho foram aproveitadas as duas abordagens para avançar nos estudos sobre ambientes lênticos, em especial, sobre o lago Paranoá. Utilizando-se de uma longa base de dados monitorados pela CAESB foram conduzidos estudos de modelagem a fim de buscar representar as características do lago Paranoá, e tanto quanto possível, obter um modelo capaz de prever o comportamento do Lago frente às influências relacionadas às possíveis mudanças que ocorrem em toda a bacia afluyente.

O estudo de modelagem do lago Paranoá reuniu um primeiro conjunto de dados disponíveis entre os anos de 2000 a 2017 pois a partir do ano 2000 o INMET deu início à operação da estação meteorológica Brasília com aquisição de dados em passo horário permitindo melhor discretização temporal das variáveis de entrada essenciais ao modelo. Em seguida, em um segundo momento, os dados disponíveis foram expandidos com a implementação da rede de monitoramento PTARH/UnB implementada por esta pesquisa, programada para aquisição de dados em escala horária e conta com uma estação meteorológica às margens do lago Paranoá, no braço do Bananal, outras três estações de monitoramento do vento, na estação de tratamento de água Lago Norte, na Barragem do lago Paranoá e na ETE Brasília Sul. Para completar a rede de monitoramento foram instalados duas estações de monitoramento de temperatura do Lago ao longo da coluna d'água, uma na Ponte das Garças e outra na Ponte Juscelino Kubitschek.

Os processos que se desenvolvem em ambientes lacustres são multifatoriais, dependem do regime hidráulico, de variáveis meteorológicas que determinam o comportamento térmico que por sua vez impacta diretamente o comportamento das comunidades ecológicas e ciclagem de nutrientes. A partir desta concepção é que se deu início aos estudos de qualidade de água do lago Paranoá pois, uma vez que o modelo representasse de maneira satisfatória o padrão térmico do Lago, seria possível avançar nos estudos da dinâmica ecológica e de qualidade de água por meio do enfoque de modelagem. Esse foi o entendimento em que a pesquisa foi baseada.

Uma das questões de grande relevância na obtenção resultados satisfatórios na utilização do enfoque de modelagem é a qualidade dos dados de entrada e, neste sentido, apesar da extensa série de dados utilizada neste trabalho, cabe mencionar os desafios encontrados na composição

da base de dados, principalmente em relação às variáveis de qualidade de água. O primeiro aspecto é a frequência de monitoramento, neste caso mensal, que para longos períodos talvez permita a análise de padrões de sazonalidade, porém, em menor escala de tempo, carregam fortes incertezas que certamente impactam os resultados. Outro aspecto trata das falhas de monitoramento, situação recorrente, e no caso da qualidade de água para as áreas de estudadas neste trabalho, a obtenção de cada dado é de suma importância.

O que se desenvolveu neste trabalho, em termos de modelagem de qualidade de água, foi uma abordagem exploratória, algo ainda que pode e deve ser aperfeiçoado em trabalhos futuros, no aprimoramento dos dados disponíveis para a simulação da qualidade de água do Lago, na concepção e apropriação dos processos de ciclagem de nutrientes e na dinâmica ecológica a que o lago Paranoá está submetido.

Além dos desafios já comentados, deve-se considerar, ainda, o tempo consumido para o ajuste do modelo. Embora tenha sido desenvolvido um algoritmo de otimização dos parâmetros do modelo CE-QUAL-W2, este foi aplicado apenas à modelagem de temperatura, logo, as tentativas de ajuste das variáveis de qualidade de água foram realizadas de forma manual, por meio de tentativa e erro.

Essa decisão foi adotada quando, ao serem inseridos os dados necessários para a qualidade de água, verificou-se que o tempo de cada simulação aumentou substancialmente. Se a simulação de temperaturas durava entre 45 minutos e 2 horas, quando o modelo simulava os processos de qualidade de água o tempo necessário variava de 7 a 9 horas. Por isso, as alterações de parâmetros foram realizadas de forma manual na tentativa de ajustar os parâmetros do modelo de forma orientada.

Os parâmetros avaliados na análise exploratória da modelagem de qualidade de água que são mostrados na Tabela 5.14, associados à matéria orgânica, na Tabela 5.15 para o grupo de algas simulado e na Tabela 5.16 associados aos nutrientes.

Tabela 5.14: Parâmetros do modelo CE-QUAL-W2 que descrevem as características da Matéria Orgânica.

<b>Matéria Orgânica (MO)</b>		
<b>Parâmetros</b>		<b>Valor adotado</b>
Decaimento MO labil dissolvida	LDOMDK	0.06
Decaimento MO refratária dissolvida	RDOMDK	0.001
Decaimento máximo MO refratária dissolvida	LRDDK	0.01
Decaimento MO labil particulada	LPOMDK	0.08
Decaimento MO refratária particulada	RPOMDK	0.001
Decaimento máximo MO refratária particulada	LRPDK	0.01
Taxa de sedimentação	POMS	0.5
Fração de C	ORGP	0.005
Fração de N	ORGN	0.08
Fração de C	ORGC	0.45
Temperatura mínima para o decaimento da OM	OMT1	4
Temperatura máxima para o decaimento da OM	OMT2	30
Fração da taxa de decaimento a OMT1	OMK1	0.1
Fração da taxa de decaimento a OMT2	OMK2	0.99

Tabela 5.15: Parâmetros do modelo CE-QUAL-W2 que descrevem as características do grupo de algas.

<b>Algas (AG)</b>		
<b>Parâmetro</b>		<b>Valor adotado</b>
Taxa de crescimento	AG	1.3
Taxa de respiração	AR	0.02
Taxa de excreção	AE	0.02
Taxa de mortalidade	AM	0.05
Taxa de sedimentação	AS	0.09
Coefficiente de meia saturação P	AHSP	0.026
Coefficiente de meia saturação N	AHSN	0.11
Coefficiente de meia saturação Luz	ASAT	125
Temp. mínima para o crescimento das algas	AT1	5
Temp. mínima para o máximo crescimento das algas	AT2	25
Temp. máxima para o máximo crescimento das algas	AT3	35
Temperatura máxima para o crescimento das algas	AT4	40
Taxa de crescimento na AT1	AK1	0.1
Taxa de crescimento na AT2	AK2	0.99
Taxa de crescimento na AT3	AK3	0.99
Taxa de crescimento na AT4	AK4	0.1
Fração de P	ALGP	0.015
Fração de N	ALGN	0.08
Fração de C	ALGC	0.45
Razão Clorofila/Alga	ACHLA	0.64
Fração perdida por mortalidade	ALPOM	0.8
Equivalência Oxigênio/Materia orgânica para o crescimento	O2AG	1.1
Equivalência Oxigênio/Materia orgânica respiração	O2AR	1.4

Tabela 5.16: Parâmetros do modelo CE-QUAL-W2 que descrevem a dinâmica de Nutrientes.

Nutrientes (N,P)		
Parâmetro		Valor adotado
Taxa de liberação de Fosfato do sedimento do sedimento	PO4R	0.002
Taxa de liberação de Amônia	NH4R	0.04
Taxa de decaimento da Amônia	NH4DK	0.12
Temperatura mínima para o decaimento da Amônia	NH4T1	5
Temperatura máxima para o decaimento da Amônia	NH4T2	25
Fração da taxa de nitrificação em NH4T1	NH4K1	0.1
Fração da taxa de nitrificação em NH4T2	NH4K2	0.99
Temperatura mínima para o decaimento do Nitrito	NO3T1	5
Temperatura máxima para o decaimento do Nitrito	NO3T2	25
Fração da taxa de nitrificação em NO3T1	NO3K1	0.1
Fração da taxa de nitrificação em NO3T2	NO3K2	0.11

Os parâmetros apresentados nas Tabelas acima proporcionaram os resultados mostrados no Item 5.3.1. As métricas de avaliação de desempenho do modelo para as simulações de Nitrogênio total, Fósforo Total e Oxigênio Dissolvido são mostradas novamente na Tabela 5.17 e 5.18.

Tabela 5.17: Métricas de avaliação obtidas a partir da análise exploratória realizada com o modelo CE-QUAL-W2 para as variáveis simuladas a um metro de profundidade nos pontos A, B, C, D e E.

Pontos	Nitrogênio Total			Fósforo Total			Oxigênio Dissolvido		
	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS
A	0.25	-0.31	-35.9	0.0053	-0.0055	1.9	0.00097	-0.13	6.1
B	0.15	0.09	-11	0.0065	-4.51	116.6	0.024	-0.15	5.7
C	0.14	0.03	-13	0.0002	-1.24	100.1	0.52	-0.17	7.6
D	0.13	0.11	-4.3	0.0003	-2.89	106.4	0.018	-0.19	6
E	0.21	0.18	-5.3	0.0066	-1.35	65.3	0.033	-0.0017	2.9

Tabela 5.18: Métricas de avaliação obtidas a partir da análise exploratória realizada com o modelo CE-QUAL-W2 para as variáveis simuladas no ponto C ao longo da coluna d'água nas profundidades de 1, 10, 15, 20 e 29m.

Profundidades	Nitrogênio Total			Fósforo Total			Oxigênio Dissolvido		
	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS
1m	0.14	0.038	-13	0.0002	-1.24	100.1	0.052	-0.17	7.6
10m	0.088	-0.046	-6.8	0.0002	-1.23	100	0.08	-1.28	23.5
15m	0.092	-0.024	-7.1	0.0003	-1.6	114.6	0.28	-1.95	55.9
20m	0.0055	-0.66	-23.2	0.001	-6.46	125	0.31	-3.16	89.6
29m	0.07	-1.14	-34.7	0.0082	-3.03	118.8	0.35	-2.18	72.7

As respostas geradas pelo modelo apontam aspectos que podem subsidiar novas frentes de pesquisa. Mesmo com baixo desempenho na representação das variáveis, principalmente o Fósforo, verificou-se a potencialidade da ferramenta que certamente fornecerá melhores estimativas a partir de um olhar mais atento à construção da base de dados. Estudos de consistência mais

detalhados e aperfeiçoamento da base de dados por meio do monitoramento são possibilidades para o aprimoramento necessário para a execução do modelo, o que certamente impactará positivamente nos resultados.

Em seguida, novas abordagens podem ser aplicadas na execução de um processo automatizado de calibração do modelo CE-QUAL-W2, por exemplo, a implementação de técnicas de computação paralela. O aproveitamento e adaptação da rotina de otimização desenvolvida neste trabalho para o modelo CE-QUAL-W2, a fim de diminuir o tempo de processamento em cada simulação, é uma necessidade real. Adaptações dessa natureza possibilitarão a busca por soluções que se tentadas individualmente seriam inviáveis de serem realizadas num tempo hábil, principalmente quando se observa a quantidade de parâmetros que podem ser calibrados no contexto da modelagem de qualidade de água e que são de difícil mensuração ou determinação.

