

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UNB PLANALTINA**

TAYNARA DE SOUZA FERNANDES

**AVALIAÇÃO DA APLICAÇÃO DO MODELO HIDRODINÂMICO *GENERAL LAKE
MODEL (GLM)* NO LAGO PARANOÁ/DF**

Brasília-DF
2023

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM REDE NACIONAL EM
GESTÃO E REGULÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

TAYNARA DE SOUZA FERNANDES

AVALIAÇÃO DA APLICAÇÃO DO MODELO HIDRODINÂMICO
GENERAL LAKE MODEL (GLM) NO LAGO PARANOÁ/DF

Dissertação apresentada à Faculdade UnB Planaltina como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Gestão e Regulação dos Recursos Hídricos da Universidade de Brasília (Prof.Água/UnB)

Linha de pesquisa: Instrumentos de Política de Recursos Hídricos

Prof. Carlos José Sousa Passos
Orientador

dF363a de Souza Fernandes, Taynara
AVALIAÇÃO DA APLICAÇÃO DO MODELO HIDRODINÂMICO GENERAL
LAKE MODEL (GLM) NO LAGO PARANOÁ/DF / Taynara de Souza
Fernandes; orientador Carlos José Sousa Passos. -- Brasília,
2023.
92 p.

Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em
Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) -- Universidade de
Brasília, 2023.

1. modelagem hidrodinâmica. 2. fenologia da
estratificação. 3. corpos lênticos. 4. ambientes aquáticos.
5. mudanças climáticas. I. Sousa Passos, Carlos José,
orient. II. Título.

AGRADECIMENTOS

Inicialmente, expresso a minha gratidão aos meus pais, Doleny e José, bem como aos meus irmãos, Samara e Tiago, pelo incondicional amor e suporte dedicados ao longo da minha vida. Tive o privilégio de contar com o constante incentivo da minha família aos meus estudos e à realização dos meus sonhos, bem como com a transmissão de valores que muito prezamos e que me auxiliam a manter sempre vívida a consciência da minha trajetória e dos objetivos que desejo alcançar.

Ademais, não posso deixar de registrar a minha profunda gratidão ao meu orientador, Carlos José Passos, cujo inestimável conhecimento e dedicação foram fundamentais para a minha formação pessoal e profissional. Sua atenção e cuidado revelaram-se preponderantes para o meu êxito no percurso acadêmico.

Por fim, manifesto a minha gratidão à Universidade de Brasília, que me proporcionou a oportunidade de cursar minha graduação e meu mestrado em uma instituição pública de excelência, dotada de educação de qualidade. Anseio por poder contribuir, no exercício da minha profissão, para retribuir à sociedade todo o conhecimento e aprendizado recebidos.

“All we have to decide is what to do with the time that is given us.” — Gandalf — J.R.R. Tolkien

RESUMO

Dentre os inúmeros fatores que exercem influência sobre os ecossistemas aquáticos, merecem destaque as alterações químicas decorrentes da entrada de substâncias tóxicas, os nutrientes e as modificações microbiológicas ocasionadas pela carga orgânica que acomete esses ambientes. A análise do comportamento das variáveis limnológicas, por sua vez, é crucial para a compreensão da dinâmica dos ambientes aquáticos lênticos, uma vez que permite avaliar o grau de comprometimento da qualidade da água em face dos impactos sofridos. Nesse sentido, os modelos preditivos da dinâmica de reservatórios, que vêm se destacando como ferramenta facilitadora para o entendimento dos processos físicos que ocorrem nesses ambientes, assumem papel fundamental no avanço do conhecimento científico nessa área. Assim, o presente estudo teve como objetivo analisar a resposta do Modelo Geral de Lagos (GLM, em inglês), um modelo de simulação hidrodinâmica unidimensional, na parte central do lago Paranoá, localizado em Brasília, Distrito Federal. Para tanto, foram analisados os dados disponíveis, construída a base de dados secundários e selecionados os períodos adequados para realizar as etapas de calibração, análise de sensibilidade, verificação das variáveis hidrodinâmicas, simulação de cenários e análise da fenologia da estratificação. Como resultado, o modelo GLM apresentou elevada capacidade de representação da distribuição de temperatura ao longo da coluna d'água, bem como dos padrões de estratificação e circulação ao longo da série temporal (2010-2020), com erro padrão Raiz Quadrada do Erro-Médio (RMSE) de 1,12 °C para a temperatura. Assim, este estudo busca auxiliar na gestão do lago Paranoá, especialmente na mitigação dos impactos das mudanças climáticas.

Palavras-chave: modelagem hidrodinâmica, fenologia da estratificação, corpos lênticos, ambientes aquáticos, mudanças climáticas.

ABSTRACT

Among the various factors that influence aquatic ecosystems, chemical changes resulting from the entry of toxic substances, nutrients and microbiological changes caused by the organic load that affect these environments deserve to be highlighted. An analysis of the behavior of limnological variables, in turn, is crucial for understanding the dynamics of lentic aquatic environments, since it allows assessing the degree of impairment of water quality in the face of those affected. In this sense, predictive models of reservoir dynamics, which have been highlighted as a facilitating tool for understanding the physical processes that occur in these environments, assume a fundamental role in the advancement of knowledge in this scientific area. Thus, this study aimed to analyze the response of the General Lake Model (GLM), a one-dimensional hydrodynamic simulation model, in modeling the central part of Lake Paranoá. For that purpose, the available data were analyzed, the database was built and the experimental ones were selected to carry out the calibration steps, sensitivity analysis, verification of hydrodynamic variables, scenario simulation and analysis of the phenology of the stratification. As a main result, the GLM showed a high capacity for representing the temperature distribution along the water column, as well as the stratification and circulation patterns over the time series (2010-2020), with standard error Square Root Mean Error (RMSE) of 1.12 °C for the temperature. Thus, this study seeks to assist in the management of Lake Paranoá, especially in mitigating the impacts of climate change.

Keywords: hydrodynamic modeling, stratification phenology, lentic bodies of water, aquatic environments, climate change.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	9
2. OBJETIVOS.....	11
2.1 Objetivo Geral.....	11
2.2 Objetivos específicos.....	11
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	12
3.1 Características de Reservatórios Relevantes para Modelagem.....	12
3.1.1. Características intrínsecas.....	12
3.1.2 Características ambientais.....	12
3.1.3. Características ecológicas.....	15
3.2 Modelagem de Reservatórios.....	17
3.3 Modelo geral de lagos (GLM).....	20
3.3.1 Modelo hidrodinâmico Geral de Lagos (GLM).....	20
3.3.2 Aplicações do Modelo Geral de Lagos (GLM).....	25
4. METODOLOGIA.....	28
4.1 Histórico da Área de Estudo.....	28
4.2 Caracterização da área de estudo.....	30
4.3 Construção da Base de Dados.....	36
4.3.1 Tratamento dos dados.....	38
4.3.2 Definição das Condições de Contorno.....	38
4.3.3 Simulação Hidrodinâmica e Calibração do Modelo.....	39
4.3.4 Proposição e Simulação de Cenários.....	39
4.3.5 Pacotes R utilizados.....	41
4.3.6 Fluxograma Metodológico.....	42
5. RESULTADOS.....	43
5.1 Análise de consistência dos dados meteorológicos.....	43
5.1.2 Análise dos dados da estação de amostragem mais profunda (Ponto C).....	44
5.1.3 Análise dos dados de qualidade da água dos tributários.....	47
5.1.3.1 Comparativo interanual das estações de monitoramento.....	47
5.2 Análise de consistência dos dados de vazão.....	48
5.2.1 Vazão dos tributários.....	48

5.3 Retirada de água para tratamento e consumo humano.....	50
5.4 Vazão efluente das estações de tratamento de esgoto.....	51
5.5 Vazão de Saída.....	53
5.6 Aplicação da modelagem.....	54
5.6.1 Simulação com GLM	54
5.6.2 Cenários.....	57
5.6.3 Análise estatística – ANOVA e regressão linear	61
5.6.4 Análise dos cenários e Fenologia da estratificação	63
6 DISCUSSÃO CRÍTICA DOS RESULTADOS	68
6.1 Dados Meteorológicos	68
6.2 Dados de Qualidade da Água.....	69
6.2.1 Estação de amostragem C do lago Paranoá.....	69
6.2.2 Tributários do lago Paranoá	70
6.3 Dados Hidrológicos e das Estações de Tratamento (Água e Esgoto).....	71
6.4 Modelização.....	72
6.5 Análises Estatísticas do Modelo	73
6.6 Análise dos Cenários e Fenologia da Estratificação	76
6.7 Impacto dos Cenários.....	77
7. CONCLUSÃO.....	78
REFERÊNCIAS	79
APÊNDICE A	91

1. INTRODUÇÃO

Os reservatórios de água são definidos como o acúmulo de água resultante da construção de barragens que represam um rio. O objetivo de tais reservatórios é regularizar o suprimento de água para diferentes usos, como abastecimento público, irrigação, geração de energia hidrelétrica, navegação, entre outros (ANA, 2010). Reservatórios de água possuem alto valor pois servem para múltiplos propósitos e promovem diversos serviços ecossistêmicos tais como controle de cheias, abastecimento público, recreação, absorção de nutrientes, estabilização do sedimento, pesca e navegação (SCHALLENBERG *et al.*, 2013). Estes sistemas são vulneráveis às atividades antropogênicas, como o lançamento de efluentes ou de drenagem urbana (cargas difusas), que possuem aporte de nutrientes, cujo excesso pode gerar a eutrofização (SANTOS *et al.*, 2014, GUNKEL, 2017). A eutrofização, por sua vez, pode provocar o aumento no custo do tratamento da água de abastecimento, além de consequências relacionadas à saúde pública (FRAGOSO, 2009).

A qualidade da água dos reservatórios está estreitamente relacionada a processos hidrodinâmicos e ecológicos, que por sua vez são dependentes de variáveis meteorológicas e hidrológicas (JI, 2008). As mudanças climáticas afetam os ecossistemas aquáticos de várias maneiras, incluindo a elevação da temperatura da água, mudanças nos padrões de precipitação e na disponibilidade de água, aumento da frequência e intensidade de eventos extremos, como tempestades, inundações e secas, além da acidificação e aumento da salinidade da água (NCA4, 2018). Os efeitos das mudanças do clima influenciam o nível trófico de lagos por diversos processos como o aquecimento da água, o aumento da produção primária e a promoção de cianobactérias pela alta entrada de radiação e redução das concentrações de oxigênio.

Outros fatores que impactam lagos são geralmente atribuídos ao tratamento insuficiente de esgoto e pelas águas da drenagem urbana não tratadas (GUNKEL, 2017). Dentre as principais consequências do aumento do grau de trofia em reservatórios de usos múltiplos está a redução da diversidade biológica. O aumento do grau de trofia também pode causar a proliferação de espécies de fitoplâncton do grupo das cianobactérias e uma consequente liberação de toxinas para o meio aquático. Essas florações podem provocar o aumento no custo do tratamento da água de abastecimento e consequências relacionadas à saúde pública (FRAGOSO, 2009).

Os modelos matemáticos são ferramentas que podem ajudar a compreender melhor os processos hidrodinâmicos e ecológicos característicos de sistemas lênticos (SOUZA *et al.*, 2016). Modelos hidrodinâmicos permitem avaliar a reação do sistema frente a diferentes forças e pressões antrópicas, o que pode auxiliar na gestão de reservatórios. O uso da modelagem constitui uma alternativa para avaliação dos padrões de circulação e estratificação da coluna d'água, geração de cenários e estimativa de impactos (FRAGOSO JÚNIOR, 2008).

Neste contexto, modelos hidrodinâmicos são ferramentas que possibilitam a compreensão da dinâmica de lagos, considerando que eles podem simular e prever ciclos plurianuais de temperatura da água, provendo informações adicionais para medições de campo nos períodos de circulação e estratificação. A modelagem hidrodinâmica é classificada como uma alternativa para auxiliar na compreensão das influências dos diferentes procedimentos de operação do barramento, as correntes induzidas no reservatório e no eventual arraste da comunidade fitoplanctônica na camada superficial do espelho d'água (TUCCI, 2005). Além disso, simulam a dinâmica da coluna vertical, com implicações importantes para os ciclos bioquímicos e ecológicos, incluindo o perfil de oxigênio dissolvido no hipolímnio, a liberação de nutrientes do sedimento e a floração de fitoplânctons (CAO *et al.*, 2016).

Por sua vez, os modelos ecológicos são focados nos diferentes ecossistemas existentes, para analisar sua dinâmica com base no comportamento dos organismos vivos e auxiliar no entendimento das variações sazonais de qualidade da água (BENDORICCHIO, 2001). Esses modelos têm sido aplicados, principalmente, acoplados aos modelos hidrológicos (MUNAR *et al.*, 2018; TAMBARA *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2016), para a compreensão da distribuição espaço-temporal de cianobactérias e da relação com as mudanças climáticas (FADEL *et al.*, 2019; RIGOSI *et al.*, 2014), bem como para compreender a sucessão de cianobactérias tóxicas (CHIA *et al.*, 2018; Fadel *et al.*, 2017; VINÇON-LEITE *et al.*, 2017; BURFORD *et al.*, 2016).

Dentre os modelos capazes de simular os processos hidrodinâmicos acoplados a processos ecológicos tem-se o modelo conhecido como General Lake Model¹ (GLM). Trata-se de um modelo hidrodinâmico que pode ser unido ao modelo de qualidade da água "Aquatic EcoDynamics" (AED), para simular a dinâmica hidrológica e bioquímica de reservatórios. O

¹ [\[1\]](https://github.com/GLEON) O GLM foi desenvolvido por Jordan Read and Luke Winslow e é acessível no link: <https://github.com/GLEON>.

GLM é um modelo unidimensional, de estratificação vertical, capaz de simular perfis verticais de temperatura, salinidade e densidade, balanço hídrico, aquecimento e resfriamento, gelo, neve e misturas verticais em reservatórios (HIPSEY *et al.*, 2012). O modelo está sob contínuos testes, verificação e desenvolvimento e por isso, existem poucos trabalhos publicados utilizando essa ferramenta (Yao *et al.*, 2014).

O objetivo deste trabalho será avaliar a aplicação do modelo GLM no lago Paranoá, um reservatório artificial no Distrito Federal, que possui múltiplos usos, dentre eles o abastecimento de água para consumo humano. A metodologia se baseia na elaboração de um banco de dados secundário, para alimentar o modelo, e nos passos necessários para rodar o modelo, o que inclui simulação, calibração e análise de cenários. Como resultados, espera-se que o modelo possa representar satisfatoriamente o perfil de temperatura na coluna d'água do lago. Além disso, visando o aprimoramento da gestão de recursos hídricos no Brasil, o produto final deste trabalho será um manual de utilização do modelo GLM aplicado a lagos tropicais e direcionado à gestão e regulação de recursos hídricos. A motivação principal é tornar a aplicação do modelo mais conhecida e palatável para órgãos ambientais brasileiros que desejam aplicar a modelagem hidrodinâmica e ecológica em corpos hídricos lênticos.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho tem como objetivo geral avaliar a aplicação do modelo hidrodinâmico denominado Modelo Geral de Lagos (GLM em inglês) no Lago Paranoá/DF e verificar os efeitos da alteração de variáveis ambientais na fenologia da estratificação.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

No intuito de atingir o objetivo geral, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Analisar a resposta do modelo para entender os efeitos da variação da temperatura do ar e da velocidade do vento na fenologia da estratificação da coluna d'água, no lago Paranoá;
- Elaborar um manual de utilização do modelo GLM, direcionado a universidades e gestores de corpos lênticos tropicais;
- Gerar informações que possam auxiliar o processo de gestão do Lago Paranoá, com o objetivo de mitigar os efeitos das mudanças climáticas e da poluição antrópica;

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 CARACTERÍSTICAS DE RESERVATÓRIOS RELEVANTES PARA MODELAGEM

3.1.1. Características intrínsecas

Reservatórios e/ou lagos artificiais são corpos de água formados principalmente pelo represamento de rios com o objetivo de atender a inúmeros usos, tais como geração de energia elétrica, irrigação, abastecimento público, dentre outros (REYNOLDS, 2006). Duas características dos reservatórios que têm grande influência na qualidade da água são o tempo de detenção ou tempo de residência da água e a profundidade.

O tempo de residência da água pode ser entendido como a relação entre a vazão que sai do reservatório e o seu volume. O tempo de residência é caracterizado como um índice que indica o tempo médio que leva para o reservatório renovar seu volume de água ou tempo de esvaziamento do reservatório, caso todas as entradas de água fossem cessadas (TUCCI E MENDES, 2006). Reservatórios com tempo de residência bastante prolongados podem ser analisados como comunidades essencialmente fechadas, nas quais os nutrientes são mantidos ou acumulados internamente, por meio da ciclagem nos vários níveis tróficos (NOGUEIRA, 1991). Os reservatórios podem possuir baixo tempo de detenção (< 1 ano) ou elevado tempo de detenção (> 1 ano) (CHAPRA, 1997).

A profundidade de um reservatório é uma característica diretamente relacionada com a estratificação térmica da coluna d'água – um dos processos que determinam o funcionamento dos lagos. Durante a estratificação ocorre a diferenciação de camadas – epilímnio, metalímnio e hipolímnio – de acordo com a temperatura, onde a camada superficial (epilímnio) apresenta temperatura mais elevada, que vai diminuindo à medida que a profundidade aumenta.

A estratificação térmica afeta a mobilidade do fitoplâncton e a disponibilidade dos nutrientes na coluna d'água. Em lagos tropicais profundos, observa-se déficits de nutrientes na zona eufótica durante a estratificação que, em lagos tropicais, tende a ocorrer durante o verão (outubro a março). Nestes lagos, os nutrientes são os principais controladores da flutuação na quantidade de fitoplâncton (ESTEVES, 2011). A disponibilidade de nutrientes nos ecossistemas aquáticos é influenciada pela estratificação térmica, que limita a disponibilidade de nutrientes na camada superior (epilimnio) e favorece a acumulação de nutrientes na camada inferior (hypolimnio). Essa relação é importante para entender os processos ecológicos em

ecossistemas aquáticos e pode ter implicações na qualidade da água e na saúde dos ecossistemas (HEPP, 2019). Além disso, a alteração na estratificação térmica pode afetar a vida dos organismos que vivem em diferentes camadas do lago, levando à perda de biodiversidade (HANSEN *et al.*, 2019). A estratificação térmica é, portanto, uma importante característica para os ecossistemas aquáticos, pois pode determinar a estratificação de outros elementos. A estratificação térmica e química divide o ambiente em compartimentos verticais (CHAPRA, 1997).

Em reservatórios, a estratificação térmica pode ocorrer devido a três fatores: baixa velocidade de fluxos, maior tempo de residência e ocorrência de depressões. Com a baixa velocidade de fluxos, geralmente laminar, a mistura é controlada por difusão molecular, o que permite a persistência da estratificação e a manutenção da estabilidade dos gradientes de temperatura. Já os maiores tempos de residência em ambientes lênticos, se comparados a ambientes lóticos, tornam os processos de aquecimento e resfriamento mais lentos. Por fim, quando os reservatórios são formados em depressões, há menor interação da água superficial, a qual recebe maior influência da radiação solar, com a água do hipolímnio (IMBODEM E WÜSDEST, 1995).

A estratificação térmica, resultante dos gradientes térmicos entre as camadas de água, inibe a transferência de massa, e conseqüentemente de nutrientes e oxigênio, entre as camadas profundas e superficiais. Desta forma, ocorre um rápido esgotamento de oxigênio no fundo do reservatório, impactando na qualidade da água. Além disso, a estratificação térmica é, muitas vezes, um indutor da estratificação do oxigênio (NÜRNBERG, 1995; GONCÜ E ALBEK, 2019; CUI *et al.*, 2021a).

3.1.2 Características ambientais

A radiação solar é uma das principais variáveis ambientais que influenciam os processos térmicos de ambientes lacustres. A energia solar que chega à superfície da água é rapidamente transformada em calor nas camadas superiores da coluna de água (IMBODEM e WÜSDEST, 1995). Outra variável ambiental capaz de influenciar as condições térmicas de reservatórios é a temperatura do ar, que pode impulsionar o aquecimento dos lagos (SCHMID *et al.* 2014).

A temperatura da água em corpos hídricos é um parâmetro relevante para a qualidade da água e para a regulação dos ecossistemas ao redor do mundo (Johnson *et al.*, 2013). Considerando que a qualidade da água em reservatórios está sujeita à dinâmica dos processos

de estratificação e mistura, conhecer o perfil vertical da temperatura na coluna d'água é essencial para entender o funcionamento destes ecossistemas (BRANCO *et al.*, 2009).

O tempo de início e término da estratificação, referido coletivamente como fenologia da estratificação, desempenha um papel fundamental em vários processos físicos, químicos e biológicos do lago, incluindo dinâmica populacional e interações de espécies aquáticas (WOOLWAY *et al.* 2021). Essa abordagem é importante para entender as interações entre a água, o sedimento e os organismos aquáticos, bem como para prever as respostas do ecossistema lacustre às mudanças ambientais.

A fenologia da estratificação de lagos é influenciada principalmente pelas condições meteorológicas locais, como temperatura e precipitação, além de outros fatores, como a topografia do fundo do lago e a presença de corpos de água adjacentes (ADRIAN *et al.*, 2006). Entender esses processos é fundamental para uma gestão adequada de ecossistemas aquáticos e para a previsão de possíveis impactos de mudanças climáticas sobre a dinâmica dos lagos.

O vento é uma das mais importantes variáveis que interferem na dinâmica da temperatura de águas de reservatórios. Essa variável influencia fornecendo energia cinética por meio de cisalhamento da superfície da água, sendo o principal responsável pelos processos de mistura nas camadas superficiais e também contribuindo para o fim da estratificação. O aumento da velocidade do vento pode resultar em temperaturas superficiais mais altas (WINSLOW *et al.*, 2015), mas pode ocasionar, também, perda de calor por meio da turbulência gerada nas camadas superficiais.

Além disso, a força dos ventos é capaz de quebrar a estratificação o que, dependendo da profundidade, pode trazer nutrientes e material particulado de águas mais profundas para o epilímnio, fertilizando a coluna d'água. De forma geral, os processos que aumentam a turbulência, diminuem o tempo de residência e aumentam a interação com a água do fundo reduzem a persistência estratificação e favorecem a mistura na coluna d'água (IMBODEM E WÜSDEST, 1995).

O'Reilly *et al.* (2015) desenvolveram uma síntese mundial de dados de lagos coletados in situ e via satélite, e verificaram que as temperaturas da água superficial no verão aumentaram rapidamente (média global = 0.34°C/década), entre 1985 e 2009. Os lagos que se aquecem mais rapidamente são amplamente distribuídos geograficamente e seu aquecimento está associado a interações entre diferentes fatores climáticos – de lagos cobertos de gelo sazonalmente em áreas

onde a temperatura e a radiação solar estão aumentando e a cobertura de nuvens está diminuindo (0.72°C/década) a lagos sem gelo experimentando aumentos na temperatura do ar e radiação solar (0.53°C/década). O aquecimento generalizado e rápido, observado no estudo, sinaliza a necessidade urgente de se incorporar os impactos climáticos nas avaliações de vulnerabilidade e nos esforços de adaptação para lagos.

Em escala global, a influência das mudanças climáticas nos processos de estratificação permanece amplamente inexplorada. Essa lacuna de conhecimento é uma preocupação considerável, haja vista a alta vulnerabilidade dos ecossistemas lacustres e a ameaça que as mudanças climáticas representam à biodiversidade. A mudança climática durante o século XXI terá uma influência considerável na fenologia da estratificação, com lagos em todo o Hemisfério Norte se estratificando mais cedo e mantendo sua estratificação por mais tempo (WOOLWAY *et al.*, 2021).

3.1.3. Características ecológicas

Fitoplâncton refere-se ao conjunto de organismos aquáticos microscópicos que têm capacidade fotossintética. Ele é componente de base da cadeia alimentar, por pertencer ao nível trófico de produtores primários. É utilizado como alimento para o zooplâncton, fauna bentônica e peixes. Como a composição da comunidade fitoplanctônica afeta o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, é importante conhecer quais fatores governam sua dinâmica (BRASIL E HUZSAR, 2011).

Em situação de alta disponibilidade de nutrientes, luz e temperatura ótimas, os organismos do fitoplâncton podem se multiplicar rapidamente, em processo conhecido como floração ou bloom. Esse fenômeno ocorre principalmente em lagos eutróficos (ricos em nutrientes) (FRAGOSO, 2009).

A eutrofização em lagos pode ocorrer de forma natural ou artificial. Quando natural, resulta de um processo lento e contínuo de aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem o solo e carregam partículas e nutrientes da superfície terrestre para os corpos hídricos. A eutrofização natural está relacionada com o envelhecimento natural do ambiente aquático. Quando ocorre em função de atividades humanas, a eutrofização é artificial ou antrópica (ESTEVEZ, 2011). Dentre as causas do aumento progressivo de poluição com aporte de nutrientes para os ambientes aquáticos, está o aumento do lançamento de

efluentes industriais e agrícolas, além dos efluentes oriundos do esgoto doméstico. Essas fontes de poluição podem ser divididas em pontuais ou difusas (KLAPPER, 1991).

Dentre as principais consequências do aumento do grau de trofia, ou seja, aumento da disponibilidade de nutrientes, em reservatórios de usos múltiplos, está a redução da diversidade biológica, uma vez que propicia o desenvolvimento intensivo do fitoplâncton e, conseqüentemente, impede a penetração da luz nas camadas inferiores da coluna de água. O aumento do grau de trofia também pode causar a liberação de toxinas para o meio aquático por algumas espécies de fitoplâncton pertencentes ao grupo das cianobactérias.

As cianotoxinas formam um grupo de substâncias químicas bastante diverso, com mecanismos tóxicos específicos em vertebrados. Algumas são neurotoxinas fortes (anatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxinas), outras são principalmente hepatotoxinas (microcistinas, nodularina e cilindrospermopsina) e outras ainda podem ser irritantes ao contato, consideradas como endotoxinas pirogênicas, como as de bactérias gram negativas (FUNASA, 2003).

A contaminação humana por toxinas geradas por cianobactérias pode ocorrer pela ingestão de água, pelo contato primário em atividades de recreação aquática ou pelo consumo de pescado contaminado. Entretanto, a principal via de intoxicação é pelo consumo de água sem o tratamento adequado. Essas florações, além de piorar a qualidade da água, podem provocar o aumento no custo do tratamento da água de abastecimento, além de consequências relacionadas à saúde pública (FRAGOSO, 2009).

As mudanças climáticas afetam diretamente os ecossistemas aquáticos e podem levar à mudanças na estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, bem como a perda de biodiversidade. Além disso, as mudanças do clima podem ter efeitos em cascata em toda a cadeia alimentar, afetando a sobrevivência de espécies dependentes umas das outras (LINDENMAYER *et al.* 2020). O aumento da temperatura da água pode acelerar o metabolismo dos organismos aquáticos e reduzir a disponibilidade de oxigênio na água. Além disso, pode aumentar a taxa de crescimento de algumas espécies, enquanto prejudica outras. Isso pode afetar a composição de espécies no lago, levando a uma diminuição na biodiversidade (ADRIAN *et al.*, 2009).

Além disso, as mudanças climáticas podem afetar a quantidade e a frequência da precipitação, modificando a qualidade da água e interferindo na vida dos organismos aquáticos no lago. A falta de chuva pode levar à diminuição do nível da água, o que pode afetar a

sobrevivência de algumas espécies, enquanto o excesso de chuva pode afetar a qualidade da água e a vida dos organismos aquáticos (DUGAN *et al.*, 2017). Portanto, é importante compreender como as mudanças climáticas afetam os ecossistemas aquáticos e a biodiversidade, para que medidas de conservação e adaptação possam ser implementadas, de modo a mitigar os impactos dessas mudanças (LINDENMAYER *et al.* 2020).

3.2 MODELAGEM DE RESERVATÓRIOS

Modelos de qualidade da água tentam representar um sistema como um conjunto de processos químicos, físicos e biológicos interligados (JORGENSEN, 2011). A importância de considerar os reservatórios em simulações está na rápida resposta a mudanças no ciclo hidrológico por meio de alterações nos níveis da água e em sua composição química, e também por registrarem em seus sedimentos tais mudanças (MOSS, 2012).

Há uma tendência na modelagem que busca a utilização de modelos acoplados, como, por exemplo, modelos hidrodinâmicos-ecológicos, que procuram retratar os processos mais importantes em distintos compartimentos ambientais, como na atmosfera, na bacia como um todo e nos reservatórios (CHAPRA, 1997).

A evolução da modelagem é dividida em quatro fases distintas (FRAGOSO, 2009):

- Fase 1 - década de 1920: os modelos focavam na avaliação dos níveis de oxigênio dissolvido em rios e estuários, com uso de soluções lineares, com geometria simples, considerando-se um estado permanente de tempo (tempo estático);
- Fase 2 - década de 1960: o oxigênio ainda era o foco principal das modelagens, mas com o advento dos computadores foi possível obter maior detalhamento das reações cinéticas e simulações dinâmicas, o que permitiu maior avanço dos modelos e maior potencial de aplicação;
- Fase 3 – década de 1970: foram desenvolvidos os primeiros modelos que representariam a dinâmica da cadeia alimentar aquática. O avanço computacional permitiu o emprego de soluções não lineares, retroativas, em sistemas com geometrias complicadas.
- Fase 4 – a partir da década de 1980: o progresso computacional propiciou soluções mais próximas da realidade, o que possibilitou a análise de problemas envolvendo contaminantes emergentes, a biota do sistema, micro-organismos patogênicos e metais pesados.

Com relação ao número de dimensões espaciais consideradas nos modelos, os modelos de simulação de escoamentos e qualidade da água em reservatórios são classificados da seguinte maneira (WROBEL *et al.*, 1989):

- Modelos concentrados (dimensão zero) – são modelos matemáticos que consideram o reservatório completamente misturado em todas as direções, ou seja, não simulam variações espaciais e não representam os gradientes espaciais das variáveis hidrodinâmicas, químicas e biológicas. Esses modelos são utilizados em estudos de balanço de massa simplificados, para fins de avaliação preliminar das condições de armazenamento e concentração de poluentes no reservatório;
- Modelos unidimensionais – consideram os gradientes espaciais em uma única direção, geralmente vertical ou longitudinal. Modelos longitudinais são aplicáveis no estudo de variações do escoamento e concentrações ao longo do eixo do reservatório, desprezando a estratificação vertical, marcante em reservatórios com grandes profundidades. Os modelos verticais são mais apropriados para simular temperatura e qualidade da água em reservatórios profundos;
- Modelos bidimensionais – simulam os fluxos e mudanças na qualidade da água nas direções verticais e longitudinais do reservatório, desprezando as variações na transversal. São geralmente aplicados para reservatórios maiores, profundos e estratificados, onde as variações laterais são negligenciáveis;
- Modelos tridimensionais – representam todas as direções do espaço. Em geral, são utilizados conjuntamente para simulações de hidrodinâmica e qualidade da água. São mais complexos e eficientes, porém apresentam dificuldades práticas relacionadas ao número de parâmetros para controlar.

