



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**JANINE BRANDÃO DE FARIAS MESQUITA**

**RELAÇÕES ENTRE HIDROCLIMATOLOGIA, HIDRODINÂMICA, QUALIDADE  
DA ÁGUA E TAXAS DE EVAPORAÇÃO EM UM LAGO TROPICAL URBANO**

**FORTALEZA**  
**2021**

JANINE BRANDÃO DE FARIAS MESQUITA

RELAÇÕES ENTRE HIDROCLIMATOLOGIA, HIDRODINÂMICA, QUALIDADE DA  
ÁGUA E TAXAS DE EVAPORAÇÃO EM UM LAGO TROPICAL URBANO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto.

FORTALEZA

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária  
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

M544 Mesquita, Janine Brandão de Farias.

Relações entre hidroclimatologia, hidrodinâmica, qualidade da água e taxas de evaporação em um lago tropical urbano / Janine Brandão de Farias Mesquita. – 2021.

153 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Fortaleza, 2021.

Orientação: Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto.

1. Modelagem hidrodinâmica. 2. CE-QUAL-W2. 3. Tanque Classe A. 4. SWMM. 5. Acoplamento de modelos. I. Título.

CDD 627

---

JANINE BRANDÃO DE FARIAS MESQUITA

RELAÇÕES ENTRE HIDROCLIMATOLOGIA, HIDRODINÂMICA, QUALIDADE DA  
ÁGUA E TAXAS DE EVAPORAÇÃO EM UM LAGO TROPICAL URBANO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos.

Aprovada em: 09 / 07 / 2021.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. José Carlos de Araújo  
Universidade Federal do Ceará (DENA/UFC)

---

Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. George Leite Mamede  
Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira (Unilab)

---

Prof. Dr. Tobias Bernward Bleninger  
Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Aos meus pais, Antônia e José Antônio.

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de expressar a minha gratidão ao meu orientador, o Prof. Iran Eduardo Lima Neto, pela excelente orientação, confiança, incentivo, amizade, profissionalismo e por ser simplesmente quem é. A vida foi muito generosa comigo por me conduzir a você.

Agradeço ao Prof. José Carlos de Araújo pela colaboração nesta pesquisa através do projeto PRINT/CAPEL. Também agradeço por toda a solicitude, sempre disponível a contribuir, e por ser um exemplo de profissional, do qual tenho extrema admiração.

Ao Prof. Fernando José Araújo da Silva por contribuir na banca deste trabalho e pela amizade de sempre. Aos Professores Tobias Bleninger e George Mamede por aceitarem participar desta banca e pelas contribuições.

Às amigas e aos amigos do doutorado, especialmente à Itamara e à Hozana Raquel, e aos colegas do grupo de pesquisa, em especial à Sofia e ao Germário. A todos os professores que contribuíram em minha trajetória acadêmica. Aos servidores do PÓS-DEHA, com destaque para a Shirley e a Neuza, pela solicitude, profissionalismo e amizade.

Agradeço à minha querida família pelo apoio de sempre, aos meus pais, às minhas irmãs, Jéssica e Kaline, e ao meu irmão, Jefferson. Aos amigos(as) de sempre e aos conquistados ao longo de meu percurso acadêmico/profissional.

Em termos institucionais, agradeço à Universidade Federal do Ceará (UFC) pelo acolhimento e pelo valioso serviço prestado à sociedade. Enfim, agradeço a todos(as) que direta ou indiretamente contribuíram para este trabalho.

## RESUMO

A evaporação representa uma das principais perdas nos mananciais superficiais que podem afetar diretamente a disponibilidade hídrica. Nesse sentido, o presente trabalho objetivou analisar, de forma integrada, as relações entre as condições hidroclimáticas, hidrodinâmicas e da qualidade da água, e seus impactos nas taxas de evaporação de um lago tropical urbano, utilizando um modelo hidrodinâmico bidimensional e através do acoplamento de modelos. A área de estudo é o lago Santo Anastácio, com capacidade de cerca de 0,4 hm<sup>3</sup> e profundidade máxima de 5 m, localizado na cidade de Fortaleza, Ceará, Brasil. Estruturou-se esta tese em dois capítulos de revisão e dois artigos científicos. Inicialmente, identificaram-se as potencialidades científicas através da revisão na literatura sobre hidrodinâmica, qualidade da água e evaporação. Posteriormente, o modelo bidimensional CE-QUAL-W2 foi utilizado para simular a hidrodinâmica e a evaporação direta do lago, e uma equação de estimativa de evaporação baseada no método de transferência de massa foi calibrada. Modelou-se a evaporação direta, integrada à análise das características térmicas da coluna de água, tanto para a condição de lago estratificado como para o regime hidráulico de mistura completa, com vistas a avaliar o impacto da estratificação térmica nas taxas de evaporação. A evaporação modelada foi comparada às medições obtidas ao longo de um período de 11 anos (2009 a 2019) com um tanque de Classe A. Os resultados indicaram uma estratificação térmica diária de até 2 °C e um aumento médio de 2% da evaporação do lago estratificado em relação ao regime de mistura completa. Comparando-se a evaporação modelada com a medida pelo tanque Classe A, os coeficientes médios do tanque Classe A (K) ficaram entre 0,66 e 0,69, abaixo dos valores reportados na literatura, possivelmente devido à elevada concentração de poluentes no lago. Finalmente, os coeficientes K foram negativamente correlacionados com a velocidade do vento ( $R^2$  de 0,51; p-valor <0,05), temperatura do ar ( $R^2$  de 0,67; p-valor <0,05) e concentração de fósforo total no período seco ( $R^2$  de 0,41; p - valor <0,05); sugerindo que a ressuspensão de fósforo induzida pelo vento atenuou as taxas de evaporação no lago. O impacto de diferentes valores dos coeficientes K na disponibilidade hídrica também foi investigado. Finalmente, na última contribuição científica, acoplou-se o modelo Storm Water Management Model (SWMM) ao CE-QUAL-W2 para avaliar o impacto das características hidrológicas na hidrodinâmica, considerando a qualidade da água e o seu impacto nas taxas de evaporação. Selecionaram-se três anos, de acordo com as características pluviométricas, de uma série temporal de 20 anos: 2013 (seco), 2018 (típico) e 2019 (chuvoso). Realizou-se a simulação hidrológica no SWMM e acoplaram-se as séries temporais de vazões ao modelo CE-QUAL-

W2. Em seguida, aplicaram-se dois modelos de qualidade de água: um modelo transiente de mistura completa e um empírico, baseado na velocidade do vento. Geraram-se séries temporais de concentrações de fósforo total e foram propostas correlações empíricas entre o referido parâmetro, cargas de fósforo, variáveis sanitárias e hidrológicas. As concentrações de fósforo total modeladas e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foram correlacionadas aos coeficientes de correção mensais do tanque Classe A. Constatou-se uma leve variação das características hidrodinâmicas com o aumento da precipitação anual, tais como o aumento da temperatura média da água (comparando-se 2013 e 2019) e uma diminuição do tempo de residência hidráulico. Essas tendências de aumento da temperatura média da água e diminuição do tempo de residência hidráulico também são observadas quando se analisa o aumento sazonal da precipitação (período chuvoso e seco), exceto para a temperatura da água nos anos de 2018 e 2019. Uma correlação estatisticamente significativa entre a precipitação e o tempo de residência hidráulico também foi obtida ( $R^2$  de 0,79), apontando para a predominância da influência da vazão de entrada nos padrões hidrodinâmicos do lago raso. Ademais, obtiveram-se correlações entre a vazão afluyente e o fósforo total ( $R^2$  de 0,70); e os resíduos sólidos de varrição e limpeza do canal afluyente e as cargas de fósforo total aportadas ( $R^2$  de 0,96 e 0,64, respectivamente). Por fim, os coeficientes K foram negativamente correlacionados com as concentrações de fósforo total modeladas pelo modelo de mistura completa ( $R^2$  de 0,76) e pelo modelo empírico ( $R^2$  de 0,52), bem como pela DBO ( $R^2$  de 0,85), no período seco. Também foram analisados cenários de redução de nível do lago devido à evaporação. Os estudos apontaram para a influência direta das condições hidroclimáticas, hidrodinâmicas e da qualidade da água nas taxas de evaporação do lago tropical. Os resultados desta tese são importantes para auxiliar na gestão operacional de lagos e reservatórios.

**Palavras-chave:** Modelagem hidrodinâmica; CE-QUAL-W2; Evaporação; Tanque Classe A; Coeficiente de correção; SWMM; Qualidade da água; Acoplamento de modelos.



## ABSTRACT

Evaporation represents one of the main losses in surface water sources that can directly affect water availability. In this sense, the present work aimed to analyze, in an integrated way, the relationships between hydroclimatic, hydrodynamic and water quality conditions, and their impacts on the evaporation rates of an urban tropical lake, using a two-dimensional hydrodynamic model and through coupling of models. The study area is Lake Santo Anastácio, with a capacity of about 0.4 hm<sup>3</sup> and a maximum depth of 5 m, located in the city of Fortaleza, Ceará, Brazil. This thesis was structured in two review chapters and two scientific articles. Initially, the scientific potential was identified through a literature review on hydrodynamics, water quality and evaporation. Subsequently, the two-dimensional model CE-QUAL-W2 was used to simulate the hydrodynamics and direct evaporation of the lake, and an equation for estimating evaporation based on the mass transfer method was calibrated. Direct evaporation was modeled, integrated with the analysis of the thermal characteristics of the water column, both for the condition of a stratified lake and for the hydraulic regime of complete mixing, in order to evaluate the impact of thermal stratification on evaporation rates. The modeled evaporation was compared to measurements obtained over an 11-year period (2009 to 2019) with a Class A pan. The results indicated a daily thermal stratification of up to 2 °C and an average increase of 2% in evaporation lake stratified in relation to the complete mixing regime. Comparing the modeled evaporation with that measured by the Class A pan, the average coefficients of the Class A pan (K) were between 0.66 and 0.69, below the values reported in the literature, possibly due to the high concentration of pollutants in the lake. Finally, the K coefficients were negatively correlated with wind speed ( $R^2$  of 0.51; p-value <0.05), air temperature ( $R^2$  of 0.67; p-value <0.05) and concentration of total phosphorus in the dry period ( $R^2$  of 0.41; p - value <0.05); suggesting that wind-induced phosphorus resuspension attenuated evaporation rates in the lake. The impact of different values of the K coefficients on water availability was also investigated. Finally, in the last scientific contribution, the Storm Water Management Model (SWMM) was coupled with CE-QUAL-W2 to assess the impact of hydrological characteristics on hydrodynamics, considering water quality and its impact on evaporation rates. Three years were selected, according to rainfall characteristics, from a 20-year time series: 2013 (dry), 2018 (typical) and 2019 (rainy). The hydrological simulation was carried out in SWMM and the flow time series were coupled to the CE-QUAL-W2 model. Then, two water quality models were applied: a transient complete-mix model and an empirical one, based on wind speed. Time series of total phosphorus concentrations were generated and