A utilização de técnicas de otimização para o auxílio na determinação de parâmetros do modelo não são indicadas como método exclusivo de calibração de modelos, mas como ferramentas que encurtem caminhos para obtenção de resultados que encontrem sentido físico e ecológico, portanto, como ferramenta de auxílio na compreensão de fenômenos que ainda carecem de estudos. Essa é uma abordagem incentivada neste trabalho, dada as dificuldades encontradas quando a discussão é direcionada a modelos de maior complexidade em termos de processos simulados, representação física, química, ecológica e, por fim, que considerem mais de uma dimensão.

No entanto, mesmo a abordagem de otimização de parâmetros do modelo deve ser aprimorada como no caso citado da utilização de técnicas de computação paralela para reduzir o tempo de processamento. Se os cálculos computacionais pudessem ser otimizados o tempo poderia ser melhor gasto em análises de respostas do modelo do que efetivamente na espera pelos resultados. O aumento do tempo de simulação é proporcional à complexidade e ao nível de detalhamento do modelo a ser utilizado e é, em geral, fator determinante para a sua utilização. Neste sentido, a discussão sobre a incorporação de técnicas e métodos para a redução desse tempo é algo que deve ser discutida no âmbito da modelagem de sistemas ambientais.

## 5.4. INTEGRAÇÃO DOS MODELOS

Uma vez ajustadas e discutidas as variáveis de interesse na modelagem de bacias hidrográficas e a modelagem de reservatórios, a etapa seguinte consistiu na integração dos modelos. Enquanto os dados para as sub-bacias, como vazão e nutrientes, foram gerados com a aplicação do modelo SWAT, todos esses dados foram utilizados como entrada para o modelo CE-QUAL-W2 e, na sequência, a simulação da resposta do Lago em termos de qualidade de água. A Tabela 5.19 abaixo reúne as variáveis de interface entre os modelos.

Tabela 5.19: Variáveis de interface entre os modelos SWAT e CE-QUAL-W2, resultados do modelo SWAT utilizados como dados de entrada no modelo CE-QUAL-W2.

Variável	Símbolo	Unidade
Vazão	$Q$	$m^3/s$
Fosfato	$PO_4$	$mg/L$
Nitrito	$N - N_x$	$mg/L$
Amônia	$N - N_x$	$mg/L$
Temperatura	$T$	$^{\circ}C$
Oxigênio Dissolvido	$DO$	$mg/L$
Sólidos em suspensão	$TSS$	$mg/L$

Embora o modelo SWAT tenha sido calibrado em passo mensal, a determinação do balanço das variáveis simuladas se deu em passo diário. Isto permitiu o fornecimento de dados de entrada em nível também diário ao CE-QUAL-W2. A integração dos modelos foi realizada na tentativa de representar qual seria o comportamento do lago Paranoá se submetido às mesmas condições observadas entre as décadas de 1980 e 1990. O padrão de temperaturas (Figura 5.54) aparece bem pronunciado nos perfis simulados, A região da barragem ainda é o local onde se pode notar de forma mais veemente a estratificação da água. De forma semelhante ao que já observado no período de ajuste do modelo CE-QUAL-W2, se verificou a formação de elevado gradiente de temperaturas a partir dos 15 metros de profundidade. Nos pontos A, B, D e E, de menor profundidade, verificou-se maior elevação das temperaturas do que o ponto C, no entanto com menores gradientes.

Em relação ao oxigênio dissolvido (Figura 5.55), o modelo representou diversos episódios com elevadas concentrações, em todos os pontos simulados. Outro aspecto que se verificou na simulação realizada foi a criação de zonas de anoxia que parecem ser cada vez mais intensas à medida que se aumenta a profundidade do Lago. A simulação do ponto C apontou para a total inexistência de oxigênio dissolvido nas regiões mais profundas do Lago durante a maior parte

do ano, ocorrendo apenas na época de mistura do Lago. Nos demais pontos, embora se verifique também a anoxia, ela não ocorreu de forma tão longa e extensa quanto no ponto C.

Quanto à modelagem de Nitrogênio Total (Figura 5.56), verificou-se as maiores concentrações nos pontos A e E, pontos em que há o lançamento das ETEs. No ponto A foram observados os maiores valores de Nitrogênio Total, atingindo cerca de  $4\text{mg/L}$  em alguns momentos. Nos demais pontos, as concentrações menores variavam em torno de  $2\text{mg/L}$  quando o lago se encontrava nas épocas mais frias e chegava a atingir  $1\text{mg/L}$  em períodos de maior temperatura. O ponto C foi o único em que foi possível notar de forma mais evidente a apresentação de uma estratificação química associada às concentrações de Nitrogênio Total.

Para o Fósforo Total (Figura 5.57), observaram-se elevadas concentrações com destaque para o ponto A, braço do Riacho Fundo, onde alcançou os maiores valores na simulação (cerca de  $0,5\text{mg/L}$ ). De fato, em função do volume de esgotos lançados e das características da bacia hidrográfica do Riacho Fundo que aflui no braço homônimo no lago Paranoá, esperava-se que no ponto A fossem observadas as condições mais críticas. No entanto, os resultados da simulação em todo o Lago apresentam valores elevados, superiores aos registros da época em que o lago Paranoá encontrava-se em seu maior nível trófico (cerca de  $0,2\text{mg/L}$ ). Nos demais pontos, também foram observadas estratificações nas concentrações de Fósforo Total semelhantes aos outros parâmetros simulados com a elevação das concentrações de Fósforo Total em maiores profundidades, nos mesmos períodos em que se observava o decréscimo do oxigênio dissolvido e aumento da temperatura da água nas camadas superficiais.

Por fim, foram simuladas também a Clorofila-a (Figura 5.58), variável indicadora da produtividade primária. Os dados simulados mostram a maior produtividade no braços (pontos A, B, D e E) do que efetivamente na região central do Lago (Ponto C) com destaque aos pontos A e D onde são observadas as maiores concentrações de Clorofila-a. Os resultados mostram o gradiente de concentrações ao longo da coluna d'água com a queda das concentrações conforme aumenta a profundidade, comportamento típico, uma vez que a concentração de clorofila-a evidencia a produção primária que depende também da luz solar para o seu desenvolvimento.

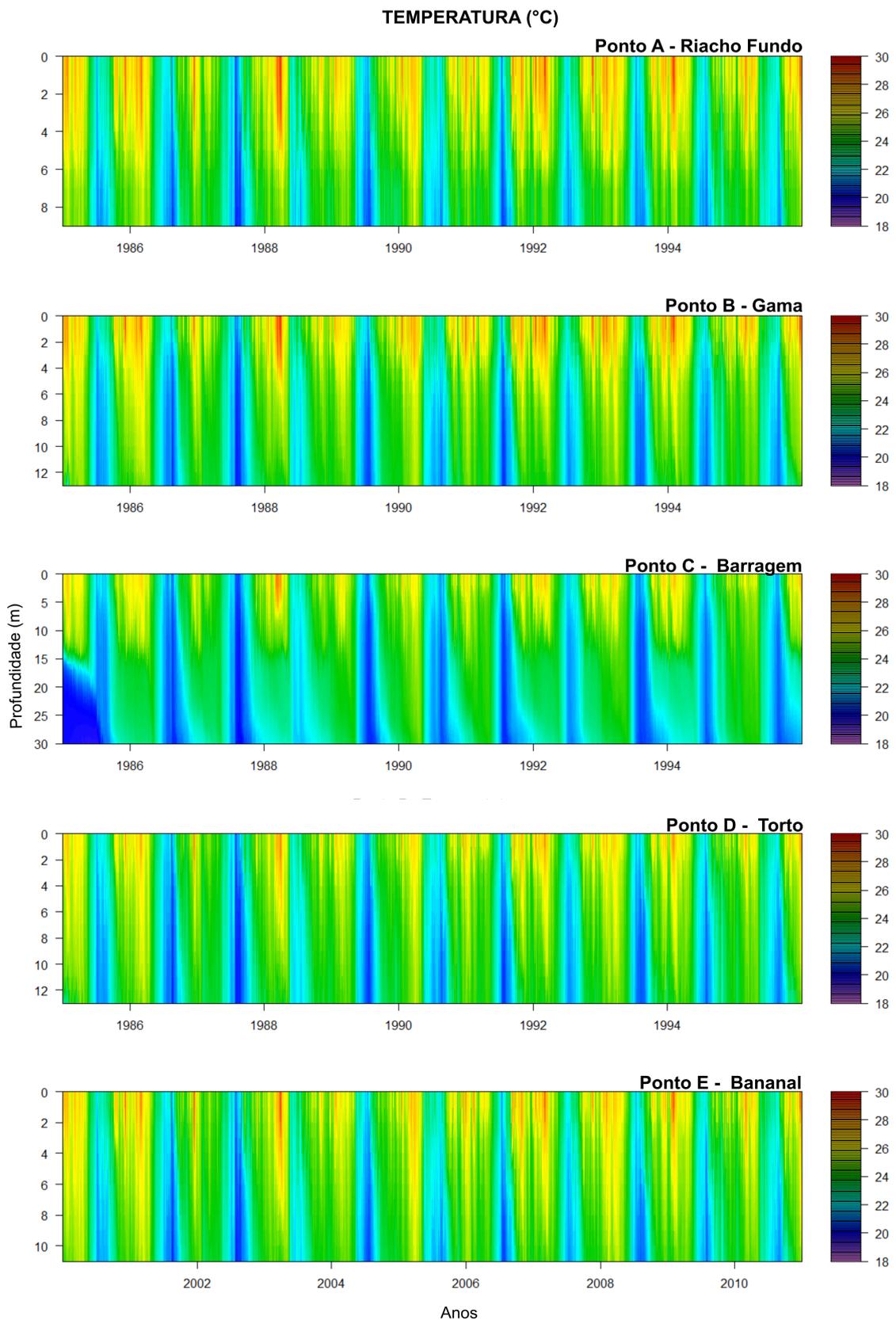


Figura 5.54: Perfis de temperatura para os pontos A, B, C, D e E plotados a partir dos resultados gerados pelo modelo CE-QUAL-W2, 1985 a 1995.

### OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/L)

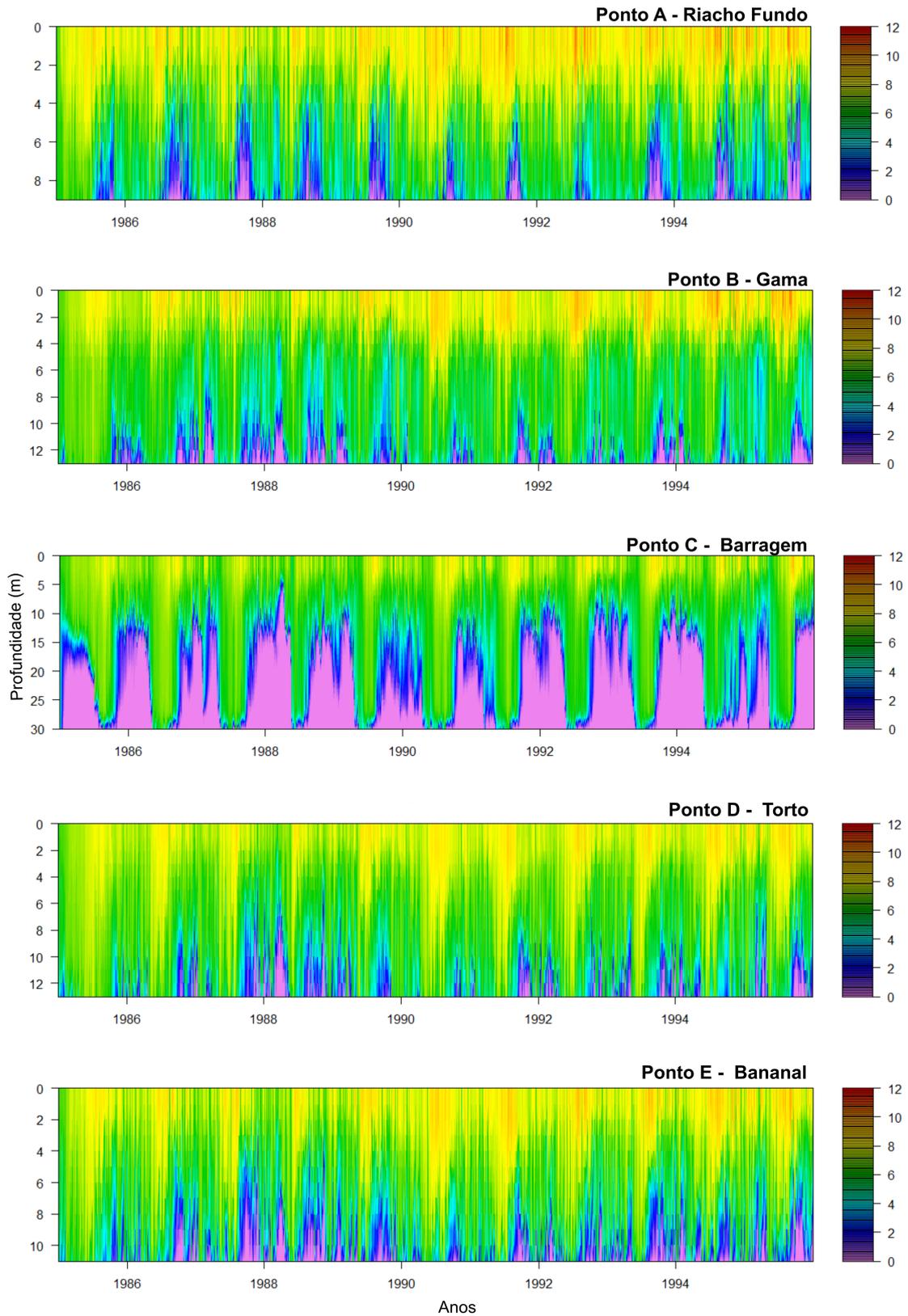


Figura 5.55: Perfis de Oxigênio Dissolvido para os pontos A, B, C, D e E plotados a partir dos resultados gerados pelo modelo CE-QUAL-W2, 1985 a 1995.

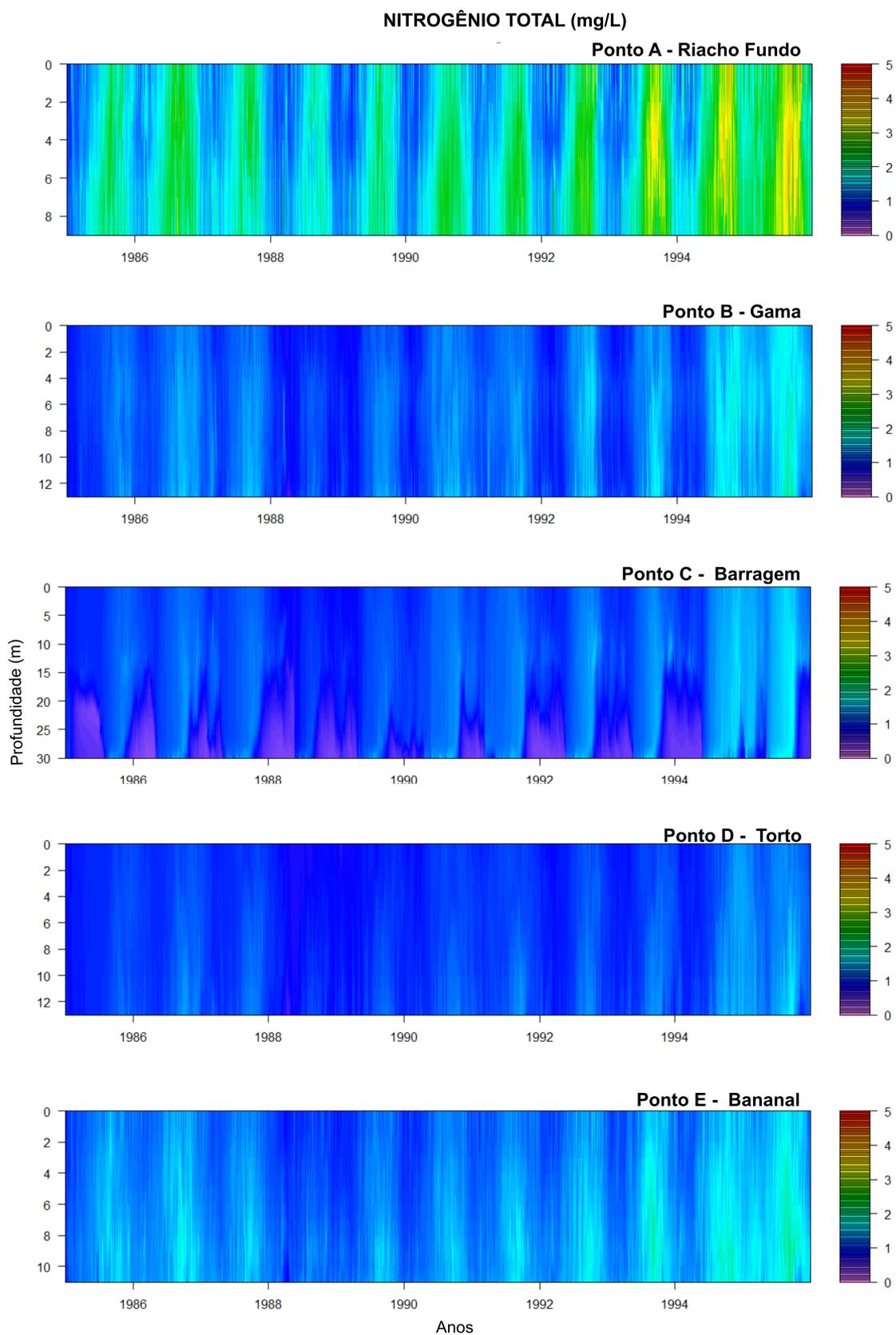


Figura 5.56: Perfis de Nitrogênio Total para os pontos A, B, C, D e E plotados a partir dos resultados gerados pelo modelo CE-QUAL-W2, 1985 a 1995.

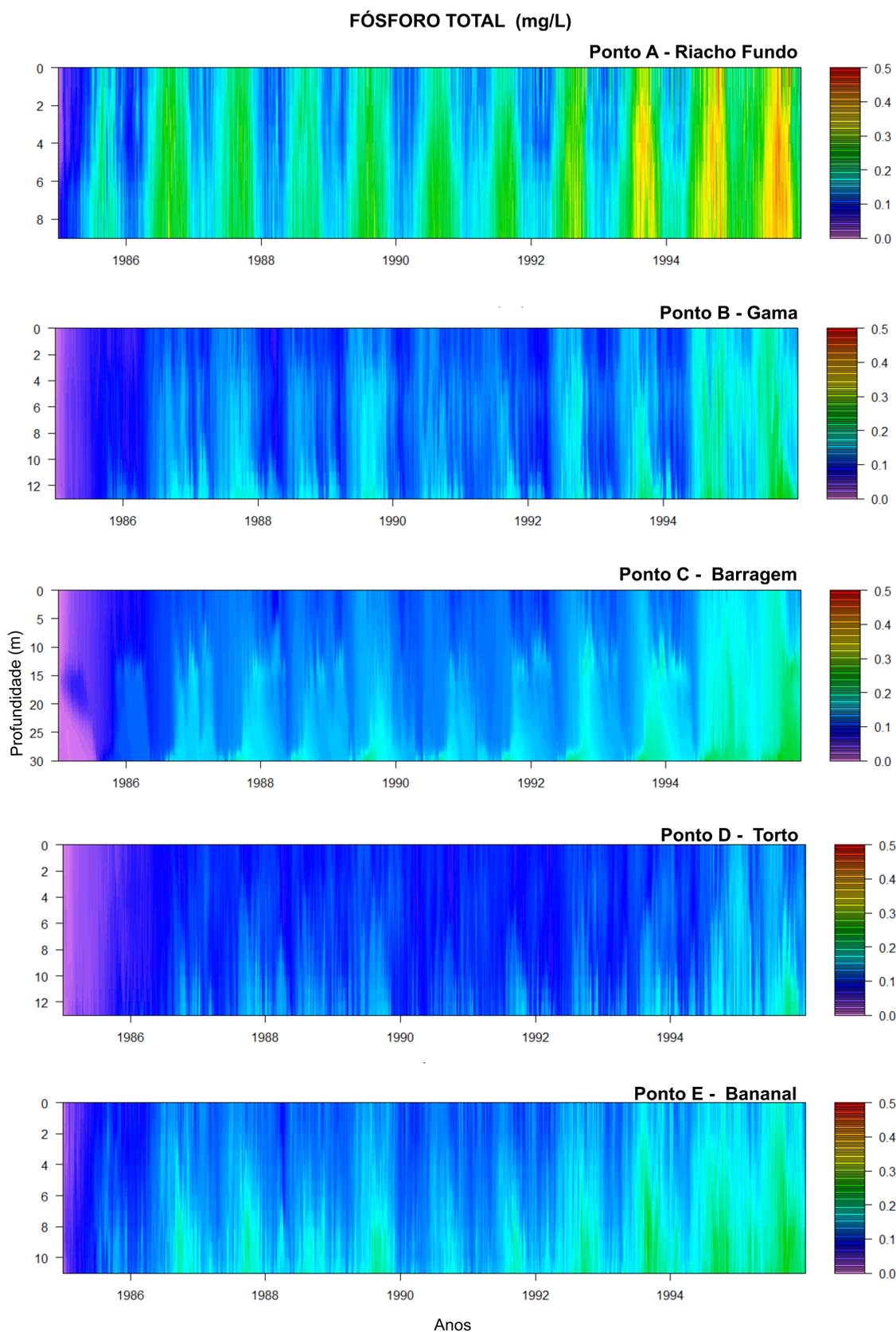


Figura 5.57: Perfis de Fósforo Total para os pontos A, B, C, D e E plotados a partir dos resultados gerados pelo modelo CE-QUAL-W2, 1985 a 1995.