A simulação é o processo de utilização do modelo. Como etapa preliminar, tem-se a aquisição de dados e estruturação da base de dados (pré-modelagem). Geralmente, a simulação é dividida em quatro fases (TUCCI, 2005):

- Fase 1 - Análise de sensibilidade: consiste na variação individual de cada parâmetro, valor que caracteriza o sistema, e verificação dos resultados de forma a averiguar qual (is) parâmetro (s) tem (têm) maior influência na simulação do sistema em estudo;
- Fase 2 - Estimativas ou calibração: consiste na determinação de parâmetros, seja por calibração manual, alterando-os manualmente e observando o ajuste ou calibração

automática, ou quando o próprio software possui em seu código a calibração otimizada, que é realizada automaticamente;

- Fase 3 - Verificação: consiste na realização da simulação do modelo com os parâmetros estimados e verificação da validade do ajuste realizado para outros dados;
- Fase 4 - Previsão ou simulação de cenários: consiste na simulação do modelo com os parâmetros estimados para analisar a quantificação de suas respostas a entradas distintas, normalmente associadas à elaboração de cenários futuros.

A modelagem hidrodinâmica é uma alternativa para auxiliar na compreensão das influências dos diferentes procedimentos de operação do barramento, as correntes induzidas no reservatório e o eventual arraste da comunidade fitoplanctônica na camada superficial do espelho d'água. Os programas de modelagem hidrodinâmica evoluíram expressivamente nas últimas décadas, agregando ferramentas mais sofisticadas para representar com fidelidade os fenômenos que se desenvolvem em escala real, tornando-se instrumentos essenciais para o gerenciamento eficiente dos recursos hídricos.

Dentre as potencialidades dos programas de modelagem, as simulações produzidas possibilitam analisar diversos cenários e identificar soluções mais adequadas para problemas específicos. Ressalta-se, porém, que, como são desenvolvidos para representar fenômenos naturais bastante complexos e com alto grau de interrelação entre si e o meio físico, os programas possuem apenas equações simplificadas desses fenômenos, com um número limitado de variáveis e de interrelações. Outra limitação dos programas é a própria disponibilidade de dados de entrada, nem sempre disponíveis em quantidade e qualidade suficientes para atender às exigências mínimas do modelo (TEXEIRA, 2019).

Como um exemplo prático, pode-se citar o modelo hidrodinâmico (Environmental Fluid Dynamics Code - EFDC) que para um estudo de caso foi acoplado com um modelo de qualidade da água (Water Quality Simulation Analysis Program - WASP). O objetivo do estudo foi identificar os fatores limitantes que controlam a produtividade do fitoplâncton e o impacto das alterações das cargas de nutrientes no estuário da baía de St. Louis, Mississippi, tributário do norte do Golfo do México (CAMACHO *et al.*, 2014). O modelo reproduziu a dinâmica de fósforo total e PO₂₋₄ e capturou as tendências e variações mais importantes desses componentes. Foi observado que as taxas de produtividade primária e as concentrações de clorofila-a têm uma resposta muito sensível aos pulsos de nutrientes. Os resultados indicam que o modelo acoplado é uma estratégia econômica viável para investigar os impactos de diferentes

estratégias de gestão, de modo a contribuir para ações que reduzam a hipóxia e a floração de algas.

3.3 MODELO GERAL DE LAGOS (GLM)

3.3.1 Modelo hidrodinâmico Geral de Lagos (GLM)

O Modelo Geral de Lagos (General Lake Model – GLM) é um modelo hidrodinâmico, unidimensional, de estratificação vertical, capaz de simular perfis verticais de temperatura, salinidade, densidade, balanço hídrico, aquecimento e resfriamento, gelo, neve e misturas verticais de um sistema de reservatórios (HIPSEY *et al.*, 2012).

O GLM foi desenvolvido inicialmente como um projeto no Observatório Global de Ecologia de Lagos (Global Lake Ecological Observatory Network - GLEON), da Universidade da Austrália Ocidental (UWA) (HIPSEY *et al.*, 2013; HIPSEY *et al.*, 2014; OBRADOR *et al.*, 2016). Trata-se de um software colaborativo, de código aberto, desenvolvido na linguagem de programação C, que pode ser utilizado para simular condições hidrológicas e meteorológicas futuras, possibilitando as ações de tomada de decisão sobre a gestão dos recursos hídricos. O modelo permite mudanças na espessura das camadas, de acordo com fluxo de calor, misturas verticais e fluxos de entrada e saída de água (HIPSEY *et al.*, 2014; YAO *et al.*, 2014 OBRADOR *et al.*, 2016).

Após sua introdução, em 2012, o GLM tem sido melhorado e diversas publicações apresentaram simulações usando esse modelo (READ *et al.*, 2014; YAO *et al.*, 2014). Os principais processos simulados pelo GLM são: formação de gelo, esfriamento evaporativo, vento cisalhante, aquecimento superficial, mistura superficial, penetração de luz, mistura profunda, fluxos submerso e de infiltração, estratificação térmica e escoamento superficial.

A Figura 1 apresenta um esquema de simulação do domínio GLM, com os dados de entrada, na cor azul, e processos simulados, na cor preta. Os dados representam o balanço hídrico, considerando vazão de entrada, precipitação, extravasamento e retiradas. Dados de entrada como temperatura atmosférica, umidade, velocidade do vento, radiação de ondas longas e radiação solar podem ser considerados forças motrizes para os processos físicos e químicos que ocorrem no reservatório.

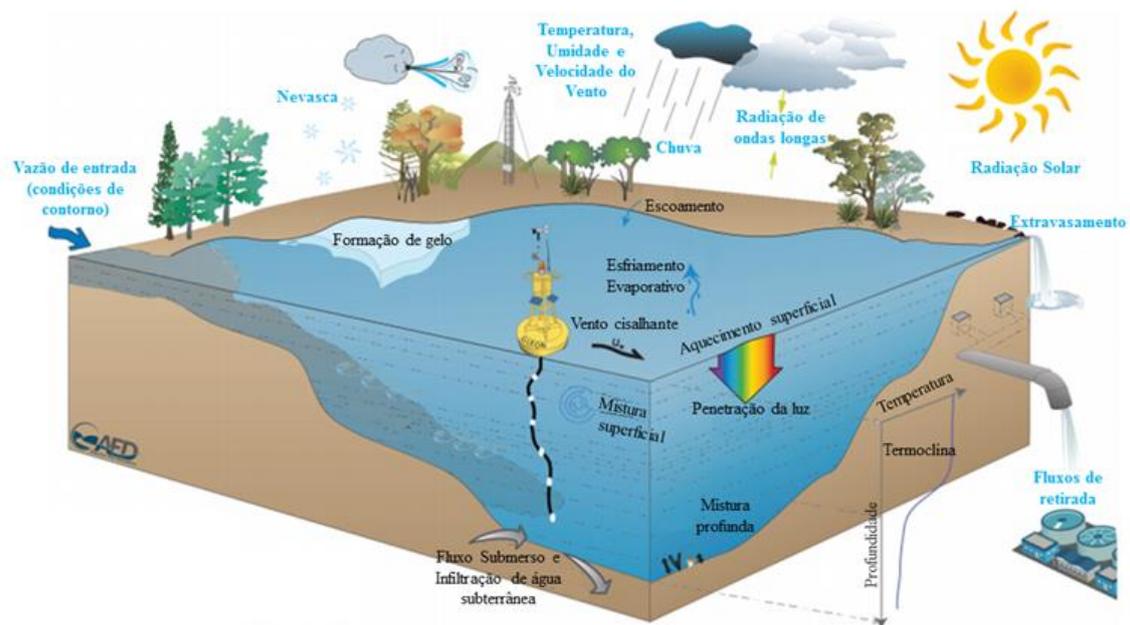


Figura 1 - Esquema de simulação do domínio do GLM. Fonte: HYPSEY et al. (2014); modificada por PINTO (2017).

O Modelo Geral de Lagos (GLM) incorpora uma estrutura de camadas com a possibilidade de divisão ou de combina das camadas com as mesmas características físico-químicas, o que evita a necessidade de calcular velocidades verticais e diminui consideravelmente o tempo de processamento computacional. Assume-se que cada camada é homogênea. As diferenças de propriedade entre as camadas representam a distribuição vertical e as espessuras das camadas são ajustadas dentro do modelo, de acordo com a resolução necessária para representar o gradiente de densidade vertical.

Com relação aos fluxos superficiais, o modelo representa os fluxos de momento, calor sensível e calor latente. A radiação de ondas longas pode ser especificada como fluxo líquido ou fluxo de entrada. O fluxo de entrada pode ser especificado diretamente ou calculado pelo modelo com base na fração de cobertura de nuvens e na temperatura do ar. Além do fluxo superficial de energia, o modelo explicita os fluxos de massa de evaporação, chuva e queda de neve (ênfata-se que os algoritmos para gelo e neve não serão especificados neste estudo visto que não são aplicáveis em regiões tropicais).

Em relação à mistura vertical, tem-se a premissa de que o equilíbrio entre a energia disponível, E_{TKE} , e a energia necessária para efetivar-se a mistura, E_{PE} , fornece uma equação para a taxa de aprofundamento da camada de mistura superficial: d_{mix}/dt . O modelo calcula,

assim, o primeiro desses argumentos de energia e , em seguida, percorre as camadas da parte superior para a parte inferior até que haja energia suficiente disponível até a i -ésima camada. Quanto aos fluxos de entrada e saída, esses são variáveis sub-diárias, ou seja, considerados mais de uma vez por dia. Estes fluxos são incorporados pelo modelo para cálculo do balanço hídrico e energético do reservatório.

O modelo calcula a dinâmica das entradas e saídas em passo de tempo horário, no entanto, os fluxos de massa da superfície podem ocorrer em passo de tempo horário ou diário, dependendo da resolução dos dados meteorológicos (HIPSEY *et al.*, 2014). A mudança na espessura da camada superficial, devido aos fluxos de massa da superfície, é calculada por meio da Equação 3.1.

$$\frac{dh_S}{dt} = E + S + f_R R + \frac{Q_R}{A_S} \quad (\text{Equação 3.1})$$

Onde:

h_S : altura da camada superficial no passo de tempo t (m/dia);

E : fluxo de massa de evaporação (m/dia);

S : queda de neve (m/dia);

f_R : fator de correção da precipitação que pode ser ajustado pelo usuário (adimensional);

R : precipitação (m/dia);

Q_R : só é considerado quando o reservatório do estudo formar ilhas quando o nível está baixo;

A_S : área superficial (m²)

A equação geral do modelo para calcular balanço de energia superficial entre as ondas longas, ondas curtas e fluxos de calor sensível e calor latente é dado pela Equação 3.2.

$$\left[\frac{cp}{A_S Z_{smi}} \right] \frac{dT_S}{dt} = \phi_{SW_S} - \phi_E + \phi_H + \phi_{LWin} - \phi_{LWout} \quad (\text{Equação 3.2})$$

Onde:

A_S : área superficial (m²)

Z_{smi} : profundidade da camada de mistura superficial (m);

c_p : capacidade específica do ar (1005J/Kg/°C);

T_S : temperatura superficial da camada de mistura da superfície (°C);

ϕ_{SWs} : a penetração da radiação de ondas longas (W/m²);

ϕ_E : fluxo de calor latente (W/m²);

ϕ_H : fluxo de calor sensível (W/m²);

ϕ_{LWin} : fluxo de entrada de ondas longas (W/m²);

ϕ_{LWout} : fluxo de saída de ondas longas (W/m²)

O fluxo de calor sensível (ϕ_H) é dado pela Equação 3.3.

$$\phi_H = -\rho_a C_p C_H U_x (T_S - T_a) \quad (\text{Equação 3.3})$$

ρ_a : densidade do ar (Kg.m-3);

C_p : capacidade específica do ar (1005J/Kg/°C);

C_H : coeficiente aerodinâmico de transferência de calor latente (default $\sim 1,3 \times 10^{-3}$);

U_x : velocidade do vento (m/s);

T_S : Temperatura da camada superficial (°C);

T_a : Temperatura do ar (°C)

Na Figura 2, apresentam-se as estruturas e rotinas que compõem os arquivos do programa GLM. Os arquivos estão representados em azul (extensão .c) e as rotinas estão representadas em branco. A partir do fluxograma representado, é possível compreender as etapas do programa para o processamento dos dados e geração de resultados.

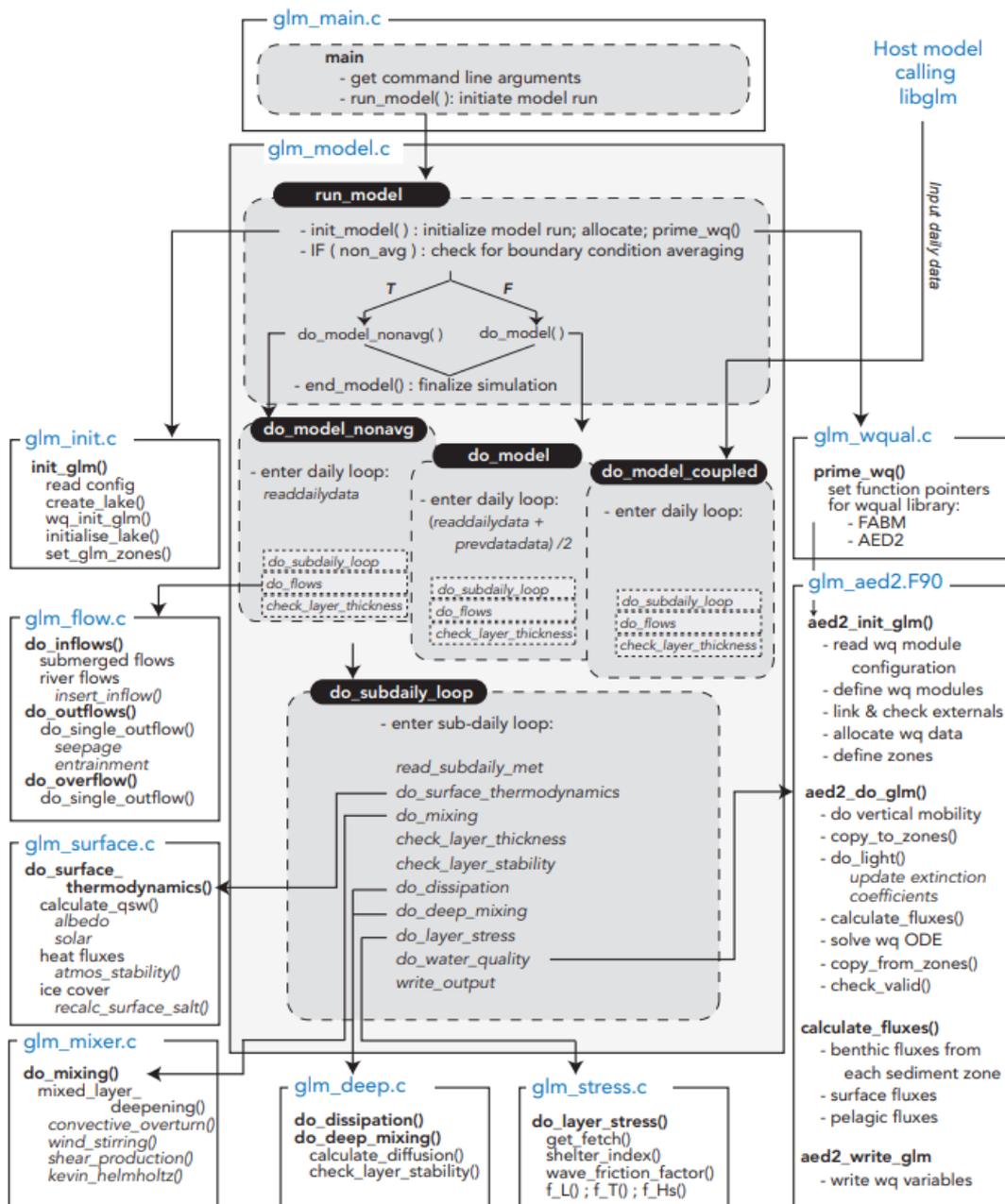


Figura 2 - Fluxograma da estrutura e rotinas do Modelo Geral de Lagos (GLM). Fonte: HIPSEY *et al.*, (2019).

A Figura 2 apresenta a visão geral da estrutura do código Modelo Geral de Lagos (GLM). Os módulos são descritos como uma caixa com as principais rotinas e funções resumidas. Três pontos de entrada, para as rotinas do modelo principal, são possíveis, a depender do tratamento desejado dos dados e das condições de contorno.

Cada rotina apresentada na Figura 2 possui um papel essencial na modelagem. Por exemplo, o arquivo `glm_model.c` inicializa o modelo e aloca os dados, o `glm_init.c`, lê a

configuração do programa e possui rotinas para configurar a morfologia e definir as zonas do reservatório que será modelado. O `glm_inflow.c` calcula as vazões de entrada, de saída e de extravasamento; o `glm_surface.c` realiza as transferências térmicas na superfície, calcula as entradas diárias de calor da radiação de ondas curtas (albedo, fluxos de radiação solar) e realiza os diversos fluxos atmosféricos como evaporação, calor sensível e radiação de onda longa, com uma rotina de correção para a estabilidade atmosférica.

O `glm_mixer.c` calcula a circulação da superfície devido a ação da força dos ventos e a circulação da coluna d'água pela energia potencial liberada pelo fluxo de empuxo (buoyancy flux). O `glm_deep.c` calcula a dissipação da energia disponível em resposta a taxa de trabalho e energia por ventos e por influxos, calcula a circulação abaixo da camada superficial (camadas mais profundas e estratificadas da coluna d'água) utilizando uma difusividade vertical e checa a estabilidade das camadas. O `glm_aed2.F90` lê a configuração do módulo de qualidade da água, define os módulos que serão utilizados, aloca os dados de qualidade da água, define as zonas e calcula fluxos bentônicos.

3.3.2 Aplicações do Modelo Geral de Lagos (GLM)

O modelo foi aplicado a 2368 lagos temperados para examinar a sensibilidade da temperatura modelada à transparência da água, ao tempo de residência e ao vento, utilizando-se um banco de dados de 33 anos (1979-2011). O modelo apresentou boas previsões para as temperaturas observadas, assim como para a presença/ausência de estratificação, entretanto, no hipolímnio, as simulações foram menos precisas. Concluiu-se que a transparência da água controla a taxa de radiação solar no comprimento de ondas do visível, que é atenuada ao longo da coluna d'água, tornando o parâmetro K_w (coeficiente de atenuação vertical da luz) muito importante. Outro parâmetro determinante é o coeficiente aerodinâmico de transferência de momento (C_d), por controlar o fluxo de energia de mistura impulsionada pelo vento e os coeficientes de cobertura do vento (READ *et al.*, 2014). Os autores encontraram valores de Root Mean Squared Error (RMSE) de 2.78°C para as temperaturas ao longo da coluna d'água, 1.74°C para o epilímnio e 3.33°C para o hipolímnio. Os pesquisadores concluíram, pela análise de sensibilidade, que ao melhorar as estimativas da transparência da água é possível produzir ganhos significativos na qualidade das temperaturas simuladas nas profundidades maiores.

O GLM também foi utilizado para simular a formação de gelo e a temperatura do lago canadense Harp. A escolha do modelo unidimensional foi feita em razão de sua característica

de focar nos processos principais de lagos como estratificação e circulação. Os resultados de saída demonstraram bom desempenho na simulação da temperatura, mas fraca capacidade de simular a dinâmica do gelo (YAO *et al.*, 2014).

O modelo também foi aplicado para simular temperaturas da água e formação de gelo do lago Ammersee, na Alemanha. A simulação da temperatura da água para o período de calibração apresentou um erro quadrático médio de 0.65°C e um erro médio de 0.08°C . O padrão de estratificação sazonal e a estrutura térmica anual foram bem reproduzidas pelo modelo. A análise estatística dos resultados da calibração indica um ajuste comparável ou melhor do que a maioria dos outros modelos hidrodinâmicos que já são bem estabelecidos, além de oferecer oportunidade para simulações contínuas. Os resultados indicam uma grande melhora da nova versão do GLM em comparação com as versões anteriores e demonstram aplicabilidade para estudos limnofísicos que permeiam mudanças climáticas (BUECHE *et al.*, 2017).

Lagos tropicais também foram modelados com o GLM, como por exemplo a lagoa da Pampulha, situada em Belo Horizonte, Minas Gerais. O objetivo foi avaliar os impactos do escoamento superficial de água da chuva na estrutura térmica e na dinâmica das cianobactérias. Os autores simularam a temperatura e a circulação da coluna d'água do lago. A temperatura da água simulada foi compatível com a observada e apresentou a Raiz Quadrada do Erro-Médio $\text{RMSE} = 0.70^{\circ}\text{C}$, demonstrando que os resultados obtidos foram satisfatórios quando comparados a outros estudos similares. Os resultados do modelo demonstraram que os eventos de precipitação, os quais ocorrem principalmente durante o verão, são responsáveis pela circulação da coluna d'água e, também por iniciar crescimento de algas durante o verão (Silva *et al.*, 2015). Por exemplo, BURGER *et al.* (2008) e TROLLE *et al.* (2008) obtiveram o RMSE de 0.97°C e 1.4°C , respectivamente, usando o modelo DYRESM (Modelo de Simulação Dinâmica de Reservatórios - Dynamics Reservoir Simulation Model).

O modelo GLM também foi aplicado no lago Paranoá, localizado em Brasília-DF. Neste estudo a temperatura da água foi a variável de controle selecionada para calibração do GLM. Dois parâmetros relacionados à termodinâmica e um relacionado às propriedades do lago se mostraram mais sensíveis: coeficiente aerodinâmico de transferência de calor latente (C_e), coeficiente aerodinâmico de transferência de momento (C_d) e coeficiente de atenuação vertical da luz (K_w). Os resultados da simulação do modelo foram satisfatórios e evidenciaram o comportamento do perfil de temperatura ao longo da coluna d'água e em quatro profundidades monitoradas pela Companhia de Saneamento do Distrito Federal (CAESB). O perfil ao longo

da coluna d'água possibilitou a compreensão da variação física do lago durante os dois anos considerados para a calibração (2007-2009). Foi encontrado uma Raiz Quadrada do Erro-Médio (RMSE) de 1.47°C para as temperaturas na coluna d'água e um coeficiente de correlação em torno de 50%. Para as quatro profundidades avaliadas, os erros não passaram de 2°C e diminuíram com o aumento da profundidade, de modo que foram notados melhores ajustes em maiores profundidades. O trabalho afirma que apesar do GLM ser um modelo ainda em construção e com poucas aplicações em estudos, o programa mostrou-se uma ferramenta satisfatória para análise do perfil térmico do lago Paranoá (BARBOSA *et al.* 2015)

O GLM também já foi aplicado ao lago Paranoá acoplado ao modelo ecológico Aquatic-Ecodynamics (AED) para simular a dinâmica do fitoplâncton e a qualidade da água do lago Paranoá-DF. O modelo GLM-AED alcançou melhores ajustes nas maiores profundidades. Isso pode ser atribuído ao fato de o modelo hidrodinâmico simular melhor a temperatura da água nas altas profundidades, por causa da baixa influência das ondas provocadas pelo vento e da radiação solar. Com isso, houve melhor desempenho na simulação da biomassa do fitoplâncton nas profundidades de 15 e 20 metros da superfície. Observaram-se melhores respostas do modelo ecológico em condições de maior trofia no Lago. O modelo GLM-AED obteve bom ajuste para simular a biomassa dos dois grupos do fitoplâncton (clorofíceas e cianobactérias), o Raiz Quadrada do Erro-Médio (RMSE) foi de 0,036 mg/L (varia entre 0 e 0,2 mg/L) nas quatro profundidades avaliadas. Neste estudo a simulação ecológica demonstrou-se adequada ao representar o comportamento dos dois grupos do fitoplâncton. O Raiz Quadrada do Erro-Médio para a temperatura ao longo da coluna d'água foi de 1,47°C e nas profundidades de 1, 10, 15 e 20 m, abaixo de 2°C. Todavia os erros associados ainda foram significativos, mesmo após a análise de sensibilidade e calibração do módulo de fitoplâncton (BARBOSA, 2015).

O GLM-AED foi aplicado em um modelo baseado em processo para simular um hindcast baseado na pior condição histórica de qualidade da água de um reservatório urbano tropical. Os parâmetros do fitoplâncton foram calibrados, com foco no grupo de clorófitas (algas verdes) e das cianobactérias (algas verde-azuladas), em quatro profundidades (1, 10, 15 e 20 m). Os resultados indicaram que o modelo foi capaz de reproduzir a biomassa de cianobactérias em comparação com as observações. Por outro lado, a biomassa de Chlorophyta simulada apresentou boa concordância com os dados observados apenas na camada inferior (RMSE=29*10⁻³ mgC L⁻¹ a 20m). Na simulação hindcast, o modelo foi capaz de prever um aumento significativo na biomassa de cianobactérias diante de uma deterioração da qualidade

da água. Enquanto isso, a biomassa simulada de Chlorophyta diminuiu, o que pode indicar a sucessão do grupo fitoplanctônico em resposta às condições ambientais (BARBOSA *et al.*, 2021).

4. METODOLOGIA

4.1 HISTÓRICO DA ÁREA DE ESTUDO

O objeto de estudo do presente trabalho é o lago Paranoá, um reservatório situado na bacia do rio Paranoá, localizada na região central do Distrito Federal, a qual abrange uma área de aproximadamente 1.054 km², o que corresponde a cerca de 18% de seu território (ADASA, 2011). O rio Paranoá, foi represado em 1959, dando origem ao lago Paranoá, e teve como objetivo melhorar o clima da cidade, promover o paisagismo e a recreação, além de permitir a geração de energia elétrica (CAESB, 2005). O lago possui área superficial de 37,50 km² e volume total de 498x106m³ à cota 1000 metros (FERRANTE *et al.*, 2001). A bacia do lago Paranoá é formada pelas unidades hidrográficas: córrego Bananal, Riacho Fundo, ribeirão do Gama, ribeirão do Torto e lago Paranoá. A unidade hidrográfica do lago recebe águas da drenagem pluvial urbana e dos efluentes das duas estações de tratamento de esgotos situadas nas suas margens (ETE's Sul e Norte) (PGIRH/DF, 2011).

Dentre os múltiplos usos, consuntivos e não consuntivos, o lago Paranoá é usado pela população como fonte de lazer, prática de esportes de contato primário, e como corpo hídrico receptor dos efluentes de duas estações de tratamento de águas residuárias (somando aproximadamente 1640 L/s (ADASA, 2020a). Além disso, recebe águas pluviais originadas da drenagem urbana de cerca de 1000 km² (ENGEPLUS, 2020) e, recentemente, está sendo utilizado como manancial de abastecimento de água para o consumo humano.

O lago Paranoá é um dos muitos exemplos de reservatórios urbanos tropicais que teve a qualidade das suas águas deteriorada por um acelerado processo de eutrofização. Já no final da primeira década após a formação do lago, era evidente a floração de algas nas proximidades das Estações de Tratamento de Esgoto Norte e Sul, que lançavam efluentes tratados em nível secundário, sem a remoção dos nutrientes fósforo e nitrogênio (CORDEIRO, 2001). Entre 1970 e 1990, o lago recebeu aportes crescentes de nutrientes, oriundos de esgotos brutos e não convenientemente tratados, responsáveis pelo aparecimento dos resultados indesejáveis da eutrofização, i.e., florações de cianobactérias (especialmente *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*), o que causou mortandades de peixes por déficit de oxigênio

dissolvido. O Programa de Despoluição do Lago Paranoá, implantado a partir de meados da década de 1990, concentrou esforços em atuar tanto no controle do aporte externo de fósforo (fator limitante ao crescimento do fitoplâncton) como também no seu aporte interno (STARLING *et al.*, 2002).

Um estudo identificou as principais fontes de fosfato no lago Paranoá. Para tanto, foi realizada a quantificação do aporte deste elemento em bases anuais para cada uma das fontes. Os autores concluíram que os efluentes das duas estações de tratamento de esgotos (ETEs), lançados no lago Paranoá, contribuía com cerca de 70% do aporte total de fosfato no ano de 1980. Desta forma, as ETEs eram as principais fontes de fosfato antrópico para este ecossistema, e, conseqüentemente, as maiores responsáveis pela eutrofização artificial. No citado estudo, foi relatado para o lago Paranoá um aporte de fosfato e nitrogênio, por meio da precipitação direta, de 0,8 t.ano⁻¹, valor que corresponde a 0,7% do aporte total do Lago, e que o escoamento superficial, com 6,7% do aporte total, representa a terceira maior fonte (CORDEIRO NETTO E DUTRA FILHO, 1981).

Com a constatação de que a principal causa da eutrofização do Lago estava relacionada ao excesso de nutrientes despejados pelas estações de tratamento de esgotos, que à época realizavam tratamento em nível secundário, diversas medidas foram adotadas pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB). Dentre as medidas adotadas está a fiscalização de lançamento irregular por parte de usuários instalados na orla do lago, o combate ao despejo de esgotos na rede de drenagem pluvial, a utilização de algicidas e a melhoria nos processos de tratamento de esgoto nas ETEs Sul e Norte. Entre 1993 e 1994, as estações passaram a contar com tratamento terciário para remoção de fósforo (ABBT-BRAUN *et al.*, 2014).

Em 2005, motivado pelo aumento da demanda de água, foram realizados estudos para a utilização do lago como manancial de abastecimento público. Tal fato foi consumado em 2009 com a edição, pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), da outorga para captação de até 2,8 m³/s. A instalação da nova captação se efetivou em 2017, quando o lago Paranoá passou a ser utilizado para o enfrentamento da crise hídrica vivenciada no Distrito Federal entre 2016 e 2018. A captação emergencial foi instalada no braço do ribeirão do Torto, com capacidade de captação de 0,6 m³/s. A captação no ponto mais profundo, próximo à barragem, ainda não foi implementada, mas ocorrerá à médio longo prazo.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Figura 3 apresenta a localização do lago Paranoá no Distrito Federal.