empirical correlations between the aforementioned parameter, phosphorus loads, sanitary and hydrological variables were proposed. The modeled total phosphorus concentrations and the Biochemical Oxygen Demand (BOD) were correlated to the monthly Class A pan coefficients. There was a slight variation in hydrodynamic characteristics with an increase in annual precipitation, such as an increase in the average water temperature (comparing 2013 and 2019) and a decrease in the hydraulic residence time. These trends of increasing average water temperature and decreasing hydraulic residence time are also observed when analyzing the seasonal increase in precipitation (rainy and dry season), except for water temperature in the years 2018 and 2019. A statistically significant correlation between rainfall and hydraulic residence time was also obtained ( $R^2$  of 0.79), pointing to the predominance of the influence of the inflow in the hydrodynamic patterns of the shallow lake. Furthermore, correlations were obtained between the inflow and total phosphorus ( $R^2$  of 0.70); and the solid waste from sweeping and cleaning of the tributary channel and the input loads of total phosphorus ( $R^2$  of 0.96 and 0.64, respectively). Finally, K coefficients were negatively correlated with total phosphorus concentrations modeled by the complete-mix model ( $R^2$  of 0.76) and by the empirical model ( $R^2$  of 0.52), as well as by BOD ( $R^2$  of 0.85) in the dry season. Scenarios of lake level reduction due to evaporation were also analyzed. The studies pointed to the direct influence of hydroclimatic, hydrodynamic and water quality conditions on the tropical lake's evaporation rates. The results of this thesis are important to assist in the operational management of lakes and reservoirs.

**Keywords:** Hydrodynamic modelling; CE-QUAL-W2; Evaporation; Class A pan; Correction coefficient; SWMM; Water quality; Model coupling.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	- Lago Santo Anastácio em Fortaleza, estado do Ceará, Brasil.....	15
Figura 2	- Exemplo de distribuição energética de um espectro de radiação solar que atinge e penetra a água.....	28
Figura 3	- Perfil térmico bidimensional levemente estratificado do açude Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil.....	29
Figura 4	- Componentes do fluxo de calor em águas superficiais.....	30
Figura 5	- Radiação solar que atinge a superfície da água (reflexão e refração).....	31
Figura 6	- Grade construída para o modelo CE-QUAL-W2 a partir do perfil batimétrico do lago Santo Anastácio em Fortaleza, Ceará. (a) vista em planta e (b) vista lateral.....	32
Figura 7	- Representação simplificada do processo de evaporação em um lago.....	38
Figura 8	- Representação simplificada de um equipamento de medição da evaporação - Tanque Classe A.....	40
Figura 9	- Síntese do procedimento metodológico do estudo realizado no presente capítulo.....	49
Figura 10	- Localização do lago Santo Anastácio em Fortaleza, Ceará, Brasil.....	50
Figura 11	- Distribuição anual de evaporação e precipitação (a); e temperatura média do ar e velocidade média do vento (b) no ano de 2013.....	57
Figura 12	- Correlações entre precipitação diária e vazão média diária na (a) entrada e (b) saída do lago Santo Anastácio no ano de 2013.....	59
Figura 13	- Série temporal de dados de evaporação modelada (calibrada e padrão do modelo CE-QUAL W2), medida (tanque Classe A) e calculada pela diferença entre o fluxo afluyente e efluente ao lago em 2013 (a) e 2018 (b).....	62
Figura 14	- Série temporal de temperatura diária da coluna d'água do lago Santo Anastácio (em diferentes profundidades), simulada pelo CE-QUAL W2 no ano de 2017.....	63
Figura 15	- Comparação do perfil vertical de temperatura da coluna d'água (Z) modelado pelo CE-QUAL-W2 (linha contínua) com dados medidos (círculos), da superfície até 2 m de profundidade, no Lago Santo Anastácio em (a, b) 2013, (c, d) 2014 e (e) 2016.....	64
Figura 16	- Regressão linear para o ano de 2013 entre os dados acumulados anuais de evaporação medidos no tanque Classe A e modelados no CE-QUAL W2 (a) e entre os dados mensais de evaporação medidos no tanque Classe A e modelados no CE-QUAL W2 (b) para a obtenção do coeficiente de correção anual ( $K_a$ ) e mensal genérico ( $K_m$ ) para o tanque Classe A, respectivamente (inclinação da reta).....	68
Figura 17	- Comparação entre os dados mensais de evaporação (mm) em 2013 medidos no tanque Classe A e modelados no CE-QUAL W2, utilizados para a obtenção do coeficiente de correção mensal e sazonal para o tanque Classe	

A.....	69
Figura 18 - Regressão linear entre a velocidade média do vento anual ( $m.s^{-1}$ ) (a), temperatura média anual ( $^{\circ}C$ ) (b) e os coeficientes de correção anuais obtidos para o Classe A (inclinação da reta) nos 11 anos analisados.....	71
Figura 19 - Regressão linear entre a média mensal da concentração de fósforo total (PT) ( $mg.L^{-1}$ ) e os coeficientes de correção mensais para o (a) período seco (2013 e 2018) e (b) chuvoso (2019).....	73
Figura 20 - Regressão linear entre a concentração total de fósforo (PT) e a velocidade do vento, incluindo o período seco (2013 e 2018) e chuvoso (2019).....	75
Figura 21 - Simulação da disponibilidade hídrica (2000 - 2019) para diferentes valores de evaporação estimados com coeficientes de correção para o tanque Classe A (0,8, 0,68, 0,63 e 0,58 representam o valor padrão da literatura e os obtidos pela correlação com concentração de fósforo total (PT), velocidade do vento e temperatura do ar, respectivamente), no lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil.....	76
Figura 22 - Bacia de contribuição da seção de entrada do lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil.....	81
Figura 23 - Base computacional no SWMM da bacia do lago Santo Anastácio em Fortaleza, Ceará, Brasil .....	90
Figura 24 - Calibração com dados de vazão de (a) 2013 e 2014 e (b) validação com dados de vazão de 2018 e 2019 do modelo SWMM na bacia do lago Santo Anastácio.....	91
Figura 25 - Hidrogramas gerados a partir das simulações no SWMM das chuvas máximas de 1 dia com períodos de retorno de 5 anos (131,1 mm), 10 anos (153,3 mm) e 50 anos (201,7 mm) na bacia do lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará.....	92
Figura 26 - Série temporal de vazão afluente ao lago Santo Anastácio simulada no SWMM para o ano de (a) 2013, (b) 2018 e (c) 2019.....	94
Figura 27 - Regressão linear entre vazão afluente e efluente ao lago Santo Anastácio medida no ano de 2013, em Fortaleza, Ceará.....	95
Figura 28 - Síntese do acoplamento entre o modelo SWMM e o CE-QUAL-W2, através da (a) série anual de precipitação e de vazão gerada no SWMM e da (b) distribuição da temperatura na coluna de água do lago Santo Anastácio em diferentes profundidades (superfície, 2,8 m e 5 m) no ano de 2018, típico.....	96
Figura 29 - Perfil de velocidade horizontal (a) na entrada (segmento 31), (b) no meio (segmento 16) e na saída (segmento 2) do lago Santo Anastácio.....	98
Figura 30 - Comparação entre o tempo de residência em diferentes profundidades e considerando o regime de mistura completa da coluna de água no lago Santo Anastácio em 2013.....	99
Figura 31 - Coeficiente de decaimento do fósforo, $k$ , ( $ano^{-1}$ ) do lago Santo Anastácio em diferentes profundidades e considerando o regime de mistura completa no ano (a) 2013, (b) 2018 e (c) 2019.....	100
Figura 32 - Correlação genérica entre a precipitação (mm) e o tempo de residência	

	médio mensal (dia) no lago Santo Anastácio para os anos de 2013 (seco), 2018 (típico) e 2019 (chuvoso).....	101
Figura 33	- Correlação entre a vazão e a concentração de fósforo total (PT) afluentes ao lago Santo Anastácio.....	103
Figura 34	- Regressão linear entre os (a) resíduos sólidos de varrição, (b) resíduos sólidos da limpeza do canal ( $\text{ton.mês}^{-1}$ ) e a carga poluidora de fósforo total ( $\text{kg.mês}^{-1}$ ) na bacia do lago Santo Anastácio.....	104
Figura 35	- Correlação entre a precipitação média mensal e a concentração de fósforo total (PT) afluyente ao lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil.....	105
Figura 36	- Séries temporais de concentração de fósforo total (PT) ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), geradas a partir do modelo de mistura completa (MC) e o modelo empírico proposto ( $PT=0,8435v+1,0735$ ), baseado na velocidade do vento, em (a) 2013, (b) 2018 e (c) 2019, no exutório do lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil.....	107
Figura 37	- Regressão linear entre as concentrações médias mensais de fósforo total (PT) ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), geradas a partir do modelo mistura completa (MC) e o modelo empírico proposto ( $PT = 0,8435v + 1,0735$ ), baseado na velocidade do vento, no exutório do lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil.....	108
Figura 38	- Regressão linear entre a média mensal da concentração de fósforo total (PT) ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), gerada pelo modelo mistura completa, e os coeficientes de correção mensais para o (a) período chuvoso) e (b) seco de 2013, 2018 e 2019.....	109
Figura 39	- Regressão linear entre a média mensal da concentração de fósforo total (PT) ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), gerada pelo modelo empírico proposto, e os coeficientes de correção mensais para o (a) período chuvoso) e (b) seco de 2013, 2018 e 2019.....	110
Figura 40	- Regressão linear entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e os coeficientes de correção mensais do tanque Classe A para o ano de 2013.....	111
Figura 41	- Simulação da redução de nível do lago Santo Anastácio, no período de estiagem, considerando a afluência nula e diferentes valores de evaporação, para os anos de (a) 2013 e (b) 2018.....	112

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
APHA	American Public Health Association
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CN	Curve Number
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DYRESM	Dynamics Reservoir Simulation Model
EPA	Environmental Protection Agency
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
GLM	General Lake Model
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
LAQUIM	Laboratório de Análises Químicas
LABOSAN	Laboratório de Saneamento Ambiental
NWS	Nacional Weather Service
PT	Fósforo Total
SISBAHIA	Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental
SCS	Soil Conservation Service
SWMM	Storm Water Management Model
UFC	Universidade Federal do Ceará