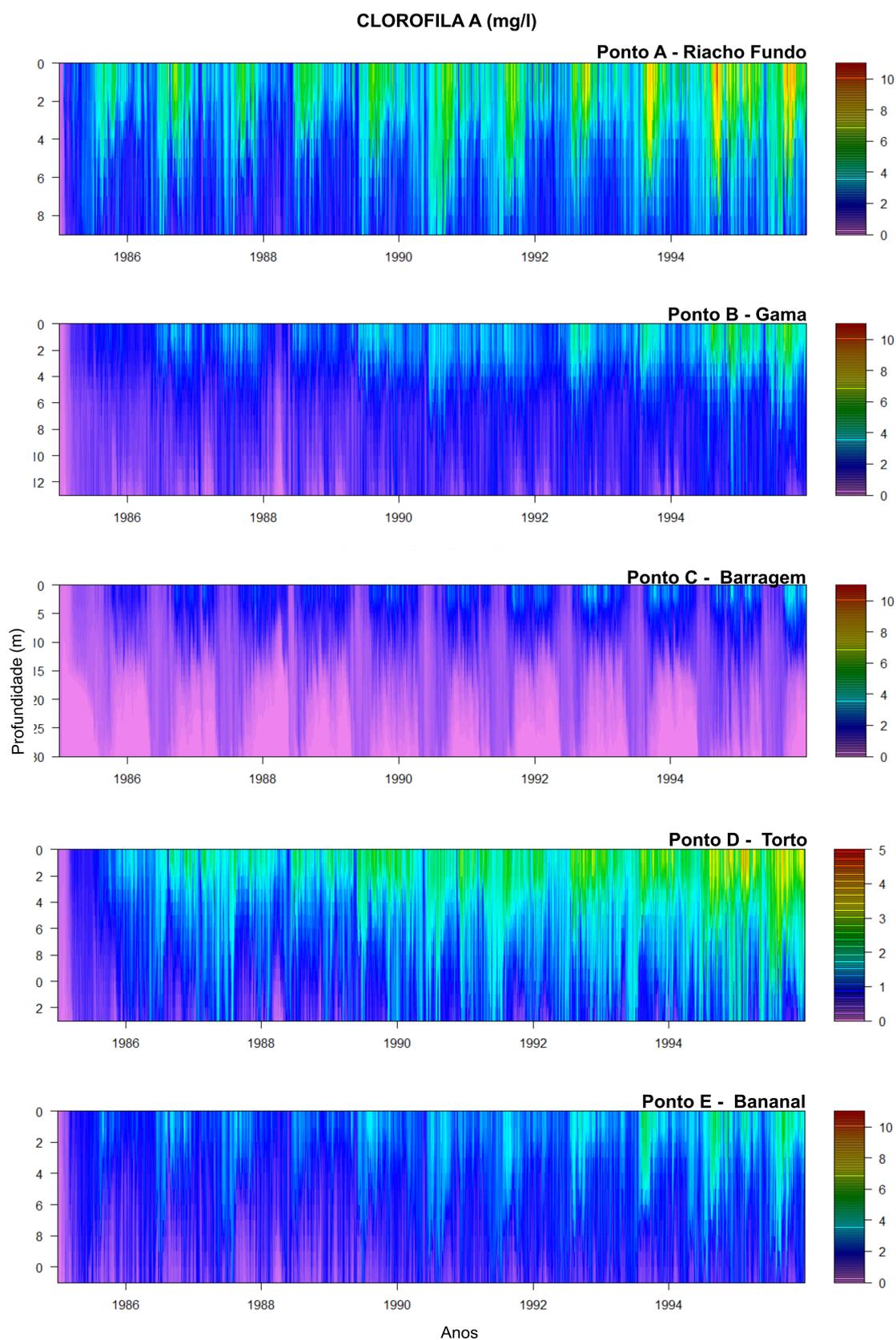


Figura 5.58: Perfis de Clorofila a para os pontos A, B, C, D e E plotados a partir dos resultados gerados pelo modelo CE-QUAL-W2, 1985 a 1995.

De forma geral, os resultados apresentados confirmam a integração de diferentes modelos como estratégia a ser incorporada nos estudos associados aos recursos hídricos, em áreas que apresentam ambientes lacustres com usos múltiplos. Observou-se que trata-se de abordagem factível e robusta quando da necessidade de integração de sistemas complexos como o estudo de bacias hidrográficas e reservatórios. No entanto, não se pode diminuir os desafios que ainda são encontrados quando do estudo desses ambientes e ainda da integração deles.

No contexto geral, a partir da integração dos modelos, optou-se pela simulação de um cenário mais impactante, gerado pelo aumento das cargas poluidoras externas a partir das bacias afluentes. Na simulação do cenário, observaram-se estimativas de concentrações de nutrientes no Lago significativamente superiores aos dados existentes na atualidade, condição de maior impacto - amplificação do estresse - representando uma condição que o lago Paranoá apresentou em décadas anteriores.

Ressalta-se aqui que a aquisição de dados para a condução satisfatória do ajuste dos modelos nas etapas de calibração são fundamentais e ainda, que embora a base de dados utilizada tenha sido relativamente longa possuía frequência mensal de monitoramento. Isso acaba por impactar a qualidade do ajuste do modelo e as limitações observadas acabam se propagando internamente, entre os processos do modelo, e depois na integração dos modelos, mais especificamente do modelo SWAT, no estudo das sub-bacias afluentes, e o modelo CE-QUAL-W2 no lago Paranoá.

É importante destacar o caráter de investigação exploratória e, portanto, com um enfoque de primeira aproximação, no que diz respeito à modelagem da qualidade da água no lago Paranoá. A continuidade das ações de monitoramento bem como o aumento do número de variáveis, é fundamental para o melhor entendimento do sistema. Outro aspecto que também deve ser estudado são as relações de produção e consumo de cada uma das variáveis de qualidade de água e os parâmetros do modelo que às descrevem. A condução dos estudos do lago Paranoá, levando em conta estes aspectos, certamente permitirão avançar ainda mais no entendimento destes processos que estão ligados diretamente à qualidade de água e ao equilíbrio ecológico do lago Paranoá.

## 6. CONCLUSÕES

### 6.1. Modelagem hidrológica e de qualidade de água da Bacia do lago Paranoá

Este trabalho realizou um estudo para determinar o balanço hídrico do lago Paranoá. O modelo SWAT foi utilizado no estudo hidrológico de cada sub-bacia afluente. Após as etapas de calibração e validação das sub-bacias medidas, estimou-se as vazões de contribuição de áreas não instrumentadas. Foi a primeira vez que um extenso banco de dados de vazão dos tributários monitorados (35 anos) foi utilizado não apenas levando em consideração a BLP mas o conjunto de reservatórios localizados em zonas tropicais. O estudo também foi pioneiro no uso de dados de modelagem hidrológica na representação de vazão de áreas de drenagem afluentes não monitoradas. Os resultados gerados a partir da modelagem hidrológica mostraram bom desempenho do modelo SWAT, de acordo com aspectos consolidados na literatura técnica e científica (Moriassi *et al.*, 2007, 2012; Arnold *et al.*, 2012a; Fukunaga *et al.*, 2015; Tan *et al.*, 2019), mesmo no Riacho Fundo, sub-bacia que apresenta alto grau de urbanização, confirmando que o modelo também pode ser utilizado para a estimativa de processos hidrológicos para bacias urbanas.

Os resultados gerados pelo modelo SWAT mostraram a importância do escoamento de base para a manutenção das vazões em cada sub-bacia e conseqüentemente para o lago Paranoá. Assim, intervenções antrópicas na bacia que aumentem a impermeabilização, como vem ocorrendo nos últimos anos, devem ser evitadas, pois alterará os processos hidrológicos já modificados ao longo dos últimos anos, afetará o regime de escoamento de cada sub-bacia e, conseqüentemente, do lago Paranoá.

Acredita-se que a melhoria alcançada na simulação das bacias contribuintes para o Lago usando o modelo SWAT, evidenciadas pelas métricas de avaliação obtidas neste estudo, dá subsídio a uma melhor gestão da água do Lago e da bacia hidrográfica caso implementadas, uma contribuição muito importante considerando a crescente importância do Lago como fonte de abaste-

cimento de água.

Um aspecto importante, observado na modelagem, corresponde aos dados de saída dos reservatórios como a vazão, situação das sub-bacias do Ribeirão do Torto e do Córrego Cabeça de Veado. Na versão atual do SWAT, a inserção destes dados no modelo SWAT é baseada em médias mensais de longo prazo e não em dados de uma série temporal contínua, portanto, mesmo que dados contínuos de vazão sejam monitorados e estejam disponíveis, esses dados devem ser convertidos em médias históricas e inseridos no modelo. Este aspecto certamente tem impacto na eficiência do modelo em representar tais bacias, uma vez que a média mensal de longo prazo pode não ser representativa em anos de eventos extremos, notadamente em lagos como o Paranoá, com uma pequena faixa de variação permitida ao longo do ano (aproximadamente 1m).

O balanço hídrico do lago Paranoá foi realizado com base na equação de continuidade integrando os resultados gerados para cada área afluente do lago. Esta abordagem provou ser eficaz em diagnosticar as características hidrológicas de cada sub-bacia e calcular o balanço hídrico de longo prazo no lago Paranoá, além de permitir estudos futuros de gestão da água por meio da realização de simulações de diferentes cenários.

A análise ao longo do tempo identificou a sub-bacia do Riacho Fundo como a de maior contribuição para o lago Paranoá, representando cerca de 24% da vazão total que aporta ao Lago. Do período analisado, 1982 a 2017, os anos com menores estimativas do balanço hídrico foram 1986, 1996, 1999 e 2003, que estão associados a menores chuvas anuais. A determinação dos volumes de água de entrada no lago Paranoá é muito importante na gestão do Lago, tanto ao nível dos aspectos do balanço hídrico para a definição de cada serviço ecossistêmico, como dos aspectos de gestão da qualidade da água. Considerando as complexidades quanto ao monitoramento, as crescentes demandas quanto aos usos do Lago, as pressões como crescimento populacional e mudanças no uso e ocupação do solo, se concebe a estruturação destas ferramentas, assim como a utilização do enfoque de modelagem hidrológica e de qualidade de água como fundamental para o auxílio à gestão de recursos hídricos na BLP.