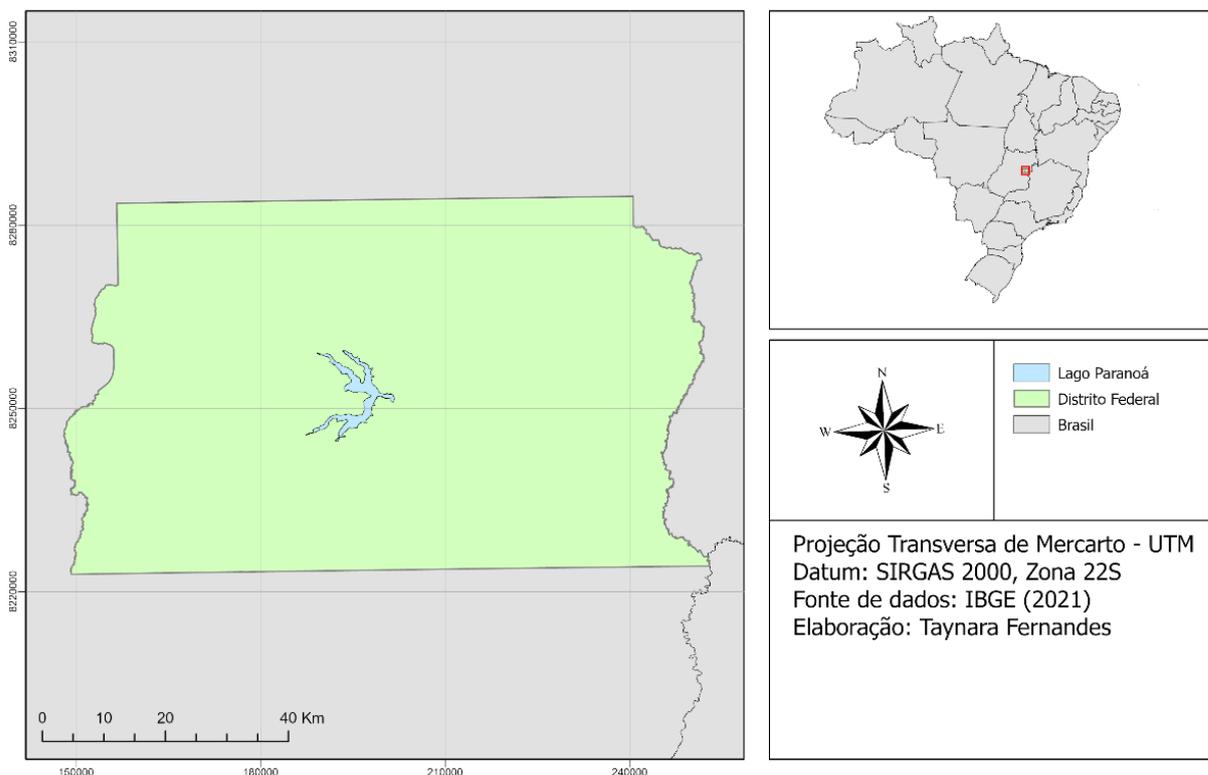


Figura 3 - Localização do lago Paranoá - DF.

A Figura 4 apresenta a localização das estações de monitoramento da CAESB no lago Paranoá (Tabela 1). O ponto A representa o braço do Riacho Fundo (Ponte do Gilberto Salomão), o ponto B representa o braço do Gama (Parque da QL 14), o ponto C representa a região mais profunda do Lago, o ponto D representa o braço do Torto e o ponto de coleta de água para abastecimento humano, e o ponto E representa o braço do Bananal. O presente estudo foi desenvolvido na região mais profunda do lago Paranoá, próxima à barragem, no ponto C.

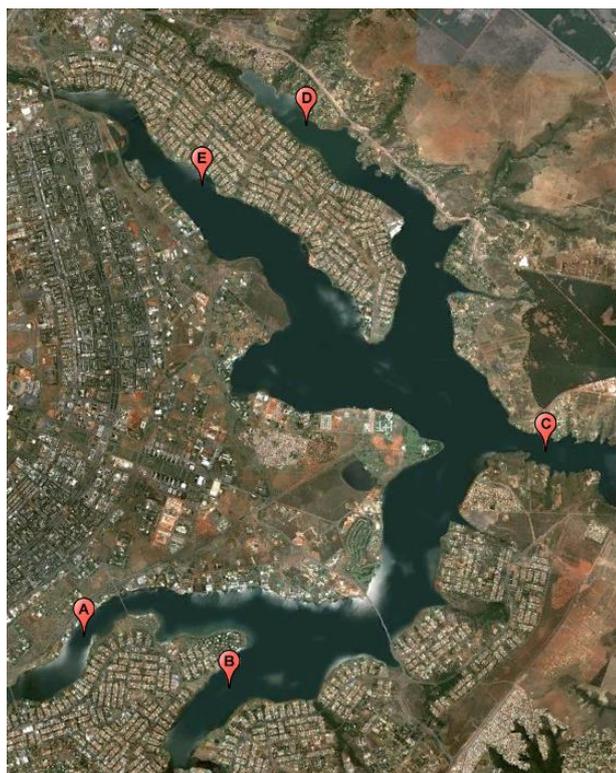


Figura 4 – Estações de monitoramento do lago Paranoá/DF.

Tabela 1 - Estações de monitoramento do lago Paranoá. Fonte: CAESB.

Ponto/tributário	Local/referência	Coordenadas UTM (SICAD)		Coordenadas Geográficas	
		E	N	Sul	W Gr.
Ponto A	Ponte do Gilberto Salomão	189435	8246650	15 50 19.1	47 53 57.2
Ponto B	Parque da QL 14	193776	8246850	15 50 14.6	47 51 31.3
Ponto C	Área central	199978	8251969	15 47 30.9	47 48 00.8
Ponto D	Entrada do ribeirão do Torto	194851	8258302	15 44 02.8	47 50 50.0
Ponto E	Minas Brasília Tênis Clube	192799	8256821	15 44 50.0	47 51 59.6
Bananal	Ribeirão Bananal	188059	8259001	15 43 37.1	47 54 37.6
Gama	Ribeirão do Gama	188966	8242432	15 52 36.0	47 54 14.9
Jusante	Rio Paranoá	203668	8252054	15 47 29.7	47 45 56.9
Riacho Fundo	Riacho Fundo	185861	8245352	15 50 59.7	47 55 57.8
Torto	Ribeirão do Torto	191554	8260529	15 42 49.0	47 52 39.7

O clima predominante da região do lago Paranoá é caracterizado pela ocorrência bem definida de verões chuvosos e invernos secos. A estação chuvosa se inicia em outubro e termina em abril, representando cerca de 90% do total precipitado no ano. O trimestre mais chuvoso é o de dezembro a fevereiro. A estação seca vai de maio a setembro, sendo o trimestre de junho a agosto o mais seco, responsável por somente cerca de 2% do total anual precipitado. A umidade relativa do ar acompanha o padrão sazonal das precipitações, apresenta pequena variação de janeiro a abril, com média de 77%, seguindo-se queda acentuada dos valores até

setembro, com mínima em agosto, com média de 49%, para voltar a recuperar a umidade a partir de outubro, com a chegada das chuvas. A insolação tem comportamento inverso ao da umidade, sendo máxima nos meses de julho e agosto. Com relação à temperatura média do ar, os meses de setembro e outubro são os mais quentes, sendo o mês de julho o mais frio. A evaporação é maior no trimestre de julho a setembro, atingindo seu máximo em agosto (PGIRHDF, 2011).

O nível altimétrico do espelho d'água do lago Paranoá é controlado pela Companhia Energética de Brasília (CEB), desde o início da operação da usina de hidrelétrica (UHE) em 1962. A CEB opera a UHE para a geração de energia, buscando, compatibilizar com os demais usos, principalmente a navegação no lago (Santos, 2011). A Resolução ADASA nº 09/2010 estabeleceu os níveis altimétricos mínimos do lago Paranoá. Em 2018, o acompanhamento do cumprimento das cotas passou a ser registrado no Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos do Distrito Federal (SIRH-DF), disponibilizadas no sítio eletrônico da ADASA e atualizados diariamente.

A Figura 5 apresenta a bacia hidrográfica do lago Paranoá, com cerca de 1024 Km², sendo constituída por cinco principais sub-bacias: Ribeirão Bananal, Ribeirão Gama, Riacho Fundo, Ribeirão Torto/Santa Maria e a Córrego Cabeça de Veado, sendo esses os principais afluentes ao lago Paranoá (NUNES, 2016).

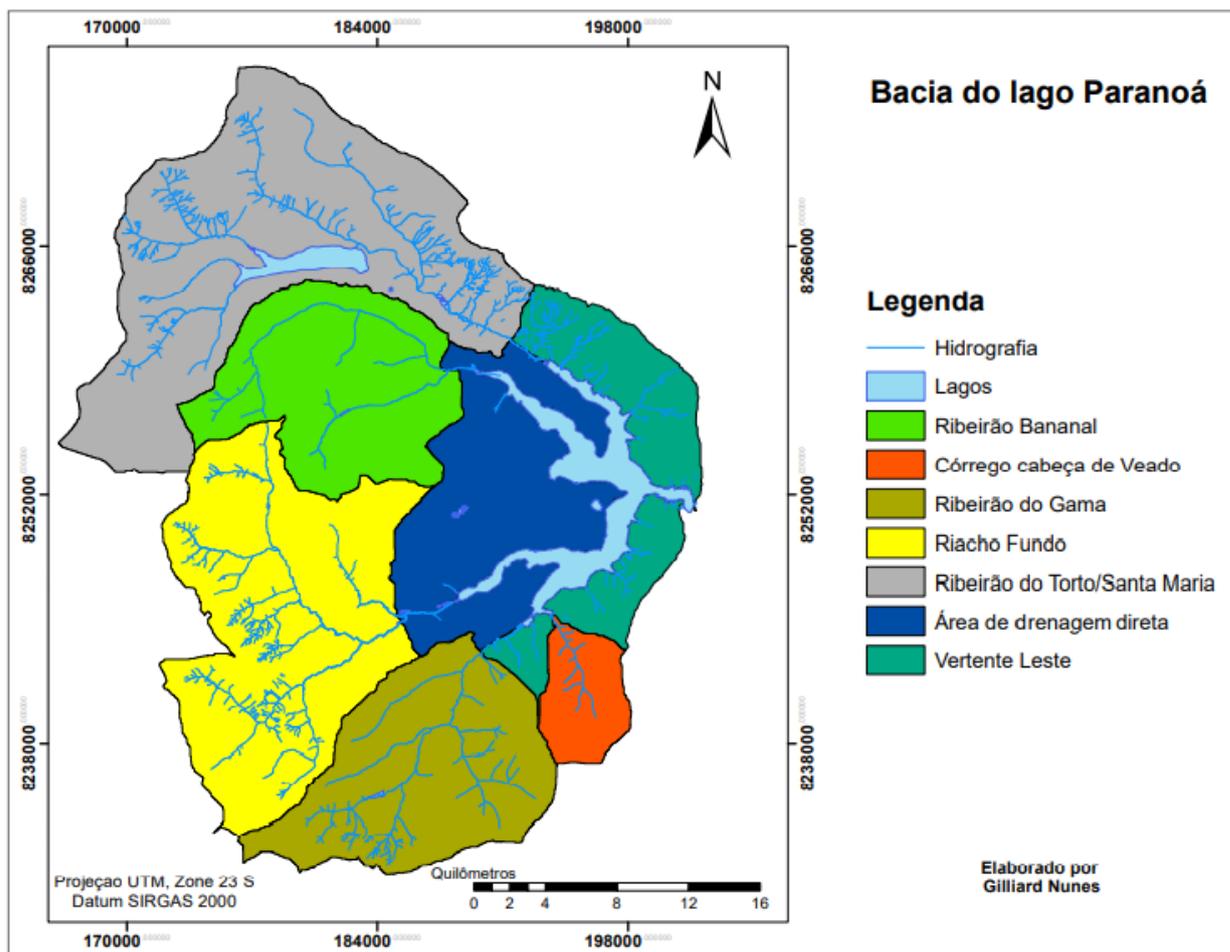


Figura 5 - Sub-bacias e áreas de drenagem afluentes ao Lago. Fonte: NUNES (2016).

A Tabela 2 apresenta a área de drenagem de cada sub-bacia afluente do lago Paranoá e as respectivas porcentagens de ocupação em relação à bacia do lago.

Tabela 2 - Áreas drenadas de cada sub-bacia afluente do lago Paranoá. Fonte: NUNES (2016).

Áreas drenadas	Área de drenagem	
	Km ²	(%)
Sub-bacia Ribeirão Bananal	126.03	12.30
Sub-bacia Ribeirão Gama	137.65	13.44
Sub-bacia Ribeirão Riacho Fundo	210.27	20.52
Sub-bacia Ribeirão Torto/Santa Maria	260.64	25.44
Sub-bacia Ribeirão Córrego Cabeça de Veado	31.19	3.04
Área de drenagem direta	126.7	12.37
Vertente Leste	93.29	9.11
Lago Paranoá	38.7	3.78
Bacia do Lago Paranoá (Total)	1024.47	100.00

Quanto à morfologia, o lago apresenta formato dendrítico, bem compartimentado, recebendo seus afluentes em diferentes pontos. Nos braços, a profundidade pode variar de 5 a 20 metros, enquanto a região central apresenta profundidades maiores que 40 metros (SOUZA, 2013).

Os tributários que chegam a cada braço do lago apresentam características distintas em relação à qualidade da água, em decorrência dos diferentes graus de conservação das microbacias, da densidade populacional e dos usos do solo e dos recursos hídricos (MACHADO, 2004; SOUZA, 2013). A partir do levantamento batimétricos 2017/2018 integrado com os dados da TERRACAP, foi obtido o novo mapa topobatimétrico do lago Paranoá com resolução 5 x 5 m (Figuras 6 e 7) (ROIG *et al.*, 2019).

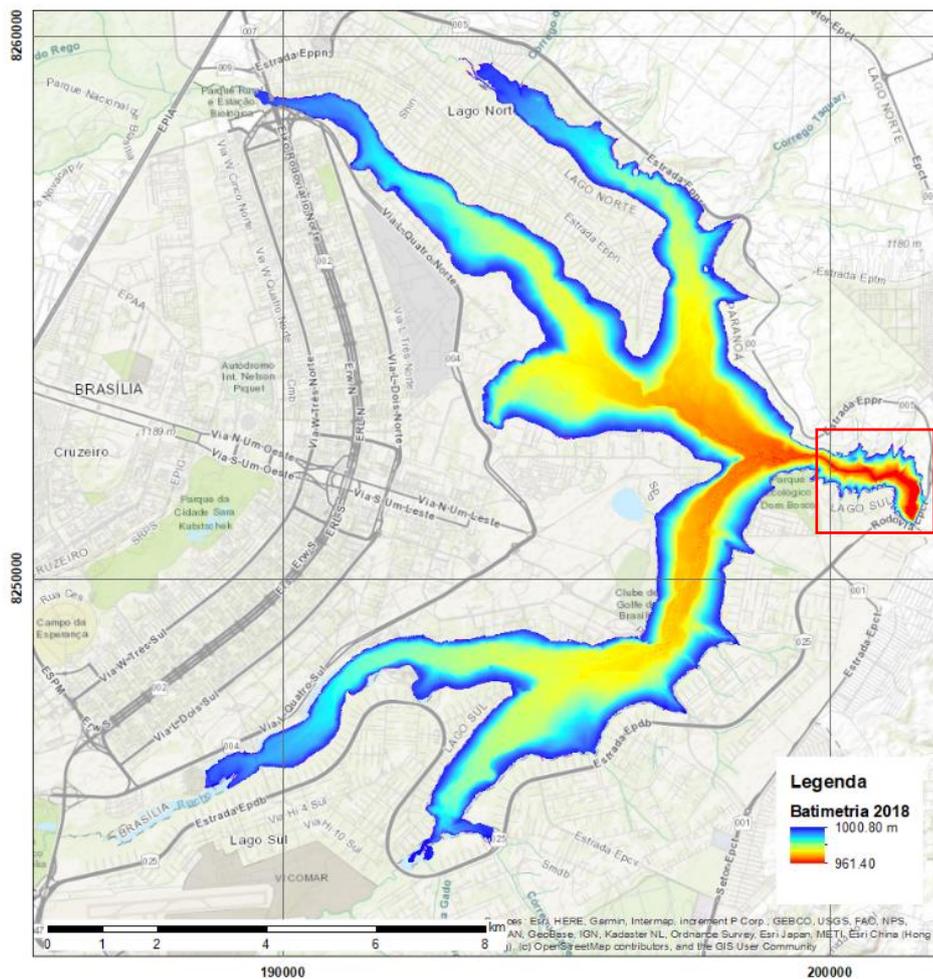


Figura 6 - Modelo digital de elevação do lago Paranoá. Fonte: ROIG *et al.* (2019).

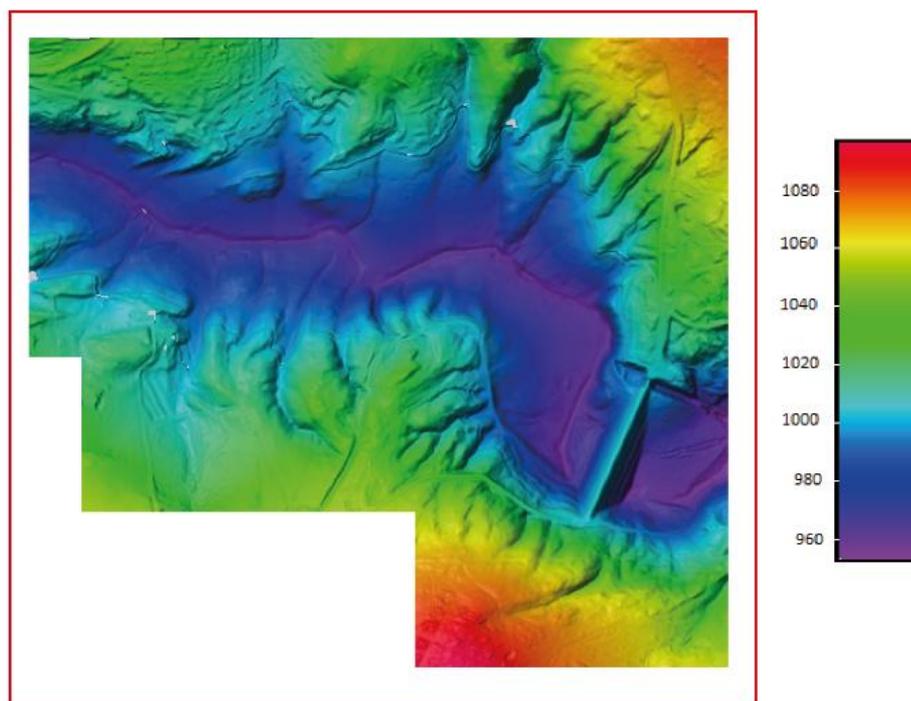


Figura 7 - Detalhe do modelo digital para a região mais profunda. Fonte: ROIG *et al.* (2019).

Em 2021, a população do Distrito Federal era de 3.094.325 habitantes (IBGE, 2010). Apesar da população ter aumentado 20% na última década (IBGE, 2010), a disponibilidade hídrica permaneceu praticamente a mesma, devido a existência de poucas fontes de água. O crescimento populacional implica em um maior consumo de água e na necessidade de monitorar e acompanhar os principais reservatórios que abastecem a população local, que são o reservatório de Santa Maria e o reservatório do Descoberto. O lago Paranoá também deverá ser monitorado.

Considerando a adição de mais um uso consuntivo da água - o abastecimento para consumo humano - a gestão do lago Paranoá tornou-se mais complexa. Assim, faz-se necessário o entendimento dos processos hidrodinâmicos que ocorrem no Lago, para tornar sua gestão mais adaptada aos desafios impostos pelo ambiente urbano que está em constante mudança.

4.3 CONSTRUÇÃO DO MODELO GLM

A metodologia envolve o uso do modelo hidrodinâmico unidimensional *General Lake Model* (GLM), versão 3.3, para representação dos processos físicos que atuam no ambiente. A aplicação dos modelos requer a utilização da linguagem de programação estatística R, que neste trabalho foi aplicada através do software Rstudio. A metodologia utilizada para aplicar

a modelagem hidrodinâmica-ecológica ao lago Paranoá é composta pelas seguintes etapas:

- a) construção da base de dados para o desenvolvimento do estudo;
- b) definição das condições de contorno;
- c) simulação do GLM;
- d) calibração, análise de sensibilidade e verificação;
- e) simulação dos cenários

4.3.1 Construção da Base de dados

O modelo GLM requer como entrada dados meteorológicos, morfométricos, hidrológicos e limnológicos (HIPSEY *et al.*, 2013). Os dados foram fornecidos pelas instituições: Agência reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal - ADASA, Companhia Energética de Brasília – CEB, Universidade de Brasília – UnB, Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA, e o *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts* – ECMWF.

A base de dados foi composta por dados de qualidade da água e de vazão nos afluentes, oriundos do programa de monitoramento da CAESB, realizado desde 1976. A base de dados contempla medições de temperatura da água (°C), transparência, cor (uC), turbidez (NTU), sólidos suspensos (mg/l), sólidos dissolvidos totais (mg/l), pH, condutividade (mS/cm), alcalinidade (mg/l de CaCO₃), cloreto (mg/l), ferro total (mg/l), cobre (mg/l), alumínio (mg/l), OD (mg/l), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (mg/l), demanda química de oxigênio (DQO) (mg/l), fosfato (µg/l), fósforo total (µg/l), nitrato (µg/l), nitrito (µg/l), nitrogênio total (µg/l), clorofila-a, (µg/l) fitoplâncton, (µg/l) zooplâncton (µg/l) e *Escherichia Coli* (µg/l). O monitoramento da qualidade de água no lago é realizado com frequência mensal.

Os dados de qualidade da água foram disponibilizados para o período de 1976 a 2021, no entanto optou-se por analisar apenas o período de 1999 a 2021, para os quatro tributários do lago Paranoá (Banal, Torto, Gama e Riacho Fundo). Também foram analisadas as cinco estações de monitoramento (A, B, C, D e jusante), nas quais a amostragem é feita em até 6 profundidades (1 m, 10 m, 20 m, 15 m e 29 m), de acordo com a batimetria de cada estação de amostragem. A Tabela 3 apresenta os parâmetros de qualidade da água que foram analisados.

Tabela 3 - Parâmetros de qualidade da água amostrados pela CAESB desde 1976.

Parâmetro	Abreviação	Unidade
Alcalinidade total	ALCTOT	mg/l
Clorofila-a	Chla	ug/l
Condutividade	COND.	us/cm
DQO - oxigênio consumido	DQO.OC	mg/l
Ferro total	Fe.tot	mg/l
Nitrogênio de amônia (N-NH3)	N_NH3	mg/l
Nitrito	N_NO2	mg/l
Nitrato	N_NO3	mg/l
Nitrogênio total espectrofotométrico	NT_EspF	mg/l
Oxigênio dissolvido	OD	mg/l
Fósforo dissolvido	P.dis	mg/l
pH	pH	-
Fósforo total	P.tot	mg/l
Sólidos dissolvidos totais	SDT	mg/l
Sólidos em suspensão	SS	mg/l
Temperatura	Temp	°c
Turbidez	TURB	ntu
Zooplâncton	ZOO	ind.ml
Cor Aparente	COR.AP	uc
Densidade de cianobactérias	DenCiano	cél.ml
Densidade de cianobactérias	DenCiano	ind.l
Microcistina	MICR	ug.l
Nitrogênio total	NT	mg/l
Fosfato dissolvido	PO4	mg/l
Fósforo de Fosfato	P.PO4	mg/l
Turbidez	TURB	ntu_1
Zooplâncton	ZOO	ind.l
Zooplâncton	ZOO	ind.l.1

Os dados meteorológicos foram obtidos junto ao Serviço de Mudança Climática Copernicus (C3S). A instituição fornece informações climáticas de uma ampla gama de componentes do sistema terrestre, em escalas de tempo que abrangem de décadas a séculos. Este sistema combina observações terrestres passadas, atuais e futuras (sistemas de observação *in-situ* e por satélite), com utilização de recursos de modelagem. A base de dados fornece estimativas horárias de diversas variáveis climáticas. Os dados cobrem a Terra com uma grade de 30 km e resolvem a atmosfera usando 137 níveis da superfície até uma altura de 80 km. Dessa forma, para esta pesquisa, foram obtidos os dados de ondas longas, ondas curtas, temperatura do ar, umidade relativa, velocidade do vento e precipitação com medições horárias de 1991 até 2021. A obtenção dos dados foi feita a partir de uma função de um pacote do R (SEEF0), que utilizou as coordenadas do lago Paranoá para fazer o download

dos dados meteorológicos.

Os dados de batimetria relativos à cota, área e volume do lago foram obtidos do mapa topobatimétrico do lago Paranoá, realizado por ROIG *et al.*, (2019) em parceria com a Companhia Imobiliária de Brasília (TERRACAP). Os dados de vazão na barragem, que corresponderam à vazão de saída no lago, foram fornecidos pela CEB.

4.3.1.1 Tratamento dos dados

Foi realizada a construção de um banco de dados secundários abrangendo o período de 1990 a 2021. Esta etapa foi necessária para identificação dos anos com a maior quantidade e qualidade de dados, que seriam os mais adequados para a aplicação do modelo.

O tratamento de dados incluiu a verificação e as devidas conversões das unidades de medida e tipos de discretização, de modo que os dados fossem compatibilizados com os requisitos dos dados de entrada do modelo. Além disso, também foi realizada uma análise estatística dos dados para verificar o padrão de distribuição dos dados, identificar *outliers* e tendências ao longo da série histórica. Para tanto, foi utilizado o teste de Mann-Kendall que é um método não paramétrico, para determinar se uma série de dados possui uma tendência temporal de alteração estatisticamente significativa. Por se tratar de um método não paramétrico, não requer que os dados apresentem distribuição normal (YUE *et al.*, 2002).

4.3.2 Definição das Condições de Contorno

As condições de contorno são necessárias para se definir quais vazões de entrada e saída serão consideradas na modelagem. As vazões de entrada existentes são: tributários (Banal, Torto, Gama e Riacho Fundo), efluentes das Estações de Tratamento de Esgoto ETEB Sul e ETEB Norte, e efluente oriundo da drenagem urbana.

A vazão de saída refere-se à captação para abastecimento humano (braço do Torto), vazão turbinada para geração de energia na barragem e a vazão vertida no rio Paranoá. Como o modelo GLM é um modelo unidimensional, vertical, uma outra condição de contorno é de que a variação de fluxo horizontal do lago não é altamente significativa. A Tabela 4 apresenta as vazões consideradas para cada tributário do lago Paranoá.

Tabela 4 - Vazões de entrada consideradas como condição de contorno.

Tributário	Vazão do tributário	Drenagem Urbana	Efluente ETE	Captação de água
Riacho Fundo	x	x	x	
Gama	x	x		
Bananal	x	x		x
Torto	x	x	x	

4.3.3 Simulação hidrodinâmica e calibração do modelo

Foi realizada a simulação no modo padrão (*default*) do modelo. A simulação utilizou dados da série histórica de 2010 até 2020. O ano de 2010 foi utilizado como ano de aquecimento do modelo (*spin-off*), de forma que os dados de 2010 foram repetidos para o ano de 2009, de modo que o modelo rodasse no primeiro ano e produzisse simulações mais fidedignas para os próximos anos.

Após a simulação, foi realizada uma calibração manual focada em parâmetros específicos, usando dados observados para encontrar os valores ótimos para os parâmetros selecionados do modelo. Os parâmetros calibrados foram ajustados manualmente e verificados com diversas iterações e estão listados na Tabela 5. Os mesmos parâmetros foram calibrados por BARBOSA (2015) e PINTO (2017).

Tabela 5 - Parâmetros calibrados do modelo GLM.

Parâmetro	Valor padrão	Valor adotado
Coeficiente de extinção da luz (Kw)	1.2	0.4
Fator de vento (wind_factor)	1	0.69
Coeficiente de turbulência hypolimnética (Coef_mix_hyp)	0.5	0.0008

4.3.4 Proposição e simulação de cenários

Com o intuito de observar os efeitos da variação da temperatura do ar e da velocidade do vento na temperatura da água e na duração da estratificação da coluna d'água, foram realizadas mudanças nos dados meteorológicos de temperatura do ar e de velocidade do

vento, considerando o lago com o volume, vazão e demais condições hidrometeorológicas observadas nos períodos entre 2010 e 2020. Este período foi escolhido por ser mais recente e por apresentar uma menor quantidade de falhas nos dados coletados. Os anos de 2021 e 2022 não foram considerados por conta das falhas no monitoramento devido a pandemia de COVID-19.

Os cenários de temperatura foram delineados de acordo com os Caminhos Representativos de Concentração (RCPs) definidos pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). O cenário T+3C foi baseado no RCP 6 que prevê o aumento de 2 °C a 3°C e o cenário T+5C foi baseado no RCP 8.5 que prevê o aumento de 4°C a 5°C (IPCC, 2022).

Os cenários W-10% e W-20% foram baseados na redução da velocidade do vento devido ao efeito de rugosidade urbana onde a presença de edifícios, estruturas e outras características urbanas geram uma superfície irregular que causa atrito e turbulência no fluxo de ar. Isso resulta em uma diminuição da velocidade do vento à medida que o ar é retardado ao passar por obstáculos urbanos (OLIVEIRA, 1993).

Objetivo dos cenários propostos é investigar o efeito destas variáveis na fenologia da estratificação, especialmente nos regimes de estratificação e circulação da coluna d'água ao longo da série histórica. A Tabela 6 apresenta as siglas e as descrições dos cenários definidos para as simulações.

Tabela 6 – Descrição dos cenários definidos.

Sigla	Cenário
T+3C	Aumento da temperatura do ar em 3 °C
T+5C	Aumento da temperatura do ar em 5 °C
W-10%	Redução da velocidade do vento em 10%
W-20%	Redução da velocidade do vento em 20%

Os cenários simulados (Tabela 6) objetivaram considerar os impactos do aumento da temperatura do ar (que já é realidade por conta das mudanças do clima) e da redução da velocidade do vento (que pode sofrer tal redução devido a antropização do ambiente urbano

no qual o lago está inserido).

4.3.5 Pacotes R utilizados

4.3.5.1 GLMr

A Rede Global de Observatórios Ecológicos de Lagos (Global Lake Ecological Observatory Network - GLEON) desenvolveu ferramentas que interagem com o Modelo Geral de Lagos (GLM) em interface com o software R, que é um sistema livre de computação estatística e geração de gráficos. Para a modelagem desse projeto será utilizado o RStudio Team (2015), que é um ambiente de desenvolvimento integrado para a linguagem de programação estatística R. Esse software permite a instalação de pacotes com os algoritmos de modelagem hidrodinâmica, como o ‘glmtools’ e o GLMr.