## LISTA DE SÍMBOLOS

$\Delta Q_s$	Varição da energia armazenada no lago (positiva ou negativa)
$\Delta Z_{max}$	Máxima distância vertical da grade
$A_o$	Ângulo de inclinação do sol em relação à horizontal
$C_1$	Constante empírica (100)
$C_c$	Coefficiente de Bowen
$C_n$	Fração de cobertura das nuvens
$C_p$	Calor específico do fluido à pressão constante
$C_\varepsilon, C_\mu$	Constantes no modelo TKE
$D_t$	Lâmina de água medida no tanque no dia corrente
$D_{t-1}$	Lâmina de água medida no tanque no dia anterior
$E_L$	Evaporação em lagos ou reservatórios
$E_t$	Evaporação no tanque
$F_s$	Fluxo de calor sensível
$H_c$	Condução de calor
$H_{lo}$	Ângulo horário local
$H_s$	Radiação de onda curta alcançando a superfície
$H_s(z)$	Radiação de onda curta com a profundidade z
$N_o$	Coefficiente empírico de transferência de massa
$PT_o$	Fósforo total no tempo t-1
$Q_h$	Energia de calor sensível perdida ou ganha do ar na superfície do lago
$Q_{Rn}$	Radiação solar líquida
$Q_a$	Energia advectiva líquida ganha ou perdida
$Q_c$	Energia liberada na condensação na superfície do lago
$Q_e$	Energia de entrada de entrada no sistema
$Q_e$	Energia requerida para a evaporação
$Q_s$	Energia de saída de entrada do sistema
$Q_s$	Vazão de saída
$R_i$	Número de Richardson
$R_n$	Radiação líquida
$R_s$	Radiação solar
$S_p$	Volume infiltrado ou água subterrânea

$S_t$	Área do espelho d'água no tempo t
$T_a$	Temperatura do ar
$T_{max}$	Temperatura máxima
$T_s$	Temperatura da superfície da água
$V_e$	Volumes de entrada
$V_p$	Volume precipitado
$V_s$	Volumes de saída
$e_a$	Pressão de vapor atmosférico
$e_a$	Pressão do ar ambiente
$e_o$	Pressão de vapor de saturação na superfície do lago
$k_T$	Condutividade térmica de calor
$k_c$	Energia cinética turbulenta (no modelo TKE)
$k_o$	Número de ondas (no modelo W2)
$k_{vk}$	Constante de Von Karman
$l_m$	Comprimento de mistura
$q_2, q_1$	Umidade específica na altura $Z_2$ e $Z_1$ acima da superfície da água, respectivamente
$q_A$	Resíduos sólidos por área
$\bar{u}$	Componentes da velocidade na direção x
$u_*$	Velocidade de cisalhamento
$u_2, u_1$	Velocidade do vento nas alturas $Z_2$ e $Z_1$ , respectivamente
$\bar{v}$	Componentes da velocidade na direção y
$v_t$	Viscosidade turbulenta
$\bar{w}$	Componentes da velocidade na direção z
$\tau_d$	Fração angular do anual
$\tau_{wy}$	Cisalhamento do vento
$\tau_{xx}$	Tensão de cisalhamento turbulenta agindo na direção x na face x
$\tau_{xy}$	Tensão de cisalhamento turbulenta agindo na direção x na face y
$\tau_{xz}$	Tensão de cisalhamento turbulenta agindo na direção x na face z
$\tau_{y \text{ tributário}}$	Cisalhamento dos tributários laterais
$\tau_{yx}$	Tensão de cisalhamento turbulenta agindo na direção y na face x
$\tau_{yy}$	Tensão de cisalhamento turbulenta agindo na direção y na face y



$\tau_{yz}$	Tensão de cisalhamento turbulenta agindo na direção y na face z
$\tau_{zx}$	Tensão de cisalhamento turbulenta agindo na direção z na face x
$\tau_{zy}$	Tensão de cisalhamento turbulenta agindo na direção z na face y
$\tau_{zz}$	Tensão de cisalhamento turbulenta agindo na direção z na face z
$\Delta S$	Volume armazenado
A	Área da superfície do lago
$a, b, c$	Coefficientes empíricos da função do vento
B	Largura do canal
e	Erros
E	Evaporação
$e_d$	Pressão de vapor atual
$e_s$	Pressão de vapor saturado
G	Trocas de calor na superfície do lago
$H_a$	Radiação de ondas longas incidente
$H_{ar}$	Radiação de ondas longas refletidas
$H_{br}$	Radiação de retorno da superfície da água
$H_c$	Condução de calor
$H_e$	Calor perdido na evaporação
$H_e$	Perda de calor evaporativo no lago
$H_n$	Taxa líquida de troca de calor na superfície da água
$H_s$	Radiação de ondas curtas incidente
$H_{sr}$	Radiação de ondas curtas refletida
INT	Função inteira
Jday	Dia juliano
$K_1$	Coefficiente da equação de Abtew
$K_3$	Coefficiente
lat	Latitude
P	Precipitação
p	Pressão
$R_n$	Radiação solar líquida
RS	Resíduos sólidos
t	Intervalo de tempo
Tr	Tempo de residência ou retenção hidráulica

TZ	Fuso horário em relação ao Meridiano de Greenwich
U	Velocidade horizontal
W	Velocidade vertical
$\Delta$	Inclinação da curva da pressão de vapor
$\lambda$	Calor latente de vaporização da água
$\Lambda$	Coefficiente da equação de Priestley–Taylor
$\lambda E$	Fluxo de calor latente
$\tau$	Tensão de cisalhamento
B	Largura
C	Constante (0,15)
EQT	Equação de tempo
H	Profundidade
K	Coefficiente de correção do tanque Classe A
TP	Energia turbulenta produzida do atrito de contorno
$PT(t)$	Fósforo total no tempo t
S	Taxa de fonte ou sumidouro de energia
T	Temperatura média
U	Velocidade longitudinal (média lateral)
V	Volume
W	Velocidade vertical (média lateral)
$f(u)$	Função do vento
g	Aceleração da gravidade
k	Coefficiente de decaimento do fósforo
long	Longitude
q	Termo de fonte ou sumidouro
u	Velocidade horizontal
$v_m$	Velocidade média do vento
$\nu$	Viscosidade molecular
w	Carga de fósforo na entrada do corpo de água
z	Coordenada vertical
$\alpha$	Coefficiente de difusividade turbulenta de calor
$\beta$	Ângulo formado entre o fundo do canal e uma reta horizontal
$\zeta$	Fração absorvida na superfície da água

$\gamma$	Constante psicométrica
$\delta$	Declinação solar
$\varepsilon$	Taxa de dissipação da energia turbulenta
$\eta$	Superfície da água
$\rho$	Massa específica do fluido
$\Gamma$	Constante de Stephan – Boltzman
$\sigma$	Número de Prandtl turbulento
$\psi$	Max(0, x)
$\epsilon$	Emissividade da água
$\phi$	Meridiano padrão
$\varrho$	Coefficiente de extinção da luz

## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	14
1.1	<b>Hipóteses</b> .....	16
1.2	<b>Estrutura do trabalho</b> .....	17
2	<b>OBJETIVOS</b> .....	18
2.1	<b>Objetivo geral</b> .....	18
2.2	<b>Objetivos específicos</b> .....	18
3	<b>HIDRODINÂMICA E QUALIDADE DA ÁGUA</b> .....	19
3.1	<b>Introdução</b> .....	19
3.2	<b>Metodologia</b> .....	20
3.3	<b>Base conceitual</b> .....	20
3.3.1	<i>Mecânica dos fluidos ambiental</i> .....	20
3.3.2	<i>Balço de energia e estratificação térmica</i> .....	27
3.3.3	<i>Tempo de residência hidráulico e qualidade da água</i> .....	32
3.3.4	<i>Modelos hidrodinâmicos</i> .....	33
3.4	<b>Conclusão</b> .....	35
4	<b>EVAPORAÇÃO EM LAGOS E RESERVATÓRIOS</b> .....	36
4.1	<b>Introdução</b> .....	36
4.2	<b>Metodologia</b> .....	37
4.3	<b>Base conceitual</b> .....	37
4.3.1	<i>Evaporação em superfícies livres</i> .....	37
4.3.2	<i>Métodos e modelos para a estimativa da evaporação em lagos e reservatórios</i> ..	39
4.3.3	<i>Estado da arte – Avanços e desafios</i> .....	44
4.4	<b>Conclusão</b> .....	46
5	<b>INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES HIDROCLIMÁTICAS E DA QUALIDADE DA ÁGUA NAS TAXAS DE EVAPORAÇÃO DE UM LAGO TROPICAL</b> .....	47
5.1	<b>Introdução</b> .....	47
5.2	<b>Metodologia</b> .....	49
5.2.1	<i>Área de estudo</i> .....	49
5.2.2	<i>Estudos de campo</i> .....	51
5.2.3	<i>Modelo hidrodinâmico</i> .....	52
5.2.4	<i>Hidrodinâmica e estimativa da evaporação</i> .....	53
5.2.5	<i>Coefficientes de correção e variáveis hidroclimáticas</i> .....	55
5.2.6	<i>Coefficientes de correção e qualidade da água</i> .....	56