Com base nos resultados obtidos neste estudo, verificou-se que este tipo de análise, modelagem hidrológica das bacias afluentes como suporte à compreensão dos efeitos de possíveis mudanças

que podem ocorrer na bacia do lago Paranoá e os efeitos dessas mudanças no balanço hídrico do Lago, sistema sujeito a múltiplos usos com restrições severas na variação do nível da água, pode ser usado no Distrito Federal para fins de melhoria da gestão do uso da água, bem como no estudo de outras bacias de lagos urbanos.

## **6.2. Modelagem hidrodinâmica e de qualidade de água do lago Paranoá**

A análise dos padrões térmicos do lago Paranoá, realizada com o modelo CE-QUAL-W2, permitiu um melhor entendimento da estrutura térmica do lago Paranoá. O algoritmo de calibração automática foi uma ferramenta importante na obtenção de um conjunto razoável de parâmetros na etapa de calibração hidrodinâmica do lago Paranoá, mostrando-se uma abordagem eficaz neste estudo e replicável em outros modelos de análise de sistemas ambientais.

O conjunto de parâmetros obtidos com a calibração automática, além de apresentar bons resultados comprovados neste estudo, estão de acordo com os estudos técnicos e científicos que focam seus esforços no entendimento dos mecanismos físicos inerentes ao comportamento térmico e hidrodinâmico de lagos e reservatórios. Isso atesta as estratégias e abordagens do estudo realizado neste trabalho para o lago Paranoá.

Com a calibração bem sucedida do modelo CE-QUAL-W2, foi possível estudar a estrutura térmica do lago Paranoá. O que se observou é que, em geral, o Lago parece ter dois comportamentos distintos em relação à estratificação térmica, o primeiro o configura como monomítico quente, ou seja, possui uma circulação anual que ocorre no inverno, começando desde o final de maio até meados de agosto, quando se inicia gradualmente o aquecimento das águas. Este comportamento pode ser visto tanto nos dados monitorados do ponto C usados na calibração quanto nos dados simulados, fica evidente também quando se observa os índices de estabilidade de Schmidt calculados neste ponto. Vale ressaltar que ao longo dos anos estudados pode-se verificar que os resultados do modelo sugerem que a formação da termoclina ocorre a partir dos 15 metros de profundidade.

O segundo padrão observado ocorre em profundidades que variam de 0 a 15 metros, nessas regiões a força de estratificação é significativamente inferior ao padrão mencionado anteriormente, sugerindo que elas estão em mistura constante ao longo do ano.

No entanto, ao analisar tais regiões em passo horário, há uma dinâmica de mistura variável ao longo do dia. A noite quando as temperaturas caem predomina um comportamento térmico mais homogêneo ao longo da coluna d'água, já a estratificação, mesmo que mais fraca, ocorre nos horários mais quentes do dia. Esses padrões observados levam a crer que em profundidades menores que 15 metros o Lago assume um comportamento semelhante ao polimítico. Essas conclusões são de fundamental importância para o entendimento da estrutura térmica do lago Paranoá, bem como dos lagos tropicais em geral.

Os estudos realizados a partir da rede de monitoramento e do ajuste do modelo para os anos 2019-2020 mostraram que a utilização de dados de alta resolução na calibração do modelo eleva a qualidade das estimativas e, portanto, há uma representação mais efetiva da dinâmica do Lago. Muito embora em ambos os períodos de estudo do lago (2000-2017;2019-2020) o modelo tenha representado os aspectos de estratificação e mistura de forma razoável, os parâmetros associados à calibração realizada no período 2019-2020 apresentam-se mais consistentes dadas as condições em que foram obtidos os dados, ou seja, o cuidado na implementação da rede de monitoramento, a estruturação da base de dados e por fim a interrelação entre os parâmetros.

Verificou-se que as forçantes meteorológicas, vento e radiação, são determinantes na definição dos padrões térmicos do lago Paranoá mostrando-se mais importante à medida que se distancia das áreas de influência dos rios que desaguam no lago Paranoá. No entanto, sozinhas, vento ou radiação, necessitam de grande variação a fim de que possam promover algum tipo de distúrbio ao sistema. Nas regiões mais de menor profundidade onde há maior influência dos rios afluentes ao lago Paranoá há fatores adicionais que provavelmente exercem influência na configuração térmica do lago, sendo essa uma provável explicação para o padrão polimítico que se infere à partir dos resultados obtidos neste trabalho.

A realização de estudos efetivos e acurados para a qualidade de água ainda carecem de melhorias substanciais. Tais melhorias passam pela estruturação de uma base de dados consistente que permita uma análise efetiva tanto no contexto espacial quanto temporal seja para as condições de contorno ou para os dados que dão suporte ao ajuste do modelo. Vale dizer que as interações existentes na modelagem hidrodinâmica e ecológica de reservatórios são de elevada complexidade uma vez que dependem de múltiplos fatores e nesse contexto a apropriação dos

conceitos dessas interações, assim como o estudo continuado desses ambientes, também são essenciais.

O ajuste das variáveis de qualidade de água do CE-QUAL-W2 foi conduzida manualmente uma vez que o tempo de duração de uma simulação variava de 7 a 9 horas o que inviabilizou a utilização do modelo para a realização de múltiplas simulações de forma sequenciada na etapa de calibração. Nesse sentido, algo que pode ser alvo de estudos posteriores é a utilização de técnicas de otimização que permitam o ajuste do modelo e a redução do tempo de calibração.

Embora os resultados obtidos para a simulação da qualidade da água no lago tenha apresentado ordem de magnitudes semelhantes entre os dados observados e simulados, o padrão constante observado ao longo do período simulado pareceu não corresponder às variações do aporte de cargas ao lago Paranoá, essa situação mostra a necessidade de buscar o aperfeiçoamento das estratégias da modelagem a fim de tornar o modelo mais efetivo em respostas às diferentes entradas.

A proposição da integração dos modelos mostrou-se efetiva, mesmo que tenha sido notada a necessidade do aprimoramento das etapas antecedentes como calibração e quantificação de incertezas para o melhor aproveitamento da integração entre os modelos. Tal situação mostra que mesmo sendo efetiva a abordagem de integração de modelos de bacia e reservatórios há uma forte dependência dos aspectos inerentes às etapas de modelagem como a estruturação da base de dados, quantificação de incertezas e ajustes dos modelos a serem integrados.

Embora todas as questões levantadas sejam pertinentes e necessitem ser amplamente estudadas, destaque se dá ao processo de aquisição de dados. Os estudos de modelagem são fortemente dependentes da qualidade dos dados de entrada, como condições de contorno, condições iniciais e dados necessários ao ajuste do modelo. Isto motivou o desenvolvimento da rede de monitoramento desenvolvida para a execução deste trabalho na busca de obter mais dados, tão detalhados quanto possível, para o entendimento dos processos intervenientes no Lago. Isto posto, para o prosseguimento dos estudos e para avançar no entendimento dos processos que se desenvolvem em reservatórios é essencial a manutenção de uma rede de monitoramento que avance tanto na frequência de monitoramento quanto no número de variáveis de qualidade de água.

## 7. PERSPECTIVAS FUTURAS

Considerando os resultados obtidos ao longo do desenvolvimento deste trabalho, verificou-se a importância dos estudos continuados. A execução deste trabalho deriva de um esforço aplicado ao longo de décadas, seja pelas instituições que atuaram no monitoramento das variáveis necessárias ou ainda pelos profissionais e pesquisadores que dedicaram tempo e esforço para que se pudessem alcançar resultados e a construção do entendimento que hoje se possui. É nesse contexto a primeira recomendação apontada neste trabalho, a continuidade dos estudos realizados sobre a bacia do lago Paranoá que, embora talvez seja uma das bacias mais estudadas no contexto do Distrito Federal, apresenta certa fragilidade frente ao amplo crescimento populacional que tem sido observado.

A ampliação do monitoramento em bacias não instrumentadas é uma necessidade real e, portanto, algo que deve ser previsto em estudos futuros. Observando os dados estimados do balanço hídrico gerado para a bacia do lago Paranoá, verificou-se que as áreas de drenagem direta possuem contribuições relevantes e que precisam ser monitoradas para o aprimoramento da determinação do balanço hídrico. A obtenção desses dados poderia fornecer uma visão mais apropriada do padrão de geração de cargas nas áreas que drenam diretamente ao Lago, principalmente das áreas urbanas que possuem um fluxo populacional entre o centro administrativo de Brasília e as regiões administrativas à sua volta.

Neste mesmo contexto, vale a pena considerar a ampliação das variáveis de qualidade de água, que podem dar melhores subsídios à modelagem do balanço de nutrientes nas bacias e o impactos deste na qualidade de água do Lago.

No que se refere ao lago Paranoá, verificou-se a necessidade de avançar no entendimento da dinâmica de temperaturas em regiões de menores profundidades. De maneira preliminar,

observou-se um comportamento associado a uma dinâmica polimítica, no entanto, o local de monitoramento adotado neste trabalho se localizava nas proximidades da foz do Riacho Fundo e do ponto de lançamento do efluente tratado da ETE Sul, portanto, local com diversos fatores que podem ter exercido influência na dinâmica de temperaturas monitoradas. Dessa forma, seria importante a expansão do monitoramento, a exemplo do que foi implementado na Ponte das Garças, para os demais rios afluentes ao Lago Paranoá focando na aferição de temperaturas a baixas profundidades.

No que se refere aos aspectos tanto da dinâmica quanto da qualidade de água, sabe-se da relevância das interações que ocorrem na interface água/sedimento, que dentre as demais merece destaque em função da importância na carga interna do sistema. Dessa forma, a continuidade dos estudos que considerem esta temática é fundamental.

Uma vez realizada a integração dos modelos, uma série de estudos podem e devem ser conduzidos na BLP, desde a avaliação da disponibilidade e demanda hídricas para o suporte ao desenvolvimento social e econômico da bacia até a avaliação dos aspectos de qualidade de água que se desenvolvem desde os tributários até o lago Paranoá.

Tais estudos podem contribuir tanto para promover cenários de longo prazo que subsidiem o planejamento quanto cenários de médio e curto prazo na investigação de procedimentos operacionais para a gestão do Lago. Embora não tenha sido possível realizar tais cenários neste trabalho observa-se como etapa posterior e iminente o estudo de cenários desta natureza uma vez que toda a estrutura de análise da BLP encontra-se apta para isso.

Embora ainda haja a necessidade do avanço em aspectos isolados em cada uma das áreas da modelagem estudadas neste trabalho (modelagem hidrológica e modelagem hidrodinâmica) observa-se que a integração desses enfoques é fundamental e deve ser ampliado para o estudo de ambientes complexos como os estudados neste trabalho dadas as diversas possibilidades no que se refere aos usos do solo, da água e às medidas de gestão destes que podem ser estudadas.