As ferramentas disponíveis no ‘glmtools’ fazem a interação do GLM com o R e o ‘pacote’ (package) de base do modelo se chama GLMr. Os pacotes são coleções de funções específicas para uma determinada área do conhecimento. As ‘glmtools’ são funções básicas que retornam algumas informações do modelo, fazem as simulações, calculam derivadas físicas e propriedades térmicas, plotam o arquivo de saída e, ainda, possuem métricas que comparam os dados simulados com os observados. O GLMr possui o código fonte do modelo, e é programado para conter a versão mais atualizada do GLM.

Nesse estudo será utilizada a versão GLMr para rodar o modelo GLM, gerar os resultados e analisá-los. Após rodar, os módulos AED e gerar os resultados, será utilizado o GLMr versão 3.1.16 disponibilizado por WINSLOW E READ (2014).

4.3.5.2 MGCV

O pacote R mgcv implementa uma série de técnicas para ajustar modelos de regressão suaves, incluindo modelos de regressão aditivos generalizados (GAM). Estes modelos incorporam estruturas suavizadoras (curvas de alisamento) entre as variáveis independentes. GAMs são uma extensão dos modelos de regressão linear, em que a relação entre a resposta e as variáveis explicativas é modelada de forma não-linear e não-paramétrica (WOOD, 2017).

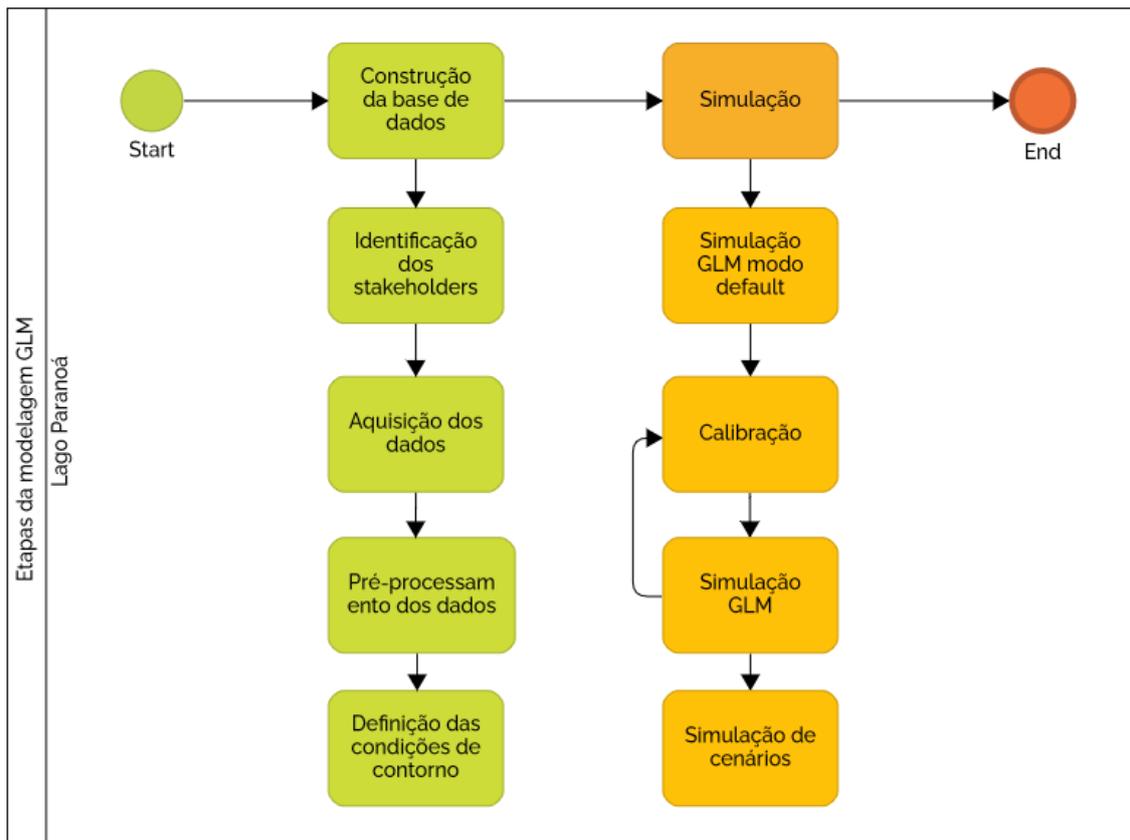
A função gam() é usada para ajustar modelos GAM em R, com uma fórmula que descreve a relação entre a variável resposta e as variáveis explicativas, bem como o tipo de distribuição da resposta e a função de ligação. Além disso, o pacote fornece ferramentas para visualizar e interpretar os resultados do modelo, incluindo gráficos de diagnóstico, gráficos de efeitos parciais e gráficos de superfície de resposta (WOOD, 2011).

4.3.5.3 SEEFO

O pacote SEEFO possui a função `strat_phenology` que determina que a estratificação existe quando a diferença entre a temperatura da superfície e do fundo excede um certo limite. Isso pode ser definido em termos de diferença de temperatura ou diferença de densidade. Os limites comumente usados são 1 grau Celsius ou 0,1 kg/m². A densidade é calculada a partir da temperatura, utilizando-se a fórmula de Millero & Poisson (1981), para água doce. Apenas a estratificação de verão (positiva) é considerada e a estratificação de inverno (inversa) é ignorada, pois geralmente é transitória. A função define a estação de estratificação "verão" como 1º de janeiro a 31 de dezembro para lagos do hemisfério norte e de 2 de julho a 1º de julho do ano seguinte para lagos do hemisfério sul. Cada período de estratificação é atribuído ao ano da estação em que começou.

4.3.6 Fluxograma metodológico

A Figura 8 apresenta o fluxograma aplicado neste estudo, contendo o passo a passo implementado para a construção da base de dados e para a modelagem com o GLM.



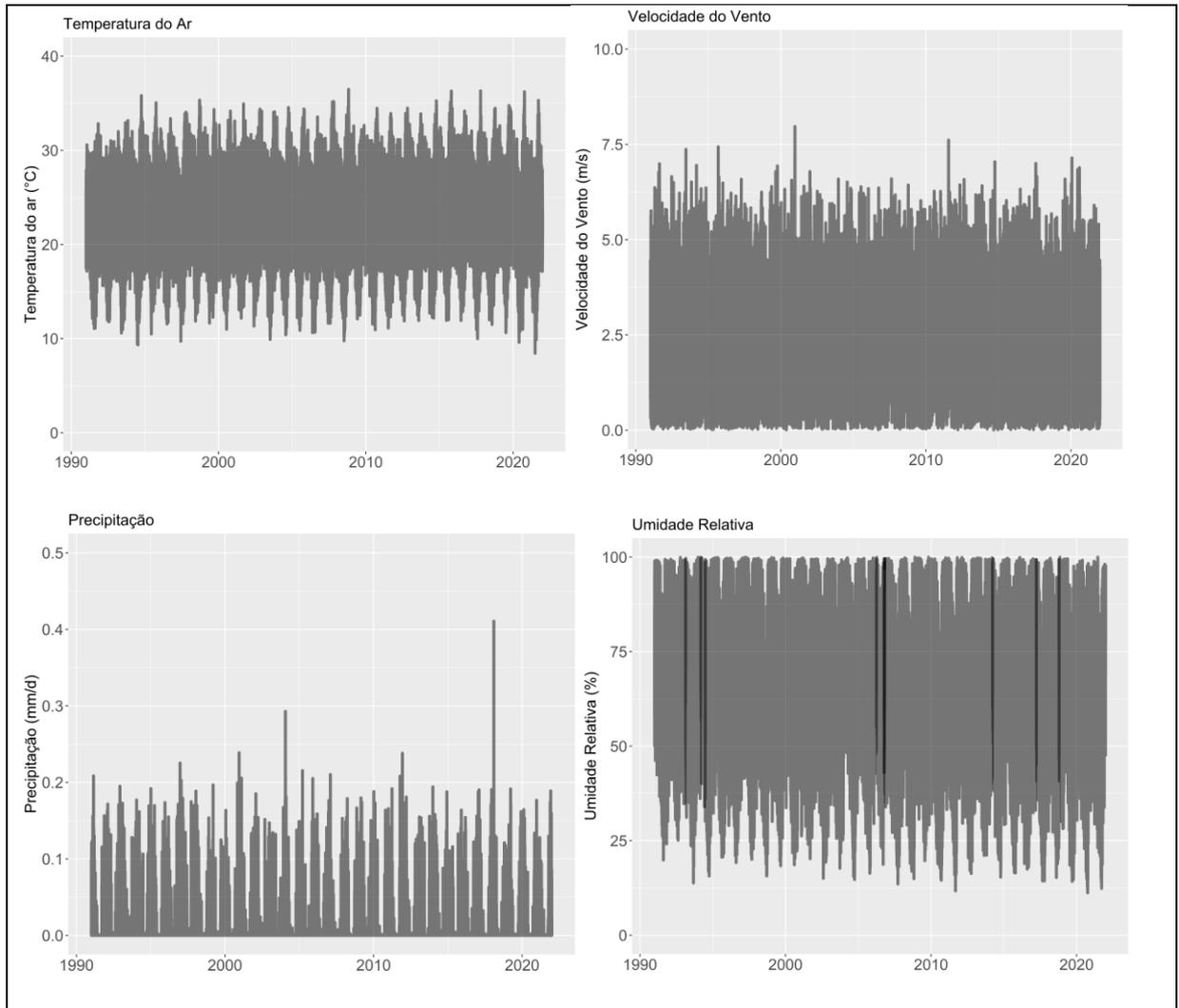
HEFLO

Figura 8 - Fluxograma metodológico, com as etapas da modelagem GLM aplicadas no lago Paranoá.

5. RESULTADOS

5.1 ANÁLISE DE CONSISTÊNCIA DOS DADOS METEOROLÓGICOS

A Figura 9 apresenta os dados de temperatura do ar em °C, cobertura de nuvens (sem unidade), velocidade do vento em m/s, precipitação em m/d, umidade relativa do ar em % e onda curta e longa em W/m². Os dados são consistentes, não havendo falhas significativas e não apresentam *outliers* ao longo da série temporal de 1990 até 2021.



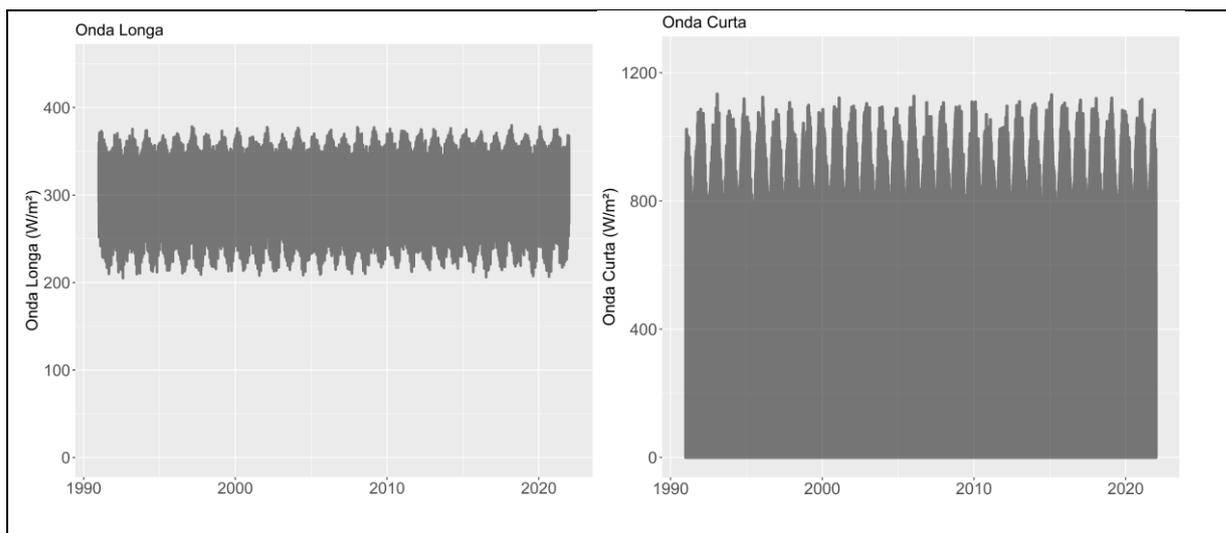


Figura 9 - Dados meteorológicos de entrada do modelo GLM. Fonte: Copernicus (C3S).

A Tabela 7 apresenta os *P-values* e do teste de Mann-Kendall para as variáveis meteorológicas analisadas.

Tabela 7 - Mann-Kendall análise para os dados meteorológicos.

Variável	P-value	S Mann-Kendall
Onda Curta	< 2.2e-16	1.77e+08
Onda Longa	< 2.2e-16	-1.42e+08
Temperatura do Ar	0.09657	1.65e+07
Umidade Relativa	9.32e-12	-6.80e+07
Velocidade do Vento	< 2.2e-16	-2.27e+08
Precipitação	< 2.2e-16	-3.94e+08

5.1.2 Análise dos dados da estação de amostragem mais profunda (Ponto C)

As Figuras 10 e 11 apresentam a faixa de distribuição dos valores de temperatura para cada ano da série temporal, nas seis profundidades amostradas no ponto de coleta C (1 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m, 29 m). A Tabela 8 apresenta estatísticas descritivas para dois parâmetros na estação de amostragem C, oxigênio dissolvido e temperatura.

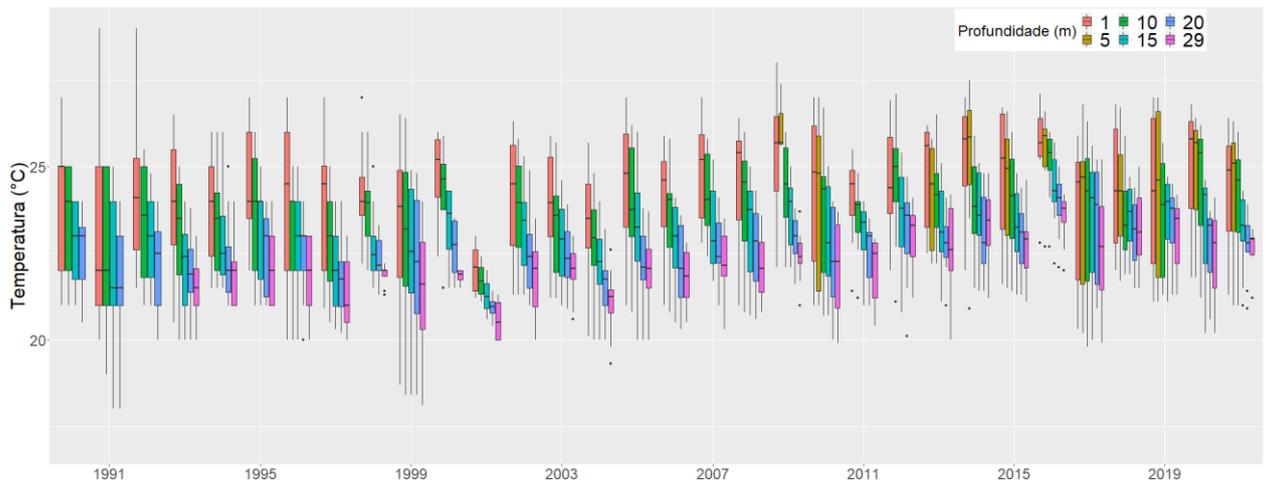


Figura 10 – Temperatura em diferentes profundidades da estação de amostragem C entre 1991 e 2019.

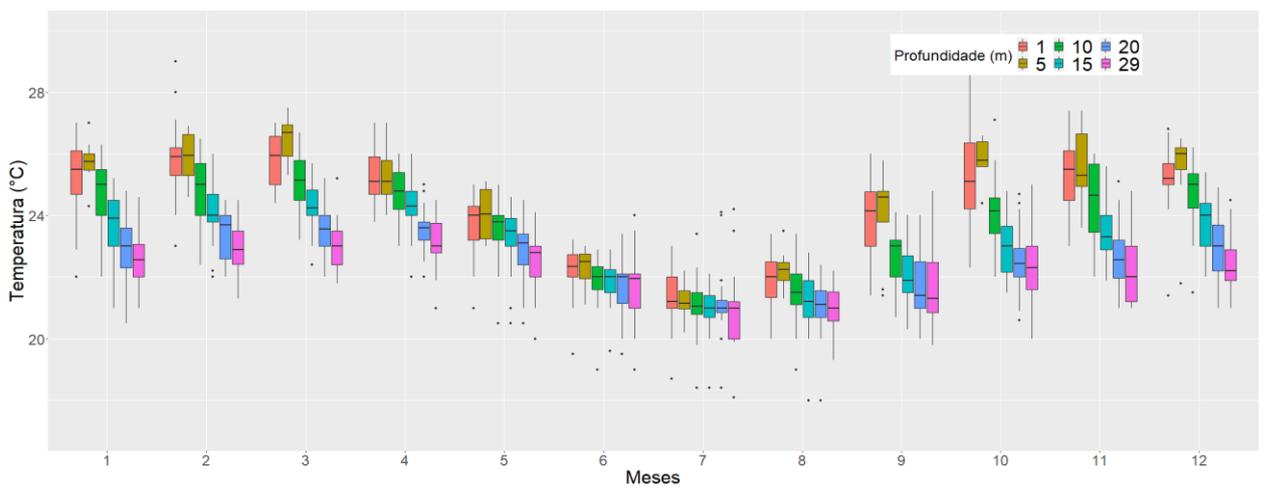


Figura 11 – Temperaturas em diferentes profundidades da estação de amostragem C versus meses entre os anos de 1991 e 2020.

As Figura 12 e 13 apresentam a distribuição das concentrações de oxigênio dissolvido em mg/l para cada ano da série temporal, nas 6 profundidades amostradas no ponto de coleta C *versus* os anos e os meses.

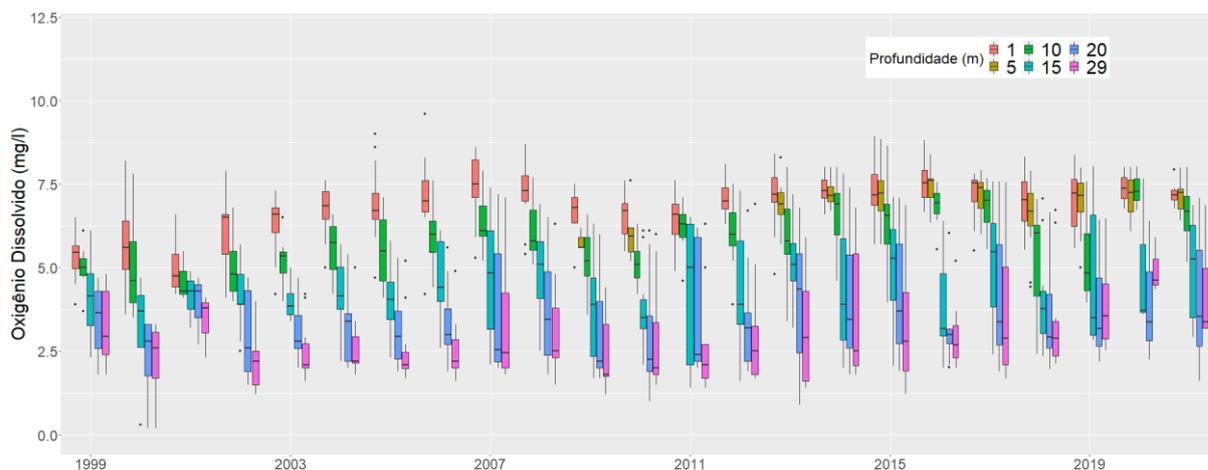


Figura 12 – Oxigênio dissolvido em diferentes profundidades da estação de amostragem C.

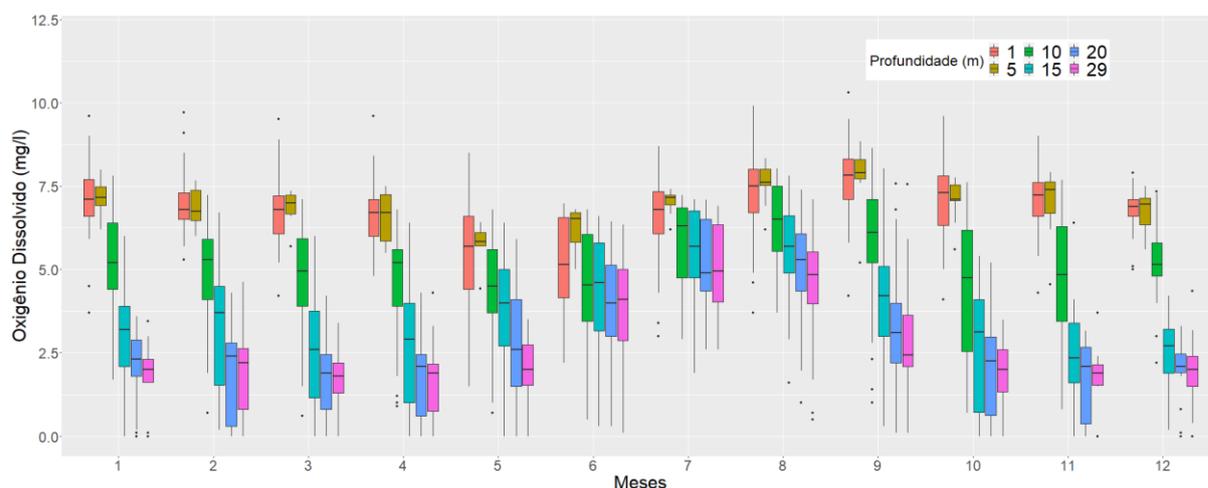


Figura 13 – Oxigênio dissolvido em diferentes profundidades da estação de amostragem C versus meses entre os anos de 1991 e 2020.

Tabela 8 - Estatísticas descritivas para oxigênio dissolvido e temperatura na estação C.

	OD (mg/L)	Temperatura (°C)
Mínimo	0	20
1st Qu.	2.3	22
Median	4.3	23
Mean	4.2	23.1
3rd Qu.	6.4	24.5
Max.	25.9	29
NA's	49	125

A Tabela 9 apresenta os resultados para o teste Mann-Kendall para as medições na superfície (1m) e no fundo (29m) da estação de amostragem C para temperatura e oxigênio dissolvido. Estas duas profundidades foram escolhidas justamente por representarem duas

regiões com características distintas do lago (superfície e o fundo). O intuito foi utilizar estas profundidades como base para estudar a fenologia da estratificação.

Tabela 9 - Mann-Kendall para variáveis na estação de amostragem C.

Profundidade	Variável	P-value	Mann-Kendall test S
Superfície	Temperatura	0.007479	4.994e+03
	OD	3.875e-05	7.685e+03
Fundo	Temperatura	5.612e-11	1.008e+04
	OD	< 2.2e-16	1.397e+04

5.1.3 Análise dos dados de qualidade da água dos tributários

5.1.3.1 Comparativo interanual das estações de monitoramento

As Figuras 14 e 15 apresentam gráficos em caixa (*boxplots*) da série temporal de dados para temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg/l) para 4 tributários do lago Paranoá e para a estação de monitoramento a jusante do lago.

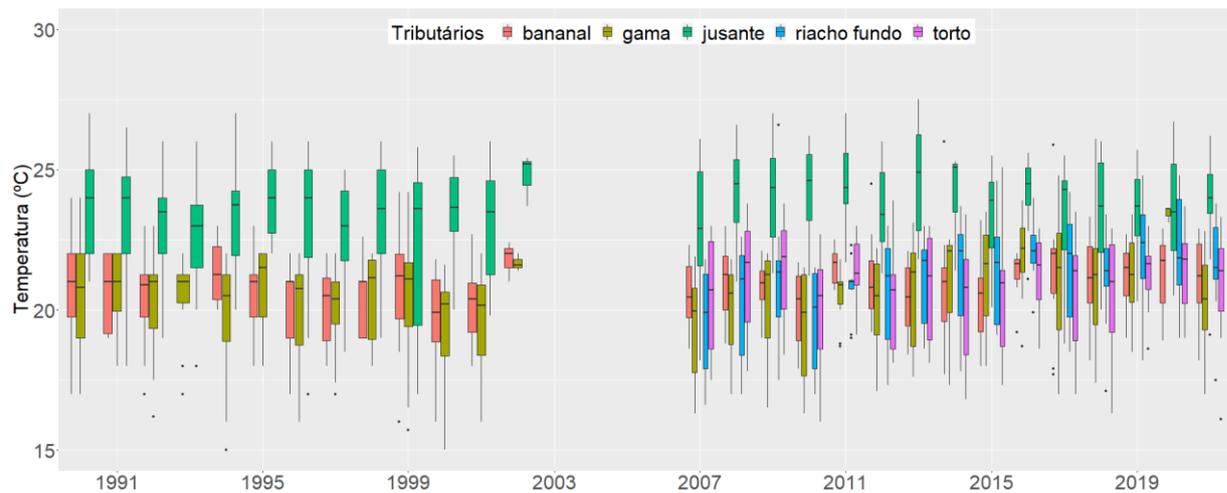


Figura 14 - Temperatura nos diferentes tributários do Lago Paranoá.

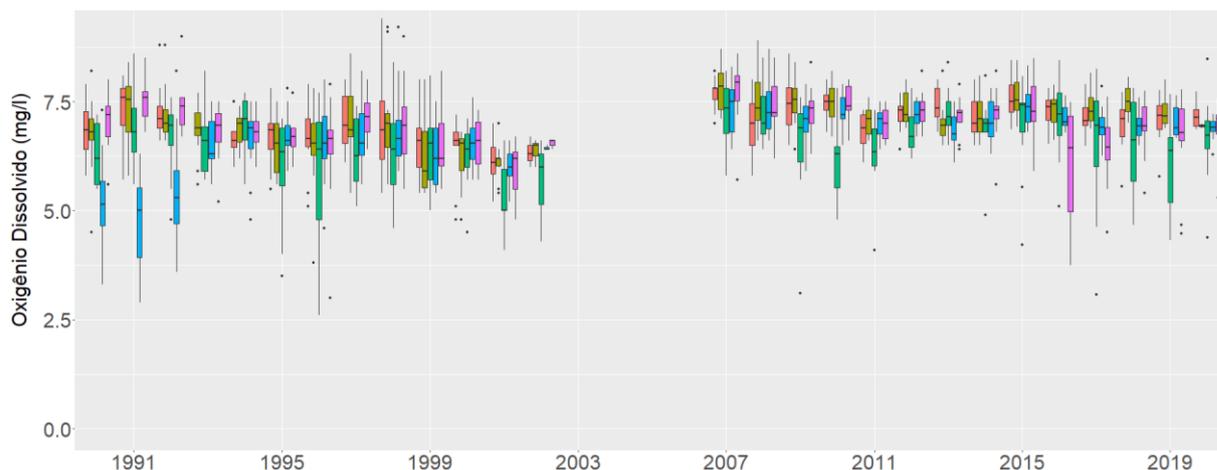


Figura 15 – Oxigênio dissolvido nos diferentes tributários do Lago Paranoá.

5.2 ANÁLISE DE CONSISTÊNCIA DOS DADOS DE VAZÃO

5.2.1 Vazão dos tributários

A Tabela 10 apresenta as estações fluviométricas localizadas nos tributários do lago Paranoá.

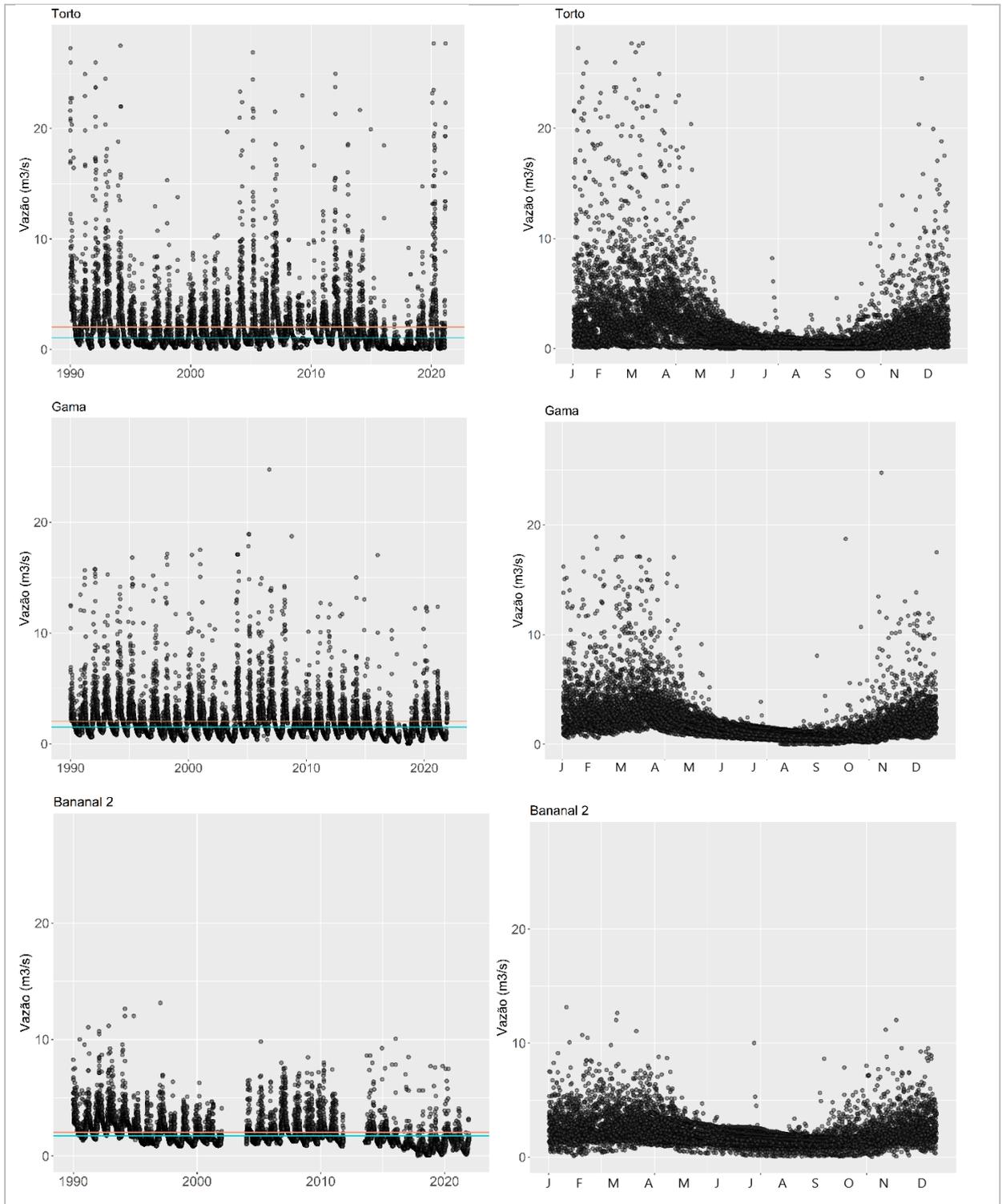
Tabela 10 - Estações fluviométricas nos tributários do lago Paranoá. Fonte: CAESB.