5.3	<b>Resultados e discussão</b> .....	57
5.3.1	<i>Variáveis climáticas</i> .....	57
5.3.2	<i>Correlações chuva-vazão</i> .....	58
5.3.3	<i>Calibração e validação do modelo</i> .....	59
5.3.4	<i>Regime térmico do lago e seu impacto na evaporação</i> .....	63
5.3.5	<i>Coefficientes de correção da evaporação</i> .....	65
5.3.6	<i>Correlação entre coeficientes de correção e variáveis meteorológicas</i> .....	70
5.3.7	<i>Correlação entre coeficientes de correção e qualidade da água</i> .....	72
5.4	<b>Conclusão</b> .....	76
6	<b>ACOPLAMENTO DE MODELOS E AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NAS TAXAS DE EVAPORAÇÃO DE UM LAGO TROPICAL</b> .....	78
6.1	<b>Introdução</b> .....	78
6.2	<b>Metodologia</b> .....	80
6.2.1	<i>Área de estudo</i> .....	80
6.2.2	<i>Dados de campo</i> .....	81
6.2.3	<i>Modelagem hidrológica e hidráulica</i> .....	82
6.2.4	<i>Domínio de modelagem</i> .....	82
6.2.5	<i>Calibração e validação</i> .....	84
6.2.6	<i>Modelagem hidrodinâmica do reservatório</i> .....	85
6.2.6.1	Discretização do modelo .....	85
6.2.7	<i>Análise integrada bacia e lago</i> .....	86
6.2.7.1	Extremos hidrológicos .....	86
6.2.8	<i>Acoplamento do SWMM ao CE-QUAL-W2</i> .....	86
6.2.8.1	Hidrodinâmica do lago .....	87
6.2.8.2	Cargas poluidoras aportadas ao lago .....	87
6.2.9	<i>Modelagem da qualidade da água e evaporação</i> .....	88
6.2.10	<i>Cenários</i> .....	89
6.3	<b>Resultados e discussão</b> .....	90
6.3.1	<i>Modelo chuva-vazão</i> .....	90
6.3.1.1	Análise dos extremos hidrológicos.....	92
6.3.2	<i>Vazões afluentes e efluentes</i> .....	95
6.3.3	<i>Modelagem hidrodinâmica</i> .....	95
6.3.3.1	Impacto da variabilidade hidrológica na hidrodinâmica .....	95
6.3.3.2	Tempo de residência hidráulico.....	98
6.3.4	<i>Impacto do uso e ocupação do solo na qualidade da água</i> .....	102

6.3.5	<i>Impacto da qualidade da água nas taxas de evaporação</i> .....	106
6.3.6	<i>Análise de cenários</i> .....	111
6.4	<b>Conclusão</b> .....	113
7	<b>CONCLUSÃO GERAL</b> .....	115
7.1	<b>Recomendações</b> .....	117
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	118
	<b>APÊNDICE A – GRÁFICOS DOS COEFICIENTES DE CORREÇÃO ANUAIS DE 2009 A 2019 (EXCETO 2013)</b> .....	133
	<b>APÊNDICE B – GRÁFICOS DOS COEFICIENTES DE CORREÇÃO MENSALIS DE 2009 A 2019 (EXCETO 2013)</b> .....	137
	<b>APÊNDICE C– GRÁFICOS DOS VALORES MENSALIS DE EVAPORAÇÃO (MEDIDA E MODELADA) DE 2009 A 2019 (EXCETO 2013)</b> .....	141
	<b>ANEXO A – EQUAÇÕES DE TROCA DE CALOR UTILIZADAS PELO MODELO CE-QUAL-W2 (COLE &amp; WELLS, 2018)</b> .....	142

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

O ciclo hidrológico, composto pelas sucessivas mudanças de estado físico da água, é responsável pela equalização do balanço térmico global. Dentre as etapas do ciclo hidrológico, a evaporação se constitui como a transformação da água do estado líquido para o gasoso, causada por qualquer turbulência, como o vento, ou por difusão molecular. Com a quantidade adequada de energia térmica e/ou cinética, as moléculas de água podem ser transferidas para a atmosfera na forma de vapor e serem transportadas pelo ar com baixo teor de umidade (HELFRICH *et al.*, 1982; ABTEW & MELESSE, 2013).

Estima-se que no Brasil se perde por evaporação nos mananciais superficiais aproximadamente  $759 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (ANA, 2020). Nesse caso, o volume evaporado é superior aos  $506 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  retirados para abastecimento urbano. Além disso, cerca de 57% das sedes urbanas no país são abastecidas predominantemente por mananciais superficiais, a exemplo de São Paulo, Rio de Janeiro, Brasília, Fortaleza e Porto Alegre. Esse número representa aproximadamente 84% da população brasileira. Especificamente na região Nordeste, 65% das sedes urbanas (79% da população) são abastecidas principalmente por esse tipo de manancial (ANA, 2020). A evaporação, portanto, representa uma das principais perdas de água que pode afetar diretamente a disponibilidade hídrica. Em regiões áridas e semiáridas, como no caso do Nordeste brasileiro, tal processo se torna determinante, já que é agravado por aspectos físico-climáticos intrínsecos (DE ARAÚJO *et al.*, 2006; CAMPOS *et al.*, 2016).

No estado do Ceará, por exemplo, aliado aos padrões climáticos de irregularidade pluviométrica, com chuvas concentradas espacial e temporalmente (DE ARAÚJO & MEDEIROS, 2013; LEMOS, 2015), está a estrutura geológica formada por embasamento cristalino que compõe a maior parte do território. Esta característica dificulta o armazenamento de água subterrânea. Dessa forma, as reservas hídricas são oriundas principalmente das águas superficiais, armazenadas em uma densa rede de reservatórios (LIMA NETO *et al.*, 2011; DE ARAÚJO & MEDEIROS, 2013; DE ARAÚJO *et al.*, 2018). Rodrigues (2020) avaliou a evaporação em oito reservatórios no estado do Ceará. O autor estimou que as perdas por evaporação nesses reservatórios seriam suficientes para abastecer, em média, dois milhões de pessoas por dia.

O Brasil possui 240.899 corpos hídricos, com área superficial total superior a  $170 \text{ km}^2$ . Desse quantitativo 27% ou 66.372 são classificados como naturais e 174.527 ou 72,4% são artificiais, utilizados para usos múltiplos. A maioria dos reservatórios voltados para abastecimento humano no país, cerca de 90%, está localizada na região Nordeste (ANA, 2020).

O estado do Ceará possui aproximadamente 30 mil reservatórios, de pequeno, médio e grande porte, segundo estimativa da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME). Desses reservatórios, 155 são monitorados pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH), com capacidade de armazenamento de 18.595 hm<sup>3</sup>, voltados para abastecimento público (CEARÁ, 2021). Tal fato torna o Ceará o estado com maior número de açudes do país e um dos maiores do mundo (LIMA NETO *et al.*, 2011; DE ARAÚJO & MEDEIROS, 2013; DANTAS, 2017; DE ARAÚJO *et al.*, 2018). Portanto, estudos sobre a evaporação são indispensáveis para a realização do adequado balanço hídrico em lagos e reservatórios, essenciais para a gestão operacional dos recursos hídricos. A Figura 1, a título de exemplo, mostra o lago Santo Anastácio, localizado em Fortaleza, estado do Ceará, Brasil.

Figura 1 – Lago Santo Anastácio em Fortaleza, estado do Ceará, Brasil



Fonte: autora (2020).

Na literatura existem diversos trabalhos sobre evaporação. Dentre estes, há o desenvolvimento de métodos para a estimativa da evaporação; calibração e comparação entre modelos clássicos empíricos em diversas regiões; estimativa da evaporação por sensoriamento remoto, dentre outros (HARBECK, 1962; BRUIN, 1978; WARNAKA & POCHOP, 1988; SINGH & XU, 1997; ALI *et al.*, 2008; RODRIGUES *et al.*, 2021). Por outro lado, modelos hidrodinâmicos, principalmente unidimensionais, são amplamente utilizados para se compreender os padrões nos corpos hídricos superficiais, como o balanço de energia e a



qualidade da água (HELPER *et al.*, 2011; MCGLOIN *et al.*, 2014; POLLI & BLENINGER, 2018; HELPER *et al.*, 2018). Adicionalmente, o acoplamento entre modelos hidrológicos e hidrodinâmicos, integrando bacia e lago, pode se constituir como uma ferramenta robusta para a avaliação de diversos processos de interesse (DEBELE *et al.*, 2006; BRITO *et al.* 2018; FIROOZI *et al.*, 2020; WEI *et al.*, 2020). Apesar dos avanços, ainda há uma lacuna científica de estudos com uma abordagem integrada dos processos, bem como que avaliem os diversos fatores que possam impactar nas taxas de evaporação, utilizando-se modelos hidrodinâmicos bidimensionais.

Partindo-se da premissa que os reservatórios superficiais estão sujeitos a diversas forçantes externas, naturais e/ou antrópicas, que podem afetar suas características, levantaram-se as seguintes questões:

- Os métodos atualmente utilizados para a estimativa da evaporação em lagos e reservatórios são precisos e representativos das peculiaridades locais?
- Os padrões hidrodinâmicos dos mananciais superficiais podem afetar as taxas de evaporação?
- Qual a influência do clima e das variáveis meteorológicas nas taxas de evaporação?
- A qualidade da água pode afetar as taxas de evaporação em corpos hídricos superficiais?
- Qual o impacto da evaporação na disponibilidade hídrica dos mananciais superficiais?
- Qual o impacto dos extremos hidrológicos na hidrodinâmica dos lagos tropicais rasos?
- Há relação entre variáveis meteorológicas e parâmetros hidrodinâmicos?
- É possível explicar a dinâmica de qualidade da água no sistema bacia-lago em função de variáveis sanitárias, meteorológicas e parâmetros hidrodinâmicos? E qual a relação com as taxas de evaporação?

Nesse contexto, este trabalho desenvolveu-se pautado em diversas abordagens inéditas. Por meio destas, delimitaram-se as hipóteses a seguir.

### **1.1. Hipóteses**

- Modelos hidrodinâmicos bidimensionais representam com precisão os processos físicos em lagos e reservatórios. Portanto, podem ser ferramentas efetivas para se estimar as taxas de evaporação.

- A evaporação em lagos e reservatórios pode ser influenciada por variáveis hidroclimáticas (meteorológicas e hidrodinâmicas), bem como pela qualidade da água.

- O acoplamento entre modelos hidrológicos, hidrodinâmicos e de qualidade da água permite avaliar o impacto da hidrologia na hidrodinâmica do lago, bem como a dinâmica da qualidade da água no sistema bacia-lago, e seu impacto nas taxas de evaporação.

## **1.2. Estrutura do trabalho**

A presente tese subdivide-se em sete capítulos, dos quais três são baseados em trabalhos publicados ao longo do desenvolvimento desta pesquisa até a data da defesa. O primeiro capítulo, a corrente seção, denomina-se introdução geral. Nesta apresenta-se, de forma geral, a temática do assunto, problematizando e exemplificando. Além disso, levantam-se as questões da pesquisa, os aspectos inovadores e as hipóteses. O segundo capítulo detalha os objetivos do trabalho (geral e específicos).

No terceiro e quarto capítulos expõe-se a base conceitual desta tese. Apresentam-se definições elementares para a compreensão do presente trabalho, bem como o levantamento do estado da arte, com o objetivo de identificar potencialidades científicas a serem exploradas. É importante destacar que os referidos capítulos estão no formato de artigo científico. Estes baseiam-se em contribuições do desenvolvimento desta pesquisa publicadas como capítulos de livro.