# Referências Bibliográficas

- Abbaspour, K.C.; Johnson, C.; Van Genuchten, M.T. ( 2004) Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. *Vadose Zone J.*, 3, 1340–1352.
- Abbaspour, K.C.; Yang, J.; Maximov, I.; Siber, R.; Bogner, K.; Mieleitner, J.; Zobrist, J.; Srinivasan, R. (2007) Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine thur watershed using SWAT. *J. Hydrol.*, 333, 413–430.
- Abbaspour, K.C. (2013) *SWAT-CUP2012: SWAT Calibration and Uncertainty Programs—a user manual*. Department of Systems Analysis, Integrated Assessment and Modelling (SIAM), Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Switzerland, 103 p.
- Abbaspour, K.; Rouholahnejad, E.; Vaghefi, S.; Srinivasan, R.; Yang, H.; Kløve, B. A *continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model*. *J. Hydrol.* 2015, 524, 733–752.
- Abbaspour, K. C., Vaghefi, S. A., & Srinivasan, R. (2018). *A guideline for successful calibration and uncertainty analysis for soil and water assessment: a review of papers from the 2016 international SWAT conference*. *Water* 2018, 10, 6; doi:10.3390/w10010006.
- Afshar, A., Kazemi, H., & Saadatpour, M. (2011). *Particle swarm optimization for automatic calibration of large scale water quality model (CE-QUAL-W2): application to Karkheh Reservoir, Iran*. *Water resources management*, 25(10), 2613-2632.

- Afshar, A., Shojaei, N., & Sagharjooghifarahani, M. (2013). *Multiobjective calibration of reservoir water quality modeling using multiobjective particle swarm optimization (MOPSO)*. *Water resources management*, 27(7), 1931-1947.
- Akoko, G., Le, T. H., Gomi, T., & Kato, T. (2021). *A review of SWAT model application in Africa*. *Water*, 13(9), 1313.
- Alves, P. *Lago Paranoá está contaminado e população não deve nadar nem pescar*. *Metrópoles*, Brasília, 17 de novembro de 2016. Disponível em: <https://www.metropoles.com/distrito-federal/meio-ambiente/lago-paranoa-esta-contaminado-e-populacao-nao-deve-nadar-nem-pescar>. Acesso em: 17 de setembro de 2022.
- Angelini, R., Bini, L. M., & Starling, F. L. D. R. M. (2008). *Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do lago Paranoá (Brasília-DF)*. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3), 560–567.
- Arnold, J. G. & Williams, J. R. (1987) *Validation of SWRRB: Simulator for water resource in rural basins*. *Journal of water resources, planning and management ASCE* 113 (2): 243-256.
- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., ... & Jha, M. K. (2012). *SWAT: Model use, calibration, and validation*. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1491-1508.
- Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R., Williams, J. R., Haney, E.B., Neitsch, S. L. (2012b) *Input/Output Documentation Version 2012*. Texas Water Resources Institute. p. 650
- Aragão, R. D., Cruz, M. A. S., de Amorim, J. R. A., Mendonça, L. C., de Figueiredo, E. E., & Srinivasan, V. S. (2013). *Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino*. *Embrapa Tabuleiros Costeiros-Artigo em periódico indexado (ALICE)*.
- Baltokoski, V., Tavares, M. H. F., Machado, R. E., & Oliveira, M. P. D. (2010). *Calibração*

- de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos Rios Conrado e Pinheiro-Pato Branco (PR). Revista Brasileira de Ciência do Solo, 34(1), 253-261.*
- Branco, S. M. (1976). *Análise de alguns aspectos e soluções prováveis para o lago Paranoá. Revista DAE, 36(109), 38-45.*
- Branco, S. M., Porto, R. L. L., & Cleary, R. W. (1991). *Hidrologia ambiental. In Colecao ABRH de Recursos hidricos (No. 3). EDUSP/ABRH.*
- Branco, C. W. C., & Cavalcanti, C. G. B. (1999). *A ecologia das comunidades planctônicas no lago Paranoá. Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.*(R. Henry, ed.). Fapesp/Fundibio, Botucatu, 573-595.
- Bressiani, D. D. A., Gassman, P. W., Fernandes, J. G., Garbossa, L. H. P., Srinivasan, R., Bonumá, N. B., & Mendiondo, E. M. (2015). *A review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: challenges and prospects. International Journal of Agricultural and Biological Engineering, 8(3).*
- Brighenti, T. M., Bonumá, N. B., Srinivasan, R., & Chaffe, P. L. B. (2019). *Simulating sub-daily hydrological process with SWAT: a review. Hydrological Sciences Journal, 64(12), 1415-1423.*
- Burnett, J. A. B., Mattos, S. P., Azzolin, N. M. P., (2001). *“IX – Intervenções da Companhia de Saneamento” in Fonseca, F. O. (org.). Olhares sobre o lago Paranoá. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Brasília – DF.*
- Carlson, R. E. (1977). *A trophic state index for lakes. Limnology and oceanography, 22(2), 361-369.*
- Cao, Y., Zhang, J., Yang, M., Lei, X., Guo, B., Yang, L., ... & Qu, J. (2018). *Application of SWAT model with CMADS data to estimate hydrological elements and parameter uncertainty based on SUFI-2 Algorithm in the Lijiang river basin, China. Water, 10(6), 742.*

- Chapra, S. C., & Tarapchak, S. J. (1976). *A chlorophyll a model and its relationship to phosphorus loading plots for lakes*. Water Resources Research, 12(6), 1260-1264.
- Chapra, S. C. (2008). *Surface water-quality modeling*. Waveland press.
- Mi, C., Frassl, M. A., Boehrer, B., & Rinke, K. (2018). *Episodic wind events induce persistent shifts in the thermal stratification of a reservoir (Rappbode Reservoir, Germany)*. International Review of Hydrobiology, 103(3-4), 71-82.
- Cole, T. M., & Wells, S. A. (2006). *CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, hydrodynamic and water quality model, version 3.5*.
- Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal - CAESB (2003). *Plano de Gestão e Preservação do lago Paranoá*. Brasília-DF, 195p.
- Cordeiro Netto, O. M., & Dutra Filho, D. (1981). *O aporte de fósforo ao lago Paranoá in ESTEVES, FA Fundamentos de Limnologia (1998)*. Rio de Janeiro, Ed. Interciência/FINEP.
- Cunha, D. G. F., do Carmo Calijuri, M., & Lamparelli, M. C. (2013). *A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI tsr)*. Ecological Engineering, 60, 126-134.
- Debele, B., Srinivasan, R., & Parlange, J. Y. (2008). *Coupling upland watershed and downstream waterbody hydrodynamic and water quality models (SWAT and CE-QUAL-W2) for better water resources management in complex river basins*. Environmental Modeling & Assessment, 13(1), 135-153.
- De Aragão, R.; Cruz, M.A.S.; De Amorim, J.R.A.; Mendonça, L.C.; De Figueiredo, E.E.; Srinivasan, V.S. (2013). *Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino*. Rev. Bras. Ciência Solo, 37, 1091–1102.
- Srinivas, N., & Deb, K. (1994). *Muiltiobjective optimization using nondominated sorting in genetic algorithms*. Evolutionary computation, 2(3), 221-248.

- Deb, K., Pratap, A., & Agarwal, S. (2002). *Meyarivan TJItoec*. A fast and elitist multiobjective genetic algorithm: NSGA-II [J], 6(2), 182-97.
- Deus, R., Brito, D., Mateus, M., Kenov, I., Fornaro, A., Neves, R., & Alves, C. N. (2013). *Impact evaluation of a pisciculture in the Tucuruí reservoir (Pará, Brazil) using a two-dimensional water quality model*. Journal of hydrology, 487, 1-12.
- Dias, L. T., & Walde, D. H. G. (2013). *Modelagem da dinâmica espacial do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do lago Paranoá-DF*. Revista Brasileira de Cartografia, (64/5).
- Diogo, P. A., Fonseca, M., Coelho, P. S., Mateus, N. S., Almeida, M. C., & Rodrigues, A. C. (2008). *Reservoir phosphorous sources evaluation and water quality modeling in a trans-boundary watershed*. Desalination, 226(1-3), 200-214.
- Douglas-Mankin, K. R., Srinivasan, R., & Arnold, J. G. (2010). *Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model: Current developments and applications*. Trans. ASABE, 53(5), 1423-1431.
- Duan, Q., Sorooshian, S., & Gupta, V. K. (1994). *Optimal use of the SCE-UA global optimization method for calibrating watershed models*. Journal of hydrology, 158(3-4), 265-284.
- Esteves, F. (1998). *Fundamentos de limnologia*. Interciência.
- Ferrigo, S. (2014). *Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – Estudo de caso da bacia do lago Descoberto – DF*, 164p., ENC/FT/UnB. Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.
- Ferreira, F. S. B., Ovidio, M.(1976). *Base de pesquisas na programação para a recuperação e manutenção do Lago Paranoa, em Brasília*. Revista DAE, 36(109), 21-5.
- Fontana, L., Albuquerque, A. L. S., Brenner, M., Bonotto, D. M., Sabaris, T. P., Pires, M. A., Cotrim, M. E. B. & Bicudo, D. C. (2014). *The eutrophication history of a tropical water supply reservoir in Brazil*. Journal of Paleolimnology, 51(1), 29-43.

- Flowers, J. D., Hauck, L. M., & Kiesling, R. L. (2001). *Water quality modeling of Lake Waco using CE-QUAL-W2 for assessment of phosphorus control strategies*. Texas institute for applied environmental research. Stephenville, TX: Tarleton State University.
- Fowe, T., Karambiri, H., Paturel, J. E., Poussin, J. C., & Cecchi, P. (2015). Water balance of small reservoirs in the Volta basin: A case study of Boura reservoir in Burkina Faso. *Agricultural water management*, 152, 99-109.
- Fukunaga, D. C., Cecílio, R. A., Zanetti, S. S., Oliveira, L. T., & Caiado, M. A. C. (2015). Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. *Catena*, 125, 206-213.
- Frassl, M. A., Abell, J. M., Botelho, D. A., Cinque K., Gibbes, B. R., Jöhnk, K. D., Muraoka K., Robson B. J., Wolski M., Xiao, M., Hamilton, D. P., (2019). *A short review of contemporary developments in aquatic ecosystem modelling of lakes and reservoirs*. *Environmental Modelling & Software*, 181-187.
- Lima, P. D. F., Sousa, M. S. R., Porfírio, A. F., Almeida, B. S.; Freire, R. H. F. & Santaella, S. T. (2015) *Preliminary analysis on the use of trophic state indexes in a brazilian semiarid reservoir*. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, Universidade Estadual de Maringa, v. 37, n. 3, p. 309.
- Gastaldini, M. D. C. C., Paz, M. F., Thomaz, F., & Kraemer, M. C. N. (2001). *Simulação do oxigênio dissolvido e da temperatura no reservatório do arroio Vacacaí-Mirim utilizando o modelo CE-QUAL-W2*. In Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 4 (pp. 1-9). ABES.
- Gassman, P. W., Reyes M., Green C. H. , & Arnold J. G.(2007) *The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future directions*. *Transactions of the ASABE*, v. 50(4), p. 1211- 1250
- Governo do Distrito Federal - GDF (2010). *Zoneamento Ecológico Econômico - ZEE/DF, Sub-produto 3.1 – Relatório do Meio Físico e Biótico*. Brasília-DF.