Estação	Código da estação	Referência
Torto	60477400	Lago Montante Paranoá
Bananal 1	60477605	Montante Galeria Sudoeste
Riacho Fundo 1	60478400	Ponte Aeroporto EPAR-002
Gama	60478500	Gama Base Aérea
Bananal 2	60477600	EPIA-003
Riacho Fundo 2	60478200	Montante Zoológico EPIA-003

Para as estações presentes na Tabela 10, foram disponibilizados dados diários e mensais de vazão, calculados com curva-chave, com base em dados diários do nível de observado. As estações Bananal 2 e Riacho Fundo 2 estão localizadas à montante das estações Bananal, Montante Galeria Sudoeste e Ponte Aeroporto EPAR-002, respectivamente.

Como as estações mais próximas ao lago, nos tributários Bananal e Riacho Fundo, não possuem dados diários de vazões calculadas para todo o período solicitado, essas duas estações foram incluídas para possível utilização desses dados para preenchimento de falhas de informação.

A Figura 17 apresenta os dados diários de vazão nos tributários, calculados através da curva-chave, com base em dados diários de nível observado, para os anos de 1990 até 2021 (gráficos da esquerda) e em função dos meses (gráficos da direita). A linha laranja representa a média da série temporal e a linha azul é a mediana.



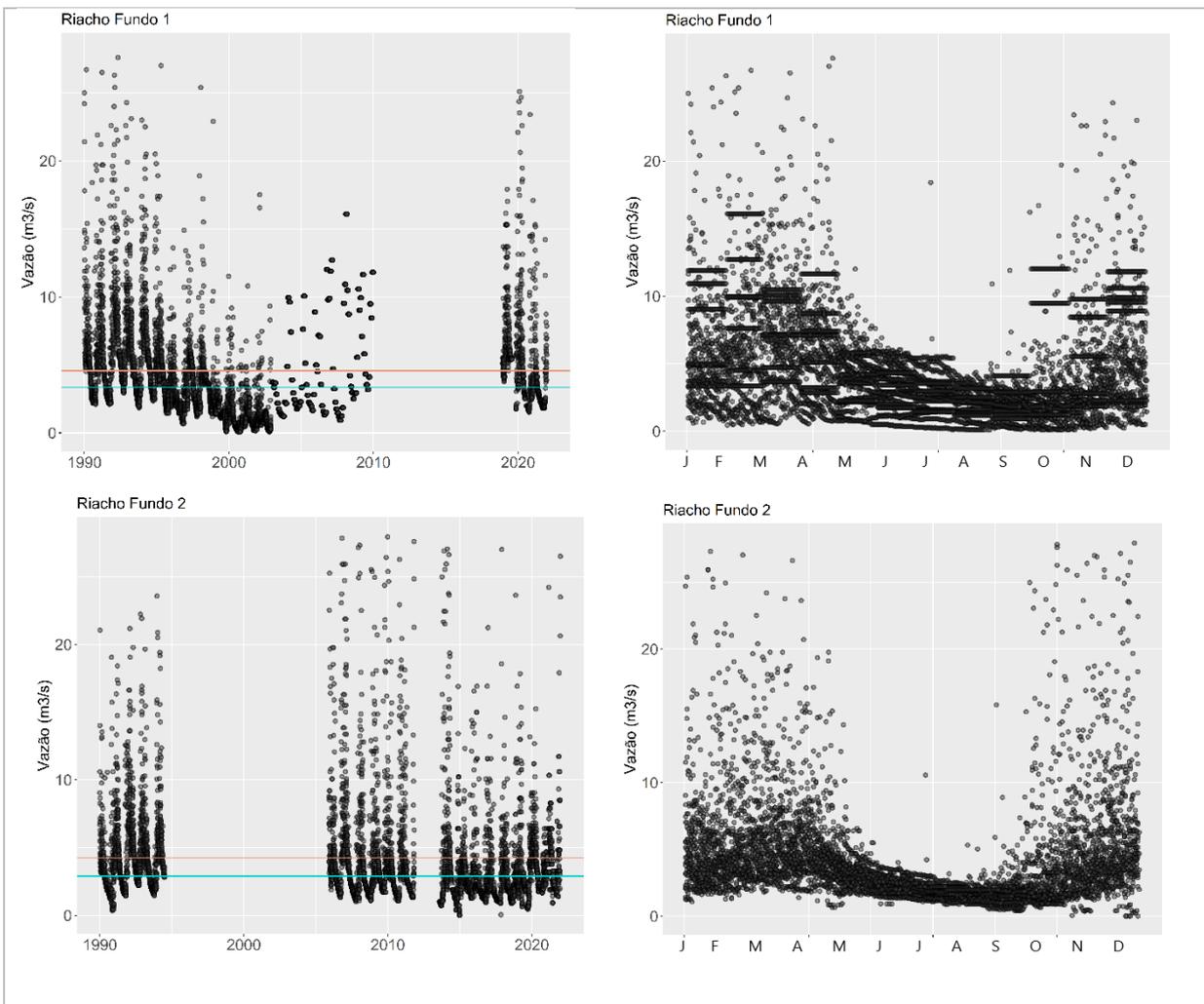


Figura 16 - Vazão calculada ao longo da série temporal (1990-2021) e ao longo dos meses.

5.3 RETIRADA DE ÁGUA PARA TRATAMENTO E CONSUMO HUMANO

A Figura 17 apresenta a vazão (m³/s) retirada pela CAESB, no braço do Torto (Ponto D), para tratamento para consumo humano, entre 2017 (ano em que se iniciou a captação) e 2021.

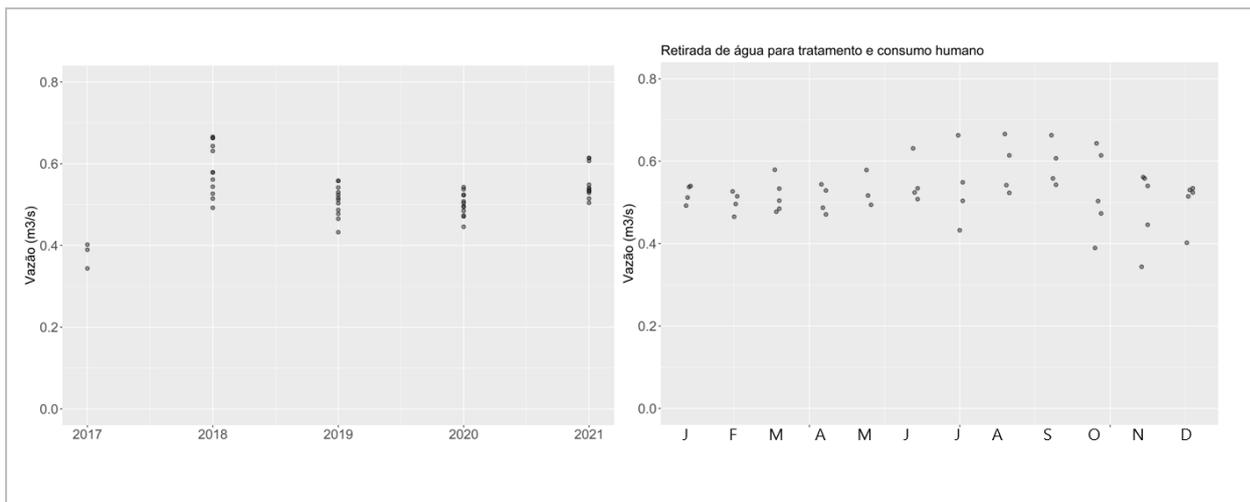


Figura 17 - Vazão retirada de água pela CAESB, para fins de abastecimento humano, ao longo da série temporal e ao longo dos meses.

5.4 VAZÃO EFLUENTE DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

A Figura 18 apresenta o volume de efluente (m³) lançado pelas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE Norte em laranja e ETE Sul em azul), de 2005 a 2021 (esquerda), e ao longo dos meses (direita).

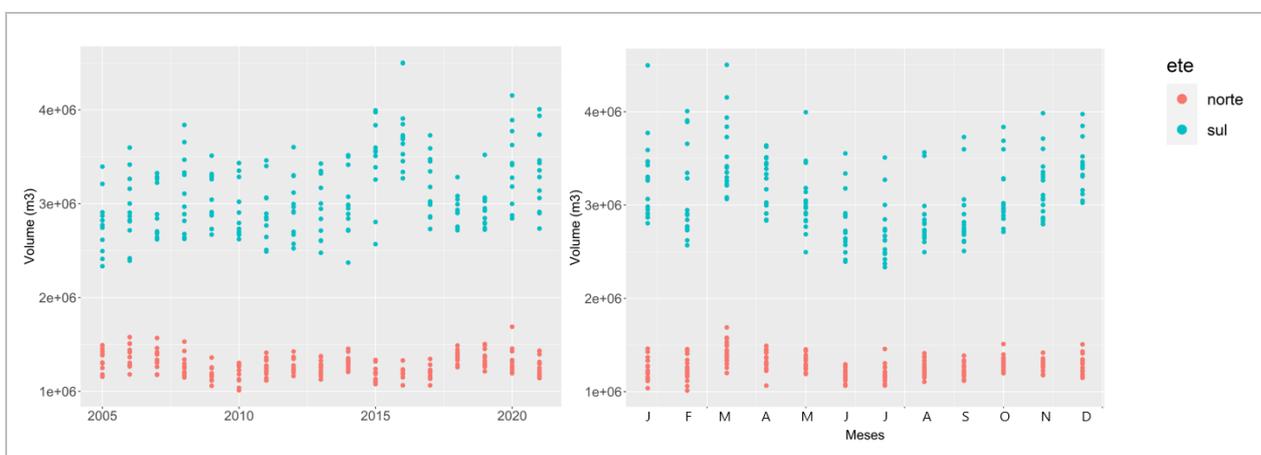


Figura 18 - Volume de efluente lançado por duas Estações de Tratamento de Esgoto no lago Paranoá.

A Figura 19 apresenta os *boxplots* para os valores de volume de ambas ETes.

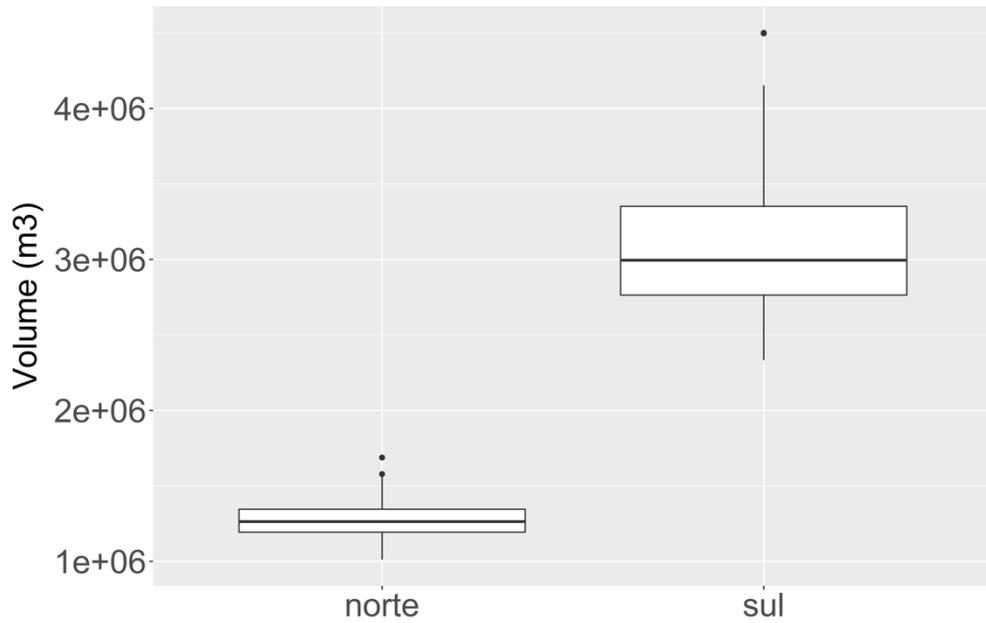


Figura 19 - Boxplots para os valores de volume de ambas ETEs.

A Figura 20 apresenta os *boxplots* para os valores de temperatura dos efluentes lançados em °C para as duas ETEs.

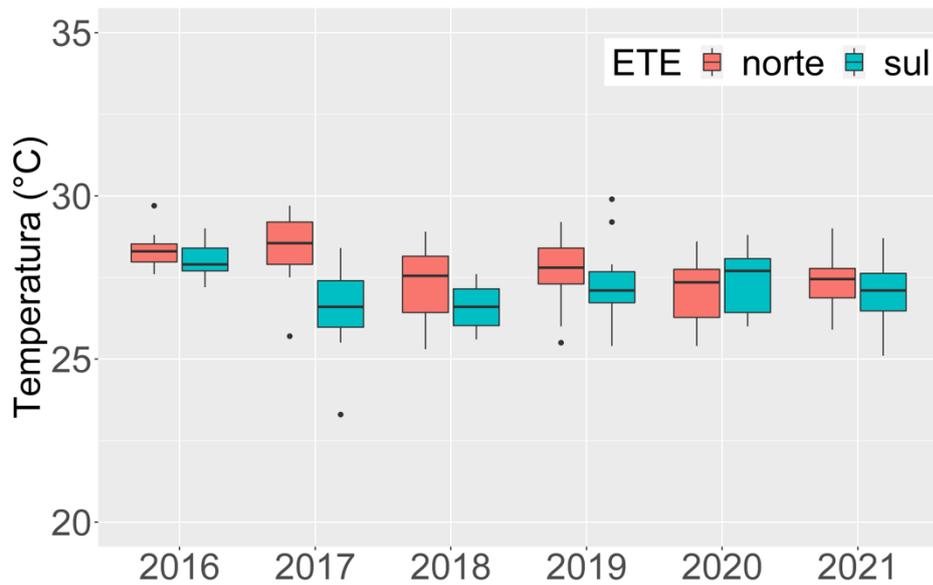


Figura 20 – *Boxplots* para a temperatura do efluente das ETEs Norte e Sul, entre os anos de 2016 e 2021.

5.5 VAZÃO DE SAÍDA

A Figura 21 apresenta a vazão de saída (turbinada e vertida), em m^3/s , na barragem do lago Paranoá (defluência na barragem), ao longo da série temporal de 2000 a 2020, e distribuída ao longo dos meses.

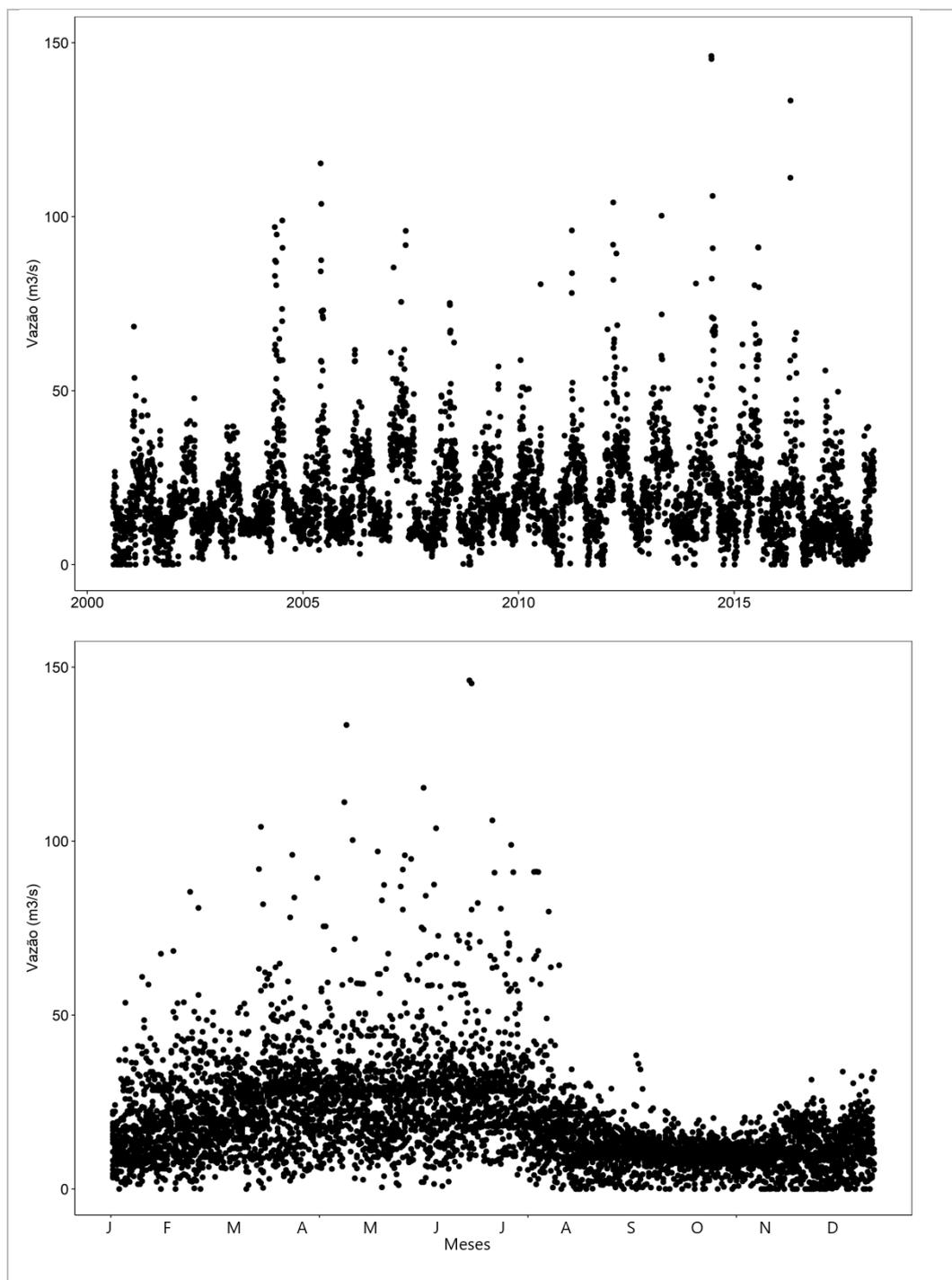


Figura 21 - Vazão de saída na barragem do Lago Paranoá.

5.6 APLICAÇÃO DA MODELAGEM

5.6.1 Simulação com GLM

A Figura 22 apresenta o resultado inicial da simulação do modelo, sem calibração, para o perfil de temperatura em °C, ao longo da coluna d'água, para a série temporal de 2010 a 2020. Esta simulação inicial apresentou Raiz Quadrada do Erro-Médio (RMSE) = 1.94 °C.

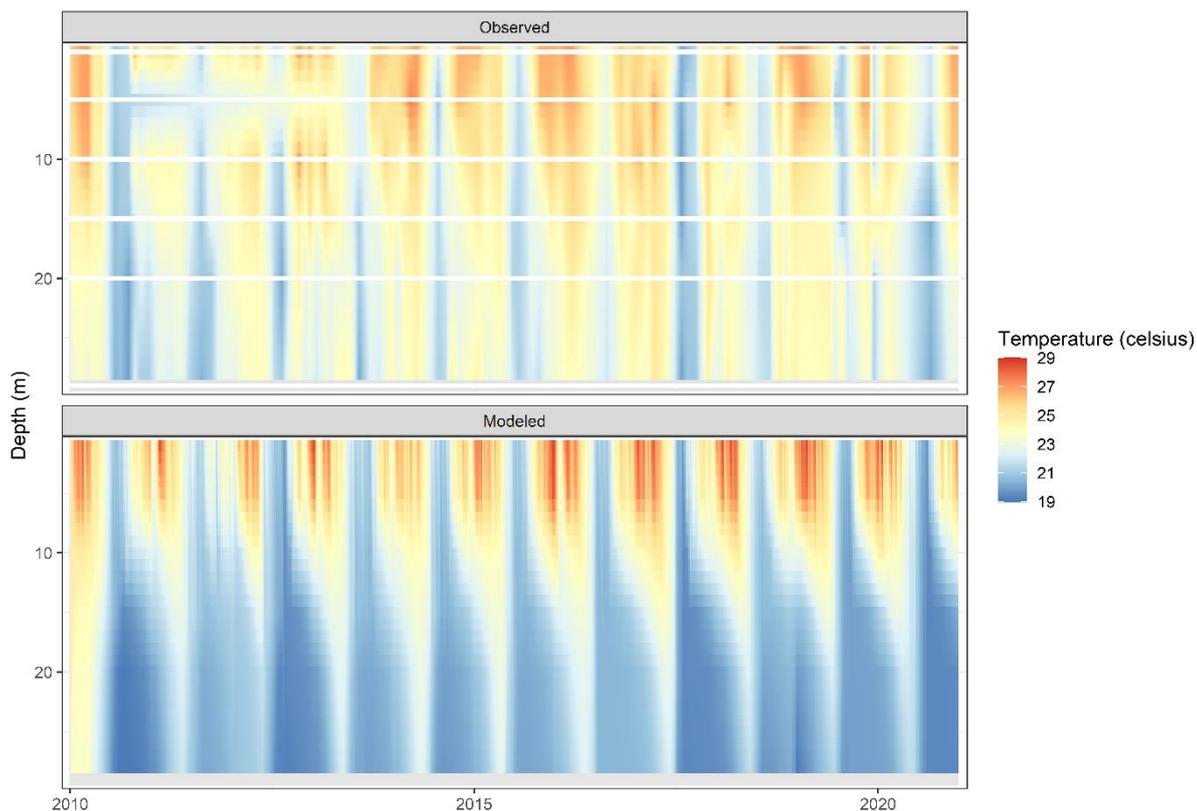


Figura 22 – Comparação da temperatura observada e modelada ao longo da série temporal.

As Figuras 23 e 24 apresentam o resultado do modelo calibrado, ao simular a temperatura em °C da coluna d'água, ao longo do período simulado (2010-2020). Esta simulação apresentou Raiz Quadrada do Erro-Médio (RMSE) = 1.12 °C.

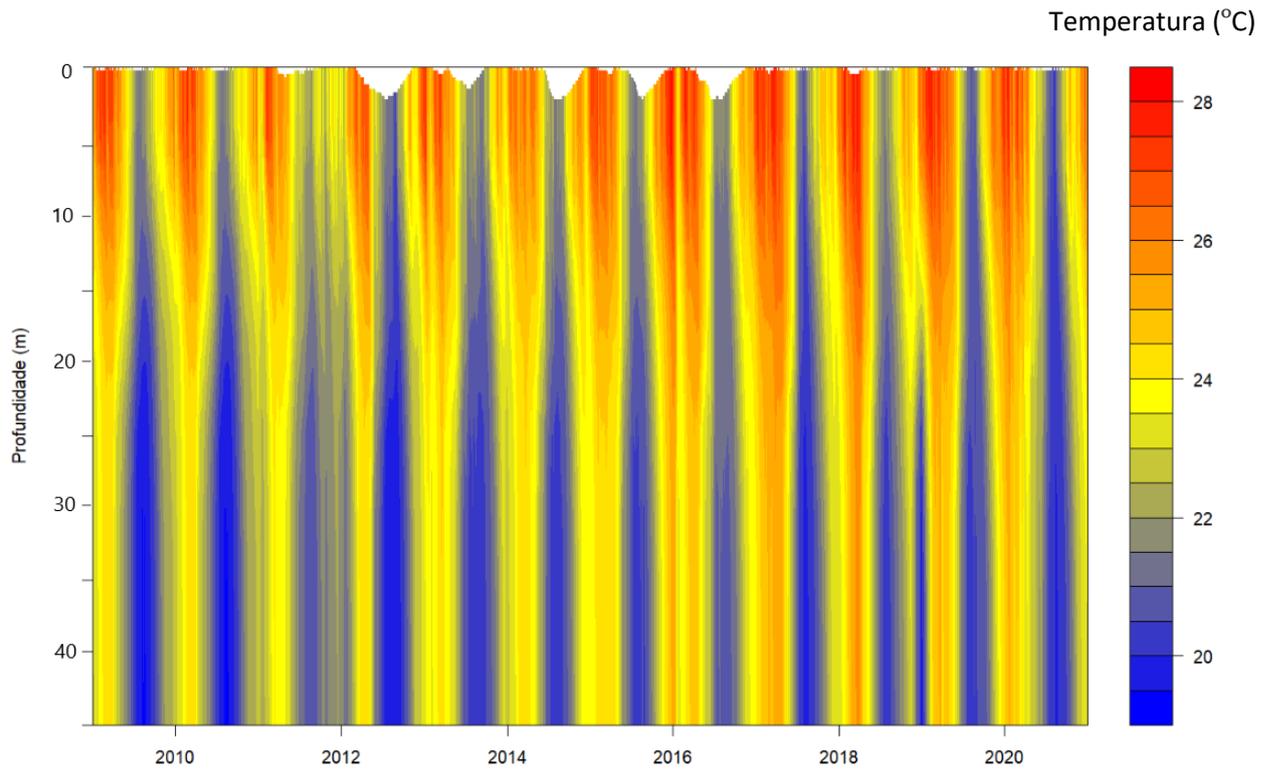


Figura 23 – Perfil de temperatura modelado pelo GLM em °C no ponto modelado próximo a barragem.

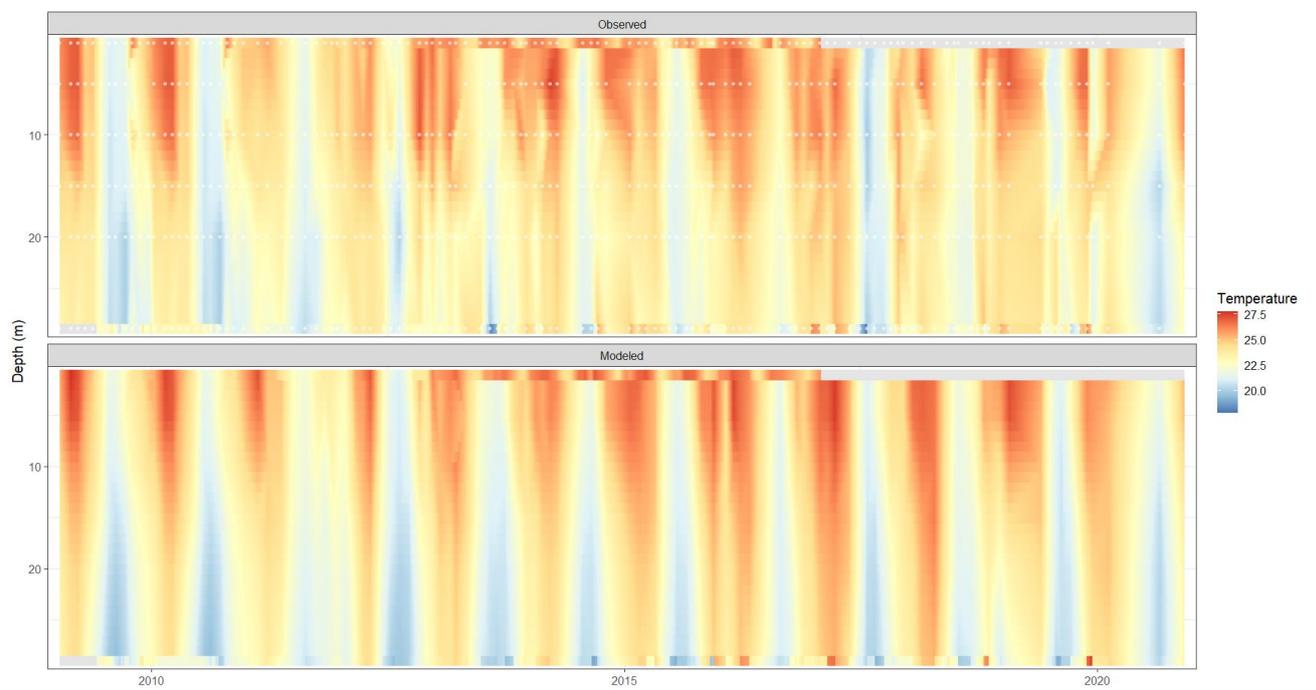


Figura 24 – Perfil de temperatura observado vs. modelado pelo GLM em °C no ponto modelado próximo a barragem.

As Figuras 25, 26 e 27 apresentam, respectivamente, o resultado do modelo para o nível da água na superfície (em metros), temperatura da superfície (1 m), temperatura do fundo (29 m), ambas em °C, ao longo da série temporal de 2010 até 2020.

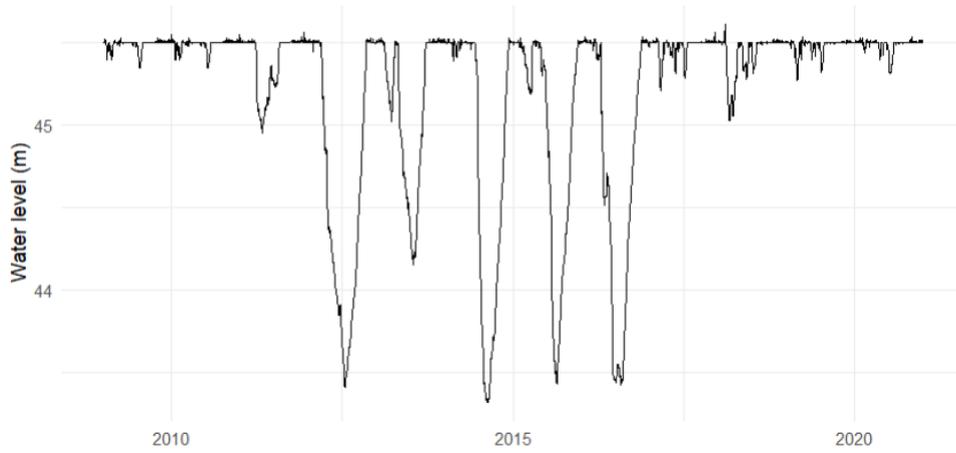


Figura 25 - Nível da água na superfície do lago simulada pelo GLM.

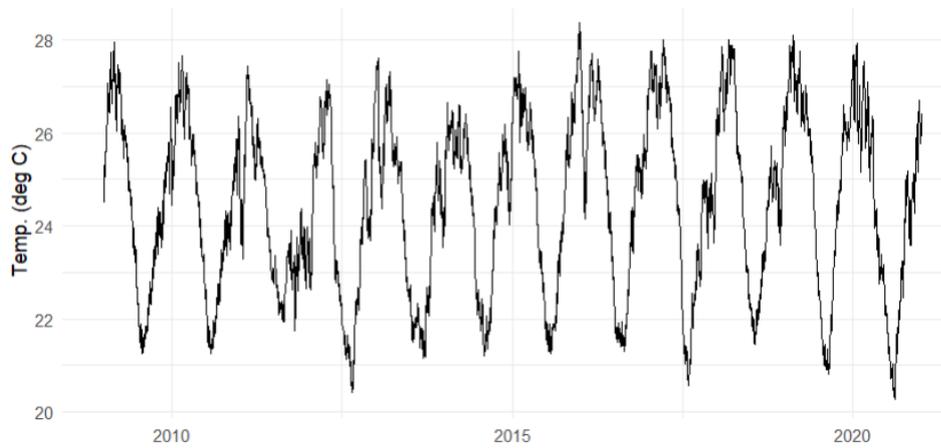


Figura 26 - Temperatura da água na superfície do lago simulada pelo GLM.