O quinto e o sexto capítulos apresentam os estudos de caso desta pesquisa. Esses capítulos também estão no formato de artigo científico, com as principais contribuições técnico-científicas da presente tese.

No sétimo capítulo expõem-se a conclusão geral e as recomendações de potenciais pesquisas para dar continuidade a este trabalho. Finalmente, têm-se as referências bibliográficas e os apêndices.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. Objetivo geral

Analisar, de forma integrada, as relações entre as condições hidroclimáticas, hidrodinâmicas e da qualidade da água, e seus impactos nas taxas de evaporação de um lago tropical urbano, utilizando um modelo hidrodinâmico bidimensional e através do acoplamento de modelos para o sistema bacia-lago.

### 2.2. Objetivos específicos

Delinaram-se no presente trabalho os seguintes objetivos específicos:

- I. Analisar criticamente os modelos e metodologias disponíveis na literatura para estudos hidrodinâmicos e de evaporação;
- II. Calibrar e validar um modelo hidrodinâmico bidimensional e um modelo hidrológico-hidráulico;
- III. Analisar coeficientes de correção para a estimativa da evaporação utilizando o método do tanque Classe A;
- IV. Acoplar o modelo hidrológico-hidráulico unidimensional ao modelo hidrodinâmico bidimensional para avaliar o impacto das variações hidrológicas na hidrodinâmica do lago raso e as cargas poluidoras aportadas;
- V. Analisar correlações que expliquem a influência de variáveis hidrológicas na hidrodinâmica do lago, bem como a dinâmica da qualidade da água no sistema bacia-lago em função de variáveis sanitárias, meteorológicas e parâmetros hidrodinâmicos;
- VI. Propor e aplicar uma ferramenta matemática para prever a qualidade da água em função das variáveis meteorológicas;
- VII. Analisar o impacto da estratificação térmica, das variáveis meteorológicas e da qualidade de água nas taxas de evaporação, e, desta, na disponibilidade hídrica;
- VIII. Avaliar cenários de redução de nível do reservatório, em função das taxas de evaporação, para subsidiar a proposição de medidas de recuperação ambiental do lago.

### 3. HIDRODINÂMICA E QUALIDADE DA ÁGUA<sup>1</sup>

#### 3.1. Introdução

Os corpos hídricos superficiais apresentam uma dinâmica complexa e dependente de diversas variáveis hidroambientais. Além disso, demandam para a sua compreensão uma visão holística, multi e interdisciplinar. Estudos na área de hidrodinâmica são indispensáveis para a compreensão dos ecossistemas aquáticos (ROBERTSON *et al.*, 2018; ARAÚJO & LIMA NETO, 2019; ARAÚJO, LIMA NETO & BECKER, 2019; ROCHA, MESQUITA & LIMA NETO, 2020; FRAGA, ROCHA & LIMA NETO, 2020).

A hidrodinâmica estuda o movimento dos fluidos, aplicando principalmente os princípios de conservação de massa, quantidade de movimento e energia. Nesse sentido, estuda o movimento das águas, por exemplo, em rios, canais, lagos e reservatórios, bem como o transporte de substâncias de interesse. Ademais, a hidrodinâmica é fundamental para a compreensão dos processos físicos, químicos e biológicos em sistemas naturais, estando intrinsecamente relacionada aos estudos de modelagem de qualidade das águas (ARAÚJO & LIMA NETO, 2019; ARAÚJO, LIMA NETO & BECKER, 2019; ROCHA, MESQUITA & LIMA NETO, 2020; FRAGA, ROCHA & LIMA NETO, 2020; MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2020). Robertson *et al.* (2018), por exemplo, aplicaram um modelo hidrodinâmico unidimensional em um lago raso em Wisconsin, nos Estados Unidos, para avaliar como o nível da água e o clima podem afetar a hidrodinâmica e o estado trófico do lago, em comparação com as alterações antrópicas na bacia hidrográfica. Já Mesquita, Pereira & Lima Neto (2020) aplicaram um modelo hidrodinâmico unidimensional, no sistema de drenagem urbano de Fortaleza, para o cálculo das cargas bacteriológicas aportadas à orla marítima, que potencialmente podem afetar a balneabilidade das praias.

A literatura reporta diversos estudos que abordam trocas de calor, padrões de estratificação térmica, aspectos climáticos, morfométricos e de qualidade das águas (DEUS *et al.*, 2013; MCGLOIN *et al.*, 2014; PTAK *et al.*, 2018; ROCHA, MESQUITA & LIMA NETO, 2020). Pesquisas relacionadas à hidrodinâmica e qualidade da água foram desenvolvidas primeiramente em regiões de clima temperado (STREETER & PHELPS, 1925; VOLLENWEIDER, 1968; VOLLENWEIDER, 1969; VOLLENWEIDER, 1976). Em regiões tropicais, os estudos são posteriores, sendo os primeiros trabalhos na área de limnologia

---

<sup>1</sup> Este capítulo baseou-se no capítulo de livro: MESQUITA, J. B. F; LIMA NETO, I. E. **Hidrodinâmica e Qualidade da Água**. In: Giovanni Seabra. (Org.). Terra, 2021.

(ESTEVEES, 1998; TUNDISI & TUNDISI, 2008). No entanto, considerando a extensão territorial de um país como o Brasil, composto por vários estratos físico-climáticos que caracterizam os seus biomas, esta lacuna é evidente, especialmente em sua região semiárida e/ou tropical subúmida, como o Nordeste brasileiro.

Dessa forma, este capítulo visa apresentar conceitos gerais sobre hidrodinâmica e qualidade da água, notadamente em água interiores, área do conhecimento com vasto campo a ser desenvolvido. Através do levantamento bibliográfico, almeja-se definir conceitos elementares, exemplificar por meio de pesquisas relevantes disponíveis, com vistas a identificar as potencialidades científicas a serem exploradas.

## **3.2. Metodologia**

Neste capítulo realizou-se essencialmente o levantamento do estado da arte sobre hidrodinâmica e qualidade da água em corpos hídricos superficiais, com ênfase em águas interiores. Portanto, caracteriza-se como uma pesquisa qualitativa. Realizou-se levantamento bibliográfico tendo como base de pesquisa artigos disponíveis nos principais periódicos nacionais e internacionais, bem como em livros de referência na temática em questão. A linha de raciocínio e análise foi estruturada a partir da definição de conceitos básicos consolidados, exemplificações através de trabalhos publicados, visando analisar a atual conjuntura e as perspectivas para o avanço da temática em estudo no âmbito das ciências ambientais, com foco nos recursos hídricos.

## **3.3. Base conceitual**

### ***3.3.1. Mecânica dos fluidos ambiental***

A mecânica dos fluidos ambiental descreve o movimento dos fluidos, indispensável aos processos físicos, químicos e biológicos em ambientes naturais e artificiais. Os fundamentos físicos que regem o movimento dos fluidos são baseados, elementarmente, nos princípios de conservação de massa (continuidade) e quantidade de movimento (momentum). Esses princípios e leis físicas fundamentais descrevem a dinâmica dos fluidos, com aplicação desde o estudo do transporte de substâncias em rios, canais, lagos e reservatórios, até as movimentações das massas de ar na atmosfera e dispersão dos poluentes. Os princípios da continuidade e da quantidade de movimento (Equações 1, 2, 3 e 4) são também denominados

de equações de Saint-Venant, quando estas equações são resolvidas considerando o movimento unidimensional dos fluidos (1D), aplicadas a rios e canais (FISCHER, 1979; CHAPRA, 2008). São denominadas equações de Navier-Stokes para fluidos newtonianos e incompressíveis, considerando a viscosidade e a massa específica constantes (quatro equações com quatro variáveis). As Equações 1, 2, 3 e 4 apresentam-se em coordenadas cartesianas, simplificadas desprezando-se o efeito Coriolis e a tensão de cisalhamento viscosa. Por incluir a decomposição de Reynolds (descrita mais adiante nesta seção), denominam-se equações médias de Navier-Stokes, ou equações médias de Reynolds (KUNDU & COHEN, 2002).

$$\frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} + \frac{\partial \bar{w}}{\partial z} = -q \quad (1)$$

Em que:

$\bar{u}$ ,  $\bar{v}$ ,  $\bar{w}$  = componentes da velocidade nas direções x (longitudinal), y (lateral) e z (z= vertical), respectivamente;

$q$  = termo de fonte ou sumidouro. No caso da Eq. 1 pode representar as perdas por evaporação, por exemplo.

A conservação da quantidade de movimento (Equações 2, 3 e 4) pode ser derivada da segunda lei de Newton. Além das forças externas que influenciam à hidrodinâmica, existem três forças essenciais: força gravitacional, força do gradiente de pressão da água e forças viscosas; estas são termos incorporados na lei de conservação da quantidade de movimento (KUNDU & COHEN, 2002; JI, 2017).

Coordenada x:

$$\frac{\partial \bar{u}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{u}}{\partial z} = g \operatorname{sen} \beta - \frac{1}{\bar{\rho}} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x} + \frac{1}{\bar{\rho}} \left( \frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{xz}}{\partial z} \right) \quad (2)$$

Coordenada y:

$$\frac{\partial \bar{v}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{v}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{v}}{\partial z} = -\frac{1}{\bar{\rho}} \frac{\partial \bar{p}}{\partial y} + \frac{1}{\bar{\rho}} \left( \frac{\partial \tau_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{yz}}{\partial z} \right) \quad (3)$$

Coordenada z:

$$\frac{\partial \bar{w}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{w}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{w}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{w}}{\partial z} = g \cos \beta - \frac{1}{\bar{\rho}} \frac{\partial \bar{p}}{\partial z} + \frac{1}{\bar{\rho}} \left( \frac{\partial \tau_{zx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{zy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{zz}}{\partial z} \right) \quad (4)$$

Em que:

$\beta$  = ângulo formado entre o fundo do canal e uma reta horizontal;

$\rho$  = massa específica do fluido;

$\tau_{xx}, \tau_{xy}, \tau_{xz}$  = tensão de cisalhamento turbulenta agindo na direção x na face x, y e z,

respectivamente, do volume de controle. Define-se:  $\tau_{xx} = v_t \rho \frac{\partial \bar{u}}{\partial x}$ ,  $\tau_{xy} = v_t \rho \frac{\partial \bar{u}}{\partial y}$ ,  $\tau_{xz} = v_t \rho \frac{\partial \bar{u}}{\partial z}$ ;