- Governo do Distrito Federal - GDF (2012a). *Revisão e Atualização Plano de Gerenciamento de Recursos Hídricos - Volume I: Diagnóstico*. Brasília-DF, 830.
- Governo do Distrito Federal - GDF (2012b). *Revisão e Atualização Plano de Gerenciamento de Recursos Hídricos - Volume II: Prognósticos e Programas de Ação*. Brasília-DF, 1094.
- Glasgow, H. B., Burkholder, J. M., Reed, R. E., Lewitus, A. J., & Kleinman, J. E. (2004). *Real-time remote monitoring of water quality: a review of current applications, and advancements in sensor, telemetry, and computing technologies*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 300(1-2), 409-448.
- Gumindoga, W.; Makurira, H.; Phiri, M.; Nhapi, I.(2016) Estimating runoff from ungauged catchments for reservoir water balance in the Lower Middle Zambezi Basin. *Water SA*, 42, 641–649.
- He, W., Lian, J., Yao, Y., Wu, M., & Ma, C. (2017). Modeling the effect of temperature-control curtain on the thermal structure in a deep stratified reservoir. *Journal of environmental management*, 202, 106-116.
- Heliweger, F. L. (2017). *75 years since Monod: it is time to increase the complexity of our predictive ecosystem models (opinion)*. *Ecological Modelling*, 346, 77-87.
- Hoshin V. Gupta, Harald Kling, Koray K. Yilmaz, Guillermo F. Martinez,(2009). *Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling*. *Journal of Hydrology*, Volume 377, Issues 1–2, Pages 80-91, ISSN 0022-1694.
- Huang, Y., & Liu, L. (2010). *Multiobjective water quality model calibration using a hybrid genetic algorithm and neural network–based approach*. *Journal of Environmental Engineering*, 136(10), 1020-1031.
- Ji, Z. G. (2008). *Hidroynamics and water quality: modeling rivers, lakes and estuaries*. John Wiley & Sons Interscience, New Jersey, EUA, 676.

- Ji, D., Wells, S. A., Yang, Z., Liu, D., Huang, Y., Ma, J., & Berger, C. J. (2017). *Impacts of water level rise on algal bloom prevention in the tributary of Three Gorges Reservoir, China*. *Ecological Engineering*, 98, 70-81.
- Koide, S. – Coordenador (2010). *Avaliação do impacto do uso da terra sobre os sistemas aquáticos das Bacias Hidrográficas do Descoberto e do Paranoá para determinação de indicadores de integridade ambiental*. Projeto de rede de pesquisa, edital MCT/CNPq/FNDCT/FAPs/MEC/CAPES/PRO-CENTRO-OESTE Nº 031/2010.
- Kuo, J. T., Lung, W. S., Yang, C. P., Liu, W. C., Yang, M. D., & Tang, T. S. (2006). *Eutrophication modelling of reservoirs in Taiwan*. *Environmental Modelling & Software*, 21(6), 829-844.
- Kuchinski, V., Menezes Conterato, T., & Cauduro Gastaldini, M. D. C. (2018). *Simulação do comportamento térmico do reservatório do Vacacaí-Mirim*. *Recursos Hídricos*, 39(2).
- Kwarteng, E.A.; Gyamfi, C.; Anyemedu, F.O.K.; Adjei, K.A.; Anornu, G.K. (2020). Coupling SWAT and bathymetric data in modelling reservoir catchment hydrology. *Spat. Inf. Res.*, 1–15.
- Lam, Q. D., Schmalz, B., & Fohrer, N. (2010). *Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model*. *Agricultural Water Management*, 97(2), 317-325.
- Lamparelli, M. C. (2004). *Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, 235p.
- Lee, J. Y., Ha, S. R., Park, I. H., Lee, S. C., & Cho, J. H. (2010). Characteristics of DOC concentration with storm density flows in a stratified dam reservoir. *Water Science and Technology*, 62(11), 2467-2476.
- Lee, R. M., Biggs, T. W., & Fang, X. (2018). Thermal and hydrodynamic changes under a warmer climate in a variably stratified hypereutrophic reservoir. *Water*, 10(9), 1284.

- Le Moal, M., Gascuel-Oudou, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Étrillard, C., Levain, A., ... & Pinay, G. (2019). *Eutrophication: a new wine in an old bottle?*. Science of the Total Environment, 651, 1-11.
- Lelis, T. A., Calijuri, M. L., Santiago, A. D. F., Lima, D. C. D., & Rocha, E. D. O. (2012). Análise de sensibilidade e calibração do modelo SWAT aplicado em bacia hidrográfica da região sudeste do Brasil. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 36(2), 623-634.
- Lei, P., Shrestha, R. K., Zhu, B., Han, S., Yang, H., Tan, S., ... & Xie, D. (2021). A Bibliometric Analysis on Nonpoint Source Pollution: Current Status, Development, and Future. International Journal of Environmental Research and Public Health, 18(15), 7723.
- Liangliang, G. A. O., & Daoliang, L. I. (2015). A review of hydrological/water-quality models. Frontiers of Agricultural Science and Engineering, 1(4), 267-276.
- Liporoni, L. M. (2012). *Estudo preliminar da qualidade da água do lago Paranoá, Brasília – DF, utilizando um modelo de qualidade de água bidimensional*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM– 138/2012, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 188p.
- Liu, M., Chen, X., Yao, H., & Chen, Y. (2015). A coupled modeling approach to evaluate nitrogen retention within the Shanmei Reservoir watershed, China. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 166, 189-198.
- Lorz, C., Abbt-Braun, G., Bakker, F., Borges, P., Börnick, H., Fortes, L., ... & Makeschin, F. (2012). Challenges of an integrated water resource management for the Distrito Federal, Western Central Brazil: climate, land-use and water resources. Environmental Earth Sciences, 65(5), 1575-1586.
- Lower Colorado River Authority, Anchor QEA (2009). *Colorado River Environmental Models Phase 2: Lake Travis*. Final Report, Austin, Texas, EUA, 973p.
- Mankin, K. R., Koelliker, J. K., & Kalita, P. K. (1999). *Watershed and lake water quality asses-*

- ment: *An integrated modeling approach*. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 35(5), 1069-1080.
- Martin, J. L., & McCutcheon, S. C. (1998). *Hydrodynamics and Transport for Water Quality Modeling*. CRC Press. 794p.
- Menezes, P. H. B. J. (2011). *Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na bacia do lago Paranoá*. Universidade de Brasília, IG/DM N°5, 117p.
- Minoti, R.T., Gomes, L. N. L. (2015). *Diagnóstico Situacional da Qualidade da Água do lago Paranoá*, Comunicação Pessoal. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, (PTARH/UnB). Brasília, Distrito Federal.
- Mooij, W. M., Trolle, D., Jeppesen, E., Arhonditsis, G., Belolipetsky, P. V., Chitamwebwa, D. B., ... & Elliott, J. A. (2010). *Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches*. Aquatic Ecology, 44(3), 633-667.
- Moreira, J. C., Morais, A., Xavier, M. C. R., Ortega, R. D. E., & Mariani, C. F. (2013). *Modelagem Matemática da Qualidade de Água do Reservatório da UHE Santo Antônio*. In XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Gonçalves, RS.
- Moriasi, D.N.; Arnold, J.G.; Van Liew, M.W.; Bingner, R.L.; Harmel, R.D.; Veith, T.L. (2007) Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. Trans. ASABE, 50, 885–900.
- Moriasi, D. N., Wilson, B. N., Douglas-Mankin, K. R., Arnold, J. G., & Gowda, P. H. (2012). *Hydrologic and water quality models: Use, calibration, and validation*. Transactions of the ASABE, 55(4), 1241-1247.
- Moriasi, D. N., Gitau, M. W., Pai, N., & Daggupati, P. (2015). *Hydrologic and water quality models: Performance measures and evaluation criteria*. Transactions of the ASABE, 58(6), 1763-1785.

- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2011). *Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009*. Texas Water Resources Institute.
- Niraula, R., Kalin, L., Srivastava, P., & Anderson, C. J. (2013). *Identifying critical source areas of nonpoint source pollution with SWAT and GWLF*. *Ecological Modelling*, 268, 123-133.
- Nguyen, H. H., Recknagel, F., Meyer, W., Frizenschaf, J., & Shrestha, M. K. (2017). *Modelling the impacts of altered management practices, land use and climate changes on the water quality of the Millbrook catchment-reservoir system in South Australia*. *Journal of environmental management*, 202, 1-11.
- Noori, R., Yeh, H. D., Ashrafi, K., Rezazadeh, N., Bateni, S. M., Karbassi, A., & Moazami, S. (2015). *A reduced-order based CE-QUAL-W2 model for simulation of nitrate concentration in dam reservoirs*. *Journal of Hydrology*, 530, 645-656.
- Nunes, G. (2016). *Aplicação do modelo SWAT no estudo hidrológico e de qualidade de água da Bacia Hidrográfica do lago Paranoá - DF*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM - 185/2016, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, (148p).
- Nunes, G., Minoti, R. T., & Koide, S. (2020). *Mathematical modeling of watersheds as a subsidy for reservoir water balance determination: the case of Paranoá Lake, Federal District, Brazil*. *Hydrology*, 7(4), 85.
- Oliveira, L. P. H., & Krau, L. (1970). *Hidrobiologia geral aplicada particularmente a veiculadores de esquistossomos: hipereutrofia, mal moderno das águas*. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 68(1), 89-118.
- Ostfeld, A., & Salomons, S. (2005). *A hybrid genetic—instance based learning algorithm for CE-QUAL-W2 calibration*. *Journal of Hydrology*, 310(1), 122-142.
- Padovesi-Fonseca, C., Philomeno, M. G., & Andreoni-Batista, C. (2009). *Limnological features after a flushing event in Paranoá Reservoir, central Brazil*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21(3), 277-285.