Figura 27 - Temperatura da água no fundo do lago simulada pelo GLM.

A Figura 28 apresenta a comparação das temperaturas simuladas com as temperaturas observadas, para as profundidades de 1 m, 5 m, 10 m, 20 m e 29 m.

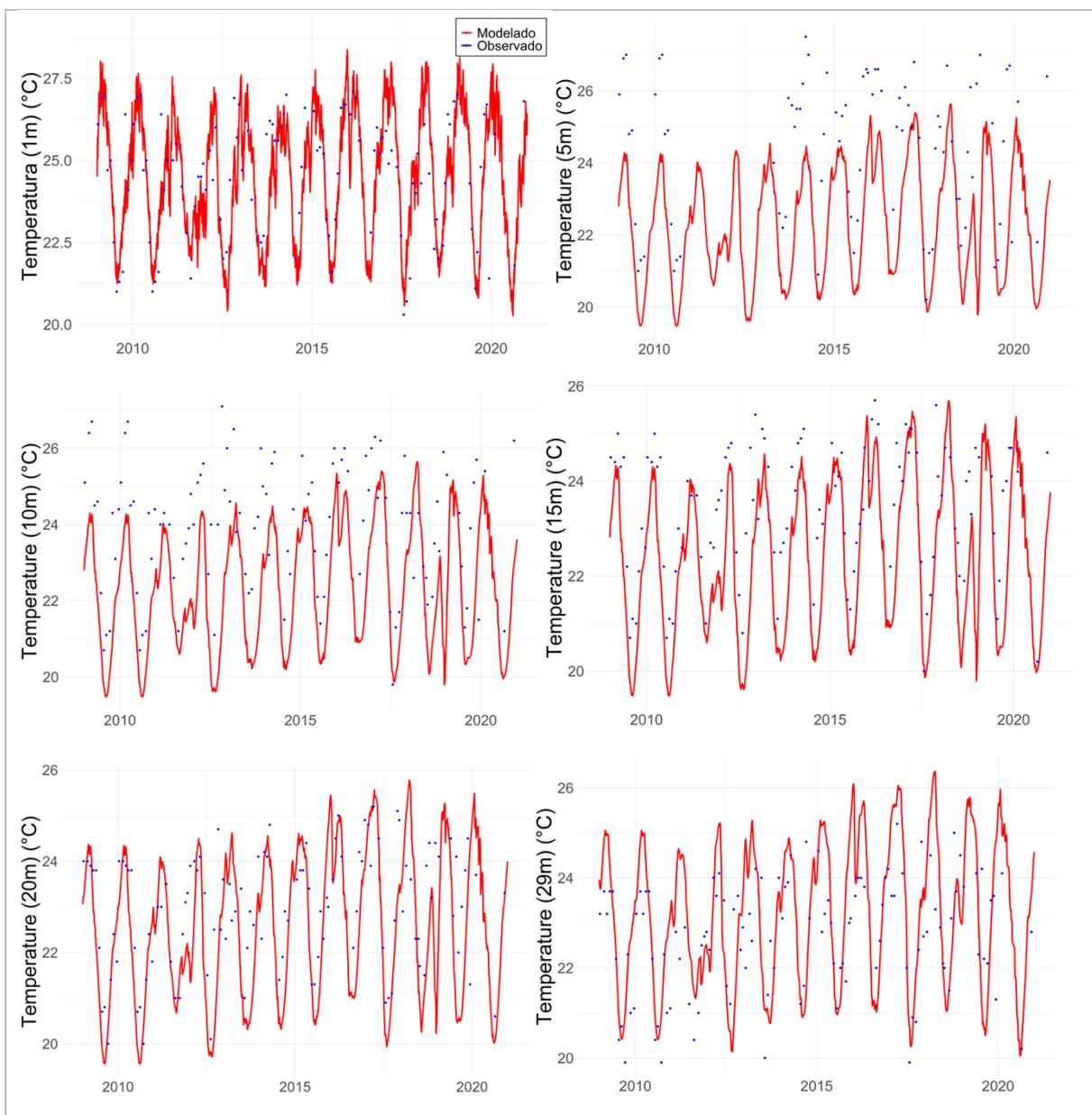


Figura 28 - Temperaturas modeladas e observadas ao longo da coluna d'água em °C.

5.6.2 Cenários

Os resultados dos quatro cenários de alteração da temperatura do ar e da velocidade do vento, detalhados na Tabela 5, são apresentados a seguir. A Figura 29 apresenta os resultados do primeiro cenário, modelado para o aumento da temperatura do ar em 3 °C (T+3°C).

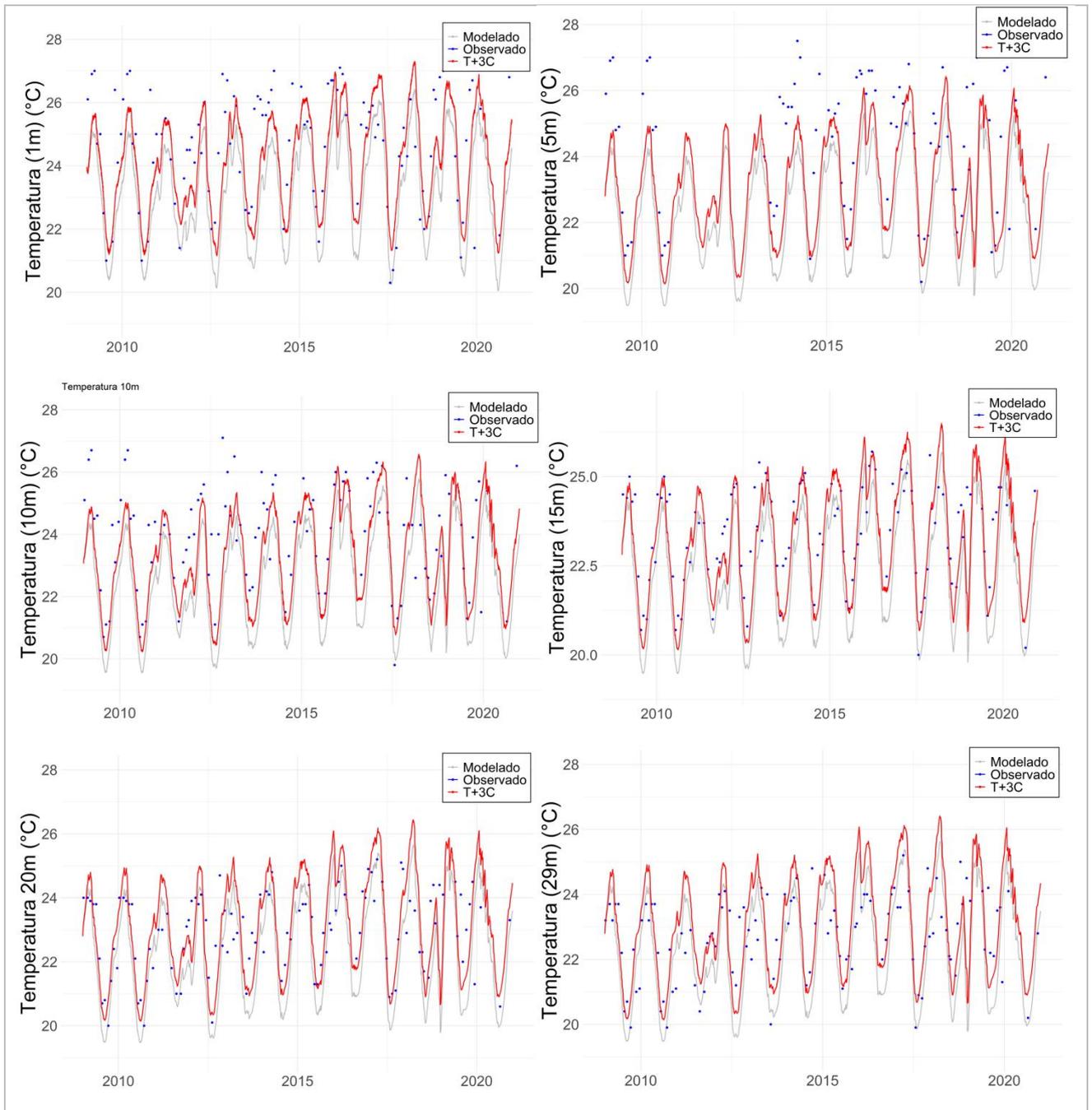


Figura 29 - Temperaturas modeladas e observadas ao longo da coluna d'água em °C para o cenário T+3°C.

A Figura 30 apresenta os resultados do segundo cenário modelado, para o aumento da temperatura do ar em 5 °C (T+5°C).

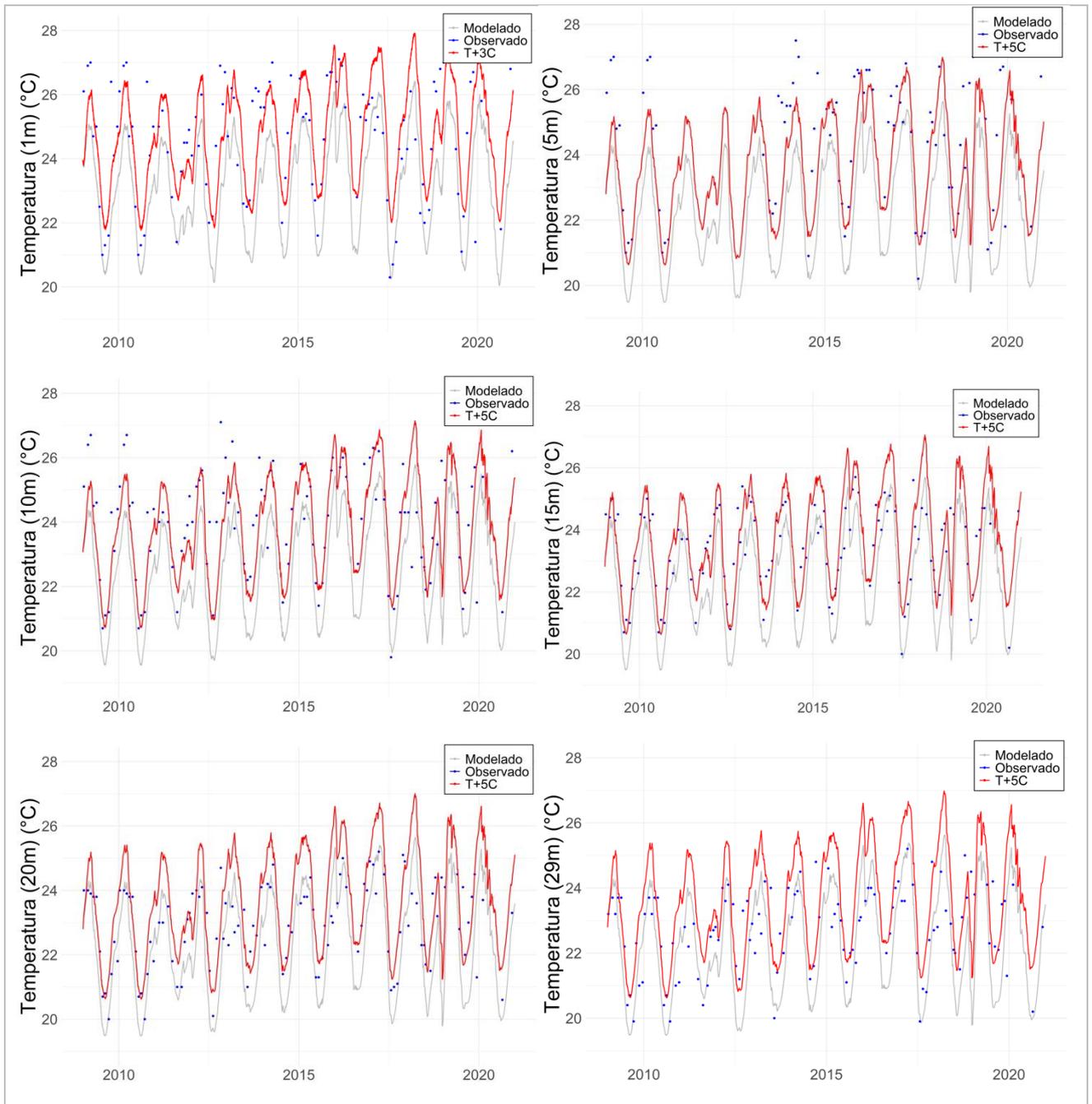


Figura 30 - Temperaturas modeladas e observadas ao longo da coluna d'água, em °C, para o cenário T+5 °C.

A Figura 31 apresenta os resultados do terceiro cenário modelado, para a redução de 10% da velocidade do vento (W-10%).

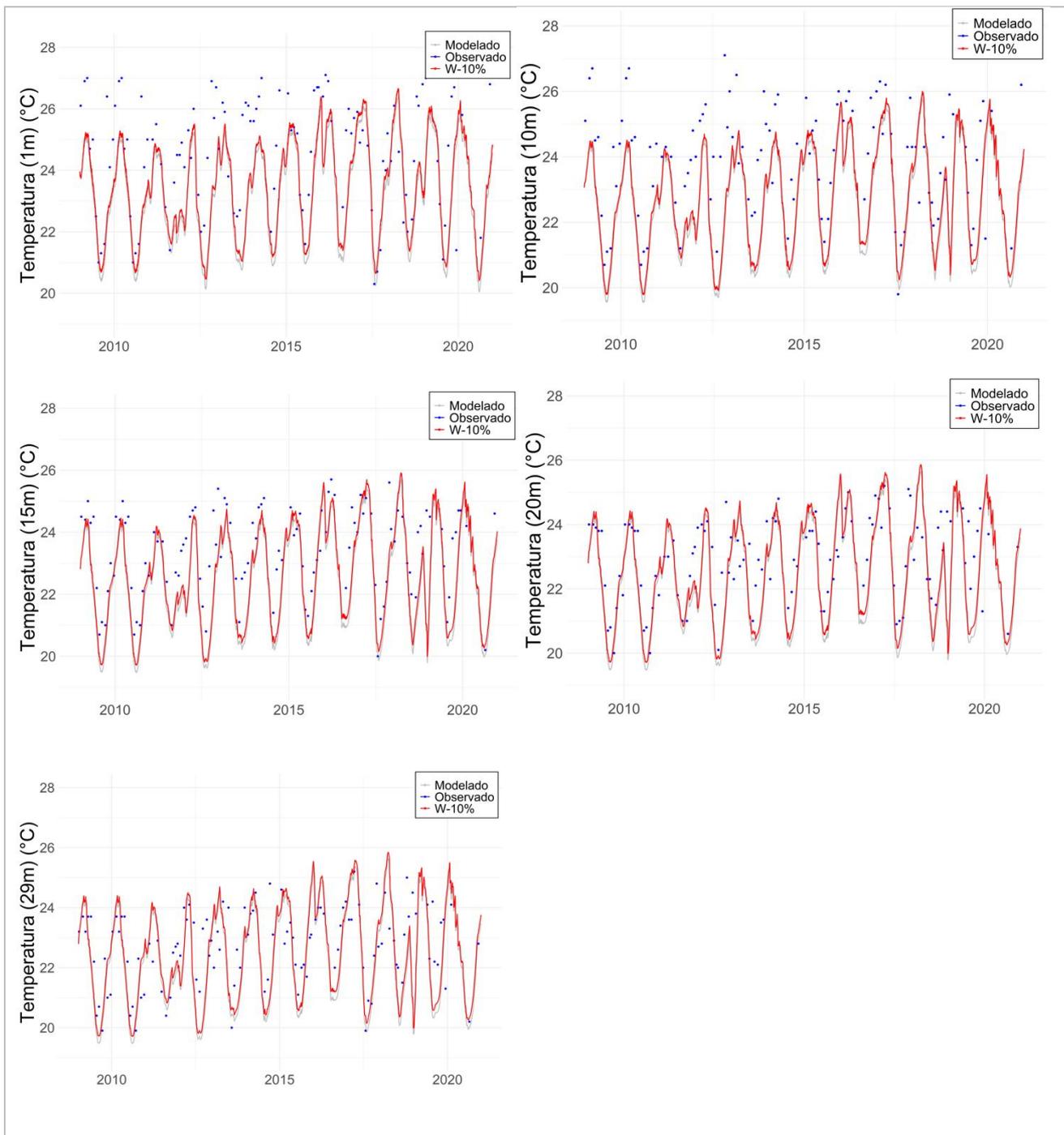


Figura 31 - Temperaturas modeladas e observadas ao longo da coluna d'água, em °C, para o cenário W-10%.

A Figura 32 apresenta os resultados do quarto cenário modelado, para a redução de 20% da velocidade do vento (W-20%).

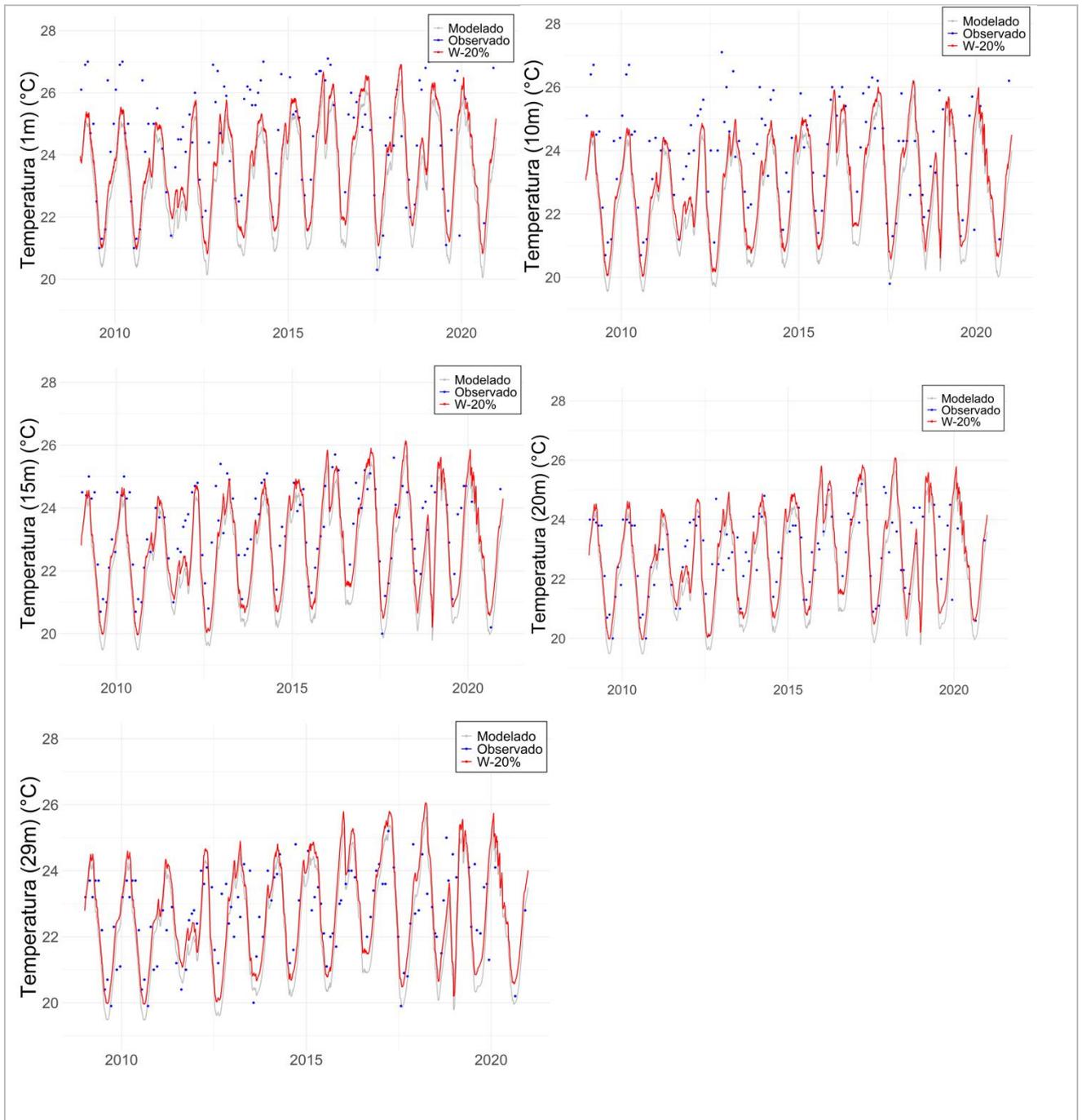


Figura 32 - Temperaturas modeladas e observadas ao longo da coluna d'água, em °C, para o cenário W-20%.

5.6.3 Análise estatística – ANOVA e regressão linear

O objetivo das análises estatísticas é saber os efeitos do aumento da temperatura do ar e da redução da velocidade do vento na duração da estratificação.

A Tabela 13 apresenta os resultados da análise estatística dos efeitos da variação de temperatura e de vento na duração da estratificação, utilizando-se um modelo de regressão linear para a profundidade de 1m (superfície), considerando as temperaturas médias anuais.

Tabela 13 - Análise de modelo linear para temperatura do ar e velocidade do vento a 1m.

	Erro padrão estimado	Erro	t-value	p-value
Intercept	18.71	2.82	6.61	0.000167***
Velocidade do vento	-2.04	0.38	-5.30	0.000723***
Temperatura do ar	0.45	0.11	4.04	0.0037**

Nível de significância: * 0.05 ** 0.01 e *** 0.001

A Tabela 14 apresenta os resultados da análise estatística dos efeitos da variação de temperatura do ar e da velocidade do vento na duração da estratificação, utilizando a Análise de Variância (ANOVA), para a profundidade de 1 m (superfície).

Tabela 14 - ANOVA para temperatura do ar e velocidade do vento para a profundidade de 1 m (superfície).

	Df	Sum Sq	Mean Sq	f-value	p-value
Velocidade do vento	1	0.77	0.77	40.1	0.00022***
Temperatura do ar	1	0.31	0.31	16.3	0.0037**
Resíduos	8	0.15	0.019		

Nível de significância: * 0.05 ** 0.01 e *** 0.001

A Tabela 15 apresenta a análise de variância parcial para a profundidade de 1 m (superfície).

Tabela 15 - Análise de variância parcial para temperatura do ar e velocidade do vento a 1m.

	1x	2xs	lmg
Velocidade do vento	-2.380	-2.041	0.529
Temperatura da água	0.587	0.456	0.346

A Tabela 16 apresenta parâmetros de uma análise de regressão linear para a profundidade de 29 m (fundo).

Tabela 16 - Análise de regressão linear para temperatura do ar e velocidade do vento a 29m (fundo).

	Erro padrão estimado	Erro	t-value	p-value
Intercept	20.56	5.04	4.07	0.00355**
Velocidade do vento	-2.15	0.68	-3.14	0.01377*
Temperatura do ar	0.32	0.20	1.63	0.0037

Nível de significância: * 0.05 ** 0.01 e *** 0.001

A Tabela 17 apresenta os resultados da análise estatística dos efeitos da variação de temperatura do ar e da velocidade do vento na temperatura da água, utilizando-se a ANOVA, para a profundidade de 29 m (fundo).

Tabela 17 - ANOVA para temperatura do ar e velocidade do vento para a profundidade de 29m (fundo).

	Df	Sum Sq	Mean Sq	f-value	p-value
Velocidade do vento	1	0.78	0.78	12.83	0.0071***
Temperatura do ar	1	0.16	0.16	2.66	0.1413
Resíduos	8	0.48	0.06		

Nível de significância: * 0.05 ** 0.01 e *** 0.001

A Tabela 18 apresenta a análise de variância parcial para a profundidade de 29 m (fundo).

Tabela 18 – Análise de variância parcial para temperatura do ar e velocidade do vento a 29 m.

	1x	2xs	lmg
Velocidade do vento	-2.39	-2.15	0.483
Temperatura da água	0.46	0.32	0.176

5.7.4 Análise dos cenários e Fenologia da estratificação

A Figura 33 apresenta as temperaturas observadas a 1 m (superfície) e a 29 m (fundo), ao longo do ano. As linhas suavizadas são resultado do Modelo Aditivo Generalizado (GAM) e a área cinza é o intervalo de confiança destes dados observados. O GAM foi aplicado com o intuito de realizar um comparativo visual entre os dados observados, modelados e os cenários simulados.

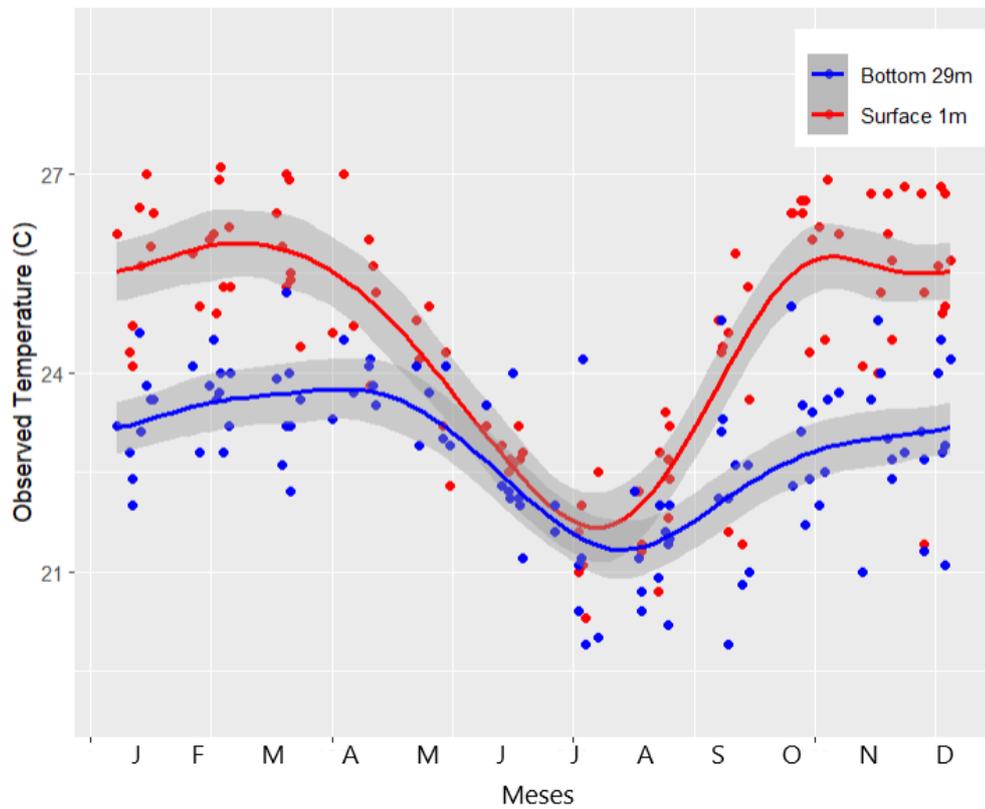


Figura 33 - Linhas suavizadas (feitas com GAM) para temperaturas observadas na superfície e no fundo da coluna d'água.

A Figura 34 apresenta as temperaturas modeladas a 1 m (superfície) e a 29 m (fundo), para todos os meses. As linhas suavizadas são resultado do Modelo Aditivo Generalizado (GAM), para as temperaturas diárias geradas pelo modelo.

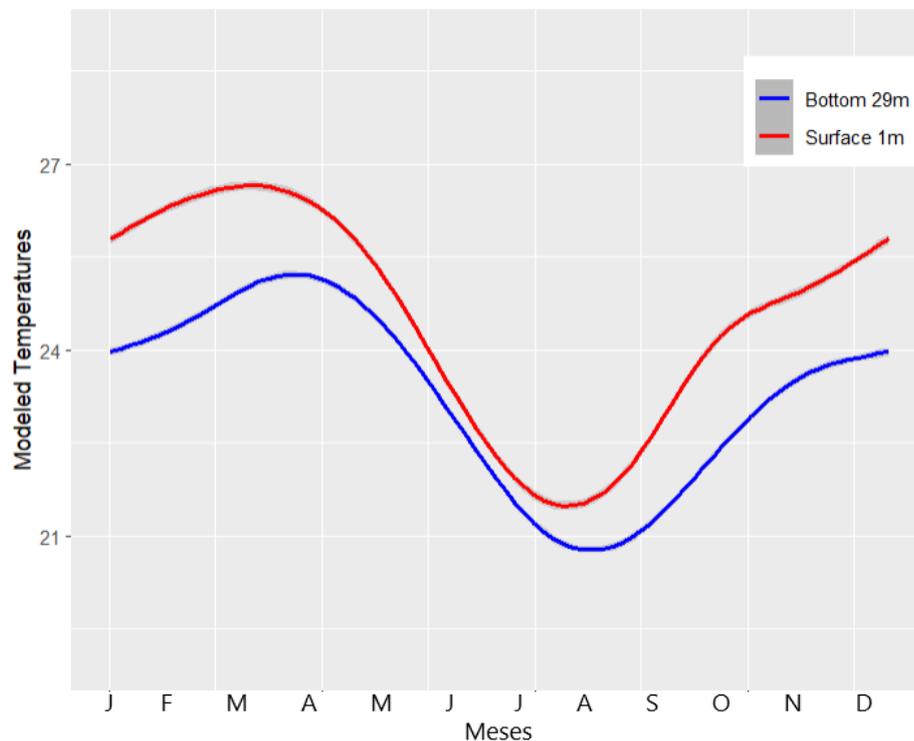


Figura 34 - Linhas suavizadas (feitas com GAM) para temperaturas modeladas na superfície (1m) e no fundo (29m) da coluna d'água.

A Tabela 11 apresenta o desvio explicado para as linhas suavizadas por GAM, para as temperaturas observadas e modeladas.

Tabela 11 - Desvio explicado para as linhas suavizadas GAM para a superfície e para o fundo.

Caso	Profundidade	Desvio explicado (%)
Modelado	Superfície (1m)	82.8
	Fundo (29m)	83.2
Observado	Superfície (1m)	70.1
	Fundo (29m)	44.2

As Figuras 35 e 36 apresentam as linhas suavizadas (feitas com GAM) para os diferentes cenários simulados, nas duas profundidades (1 m e 29 m).