$\tau_{yx}, \tau_{yy}, \tau_{yz}$  = tensão de cisalhamento turbulenta agindo na direção y na face x, y e z,

respectivamente, do volume de controle. Define-se:  $\tau_{yx} = v_t \rho \frac{\partial \bar{v}}{\partial x}$ ,  $\tau_{yy} = v_t \rho \frac{\partial \bar{v}}{\partial y}$ ,  $\tau_{yz} = v_t \rho \frac{\partial \bar{v}}{\partial z}$ ;

$\tau_{zx}, \tau_{zy}, \tau_{zz}$  = tensão de cisalhamento turbulenta agindo na direção z na face x, y e z,

respectivamente, do volume de controle. Define-se:  $\tau_{zx} = v_t \bar{\rho} \frac{\partial \bar{w}}{\partial x}$ ,  $\tau_{zy} = v_t \bar{\rho} \frac{\partial \bar{w}}{\partial y}$ ,  $\tau_{zz} = v_t \bar{\rho} \frac{\partial \bar{w}}{\partial z}$ ;

$v_t$  = viscosidade turbulenta;

$\frac{\partial \bar{u}}{\partial t}$ ,  $\frac{\partial \bar{v}}{\partial t}$ ,  $\frac{\partial \bar{w}}{\partial t}$  = aceleração local nas direções x, y e z, respectivamente;

$g \sin \beta$ ,  $g \cos \beta$  = gravidade;

$\frac{1}{\bar{\rho}} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x}$ ,  $\frac{1}{\bar{\rho}} \frac{\partial \bar{p}}{\partial y}$ ,  $\frac{1}{\bar{\rho}} \frac{\partial \bar{p}}{\partial z}$  = gradiente de pressão;

$\frac{1}{\bar{\rho}} \left( \frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{xz}}{\partial z} \right)$ ,  $\frac{1}{\bar{\rho}} \left( \frac{\partial \tau_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{yz}}{\partial z} \right)$ ,  $\frac{1}{\bar{\rho}} \left( \frac{\partial \tau_{zx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{zy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{zz}}{\partial z} \right)$  = tensão de cisalhamento turbulenta nas direções x, y e z, respectivamente.

O Quadro 1 apresenta, como exemplo, as principais equações governantes do modelo bidimensional CE-QUAL-W2, após as devidas simplificações, considerando as coordenadas longitudinal (x) e a vertical (z), bem como um canal com ou sem inclinação de fundo.

Quadro 1 – Principais equações governantes do modelo bidimensional CE-QUAL-W2 considerando o escoamento em um canal com e sem inclinação de fundo

<b>Equações</b>	<b>Sem inclinação e conservação de movimento na interseção das aflúências</b>	<b>Com inclinação e conservação de movimento na interseção das aflúências</b>
x - quantidade de movimento	$\frac{\partial UB}{\partial t} + \frac{\partial UUB}{\partial x} + \frac{\partial VUB}{\partial y} + \frac{\partial WUB}{\partial z} =$ $gB \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{gB}{\rho} \int_{\rho}^z \frac{\partial \eta}{\partial x} dz + \frac{1}{\rho} \frac{\partial B\tau_{xx}}{\partial x} +$ $\frac{1}{\rho} \frac{\partial B\tau_{xz}}{\partial z}$	$\frac{\partial UB}{\partial t} + \frac{\partial UUB}{\partial x} + \frac{\partial VUB}{\partial y} +$ $\frac{\partial WUB}{\partial z} = gB \text{sen} \alpha +$ $g \cos \alpha B \frac{\partial \eta}{\partial x} -$ $\frac{g \cos \alpha B}{\rho} \int_{\rho}^z \frac{\partial \eta}{\partial x} dz + \frac{1}{\rho} \frac{\partial B\tau_{xx}}{\partial x} +$ $\frac{1}{\rho} \frac{\partial B\tau_{xz}}{\partial z} + qBU_x$
z - quantidade de movimento	$0 = g - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z}$	$0 = g \cos \alpha - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z}$
Continuidade	$\frac{\partial UB}{\partial x} + \frac{\partial WB}{\partial z} = qB$	$\frac{\partial UB}{\partial x} + \frac{\partial WB}{\partial z} = qB$
Estado	$\rho = f(T_w, \Phi_{TDS}, \Phi_{ss})$	$\rho = f(T_w, \Phi_{TDS}, \Phi_{ss})$
Superfície livre	$B_{\eta} \frac{\partial \eta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \int_{\eta}^h UB dz - \int_{\eta}^h qB dz$	$B_{\eta} \frac{\partial \eta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \int_{\eta}^h UB dz$ $- \int_{\eta}^h qB dz$
Conservação de massa/calor	$\frac{\partial B\Phi}{\partial t} + \frac{\partial UB\Phi}{\partial x} + \frac{\partial WB\Phi}{\partial z}$ $- \frac{\partial \left( BD_x \frac{\partial \Phi}{\partial x} \right)}{\partial x}$ $- \frac{\partial \left( BD_z \frac{\partial \Phi}{\partial z} \right)}{\partial z}$ $= q_{\Phi} B + S_{\Phi} B$	$\frac{\partial B\Phi}{\partial t} + \frac{\partial UB\Phi}{\partial x} + \frac{\partial WB\Phi}{\partial z}$ $- \frac{\partial \left( BD_x \frac{\partial \Phi}{\partial x} \right)}{\partial x}$ $- \frac{\partial \left( BD_z \frac{\partial \Phi}{\partial z} \right)}{\partial z}$ $= q_{\Phi} B + S_{\Phi} B$

Fonte: Cole e Wells, 2018 (adaptado).



Em que:  $U$  = velocidade horizontal ( $m.s^{-1}$ );  $W$  = velocidade vertical ( $m.s^{-1}$ );  $B$  = largura do canal;  $p$  = pressão;  $\tau_{xx}$  = tensão de cisalhamento lateral média na direção  $x$ ;  $\tau_{xy}$  = tensão de cisalhamento lateral média na direção  $y$ ;  $\rho$  = massa específica do fluido;  $\eta$  = superfície da água.

Conforme mostrado nas Equações 1, 2, 3 e 4, quando se considera o movimento turbulento do fluido, introduz-se nas equações de Navier-Stokes a decomposição do valor instantâneo da grandeza física que caracteriza o campo de escoamento (velocidade, pressão, massa específica ou temperatura). Ou seja, utiliza-se a média e a flutuação de tempo turbulento da variável de interesse, obtidas através da decomposição de Reynolds. Esses são os modelos baseados na clássica decomposição de Reynolds ou *Reynolds Average Navies-Stokes equations* (RANS). Dessa forma, surgem termos não lineares denominados “tensões de Reynolds”. Assim, demandam-se, para a solução de problemas práticos, as equações de fechamento do fluxo turbulento (KUNDU & COHEN, 2002). Essa abordagem pode ou não utilizar o conceito de viscosidade/difusividade turbulenta (LESIEUR, 2008; SOUZA *et al.*, 2011). O Quadro 2 apresenta algumas equações de fechamento da viscosidade turbulenta vertical e de comprimento de mistura utilizadas pelo modelo hidrodinâmico CE-QUAL-W2.

Quadro 2 - Equações de fechamento da viscosidade turbulenta vertical utilizadas no modelo CE-QUAL-W2

Nome	Equação	Referência
Nickuradse (NICK)	$v_t = l_m^2 \left  \frac{\partial u}{\partial z} \right  e^{-CR_i}$ $l_m = H \left[ 0,14 - 0,08 \left( 1 - \frac{z}{H} \right)^2 - 0,06 \left( 1 - \frac{z}{H} \right)^4 \right]$	Rodi (1993)
Parabolic (PARAB)	$v_t = k_{vk} u_* z \left( 1 - \frac{z}{H} \right) e^{-CR_i}$	Engelund (1976)
W2 (utilizada na versão 2)	$v_t = k_o \left( \frac{l_m^2}{2} \right) \sqrt{\left( \frac{\partial U}{\partial z} \right)^2 + \left( \frac{\tau_{wy} e^{-k_o z} + \tau_y \text{tributário}}{\rho v_t} \right)^2} e^{-CR_i}$ $l_m = \Delta Z_{max}$	Cole e Buchak (1995)
W2 com comprimento de mistura de Nickuradse (W2N)	$v_t = k_o \left( \frac{l_m^2}{2} \right) \sqrt{\left( \frac{\partial U}{\partial z} \right)^2 + \left( \frac{\tau_{wy} e^{-k_o z} + \tau_y \text{tributário}}{\rho v_t} \right)^2} e^{-CR_i}$ $l_m = H \left[ 0,14 - 0,08 \left( 1 - \frac{z}{H} \right)^2 - 0,06 \left( 1 - \frac{z}{H} \right)^4 \right]$	Cole e Buchak (1995) e Rodi (1993)

RNG (re-normalization group)	$v_t = v \left[ 1 + \psi \left( 3\kappa \left( \frac{zu_*}{v} \right)^3 \left( 1 - \frac{z}{H} \right)^3 - C_1 \right) \right]^{1/3} e^{-CR_i}$	Simoes (1998)
TKE (Turbulent kinetic energy)	$v_t = C_\mu \frac{k_2}{\varepsilon}$ <p>Em que <math>k</math> e <math>\varepsilon</math> são definidos de:</p> $\frac{\partial k_c B}{\partial t} + \frac{\partial k_c B U}{\partial x} + \frac{\partial k_c B W}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} \left( B \frac{v_t}{\sigma_{k_c}} \frac{\partial k_c}{\partial z} \right) - \frac{\partial}{\partial x} \left( B \frac{v_t}{\sigma_{k_c}} \frac{\partial k_c}{\partial x} \right) = B(P + G - \varepsilon + P_k)$ $\frac{\partial \varepsilon B}{\partial t} + \frac{\partial \varepsilon B U}{\partial x} + \frac{\partial \varepsilon B W}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} \left( B \frac{v_t}{\sigma_\varepsilon} \frac{\partial \varepsilon}{\partial z} \right) - \frac{\partial}{\partial x} \left( B \frac{v_t}{\sigma_\varepsilon} \frac{\partial \varepsilon}{\partial x} \right) = B \left( C_{\varepsilon 1} \frac{\varepsilon}{k_c} P + C_{\varepsilon 2} \frac{\varepsilon^2}{k_c} + P_\varepsilon \right)$ <p>Termo de produção: <math>TP = v_t \left[ \left( \frac{\partial U}{\partial z} \right)^2 \right]</math></p> <p>Termo de empuxo: <math>G = -\frac{v_t}{\sigma_t} N^2</math></p> <p>Frequência de Brunt – Vaisala: <math>N = \sqrt{-\frac{g}{\rho} \frac{d\rho}{dz}}</math></p>	Wells (2000)

Fonte: Cole e Wells, 2018 (adaptado).