- Paul, S., Cashman, M. A., Szura, K., & Pradhanang, S. M. (2017). *Assessment of nitrogen inputs into hunt river by onsite wastewater treatment systems via SWAT simulation*. *Water*, 9(8), 610.
- Pimenta, A. M., Albertoni, E. F. and Palma-Silva, C. (2012), *Characterization of water quality in a small hydropower plant reservoir in southern Brazil*. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 17: 243-251. doi:10.1111/lre.12007
- Pinto, M. A. T., Machado, A. F., Neder, K. D., & de Agua, C. (1989). *Remoção de fósforo por meio biológico*. *Revista DAE*, 49(154), 37-42.
- Philomeno, M. G. (2007). *A comunidade fitoplanctônica e a restauração do lago Paranoá, Brasília-DF*. Tese de Doutorado em Ecologia, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 223 p.
- Pires, V. A. de C. (2004). *Metodologia para apoio à gestão estratégica de reservatórios de usos múltiplos: o caso do lago Paranoá, no Distrito Federal*. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília – UnB, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Brasília – DF, 219 p.
- Pires, A. C. B., Ianniruberto, M. – Coordenadores (2008). *Caracterização morfológica e estratigráfica do lago Paranoá*. Projeto de pesquisa, convênio FAPDF nº 33/2008 – Tecnologias Ambientais, com colaboração da Delegacia Fluvial de Brasília (Ministério da Marinha)
- Reatto, A., Martins, E.S., Farias, M.F.R., Silva, A.V., Carvalho Jr, O.A. (2004). *Mapa Pedológico Digital - SIG Atualizado do Distrito Federal, Escala 1:100.000 e uma Síntese do Texto Explicativo*. Empresa Brasileira de Solos (EMBRAPA), Planaltina-DF, 31p.
- Rebouças, A. D. C., Braga, B. P. F., & Tundisi, J. G. (2002). *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. Escrituras.
- Recknagel, F., Adrian, R., Köhler, J., & Cao, H. (2016). *Threshold quantification and short-term forecasting of Anabaena, Aphanizomenon and Microcystis in the polymictic eutrophic*

*Lake Müggelsee (Germany) by inferential modelling using the hybrid evolutionary algorithm HEA.* Hydrobiologia, 778(1), 61-74.

Robson, B. J. (2014). *When do aquatic systems models provide useful predictions, what is changing, and what is next?.* Environmental Modelling & Software, 61, 287-296.

Sadeghian, A., de Boer, D., Hudson, J. J., Wheeler, H., & Lindenschmidt, K. E. (2015). *Lake Diefenbaker temperature model.* Journal of Great Lakes Research, 41, 8-21.

Salas, H. J., & Martino, P. (1991). *A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes.* Water research, 25(3), 341-350.

Santhi, C., Arnold, J. G., Williams, J. R., Dugas, W. A., Srinivasan, R., & Hauck, L. M. (2001). *Validation of the swat model on a large river basin with point and nonpoint sources.* JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 37(5), 1169-1188.

Santos, I. D., Fill, H. D., Sugai, M. R. V. B., BUBA, H., KISHI, R. T., MARONE, E., & LAUTERT, L. F. (2001). *Hidrometria aplicada.* Curitiba: Instituto de Tecnologia para o desenvolvimento.

Setegn, S.G.; Srinivasan, R.; Dargahi, B. (2008) Hydrological Modelling in the Lake Tana Basin, Ethiopia Using SWAT Model. Open Hydrol. J., 2, 49–62.

Shabani, A., Zhang, X., Chu, X., & Zheng, H. (2021). *Automatic Calibration for CE-QUAL-W2 Model Using Improved Global-Best Harmony Search Algorithm.* Water, 13(16), 2308.

Shen, Z., Chen, L., Hong, Q., Qiu, J., Xie, H., & Liu, R. (2013). *Assessment of nitrogen and phosphorus loads and causal factors from different land use and soil types in the Three Gorges Reservoir Area.* Science of the total environment, 454, 383-392.

Shimoda, Y., Arhonditsis, G.B., (2016). *Phytoplankton functional type modelling: running before we can walk? A critical evaluation of the current state of knowledge.* Ecol. Model. 320, 29–43.

- Singh, V. P., & Woolhiser, D. A. (2002). *Mathematical modeling of watershed hydrology*. Journal of hydrologic engineering, 7(4), 270-292.
- Silva, T. F. D. G., Vinçon-Leite, B., Giani, A., Figueredo, C. C., Petrucci, G., Lemaire, B., & Nascimento, N. D. O. (2016). *Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton*. Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, 95-108.
- Silva, R. M., Dantas, J. C., Beltrão, J. D. A., & Santos, C. A. (2018). Hydrological simulation in a tropical humid basin in the Cerrado biome using the SWAT model. Hydrology Research, 49(3), 908-923.
- Silva, T. F., Vinçon-Leite, B., Lemaire, B. J., Petrucci, G., Giani, A., Figueredo, C. C., & Nascimento, N. D. O. (2019). *Impact of urban stormwater runoff on Cyanobacteria dynamics in a tropical urban lake*. Water, 11(5), 946.
- Silva, D. B., Belotto, V. R., Barbosa, J. S. B., Lima, T., B. (2019). *Spatiotemporal Variation on Water Quality and Trophic State of a Tropical Urban Reservoir: A Case Study of the Lake Paranoá-DF, Brazil*. Water, 11(5), 946.
- Soares, C. B. P. (1999). *Simulação da Qualidade da Água da UHE Funil com o Modelo CE-QUALW2: Comparação entre Duas Formas de Representação Espacial*. XV SNPTEE Seminário Nacional de Produção e Transmissão de Energia Elétrica. Foz do Iguaçu, GIA/18.
- Soares, L. M. V., Silva, T. F. D. G., Vinçon-Leite, B., Eleutério, J. C., Lima, L. C. D., & Nascimento, N. D. O. (2019). Modelling drought impacts on the hydrodynamics of a tropical water supply reservoir. Inland Waters, 9(4), 422-437.
- Soares, L. M. V., & do Carmo Calijuri, M. (2021). Deterministic modelling of freshwater lakes and reservoirs: Current trends and recent progress. Environmental Modelling & Software, 144, 105143.
- Soares, L. M. V., do Carmo Calijuri, M., das Graças Silva, T. F., & de Moraes Novo, E. M.

- L. (2021). Climate change enhances deepwater warming of subtropical reservoirs: evidence from hydrodynamic modelling. *Climatic Change*, 166(1), 1-19.
- Strauch, M., Bernhofer, C., Koide, S., Volk, M., Lorz, C., & Makeschin, F. (2012). *Using precipitation data ensemble for uncertainty analysis in SWAT streamflow simulation*. *Journal of Hydrology*, 414, 413-424.
- Strauch, M., & Volk, M. (2013). *SWAT plant growth modification for improved modeling of perennial vegetation in the tropics*. *Ecological Modelling*, 269, 98-112.
- Strauch, M.; Lima, J.E.; Volk, M.; Lorz, C.; Makeschin, F. (2013). *The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment*. *J. Environ. Manag.* 2013, 127, S24–S36.
- Summer, R. M., Alonso, C. V., & Young, R. A. (1990). *Modeling linked watershed and lake processes for water quality management decisions*. *Journal of Environmental Quality*, 19(3), 421-427.
- Tan, M. L., Gassman, P. W., Srinivasan, R., Arnold, J. G., & Yang, X. (2019). *A review of SWAT studies in Southeast Asia: applications, challenges and future directions*. *Water*, 11(5), 914.
- Thomann, R.V., Müeller, J.A. (1987). *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. Harper & Row Publishers.
- Thomann, R. V. (1998). *The future “golden age” of predictive models for surface water quality and ecosystem management*. *Journal of Environmental Engineering*, 124(2), 94-103.
- Toledo, A. P. D., Talarico, M., Chinez, S. J., & Agudo, E. G., (1983). *Aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos reservatórios tropicais*. In *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12 (pp. 1-34). CETESB.
- Bucak, T., Trolle, D., Tavşanoğlu, Ü. N., Çakıroğlu, A. İ., Özen, A., Jeppesen, E., & Bekli-oğlu, M. (2018). *Modeling the effects of climatic and land use changes on phytoplankton*

- and water quality of the largest Turkish freshwater lake: Lake Beyşehir*. Science of the Total Environment, 621, 802-816.
- Tucci, C. M., (2005). *Modelos hidrológicos*. 2ª edição, Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – RS, 678p.
- Tundisi, J. G. (1999). *Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos*. Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais, 19-38.
- Tundisi, J. G., & Tundisi, T. M. (2016). *Limnologia*. Oficina de textos.
- Tuppad, P., Douglas-Mankin, K. R., Lee, T., Srinivasan, R., & Arnold, J. G. (2011). *Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Hydrologic/Water Quality Model: Extended Capability and Wider Adoption*. Transactions of the ASABE, 54(5), 1677-1684.
- Vollenweider, R. A. (1975). *Input-output models*. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, Springer Nature, v. 37, n. 1, p. 53–84.
- Vinçon-Leite, B., & Casenave, C. (2019). *Modelling eutrophication in lake ecosystems: a review*. Science of the Total Environment, 651, 2985-3001.
- Von Sperling, M. (2007). *Estudos e Modelagem de Qualidade de Água de Rios* (Vol. 7). Editora UFMG. 588p.
- Wang, Q., Li, S., Jia, P., Qi, C., & Ding, F. (2013). *A review of surface water quality models*. The Scientific World Journal, 2013.
- Wang, J., Kumar Shrestha, N., Aghajani Delavar, M., Worku Meshesha, T., & Bhanja, S. N. (2021). *Modelling watershed and river basin processes in cold climate regions: A review*. Water, 13(4), 518.
- White, J. D., Prochnow, S. J., Filstrup, C. T., Scott, J. T., Byars, B. W., & Zygo-Flynn, L. (2010). *A combined watershed–water quality modeling analysis of the Lake Waco reservoir*:

*I. Calibration and confirmation of predicted water quality.* Lake and Reservoir Management, 26(2), 147-158.

White, J. D., Prochnow, S. J., Filstrup, C. T., & Byars, B. W. (2010). *A combined watershed–water quality modeling analysis of the Lake Waco reservoir: II. Watershed and reservoir management options and outcomes.* Lake and Reservoir Management, 26(2), 159-167.

Weinberger, S., & Vetter, M. (2014). Lake heat content and stability variation due to climate change: coupled regional climate model (REMO)-lake model (DYRESM) analysis. J. Limnol, 73(1), 109-121.

Wu, H., & Chen, B. (2015). Evaluating uncertainty estimates in distributed hydrological modeling for the Wenjing River watershed in China by GLUE, SUFI-2, and ParaSol methods. Ecological engineering, 76, 110-121.

Xue, C., Chen, B., & Wu, H. (2014). Parameter uncertainty analysis of surface flow and sediment yield in the Huolin Basin, China. Journal of Hydrologic Engineering, 19(6), 1224-1236.

Zhou, J.; Liu, Y.; Guo, H.; He, D. (2014) Combining the SWAT model with sequential uncertainty fitting algorithm for streamflow prediction and uncertainty analysis for the Lake Dianchi Basin, China. Hydrol. Process, 28, 521–533.

Zhao, F.; Wu, Y.; Qiu, L.; Sun, Y.; Sun, L.; Li, Q.; Niu, J.; Wang, G. ( 2018) Parameter Uncertainty Analysis of the SWAT Model in a Mountain-Loess Transitional Watershed on the Chinese Loess Plateau. Water, 10, 690.