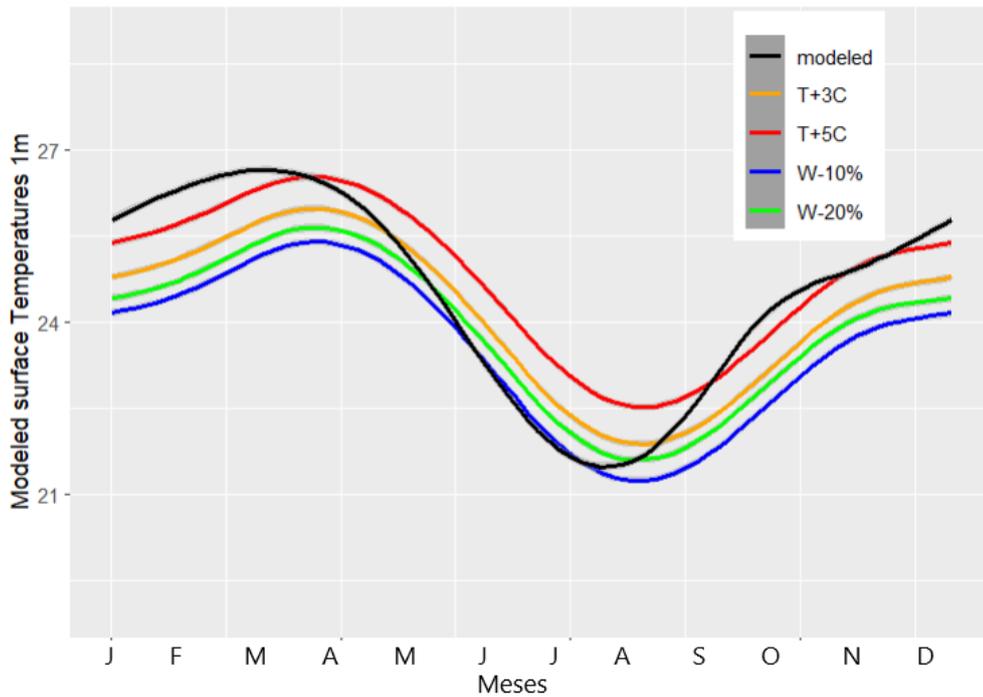


Figura 35 - Comparativo entre as linhas suavizadas para os diferentes cenários versus os meses para a profundidade de 1m (superfície).

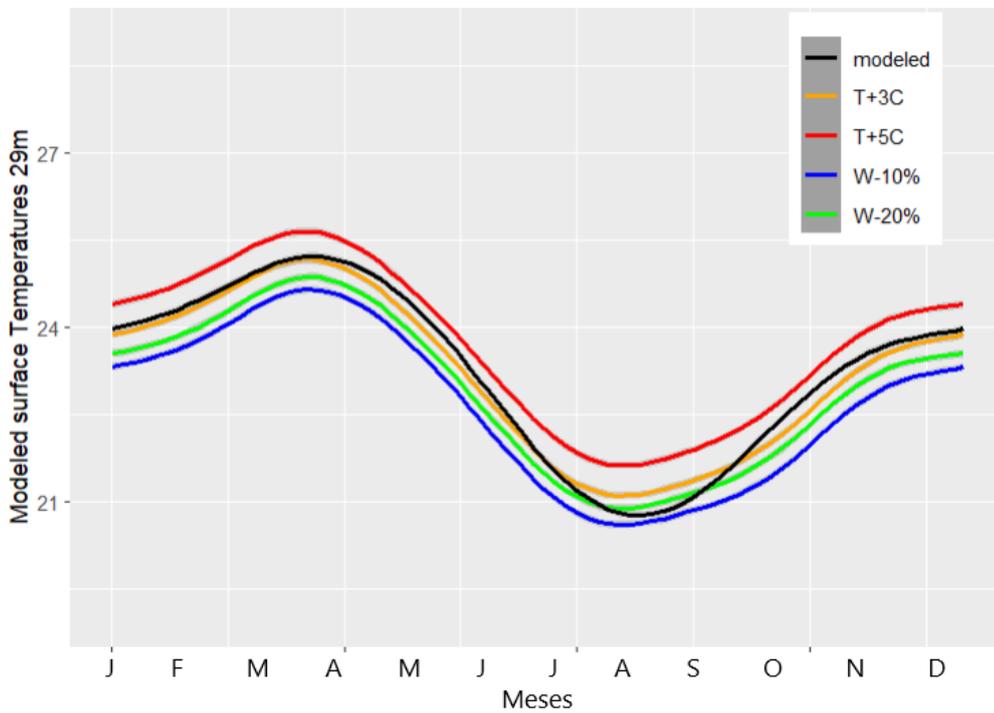


Figura 36 - Comparativo entre as linhas suavizadas para os diferentes cenários versus meses para a profundidade de 29 m (fundo).

A Tabela 12 apresenta o desvio, explicado em %, para as linhas suavizadas por GAM, para os diferentes cenários simulados nas duas profundidades (1 m e 29 m).

Tabela 12 - Desvio explicado para as linhas suavizadas GAM, para a superfície e para o fundo.

Cenário	Profundidade	Desvio explicado (%)
T+3°C	Superfície (1m)	81.1
	Fundo (29m)	87.7
T+5°C	Superfície (1m)	79.8
	Fundo (29m)	77.7
W-10%	Superfície (1m)	81
	Fundo (29m)	78.8
W-20%	Superfície (1m)	79.1
	Fundo (29m)	77

Os resultados da investigação da fenologia da estratificação são apresentados a seguir. A Figura 37 apresenta o início e o final da estratificação para o cenário modelado, considerando-se toda a série temporal (2010 a 2020).

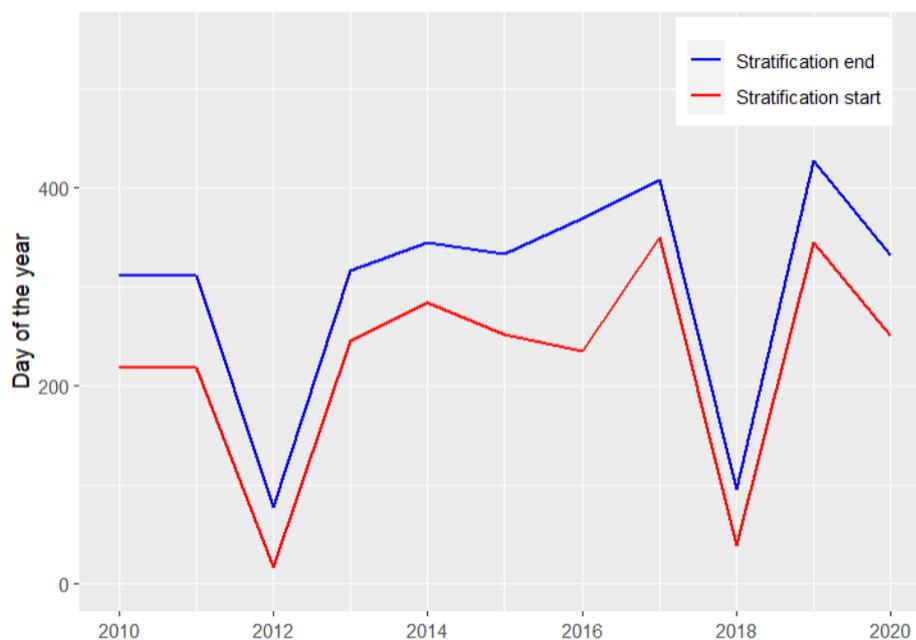


Figura 37 - Início e final da estratificação ao longo da série temporal modelada (2010 a 2020).

A Figura 38 apresenta boxplots para o maior período de duração da estratificação (gráfico da esquerda) e para a duração média da estratificação, quando mais de um período de estratificação existe por ano (gráfico da direita).

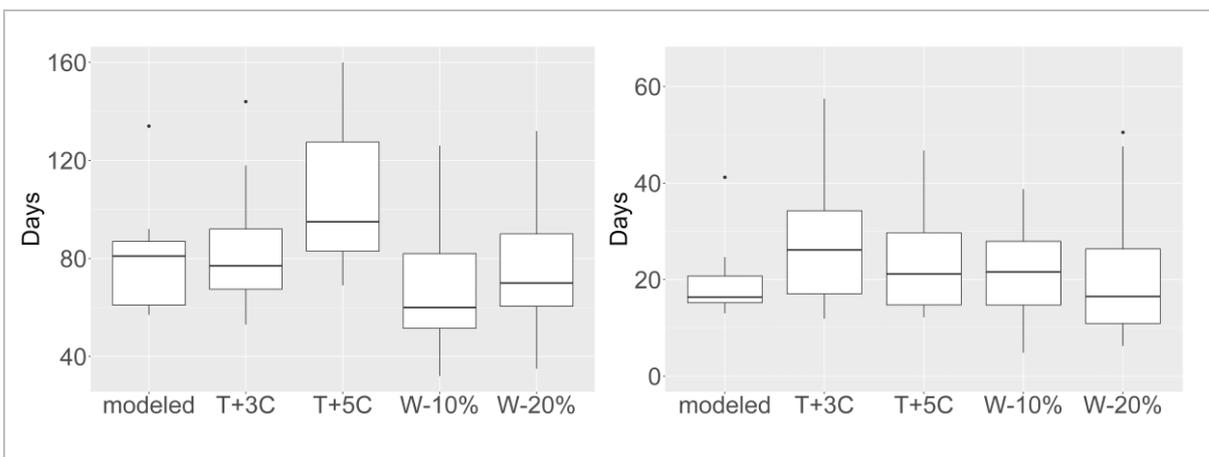


Figura 38 – Duração máxima e média da estratificação para o caso modelado e os cenários simulados.

A Figura 39 apresenta *boxplots* para os meses (1 de janeiro = dia 0), em que o período de estratificação ininterrupto mais longo começa (gráfico da esquerda) e termina (gráfico da direita).

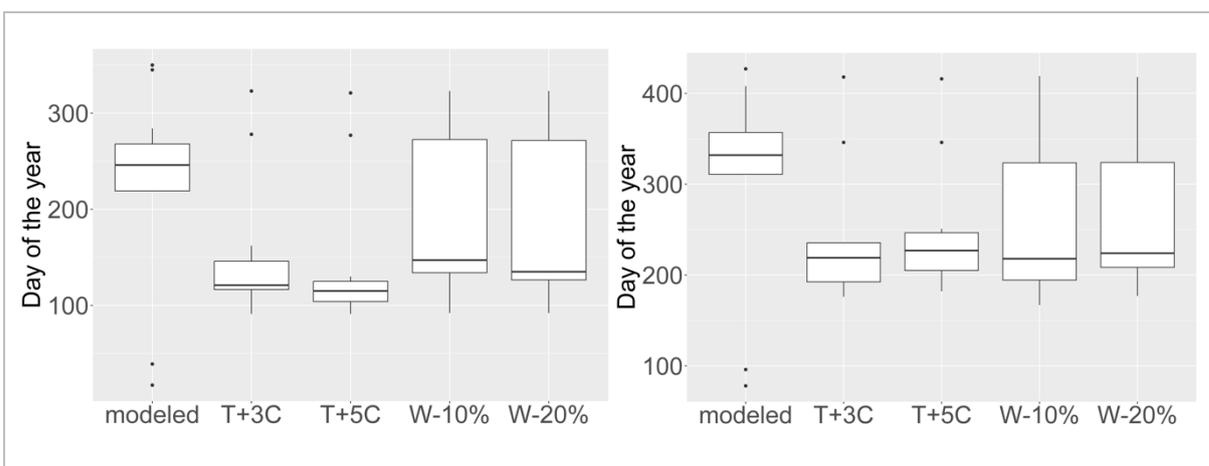


Figura 39 - Início e final da estratificação ao longo da série temporal modelada e cenários simulados.

6 DISCUSSÃO

6.1 DADOS METEOROLÓGICOS

A partir da Figura 9, que apresenta os dados meteorológicos para a região do lago Paranoá, é possível notar que os dados são consistentes, não havendo falhas significativas e nem a presença de *outliers* ao longo da série temporal de 1990 até 2021. Destaca-se que os máximos valores de precipitação ocorreram no ano de 2018, chegando a 0.4 mm/d. Os dados provenientes do Copernicus apresentaram uma faixa de valores condizentes com os utilizados

por BARBOSA *et al.* (2015) e PINTO (2017), apesar de que os autores utilizaram dados de fontes distintas, a saber o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Os dados do Copernicus foram escolhidos para este estudo por apresentarem menos falhas entre 2010 e 2020.

Os resultados da Tabela 7 (valores *P-value* e do teste de Mann-Kendall para as variáveis meteorológicas) indicam que, à exceção da temperatura do ar, todas as variáveis têm *P-value* significativos, o que sugere que as tendências observadas são estatisticamente significativas. Para a onda curta e a onda longa, os valores de S indicam uma tendência crescente e decrescente, respectivamente. Para a temperatura do ar, o valor de S indica uma tendência crescente, mas com um *P-value* alto (0.09657), ou seja, não significativo. Para a precipitação, o valor de S indica uma forte tendência decrescente. Para a umidade relativa e a velocidade do vento, os valores de S indicam uma tendência decrescente ao longo da série histórica. Este fator também embasou a definição dos cenários de simulação de redução da velocidade do vento (W-10% e W-20%).

6.2 DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA

6.2.1 Estação de amostragem C do lago Paranoá

De acordo com a Figura 10, que apresenta a temperatura nas profundidades amostradas no ponto de coleta C, é possível identificar que 2001 foi um ano atípico, com temperaturas abaixo da mediana da série para todas as profundidades. Alguns *outliers* aparecem ao longo da série temporal, mas estes não foram desconsiderados para a modelagem, pois estes valores atípicos podem representar um evento extremo. A Figura 11 apresenta a temperatura nas profundidades amostradas no ponto C *versus* os meses do ano. Pode-se observar como a sazonalidade afeta a temperatura, onde as menores temperaturas ocorrem entre os meses de maio e agosto (inverno).

Na Figura 12 (*boxplots* para concentrações de oxigênio dissolvido (OD) em mg/l) os *outliers* não foram desconsiderados pela possibilidade de indicar eventos de anóxia, que são importantes indicadores da estratificação da coluna d'água. Nota-se que as maiores profundidades possuem menores concentrações de oxigênio dissolvido, ou seja, as concentrações de OD são maiores nas camadas mais superficiais. Isto pode ser justificado pela troca gasosa com a atmosfera, a qual, juntamente com a ação do vento, gera aeração e incorporação do oxigênio na parte mais superficial da coluna d'água. A Figura 13 apresenta

os valores de oxigênio dissolvido ao longo dos meses do ano de toda a série histórica. Nota-se que os valores máximos de OD foram observados nos meses de junho a agosto (inverno). À medida que a temperatura da água aumenta, a capacidade de água para dissolver oxigênio diminui. Como resultado, a quantidade de oxigênio dissolvido na água diminui à medida que a temperatura aumenta. Os períodos estão de acordo com a literatura, que indica a presença de estratificação térmica nos períodos de chuva (verão) e circulação nos períodos de seca (inverno), com aumento da concentração de oxigênio dissolvido no hipolímnio devido a circulação da massa d'água. Nos meses de julho, nota-se a circulação completa da massa d'água (FERNANDES *et al.*, 2017).

A Tabela 8 contém as estatísticas descritivas para oxigênio dissolvido e temperatura. A maior quantidade de dados ausentes foi para o oxigênio dissolvido (49 dias), seguido da temperatura (125 dias) entre 1991 e 2021.

Os P-values apresentados na Tabela 9 (teste Mann-Kendall para temperatura e oxigênio dissolvido) indicam a significância estatística do teste para cada variável, nas duas profundidades (1 m and 29 m). Um P-value menor que 0.05 indica que há uma tendência estatisticamente significativa na série temporal, ou seja, há uma mudança sistemática ao longo do tempo. Ao interpretar a Tabela 9, pode-se perceber que todas as variáveis, em ambas as profundidades, foram significativas, com exceção do P-value da temperatura na superfície. O valor S do teste de Mann-Kendall é uma medida de magnitude da tendência, na qual um valor positivo indica uma tendência crescente e um valor negativo indica uma tendência decrescente. Para a Temperatura na superfície e no fundo, há uma tendência estatisticamente significativa ($P < 0.05$) e positiva ($S > 0$), o que sugere um aumento da temperatura ao longo do tempo. Para o oxigênio dissolvido (OD) na superfície e no fundo, há uma tendência estatisticamente significativa ($P < 0.05$) e negativa ($S < 0$), o que sugere uma diminuição da quantidade de oxigênio dissolvido ao longo do tempo.

6.2.2 Tributários do lago Paranoá

A Figura 14 mostra as temperaturas para os diferentes tributários do lago paranoá, entre 1991 e 2020. O valores máximos de temperatura foram registrados a jusante. A Figura 15 apresenta os valores para oxigênio dissolvido. A lacuna entre os anos de 2002 e 2006 se repete para os dados de temperatura e OD. O aumento da concentração de OD, ao longo da série histórica, pode ser justificado pela instalação das estações de tratamento de esgoto (ETEs

Norte e Sul). Entre 1993 e 1994, as estações passaram a contar com tratamento terciário para remoção de fósforo (ABBT-BRAUN *et al.*, 2014).

6.3 DADOS HIDROLÓGICOS E DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO (ÁGUA E ESGOTO)

Na Figura 16 (dados diários de vazão nos tributários) é possível observar como a vazão varia de acordo com a sazonalidade, com os maiores valores de vazão ocorrendo para o período chuvoso, ou seja, entre outubro e março (verão). As menores vazões ocorrem entre junho e setembro, no período da seca (inverno).

A Figura 17 apresenta a vazão (m^3/s) retirada pela CAESB, no braço do Torto (Ponto D), para tratamento para consumo humano, entre 2017 e 2021. Esta captação para abastecimento público se efetivou em 2017, quando o lago Paranoá passou a ser requisitado para o enfrentamento da crise hídrica vivenciada no Distrito Federal (DF) entre 2016 e 2018. A captação foi instalada no lago, no braço do ribeirão do Torto e tem capacidade de captação de cerca de $0,6 \text{ m}^3/\text{s}$ (FONSECA *et al.*, 2022). O gráfico da direita apresenta os dados de vazão distribuídos em função dos meses, sendo possível visualizar a sazonalidade da retirada de água. As maiores vazões foram registradas nos meses de seca, entre julho e setembro, quando comparados aos outros anos da série temporal.

Na Figura 18 (volume de efluente lançado pelas Estações de Tratamento de Esgoto) pode-se observar a influência da sazonalidade no volume lançado, que apresenta seus máximos valores durante o período de seca (março a setembro). Na Figura 19 (*boxplots* para os valores de volume de ambas ETEs), pode-se verificar que a mediana da ETE sul é de $3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ e a mediana do volume da ETE norte é de $1,3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Os dados apresentados em ambas as figuras foram utilizados como dados de entrada do modelo hidrodinâmico, para gerar o balanço hídrico do lago Paranoá.

Os *boxplots* apresentados na Figura 20 apresentam a distribuição de temperatura para o efluente das duas ETEs. Os valores de temperatura variam entre 23°C e 30°C , para ambas as estações de tratamento de esgoto. A Figura 21 (vazão de saída turbinada e vertida na barragem do lago Paranoá) mostra que as maiores vazões de saída ocorrem durante o início dos anos (entre janeiro e julho). Além disso, pode-se notar que a partir de 2015 há uma tendência de queda na vazão efluente ao lago.

Após a análise de frequência e de distribuição dos dados meteorológicos, de qualidade da água e de vazão e considerando, principalmente, as lacunas entre os anos de 2002 e 2007, optou-se por utilizar os anos de 2010 a 2020 para realizar a modelagem, que possui cunho analítico-inferencial.

6.4 MODELIZAÇÃO

O modelo hidrodinâmico GLM foi iniciado no modo padrão e a Figura 22 apresenta o resultado inicial da simulação do modelo, sem calibração, para o perfil de temperatura em °C, ao longo da coluna d'água, para a série temporal de 2010 a 2020. Nota-se que nesta etapa, o modelo não captou adequadamente os períodos de estratificação e de circulação da coluna d'água, que ocorrem respectivamente no verão (outubro a março) e no inverno (abril a setembro). Esta simulação inicial apresentou Raiz Quadrada do Erro-Médio (RMSE) = 1.94 °C.

As Figuras 23 e 24 apresentam o resultado do modelo calibrado, ao simular a temperatura em °C da coluna d'água, ao longo do período simulado (2010-2020). Esta simulação apresentou Raiz Quadrada do Erro-Médio (RMSE) = 1.12 °C. Nota-se que o modelo foi capaz de captar satisfatoriamente os períodos de estratificação e de circulação da coluna d'água, que ocorrem respectivamente no verão (outubro a março) e no inverno (abril a setembro). Após a calibração do modelo, o RMSE foi reduzido de 1.94 °C para 1.12 °C. Em geral, um RMSE menor indica um modelo mais preciso, enquanto um RMSE maior indica que o modelo tem maior discrepância em relação aos dados reais. Os autores SILVA *et al.* (2015), BARBOSA *et al.*, (2015), BUECHE *et al.* (2017) e (READ *et al.*, 2014) obtiveram RMSE de respectivamente 0.7 °C, 1.47 °C, 0.65 °C e 2.78 °C. Assim, o RMSE obtido por esta modelagem está em consonância com a literatura, apresentando um erro inferior ao da modelagem prévia utilizando o modelo GLM no Lago Paranoá. Uma explicação plausível para a melhora do resultado pode ser o fato deste estudo usar dados meteorológicos que não possuíssem falhas, como os utilizados por BARBOSA *et al.*, (2015).

Na Figura 25 nota-se a variação do nível da água na superfície (em metros), calculado a partir do balanço hídrico gerado pelo modelo GLM. Nas Figuras 26 e 27 é possível perceber que a variação nas temperaturas da superfície (1m) reflete-se também na temperatura do fundo (29 m). Na Figura 25 pode-se notar a redução do nível da água a partir de 2015, coincidente com temperaturas mais altas na superfície mostradas na Figura 26.

A partir da Figura 28 pode-se notar que as temperaturas modeladas foram mais condizentes com as temperaturas observadas para as profundidades de 1 m (superfície) e 29 m (fundo). Para as profundidades de 5 m e 10 m (metalímnio), o modelo subestimou as temperaturas observadas. Um motivo possível para este comportamento, é o fato de que o modelo é unidimensional e uma das limitações é a incapacidade de capturar as transferências horizontais de fluxo de água, o que pode impactar na forma como o modelo tenta representar a temperatura destas camadas. Um melhor comportamento do modelo GLM para a superfície e regiões mais profundas, também foram experienciadas por PINTO (2017) e BARBOSA (2015).

Os resultados encontrados também estão de acordo com o estudo que aplicou o modelo GLM para seis reservatórios brasileiros localizados em São Paulo e com baixos níveis de monitoramento. O RMSE encontrado por este estudo foi de 1.49 °C (SOARES *et al.*, 2020). Os autores afirmam que as simulações foram úteis para entender o comportamento térmico dos reservatórios estudados.

A Figura 29 mostra que as temperaturas da água modeladas para o cenário T+3°C (em vermelho) foram superiores em todas as profundidades, quando comparadas com a simulação original (em cinza), indicando a relação entre a temperatura do ar e a temperatura da água. A Figura 30 mostra que nos resultados do segundo cenário modelado, as temperaturas da água modeladas para o cenário T+5°C (em vermelho) foram superiores em todas as profundidades, quando comparadas com a simulação original (em cinza) e também quando comparadas ao cenário T+3°C. A Figura 31 indica que as temperaturas da água modeladas para o cenário W-10% (em vermelho) foram maiores em todas as profundidades, quando comparadas com a simulação original (em cinza). A Figura 32 apresenta os resultados para o cenário W-20%. As temperaturas da água modeladas para este cenário (em vermelho) foram maiores em todas as profundidades, quando comparadas com a simulação original (em cinza). As temperaturas também foram superiores às do cenário W-10%.

6.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS DO MODELO

A Tabela 13 apresenta os resultados da análise estatística dos efeitos da variação de temperatura e de vento na duração da estratificação, utilizando-se um modelo de regressão linear para a profundidade de 1m (superfície). O coeficiente de velocidade do vento (-2.041) sugere que a redução da velocidade do vento está associada a um aumento na temperatura da água, considerando-se uma altura de 1 metro. O coeficiente de temperatura do ar (0.456) sugere

que um aumento na temperatura do ar, de uma unidade, está associado a um aumento de 0.456 unidades na temperatura da água, mantendo constante a velocidade do vento. O valor p de 0.000236 sugere que tanto a velocidade do vento quanto a temperatura do ar têm efeitos estatisticamente significativos na temperatura da água. O valor do R-quadrado (0.876) indica a proporção da variabilidade na temperatura da água que pode ser explicada pelo modelo.

A Tabela 14 apresenta os resultados da análise estatística dos efeitos da variação de temperatura do ar e da velocidade do vento na duração da estratificação, utilizando a Análise de Variância (ANOVA), para a profundidade de 1 m (superfície). Tanto a velocidade do vento quanto a temperatura do ar são preditores estatisticamente significativos da temperatura da água (p -values < 0.05). Os valores F para velocidade do vento e temperatura do ar de 40.186 e 16.318, respectivamente, sugerem que as fontes de variabilidade devido à velocidade do vento e temperatura do ar são significativas e explicam uma grande proporção da variabilidade na temperatura da água. Os resíduos representam a variabilidade inexplicada no modelo, e a média residual da soma dos quadrados é 0.01926.

A Tabela 15 apresenta a análise de variância parcial para 1 m. O modelo, incluindo a velocidade do vento e a temperatura do ar como preditores, explica 87.6% da variação na temperatura da água. De acordo com as métricas de importância relativa, a velocidade do vento é o preditor mais importante, explicando 52.98% da variação total, enquanto a temperatura do ar explica 34.62% da variação total. Os coeficientes médios para cada preditor, em diferentes tamanhos de modelo, também são fornecidos. O modelo 1X inclui apenas um preditor, enquanto o modelo 2X inclui ambos os preditores. O coeficiente médio da velocidade do vento é maior que o da temperatura do ar em ambos os modelos. Para a temperatura da água a 1 m, a variância total da resposta foi de 0.12, e o modelo com velocidade do vento e temperatura do ar como preditores explicou 87.6% dessa variância. Os coeficientes médios para os diferentes tamanhos de modelo foram -2.38 e 0.58 para o modelo 1X e -2.04 e 0.45 para o modelo 2X.

A Tabela 16 apresenta parâmetros de uma análise de regressão linear para a profundidade de 29 m (fundo). O coeficiente de velocidade do vento (-2.155) sugere que a redução da velocidade do vento está associado ao aumento da temperatura da água, mantendo a temperatura do ar constante. O coeficiente de temperatura do ar (0.3288) sugere que um aumento na temperatura do ar, de uma unidade, está associado a um aumento de 0.328 unidades na temperatura da água, mantendo a velocidade do vento constante. A velocidade do vento é estatisticamente significativa ($p = 0.0137$), enquanto a temperatura do ar não é estatisticamente

significativa ($p = 0.1413$). O valor do R-quadrado (0.659) indica a proporção da variabilidade na temperatura da água que pode ser explicada pelo modelo.

A Tabela 17 apresenta os resultados da análise estatística dos efeitos da variação de temperatura do ar e da velocidade do vento na temperatura da água, utilizando-se a ANOVA, para a profundidade de 29 m (fundo). Tanto a velocidade do vento quanto a temperatura do ar são preditores estatisticamente significativos da temperatura da água no nível de significância de 0.05. No caso apresentado na Tabela 17, o *p-value* de 0,0037 significa que a probabilidade de que a relação entre a temperatura do ar e a temperatura da água medida a 29 metros seja devido ao acaso é de 0,37%, ou seja, há uma probabilidade muito baixa de que a relação seja apenas uma coincidência. Portanto, o resultado é considerado estatisticamente significativo. Os valores F para esses preditores são 12.8392 e 2.6627 ($p = 0.0071$ e $p = 0.1413$, respectivamente). O quadrado médio residual de 0,0612 indica que o modelo explica uma grande parte da variação na temperatura da água.

A Tabela 18 apresenta a análise de variância parcial a 29 m. Para o modelo com temperatura da água a 29 m, a variância total da resposta foi de 0.14, e o modelo com velocidade do vento e temperatura do ar como preditores explicou 65.96% dessa variância. As métricas de importância relativa sugerem que a velocidade do vento e a temperatura do ar explicaram 48.31% e 17.65% da variação, respectivamente. Os coeficientes médios para os diferentes tamanhos de modelo foram -2.39 e 0.46, para o modelo 1X, e -2.15 e 0.32, para o modelo 2X. Para 1 m, a velocidade do vento tem uma importância relativa maior na previsão da temperatura da água a 1 m, em comparação com a temperatura do ar. Para 29 m, a velocidade do vento ainda é o preditor mais importante, mas sua importância relativa diminuiu, enquanto a importância relativa da temperatura do ar diminuiu ainda mais. Os resultados de ambos os modelos sugerem que a velocidade do vento tem um efeito negativo na temperatura da água, enquanto a temperatura do ar tem um efeito positivo. Ou seja, quando a velocidade do vento aumenta, a temperatura da água diminui e quando a temperatura do ar aumenta, a temperatura da água também aumenta.

De forma geral, o modelo explicou melhor as variações da superfície do que as do fundo. Isto pode ter se dado pelo fato dos dados de temperatura só serem amostrados até a profundidade de 29 m, quando na realidade o ponto mais profundo do lago possui 45 m de profundidade, de acordo com a batimetria realizada por ROIG *et al.*, (2019).

6.6 ANÁLISE DOS CENÁRIOS E FENOLOGIA DA ESTRATIFICAÇÃO

Analisando as linhas suavizadas resultado do Modelo Aditivo Generalizado (GAM) da Figura 33, nota-se que as linhas se aproximam, entre abril e setembro, o que significa que a coluna d'água não está mais estratificada, pois a temperatura entre a superfície e o fundo são similares, o que indica que a circulação está ocorrendo.

A Figura 34 apresenta as temperaturas modeladas a 1 m (superfície) e a 29 m (fundo), para todos os meses. Ao comparar a Figura 33 com a Figura 34, percebe-se que o modelo GAM foi capaz de representar satisfatoriamente os padrões de estratificação e circulação da coluna d'água.

A Tabela 11 apresenta o desvio explicado para as linhas suavizadas por GAM, para as temperaturas observadas e modeladas. O menor desvio explicado foi para os dados observados na profundidade de 29 m. Porém, o ajuste foi satisfatório para as demais profundidades, que tiveram os desvios superiores a 70%.

As Figuras 35 e 36 apresentam as linhas suavizadas (feitas com GAM) para os diferentes cenários simulados, nas duas profundidades (1 m e 29 m). Para a superfície, todos os cenários simulados aumentam a temperatura da água durante o período de circulação (abril a setembro), quando comparados às temperaturas modeladas pelo modelo GLM. As mudanças nos padrões de estratificação e circulação não foram tão expressivas para a profundidade de 29 m (fundo).