Sabe-se que:  $v_t$  = viscosidade turbulenta;  $l_m$  = comprimento de mistura  $z$  = coordenada vertical;  $H$  = profundidade;  $u$  = velocidade horizontal;  $R_i$  = número de Richardson (definido mais adiante, Eq. 7);  $B$  = largura;  $\varepsilon$  = taxa de dissipação da energia turbulenta;  $U$  = velocidade longitudinal (média lateral);  $W$  = velocidade vertical (média lateral);  $C$  = constante (0,15);  $u_*$  = velocidade de cisalhamento;  $k_{vk}$  = constante de Von Karman;  $\tau_{wy}$  = cisalhamento do vento;  $\Delta Z_{max}$  = máxima distância vertical da grade;  $TP$  = energia turbulenta produzida do atrito de contorno;  $k_o$  = número de ondas (no modelo W2);  $\rho$  = massa específica do líquido;  $\psi = \max(0, x)$ ;  $v$  = viscosidade molecular;  $C_1$  = constante empírica (100);  $k_c$  = energia cinética turbulenta (no modelo TKE);  $\sigma$  = número de Prandlt turbulento;  $C_\varepsilon, C_\mu$  = constantes no modelo TKE; e  $\tau_y$  tributário = cisalhamento dos tributários laterais.

Além dos modelos mostrados no Quadro 2, existem outros modelos baseados em simulação numérica, comumente utilizados no cálculo de fechamento da turbulência, como: o modelo de simulação direta ou *Direct Numeric Simulation* (DNS) e a Simulação de Grandes Escalas (SGE) ou *Large Eddy Simulation* (LES). O DNS consiste na resolução das equações completas de Navier-Stokes, em todos as escalas espaciais e temporais, e em todos os pontos da grade. Uma limitação desta técnica, assim como da SGE, é o elevado esforço computacional demandado, a depender do grau de refinamento da grade. Já o SGE permite a simulação de escoamento com maiores números de Reynolds, em comparação com as técnicas anteriores. Para este fim, utiliza-se um filtro que separa as grandes estruturas, os grandes vórtices, que transportam maiores quantidades de energia e quantidade de movimento, das pequenas estruturas, representadas pelos pequenos vórtices (LESIEUR, 2008; SOUZA *et al.*, 2011).

Ademais, no transporte de massa relacionado à hidrodinâmica há três fenômenos a saber: a advecção, a difusão e as reações. O transporte advectivo se efetua devido ao movimento unidirecional do fluido, ou seja, no sentido do escoamento. Já a difusão se caracteriza pelo espalhamento ocasionado pelo movimento aleatório das partículas. Em escala microscópica, denomina-se difusão molecular (movimento browniano) e, em grande escala, difusão turbulenta; esta é predominante no transporte difusivo, devido à turbulência que normalmente caracteriza o escoamento em ambientes naturais. A difusão é descrita matematicamente pela conhecida Lei de Fick. As reações representam as fontes ou sumidouros de alguma substância presente no fluido por processos físicos, químicos e/ou biológicos (FISCHER, 1979; CHAPRA, 2008). O transporte de calor, ou de massa de uma espécie constituinte por analogia, pode ser calculado pela Equação 5 e 6, considerando o fluido incompressível (GULLIVER, 2007):

$$\frac{\partial \bar{T}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{T}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{T}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{T}}{\partial z} = \alpha \left( \frac{\partial^2 \bar{T}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{T}}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \bar{T}}{\partial z^2} \right) + \frac{S}{\rho C_p} \quad (5)$$

$$\alpha = \frac{k_T}{\rho C_p} \quad (6)$$

Em que:  $T$  = temperatura média ( $^{\circ}\text{C}$ );  $\alpha$  = coeficiente de difusividade turbulenta de calor;  $S$  = taxa de fonte ou sumidouro de energia ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{s}^{-1}$ );  $C_p$  = calor específico do fluido à pressão constante ( $\text{cal}\cdot\text{g}^{-1}\cdot^{\circ}\text{C}^{-1}$ ); e  $k_T$  = condutividade térmica de calor ( $^{\circ}\text{C}^{-1}\cdot\text{cal}^{-1}\cdot(\text{m/s})^{-1}$ ).

### 3.3.2. Balanço de energia e estratificação térmica

Diversas propriedades físicas e químicas da água influenciam na dinâmica ecossistêmica dos ambientes aquáticos. Dentre as propriedades físicas, a térmica é transversal às demais, pois influencia e rege os processos físicos, químicos e biológicos (TUNDISI & TUNDISI, 2008). O balanço de energia nos lagos e reservatórios, por exemplo, é regido principalmente pela temperatura da vazão afluente e efluente, radiação incidente, velocidade do vento, trocas de calor entre a interface água/sedimento e água/ atmosfera (LI *et al.*, 2018). No entanto, a distribuição de energia na coluna d' água também é fortemente afetada pelas características físicas, químicas e biológicas do meio (DEUS *et al.*, 2013; LÓPEZ MOREIRA *et al.*, 2018), podendo-se constatar que se tratam de mecanismos interdependentes em termos relativos, já que outros fatores como a latitude, aspectos hidrológicos, morfométricos e morfológicos dos corpos hídricos, por exemplo, são determinantes ao balanço de energia e, conseqüentemente, à hidrodinâmica (LI *et al.*, 2013; LI *et al.*, 2018). A Figura 2 ilustra a distribuição de energia do espectro de radiação solar que atinge a água.

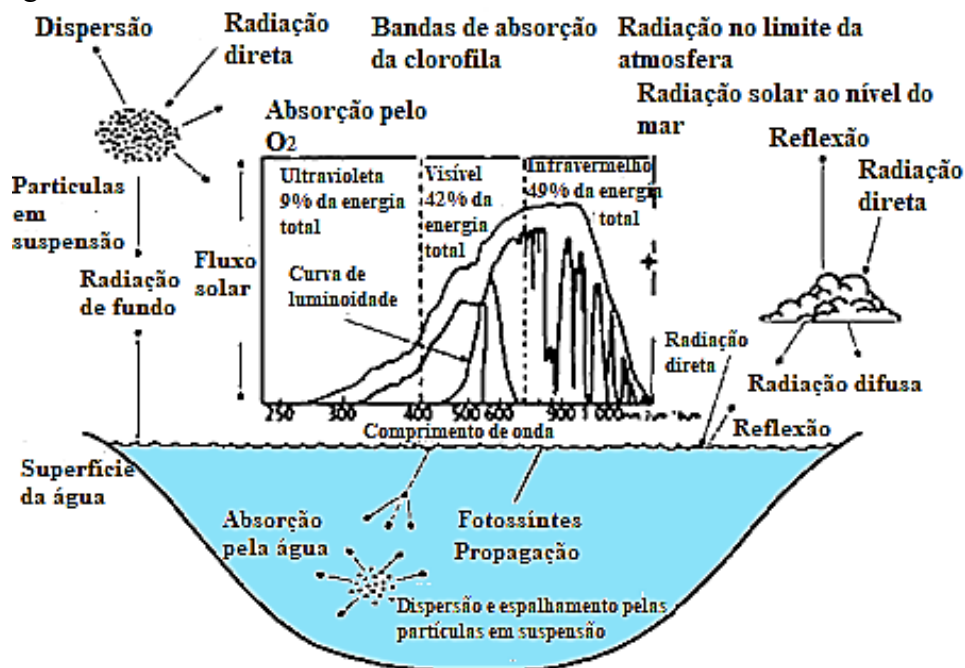
A radiação incidente na superfície da água de um lago ou reservatório, aliada às características morfométricas, aos fatores climáticos e à qualidade da água, é determinante ao balanço de energia (PTAK *et al.*, 2018) e, conseqüentemente, ao gradiente de temperatura na coluna de água, denominado estratificação térmica. Esta influencia diretamente a variação da densidade do fluido que, por sua vez, também está relacionada à presença de substâncias na água. Quanto maior a estratificação térmica de um corpo de água, maior sua tendência à estabilidade; portanto, maior deverá ser o trabalho realizado para a indução do processo de mistura turbulenta pelo vento. O número de Richardson, Equação 7, descreve a interdependência entre esses fatores (CHAPRA, 2008; TUNDISI & TUNDISI, 2008).

$$R_i = \frac{\left(\frac{g}{\rho}\right)\left(\frac{\partial\rho}{\partial z}\right)}{\left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)^2} \quad (7)$$

Em que:  $g$  = aceleração da gravidade ( $\text{m.s}^{-2}$ );  $\rho$  = densidade do fluido ( $\text{kg.m}^{-3}$ );  $u$  = velocidade média da água ( $\text{m.s}^{-1}$ );  $z$  = profundidade (m);  $\frac{\partial\rho}{\partial z}$  = gradiente de densidade com a profundidade ( $\text{kg.m}^{-3}.\text{m}^{-1}$ ); e  $\frac{\partial u}{\partial z}$  = gradiente de velocidade horizontal com a profundidade ou cisalhamento ( $\text{s}^{-1}$ ). Se o valor de  $R_i > 0,25$ , o regime é considerado estável; se  $R_i < 0,25$ , há

predominância do processo de mistura turbulenta, dessa forma, a estratificação é destruída; se  $R_i = 0$ , considera-se o líquido homogêneo; se  $R_i < 0$ , a estratificação é dita instável; e se  $R_i > 0$ , a estratificação é considerada estável.