A Tabela 12 apresenta o desvio, explicado em %, para as linhas suavizadas por GAM, para os diferentes cenários simulados nas duas profundidades (1 m e 29 m). A profundidade de 29 m (fundo) apresentou menor desvio explicado para todos os casos. Apesar disso, um desvio explicado acima de 70% ainda é considerado satisfatório.

Os resultados da investigação da fenologia da estratificação são apresentados a seguir. A Figura 37 apresenta o início e o final da estratificação para o cenário modelado, considerando-se toda a série temporal (2010 a 2020). Tais diferenças no início e no final do período de estratificação de um lago podem ser influenciadas por diversos fatores, incluindo a temperatura do ar, a quantidade de luz solar e a velocidade do vento (MIKOLAJCZYK *et al.*, 2011).

Analisando o gráfico da esquerda da Figura 38, nota-se que o cenário e T+5C gerou um aumento da duração média do período de estratificação ininterrupto. Já os cenários T+3C, W-10% e W-20% reduziram esta média. Considerando o gráfico da direita, os cenários T+3C,

T+5C e W-10% aumentaram a duração média da estratificação quando comparados ao cenário modelado. Ou seja, a maioria dos cenários modelados aumentaram a duração da estratificação.

A Figura 39 apresenta *boxplots* para os meses (1 de janeiro = dia 0), em que o período de estratificação ininterrupto mais longo começa (gráfico da esquerda) e termina (gráfico da direita). Pode-se notar que todos os cenários simulados anteciparam o início da estratificação. Os resultados foram condizentes com outros estudos que realizaram cenários de aumento de temperatura similares para diferentes lagos. Os resultados apontaram que a estratificação começará $22,0 \pm 7,0$ dias antes e terminará $11,3 \pm 4,7$ dias depois, no final deste século. Eles concluíram que é muito provável que este prolongamento na estratificação irá acelerar a desoxigenação do lago, com efeitos subsequentes na mineralização de nutrientes e na liberação de fósforo dos sedimentos do lago (WOOLWAY *et al.*, 2021).

6.7 IMPACTO DOS CENÁRIOS

Por meio dos cenários simulados foi possível realizar previsões de como a temperatura do lago e, conseqüentemente, seus padrões de estratificação e circulação podem mudar, diante de alterações em duas variáveis meteorológicas (temperatura do ar e velocidade do vento). Os cenários simulados (T+3C, T+5C, W-10% e W-20%) aumentaram a temperatura da água, principalmente na superfície e também aumentaram a duração dos períodos de estratificação. O aumento dos dias de estratificação pode gerar várias implicações no ecossistema do lago e no ambiente aquático, como por exemplo:

- I) Depleção de oxigênio: durante a estratificação, o hipolímnio fica isolado da superfície e não recebe oxigênio fresco da atmosfera. Se este período for prolongado, os níveis de oxigênio no hipolímnio podem diminuir, levando a condições anóxicas, que podem ser prejudiciais aos peixes e outros organismos aquáticos.
- II) Mudanças na temperatura: um período mais longo de estratificação pode gerar temperaturas mais quentes no epilímnio, pois a água quente da superfície é incapaz de se misturar com a água mais fria abaixo. Isso pode afetar o crescimento e a sobrevivência dos organismos aquáticos, pois diferentes espécies têm diferentes preferências de temperatura.
- III) Eutrofização: uma estratificação mais duradoura pode promover ainda mais o crescimento de algas no epilímnio. Isso ocorre porque a temperatura da água mais

quente e o aumento da luz solar podem criar condições ideais para o crescimento de algas, o que pode levar à proliferação de algas nocivas, como as cianobactérias.

- IV) Ciclagem de nutrientes: um período de estratificação prolongado pode afetar a ciclagem de nutrientes no lago. Isso porque a falta de mistura entre as camadas pode impedir que os nutrientes do hipolímnio cheguem ao epilímnio, onde podem ser utilizados por organismos fotossintéticos.
- V) Habitat dos peixes: algumas espécies de peixes preferem faixas de temperatura específicas ou requerem certos níveis de oxigênio para sobreviver. Se essas condições não forem atendidas, os peixes podem migrar para outras áreas ou morrer, afetando a população de peixes do lago.

7. CONCLUSÃO

O estudo apresentou um modelo hidrodinâmico-ecológico capaz de capturar os padrões de estratificação e circulação da coluna d'água do lago Paranoá, com resultados pertinentes e um RMSE = 1.12 °C, relativamente baixo para as temperaturas modeladas. O baixo valor do RMSE indica que os dados de temperatura modelados foram próximos aos observados, ou seja, que o modelo apresentou resultados adequados. No entanto, foi observada uma sobrestimação das temperaturas para as profundidades de 5 m e 10 m. Os cenários simulados mostraram que tanto o aumento da temperatura do ar quanto a redução da velocidade do vento geram o aumento da temperatura da água e o aumento do período de estratificação da coluna d'água. Os resultados indicaram que a velocidade do vento tem maior importância relativa do que a temperatura do ar, em ambos os modelos, principalmente para a profundidade de 1 m (superfície).

Portanto, a gestão e conservação de corpos hídricos podem se beneficiar dessas informações, permitindo uma melhor compreensão dos fatores que influenciam a temperatura da água e das possíveis consequências para os ecossistemas aquáticos. A partir desses resultados, estratégias de gestão podem ser desenvolvidas, frente às mudanças do clima, para mitigar o aquecimento da água e o prolongamento do período de estratificação, garantindo a qualidade da água e a manutenção da biodiversidade aquática.

Além disso, o modelo hidrológico apresentado pode ser útil para previsão de cenários futuros de mudanças climáticas e suas implicações na temperatura da água e na dinâmica de estratificação e circulação da coluna d'água. Com a possibilidade de prever e antecipar mudanças na temperatura da água, as autoridades responsáveis pela gestão do lago Paranoá

podem tomar medidas preventivas para garantir a qualidade da água e a manutenção do ecossistema aquático. Ademais, o modelo pode ser adaptado para outros corpos hídricos e regiões, permitindo uma melhor compreensão da dinâmica da temperatura da água e sua influência no meio ambiente aquático.

REFERÊNCIAS

- ADASA. Relatório de Vistoria e Fiscalização - Capacidade de Tratamento das Estações de Tratamento de Esgoto. Brasília, DF, 2020. Disponível em: https://www.adasa.df.gov.br/images/storage/area_de_atuacao/abastecimento_agua_esgotamento_sanitario/Relatorio_de_Fiscalizacao_CapacidadeETEs.pdf. Acesso em: 12 dez. 2021.
- ADRIAN, R., O'REILLY, C.M., ZAGARESE, H., BAINES, S.B., HESSEN, D.O., KELLER, W., LIVINGSTONE, D.M., SOMMARUGA, R., STRAILE, D., VAN DONK, E., WEYHENMEYER, G.A. AND WINDER, M., 2009. Effects of climate warming on the dynamics of phytoplankton in four European lakes. *Global Change Biology*, 15(5), pp.1040-1056.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). O que são reservatórios de água? Disponível em: <https://www.ana.gov.br/assuntos/barragens/o-que-sao-reservatorios-de-agua>. Acesso em: 04 abr. 2023.
- AGÊNCIA REGULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO BÁSICO DO DISTRITO FEDERAL - ADASA. Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal. Brasília: ADASA, 2011.
- BARBOSA, C.C. Aplicação da modelagem ecológica com foco na dinâmica do fitoplâncton para avaliação da qualidade da água do lago Paranoá – DF. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 2015, 146p.
- BARBOSA, C.C.; GOMES, L.N.L.; KOIDE, S. Evolução da modelagem ecológica com foco em qualidade da água de lagos e reservatórios. In: Anais do XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos do Nordeste. Natal-RN, Brasil, 2014.

- BARBOSA, C.C.; GOMES, L.N.L.; MINOTI, R.T. A modelling approach to simulate Chlorophyta and Cyanobacteria biomasses based on historical data of a Brazilian urban reservoir. *Revista Ambiente & Água* [online], v. 16, n. 5, e2713, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2713>. Acesso em: 15 jul. 2022.
- BARBOSA, C.C.; MINOTI, R.T.; GOMES, L.N.L. Análise de sensibilidade e otimização da calibração do modelo GLM aplicado ao lago Paranoá, Brasília-DF. In: *Anais do XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Brasília-DF, Brasil, 2015.ipc
- BRANCO, C.W.C. *et al.* Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes Reservoir (Brazil): a tropical reservoir case. *Lakes Reservoirs Res. Manag.*, v. 14, p. 175-191, 2009. DOI: 10.1111/j.1440-1770.2009.00403.
- BRASIL, J.; HUSZAR, V. L. M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis*, v. 15, n. 4, p. 799-834, 2011.
- BUECHE, T.; HAMILTON, D. P.; VETTER, M. Using the General Lake Model (GLM) to simulate water temperatures and ice cover of a medium-sized lake: a case study of Lake Ammersee, Germany. *Environmental Earth Sciences*, Springer-Verlag GmbH, Germany, 2017.
- BURGER, D. F., HAMILTON, D. P., & PILDITCH, C. A. (2008). Modelling the relative importance of internal and external nutrient loads on water column nutrient concentrations and phytoplankton biomass in a shallow polymictic lake. *Ecological Modelling*, 211(3-4), 411-423.
- BURNETT, J.A.B.; MATTOS, S.P. AND 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.
- CAESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. (2017). Estações de tratamento de esgoto. Recuperado em 21 de outubro de 2017, de <http://atlascaesb.maps.arcgis.com/apps/MapJournal/index.html?appid=9babae05a8a1444180cdf3df83f67fb7>.
- CAESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Projeto Básico para Ampliação do Sistema de Abastecimento de Água do Distrito Federal Utilizando como

Manancial o Lago Paranoá – Volume I: Memorial Descritivo Parte 2. Brasília, DF, 2005. 27 p.

CAMACHO, R.A., MARTIN, L.J., WATSON, B., PAUL, J.M., ZHENG, L., STRIBLING, B.J. (2014). Modeling the factors controlling phytoplankton in the St. Louis Bay Estuary, Mississippi and evaluating estuarine responses to nutrient load modifications. *Journal of Environmental Engineering*, 140(12), 04014057. doi: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000874.

CAO, G., HAN, D., CURRELL, M. J., & ZHENG, C. (2016). Revised conceptualization of the North China Basin groundwater flow system: Groundwater age, heat and flow simulations. *Journal of Asian Earth Sciences*, 127, 119-136. <https://doi.org/10.1016/j.jseaes.2016.05.025>.

Chapra, S.C., (1997). *Surface Water Quality Modeling*. McGraw-Hill, New York, USA, 844p.

CORDEIRO-NETTO, O. M. & DUTRA-FILHO, D. (1981). O aporte de fósforo ao Lago Paranoá/Brasília. *Anais do XI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Fortaleza, p. 21.

CUI, G., LI, X.D., LI, S., DING, S., LI, Q., YANG, M., LV, H., WANG, Y. (2021). Varying water column stability controls the denitrification process in a subtropical reservoir, Southwest China. *Journal of Environmental Science*, 111, 208-219. doi: 10.1016/j.jes.2021.02.034.

DIAS, F.D. (2017). *Processos Geoquímicos na Interface Sedimento-Água no Braço Riacho Fundo do Lago Paranoá – DF*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas, Brasília, DF, 98p.

DUGAN, H. A., BARTLETT, S. L., BURKE, S. M., DOUBEK, J. P., KRIVAK-TETLEY, F. E., SKAFF, N. K., SUMMERS, J. C., FARRELL, K. J., MCCULLOUGH, I. M., MORALES-WILLIAMS, A. M., *et al.* (2017). Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography*, 62(2), 726-734.

ECHEVERRIA, R. M. (2007). *Avaliação de impactos ambientais nos tributários do Lago Paranoá, Brasília-DF*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 121p.

- ENGEPLUS. *Elaboração do Plano de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Afluentes Distritais do Rio Paranaíba (PRH – Paranaíba-DF). Levantamento e Aprimoramento dos Estudos – Tomo I.* Brasília: ENGEPLUS, 2020.
- ESTEVEES, F. A. (COORDENADOR). (2011). *Fundamentos de limnologia.* Interciência, Rio de Janeiro, RJ, 826p.
- FADEL, A., GHENIM, L., SAAD, Z., KAHLOUN, A., & BEN AOUN, Y. (2019). A simple modelling approach to simulate the effect of different climate scenarios on toxic cyanobacterial bloom in a eutrophic reservoir. *Ecology & Hydrobiology*, 19, 359-369. doi: 10.1016/j.ecohyd.2019.02.005.
- FERNANDES, T. S.; GOMES, L. N. L. (2016). Avaliação do comportamento de parâmetros limnológicos de qualidade da água na região mais profunda do lago Paranoá/DF. In *Anais do XIV Encontro Nacional de Estudantes de Engenharia Ambiental* (pp. 334-340). Blucher Engineering Proceedings, Vol. 3, n.2, Brasília-DF, Brasil.
- FERRANTE, J. E. T., RONCAN, L., NETTO, B. P. (2001). "III – Meio Físico" in Fonseca, F. O. (org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá.* Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Brasília – DF, 45–78.
- FONSECA, S.; FERNANDES, T; GONTIJO JÚNIOR, W. C (2022). *Novos instrumentos de governança da água do Lago Paranoá, Brasília, Distrito Federal.* In: *Encontro Nacional de Águas Urbanas, 2022, Brasília/DF.*
- FRAGOSO JR, C. R., FERREIRA, T. F., & MARQUES, D. M. (2009). *Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos.* Oficina de Textos, São Paulo, SP, 304p.
- FRANZ, C.; ABBT-BRAUN, G.; LORZ, C.; ROIG, H. L.; MAKESCHIN, F. Assessment and evaluation of metal contents in sediment and water samples within an urban watershed: an analysis of anthropogenic impacts on sediment and water quality in Central Brazil. *Environmental Earth Sciences*, v. 72, p. 4873-4890, 2014. DOI: 10.1007/s12665-014-3454-8.
- FRASSL, M., WEBER, M., & BRUCE, L. (2016). The General Lake Model (GLM). In Obrador, B., Jones, I. D., & Jennings, E. (Eds.) *NETLAKE toolbox for the analysis of high-frequency data from lakes (Factsheet 3)*, 5p.

- FUNASA. (2003). Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde. 56 p.
- GÖNCÜ, S.; ALBEK, E. An integrated approach to assess the ecological and chemical status of lakes with HOD/AHOD: a case study of two lakes. *Journal of Oceanology and Limnology*, v. 37, p. 146-159, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00343-019-7276-0>.
- GUNKEL, Anne; LANGE, Jens. Water scarcity, data scarcity and the Budyko curve—An application in the Lower Jordan River Basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, [S.l.], v. 12, p. 136-149, 2017. ISSN 2214-5818. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.04.004>. Acesso em: 05 abr. 2023.
- HANSEN, G. J. *et al.* Climate change alters the structure of lake food webs by modifying predator–prey interactions. *Global Change Biology*, v. 25, n. 8, p. 2627-2642, 2019.
- HEIKKA, R. A. (2008). Multivariate monitoring of water quality: a case study of Lake Simpele, Finland. *Journal of Chemometrics*, 22(5-6), 334-343. doi: 10.1002/cem.1137.
- HEPP, L. U. *et al.* Ecologia aquática: conceitos, aplicações e perspectivas. Editora UFSM, 2019.
- HERRERA, M. D. J. (2013). Integração de modelos de quantidade e qualidade da água para avaliação de cargas contaminantes em afluentes de mananciais de abastecimento. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 127p.
- HIPSEY, M. R., BRUCE, L. C., & HAMILTON, D. P. (2013). Aquatic Ecodynamics (AED) Model Library. Science Manual Draft v4. The University of Western Australia, Perth, Australia, 33p.
- HIPSEY, M. R., BRUCE, L. C., & HAMILTON, D. P. (2014). GLM – General Lake Model: Model Overview and User Information, v. 2.0 β. The University of Western Australia Technical Manual, Perth, Australia. 42pp.
- HIPSEY, M. R., BRUCE, L. C., BOON, C., BUSCH, B., CAREY, C. C., HAMILTON, D. P., HANSON, P. C., READ, J. S., DE SOUSA, E., WEBER, M., AND WINSLOW, L. A. (2019). A General Lake Model (GLM 3.0) for linking with high-frequency sensor data

from the Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON). *Geosci. Model Dev.*, 12, 473–523. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-473-2019>

IBGE. Censo Demográfico 2010: Características da população e dos domicílios - Resultados do universo. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

IMBODEN, D. M. AND WÜEST, A. (1995). Mixing mechanisms in lakes. In: Lerman, A., Imboden, D. M. and Gat, J. R. (eds.) *Physics and Chemistry of Lakes*. Springer Verlag, pp. 83-138.

IPCC. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Eds: Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Tignor, M., Poloczanska, E.S., Mintenbeck, K., Alegría, A., Craig, M., Langsdorf, S., Löschke, S., Möller, V., Okem, A., Rama, B. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 2022. 3056 pp. DOI: 10.1017/9781009325844.

JI, Z. (2008). *Hydrodynamics and Water Quality: Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries*. John Wiley & Sons.

JOHNSON, M. F., WILBY, R. L., & TOONE, J. A. (2013). Inferring air-water temperature relationships from river and catchment properties. *Hydrological Processes*, 28, 2912-2928.

JORGENSEN, E. S. (2011). *Handbook of Ecological Models Used in Ecosystem and Environmental Management*. Boca Raton, FL: CRC Press. 600p.

JORGENSEN, S. E. (2010). A review of recent developments in lake modelling. *Ecological Modelling*, 221(1), 689-692.

KLAPPER, H. (1991). *Control of eutrophication in inland waters*. Ellis Horwood series, water and wastewater technology Spectrum Book.

LINDENMAYER, D. B. *et al.* A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Global Change Biology*, v. 26, n. 7, p. 3701-3714, 2020.

LIPORONI, L. M. Estudo preliminar da qualidade da água do Lago Paranoá, Brasília – DF, utilizando um modelo de qualidade de água bidimensional. Dissertação de Mestrado,

Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 2012, 188p.

MACHADO, M. T. S. (2004). Mapeamento do estado trófico do Lago Paranoá, DF por meio de sensoriamento remoto como ferramenta de monitoramento da qualidade da água. Dissertação de Mestrado em Planejamento e Gestão Ambiental. Universidade Católica de Brasília. 145p.

MARTIN, J.L.; McCUTCHEON, S.C. *Hidrodynamics and Transport for Water Quality Modeling*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1999. 794 p.

MENEZES, P. (2010). Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na bacia do lago Paranoá. Dissertação de mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, DF, (157p).

MIKOLAJCZYK, M.; MIKOLAJCZYK, T. The effects of weather conditions on the thermal structure of a shallow eutrophic lake. *Ecological Modelling*, v. 222, n. 17, p. 3112-3122, 2011.

MOSS, B. Cogs in the endless machine: Lakes, climate change and nutrient cycles: A review. *Science of the Total Environment*, v. 434, p. 130-142, 2012.

Nogueira, V.P.Q. (1991). Qualidade da água em lagos e reservatórios. In: PORTO, R.L.L. (Org.). *Hidrologia ambiental*. São Paulo: ABRH, pp. 165-210.

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, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 148p.

NÜRNBERG, G.K. (1995). Quantifying anoxia in lakes. *Limnology and Oceanography*, 40(6), 1100-1111. <https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.6.1100>

O'REILLY, C. M., SHARMA, S., GRAY, D. K., HAMPTON, S. E., READ, J. S., ROWLEY, R. J., ... & WINSLOW, L. A. (2015). Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters*, 42(24), 10-773-10-781. doi:10.1002/2015GL066235.

- OBRADOR, B., JONES, I. D., & JENNINGS, E. (2016). NETLAKE toolbox for the analysis of high-frequency data from lakes. Technical report. NETLAKE COST Action. Available at <http://eprints.dkit.ie/id/eprint/530> (60p).
- OLIVEIRA, P. M. P. Medição de atributos bioclimatizantes da forma urbana – rugosidade e porosidade – como instrumento de avaliação da ventilação, visando conforto térmico, conservação de energia e qualidade do ar no ambiente climático urbano. In: ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO, Anais... São Paulo: ANTAC/POLI/USP, 1993. v. 2, p. 1001-1013.
- PINTO, A. A. S. Aplicação do modelo hidrodinâmico-ecológico GLM/FABM/AED para avaliação da qualidade da água com foco em fitoplâncton do manancial de captação de água lago Descoberto-DF. 2017. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 186p.
- PIRES, V. A. C. Metodologia para apoio à gestão estratégica de reservatórios de usos múltiplos: o caso do lago Paranoá, no Distrito Federal. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2004. 203p.
- PORTO, M.F.A. (1995). Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. In: TUCCI, C.E.M.; PORTO, R.L.; BARROS, M.T.de (Org.). Drenagem Urbana. Porto Alegre: ABRH, 1995.
- R CORE TEAM. (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RABELO, A. C. D. Avaliação da influência da operação da UHE do lago Paranoá na estabilidade do fitoplâncton com foco na ocorrência de cianobactérias. Monografia de Projeto Final - Universidade de Brasília. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 84p.
- READ, J.S., WINSLOW, L.A., HANSEN, G.J.A., VAN DEN HOEK, J., HANSON, P.C., BRUCE, L.C., & MARKFORT, C.D. (2014). Simulating 2368 temperate lakes reveals weak coherence in stratification phenology. *Ecological Modelling*, 291, 142–150.
- REYNOLDS, C. S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York, USA, 535p.

RIBEIRO, F.A. *et al.* "Qualidade ambiental do braço do Riacho Fundo no Lago Paranoá, DF." *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 23, n. 3, p. 1-12, 2018.

ROIG, H. L.; GARNIER, J.; IANNIRUBERTO, M.; MINOTI, R.; KOIDE, S. Estudo multidisciplinar do estado físico do Lago Paranoá: Topo-batimetria, Qualidade dos sedimentos e Balanço hídrico. Brasília: Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 2019. 44 p. Relatório Técnico. Convênio No 01/2017 - ADASA - Universidade de Brasília.

RSTUDIO TEAM (2015). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA
URL <http://www.rstudio.com/>.

SANTOS, V. R. L. Estabelecimento dos níveis altimétricos mínimos da água a serem mantidos no Lago Paranoá, Brasília/Distrito Federal, visando assegurar os usos múltiplos dos recursos hídricos. Brasília, DF, 2011. Disponível em: https://www.iwra.org/member/index.php?page=316&eventid=3&abstract_id=1308. Acesso em: 12 dez. 2021.

SCHALLENBERG, M.; DE WINTON, M. D.; VERBURG, P.; KELLY, D. J.; HAMILL, K. D.; HAMILTON, D. P. Ecosystem services of lakes. In: DYMOND, J. R. (ed.). *Ecosystem services in New Zealand – condition and trends*. Lincoln: Manaaki Whenua Press, 2013. p. 203-225.

SCHMID, M.; HUNZIKER, S.; WÜEST, A. Lake surface temperatures in a changing climate: A global sensitivity analysis. *Clim. Change*, v. 124, n. 1-2, p. 301-315, 2014.

SILVA, T.; LEITE, B.; LEMAIRE, B.; POAGUE, K.; NASCIMENTO, N. Urban stormwater runoff impacts on the ecosystem of a tropical lake. In: *E-PROCEEDINGS OF THE 36TH IAHR WORLD CONGRESS*, 2015.

SOARES, L.M.V., CALIJURI, M.C., SILVA, T.F.G., NOVO, E.M.L.M., CAIRO, C.T., BARBOSA, C.C.F. (2020). A parameterization strategy for hydrodynamic modelling of a cascade of poorly monitored reservoirs in Brazil. *Environmental Modelling & Software*, 134, 104803. ISSN 1364-8152. DOI: 10.1016/j.envsoft.2020.104803.

SOUZA, A. P. Avaliação da utilização de índices de integridade biótica do fitoplâncton como ferramenta para estimativa de qualidade da água nos lagos Paranoá e Descoberto, no

- Distrito Federal. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 2013. 174p.
- SOUZA, F. de F. C. de; RIBEIRO, C. B. de M.; FRAGOSO JÚNIOR, C. R.; OTENIO, M. H. Modelagem do regime térmico de um reservatório tropical de abastecimento público, Juiz de Fora, MG, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 11, n. 1, p. 60-74, 2016.
- SOUZA, J. R. de; MORAES, M. E. B. de; SONODA, S. L.; SANTOS, H. C. R. G. A importância da qualidade da água e os seus múltiplos usos: caso Rio Almada, sul da Bahia, Brasil. *Rede - Revista Eletrônica do Prodem*, Fortaleza, v. 8, n. 1, p. 26-45, 2014.
- STARLING, F. L. R. M.; LAZZARO, X.; CAVALCANTI, C.; MOREIRA, R. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a fish kill. *Freshwater Biology*, v. 47, p. 2443-2452, 2002.
- STEVENS, J. P. *Applied Multivariate Statistics for the Social Sciences*. New York: Routledge, 2009.
- TEIXEIRA, T. M. de N. Modelagem Hidrodinâmica Tridimensional do Lago Paranoá para Análise dos Efeitos da Operação do Reservatório. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM - 219/2019, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 143p, 2019.
- TROLLE, D.; HAMILTON, D.P.; HIPSEY, M.R.; BOLDING, K.; BRUGGEMAN, J.; MOOIJ, W.M.; JANSE, J.H.; NIELSEN, A. JEPPESEN, E. ELLIOTT, J.A. MAKLER-PICK, V. PETZOLDT, T. RINKE, K. FLINDT, M.R. ARHONDITSIS, G.B. GAL, G. BJERRING, R. TOMINAGA, K. HOEN, J. DOWNING, A.S. MARQUES, D.M. FRAGOSO JR, C.R. SONDERGAARD, M. HANSON, P.C. (2012). "A community-based framework for aquatic ecosystem models." *Hydrobiologia*, 683, 25–34.
- TROLLE, D.; SKOVGAARD, H.; JEPPESEN, E. The Water Framework Directive: Setting the phosphorus loading target for a deep lake in Denmark using the 1D lake ecosystem model DYRESM–CAEDYM. *Ecological Modelling*, v. 219, p. 138–152, 2008.
- TUCCI, C. M. Modelos hidrológicos. 2ª edição. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005. 678p.

- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, M. T.; ABE, D. S.; ROCHA, O.; STARLING, F. L. R. M. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.). Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006. v. 1, p. 203-240.
- UNITED STATES GLOBAL CHANGE RESEARCH PROGRAM. Fourth National Climate Assessment. Disponível em: <https://nca2018.globalchange.gov/>. Acesso em: 04 abr. 2023.
- VANNI, M. J., RENWICK, W. H., BOWLING, A. M., HORGAN, M. J., & CHRISTIAN, A. D. (2011). Nutrient stoichiometry of linked catchment-lake systems along a gradient of land use. *Freshwater Biology*, 56, 791–811.
- VINÇON-LEITE, B., FADEL, A., LEMAIRE, B. J., BONHOMME, C., LI, Y., LEDIVECHEN, G., ZHANG, J., & LUO, Y. (2017). Short-term forecasting of cyanobacteria blooms in Yuqiao reservoir, China. *La Houille Blanche*, (2), 35-44. <https://doi.org/10.1051/lhb/2017015>
- VON SPERLING, M. (2005). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 452 p.
- WINSLOW, L.A. E READ, J. S. (2014). GLMr/glmttools. Disponível em: <https://github.com/USGS-R/glmttools>. Acesso em: 20 de maio de 2015.
- WOOD, S. N. (2017). *Generalized additive models: an introduction with R* (2nd ed.). Chapman and Hall/CRC.
- WOOD, S.N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)*, 73(1), 3-36.
- WOOLWAY, R.I., SHARMA, S., WEYHENMEYER, G.A. *et al.* (2021). Phenological shifts in lake stratification under climate change. *Nature Communications*, 12, 2318. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22657-4>.

- WROBEL, L.C.; EIGER, S.; ROSMAN, P.C.; TUCCI, C.E.M., CIRILO, J.A. E CABRAL, J.P. (1989). Métodos Numéricos em Recursos Hídricos. ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Rio de Janeiro.
- YAO, H., SAMAL, N. R., JOEHNK, K. D., FANG, X., BRUCE, L. C., PIERSON, D. C., RUSAK, J. A., & JAMES, A. (2014). Comparing ice and temperature simulations by four dynamic lake models in Harp Lake: past performance and future predictions. *Hydrological Processes*, 28(12), 3711-3727. <https://doi.org/10.1002/hyp.10180>
- YUE, S.; PILON, P.; CAVADIAS, G. Power of the Mann-Kendall and Spearman's rho tests for detecting monotonic trends in hydrological series. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 259, n. 1-4, p. 254-271, Mar. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00594-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00594-7).
- YUE, S.; PILON, P.; CAVADIAS, G. Power of the Mann-Kendall and spearman's rho tests for detecting monotonic trends in hydrological series. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 259, n. 1-4, p. 254-271, Mar. 2002.

APÊNDICE A

Tabela A1 - Sumário de parâmetros físicos do GLM com valores padrão. Fonte: Barbosa, 2015; Hipsey *et al.*, 2014.

Símbolo	Descrição	Unidades	Valor padrão
Estrutura do modelo			
h_{min}	Espessura mínima da camada	M	0.5
h_{max}	Espessura máxima da camada	M	1.5
Propriedades do lago			
K_W	Coefficiente de extinção da radiação de ondas curtas	m^{-1}	0.2
A_c	Área crítica	m^2	10^7
Parâmetros relacionados a termodinâmica superficial			
C_D	Coefficiente aerodinâmico para transferência de momento	-	0.0013
C_H	Coefficiente aerodinâmico de massa para transferência de calor sensível	-	0.0013
C_E	Coefficiente aerodinâmico de massa para transferência de calor latente	-	0.0013
E	Emissividade da água superficial	-	0.985
Σ	Constante de Stefan-Boltzmann	$W m^{-2} k^{-4}$	$5.6697e^{-8}$
Parâmetros relacionados à mistura vertical			
C_K	Eficiência da mistura- agitação	-	0.2
C_S	Eficiência da mistura – cisalhamento	-	0.3
C_T	Eficiência da mistura - exigência cinética	-	0.51
C_w	Eficiência de mistura - agitação do vento	-	0.23
C_{HYP}	Eficiência de mistura da turbulência hipolimnética	--	0.5
C_{KH}	Eficiência de mistura – ondas turbulentas de Kelvin-Helmholtz	-	0.3
Parâmetros relacionados ao fluxo de entrada e saída			
C	Nível de arrasto da afluência		0.016
G	Velocidade máxima de retirada	md^{-1}	0