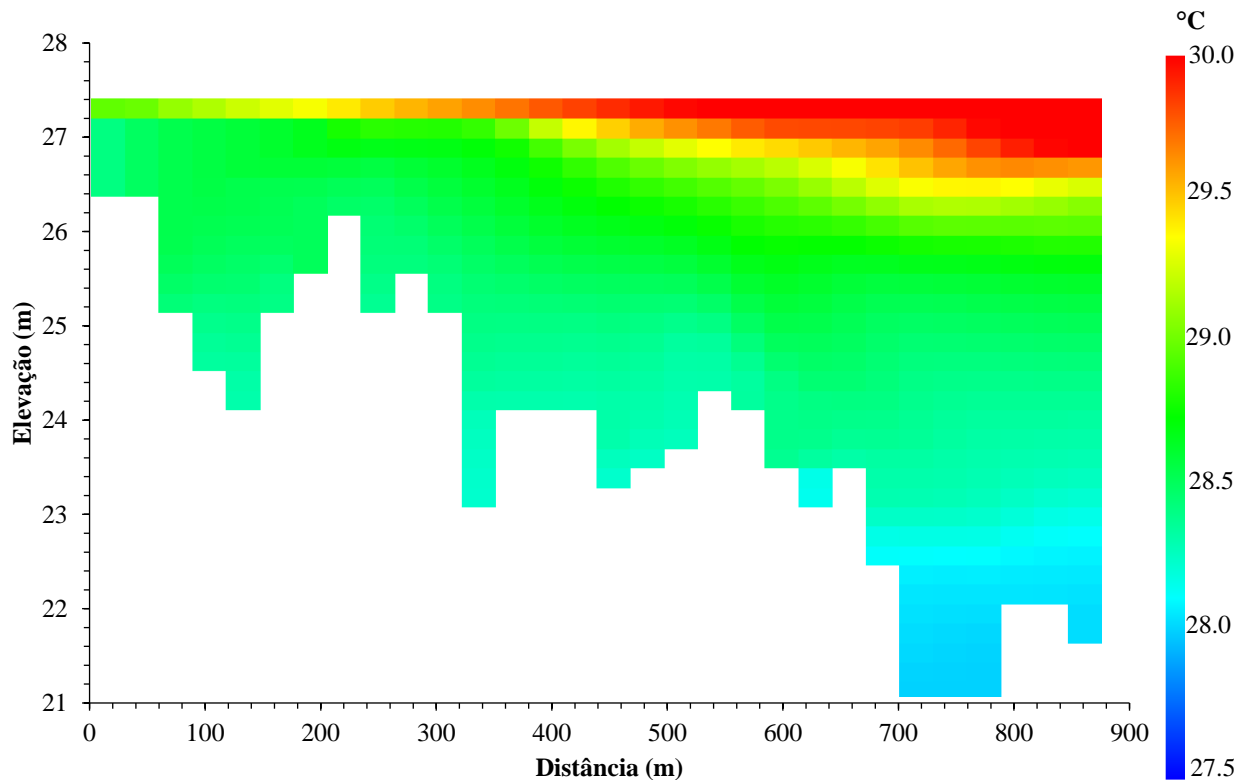
Figura 2 – Exemplo de distribuição energética de um espectro de radiação solar que atinge e penetra a água



Fonte: Tundisi e Tundisi, 2008 (adaptado).

Os lagos tropicais, devidos às altas temperaturas e ao aquecimento mais rápido da zona fótica do corpo hídrico, geralmente possuem um padrão de estratificação térmica diurna e desestratificação noturna (TUNDISI & TUNDISI, 2008). Este padrão também foi constatado em um lago raso, no Paraguai, região de clima subtropical, intensificado por conta da turbidez da água (LÓPEZ MOREIRA *et al.*, 2018). Por outro lado, mesmo em regiões tropicais, lagos profundos também podem apresentar estabilidade térmica da coluna água por maiores períodos. Gonçalves, Garcia & Barroso (2016), por exemplo, analisaram o regime de mistura de um lago com profundidade máxima de 33,9 m, localizado no Sudeste brasileiro, e verificaram um padrão de estratificação térmica durante a estação chuvosa/quente e mistura na estação seca/fria. A Figura 3 ilustra um exemplo de perfil térmico bidimensional de um reservatório raso, o lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil.

Figura 3 – Perfil térmico bidimensional levemente estratificado do lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil



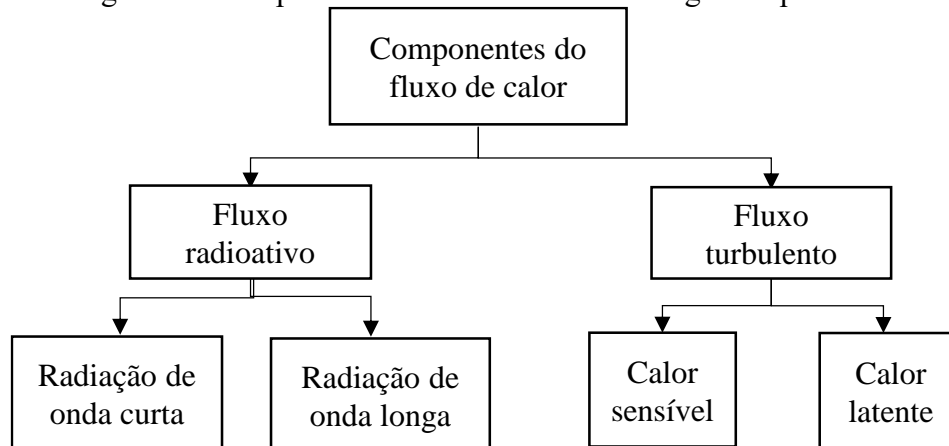
Fonte: elaborada pela autora.

As trocas de calor entre as águas superficiais e a atmosfera ocorrem devido a processos radioativos e por transferência turbulenta. Aqueles incluem a radiação de onda curta emitida pelo sol e a radiação de onda longa emitida pela atmosfera e pela água superficial. A transferência turbulenta inclui o calor latente demandado pelo processo de evaporação; e a transferência de calor sensível, devido ao gradiente de temperatura no contato entre a superfície da água e o ar sobrejacente (JI, 2017).

A Figura 4 apresenta uma síntese dos componentes do fluxo de calor em águas superficiais. Nas trocas de calor entre a água e a atmosfera, Equação 8, a taxa de energia líquida ( $H_n$ ) é computada através do balanço entre a radiação solar incidente ou radiação de onda curta ( $H_s$ ); radiação de onda longa ( $H_a$ ); calor dissipado ou ganho devido à evaporação ou condensação ( $H_e$ ); calor perdido ou ganho por condução ( $H_c$ ); radiação de onda curta refletida ( $H_{sr}$ ); radiação de onda longa refletida ( $H_{ar}$ ); e radiação de onda longa ou radiação de retorno emitida pela água ( $H_{br}$ ) (EPA, 1971).

$$H_n = H_s + H_a + H_e + H_c - (H_{sr} + H_{ar} + H_{br}) \quad (8)$$

Figura 4 – Componentes do fluxo de calor em águas superficiais



Fonte: Ji, 2017 (adaptado).

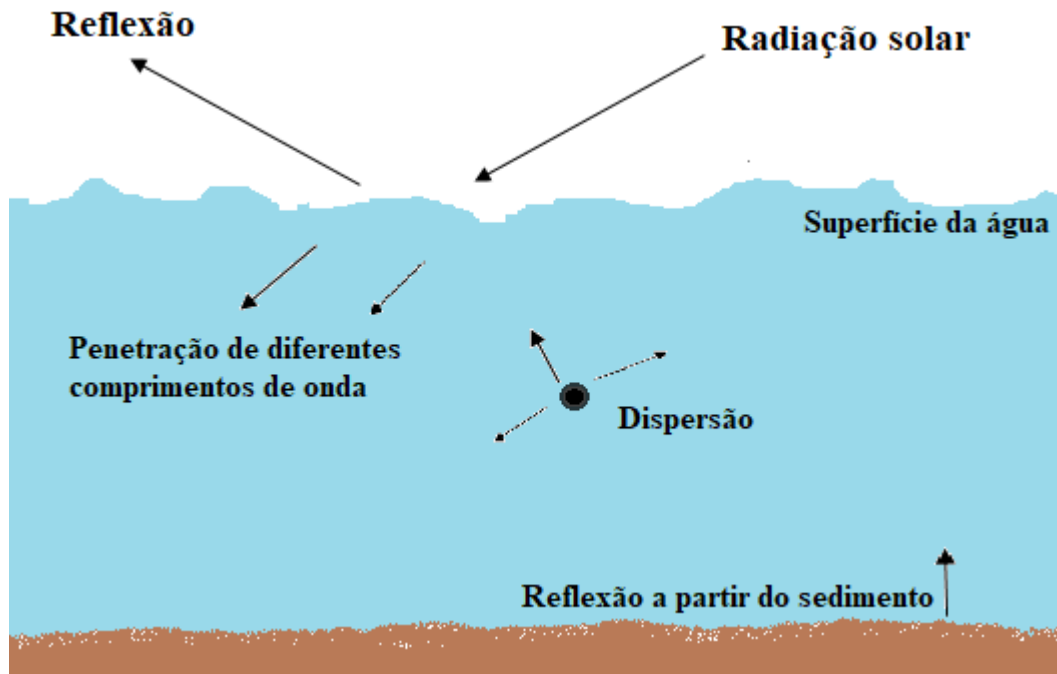
No balanço de energia em superfícies livres, sabe-se que a radiação incidente, denominada de radiação de onda curta ( $H_s$ ), sofre o efeito de reflexão e refração pela interface ar/água (Figura 5) (TUNDISI & TUNDISI, 2008). A razão entre a radiação refletida ( $H_{sr}$ ) e a incidente denomina-se albedo (ABTEW & MELESSE, 2013).

A parcela de radiação de onda curta que penetra é responsável pela distribuição energética na coluna d' água, podendo ser convertida em calor sensível e, posteriormente, em calor latente evaporativo ( $H_e$ ). Os corpos de água dissipam energia na forma de radiação de onda longa ou radiação de retorno ( $H_{br}$ ), evaporação e condução ( $H_c$ ), enquanto recebem da atmosfera na forma de radiação de onda curta e longa. A radiação de onda longa ( $H_a$ ), oriunda da atmosfera devido ao efeito estufa, também pode ser absorvida pela superfície do lago, especialmente no período noturno e em dias nublados. Ademais, uma parte da radiação de onda longa recebida da atmosfera é refletida ( $H_{ar}$ ) pela superfície da água, configurando-se, portanto, em um sistema de trocas de calor constante entre as superfícies hídricas e a atmosfera (EPA, 1971; WUNDERLICH 1972). A radiação penetrante normalmente é utilizada como fonte de energia para os processos biológicos, como a fotossíntese, e/ou processos químicos (ESTEVES, 1998; TUNDISI & TUNDISI, 2008). A energia perdida pela evaporação ocorre na forma de calor latente evaporativo. Já a condução de calor ( $H_c$ ) é a distribuição da energia através do contato entre as moléculas. Esta se dá tanto entre moléculas do mesmo fluido, como na coluna d' água, como entre a água e a atmosfera sobrejacente.

Além disso, a distribuição de energia na água depende das propriedades óticas do meio, como os padrões de espalhamentos e suas profundidades. Há um decréscimo exponencial da penetração da luz com a profundidade, sendo a perda expressa pelo coeficiente de extinção

da luz absorvida por metro de água (WUNDERLICH1 1972; TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Figura 5 – Radiação solar que atinge a superfície da água (reflexão e refração)

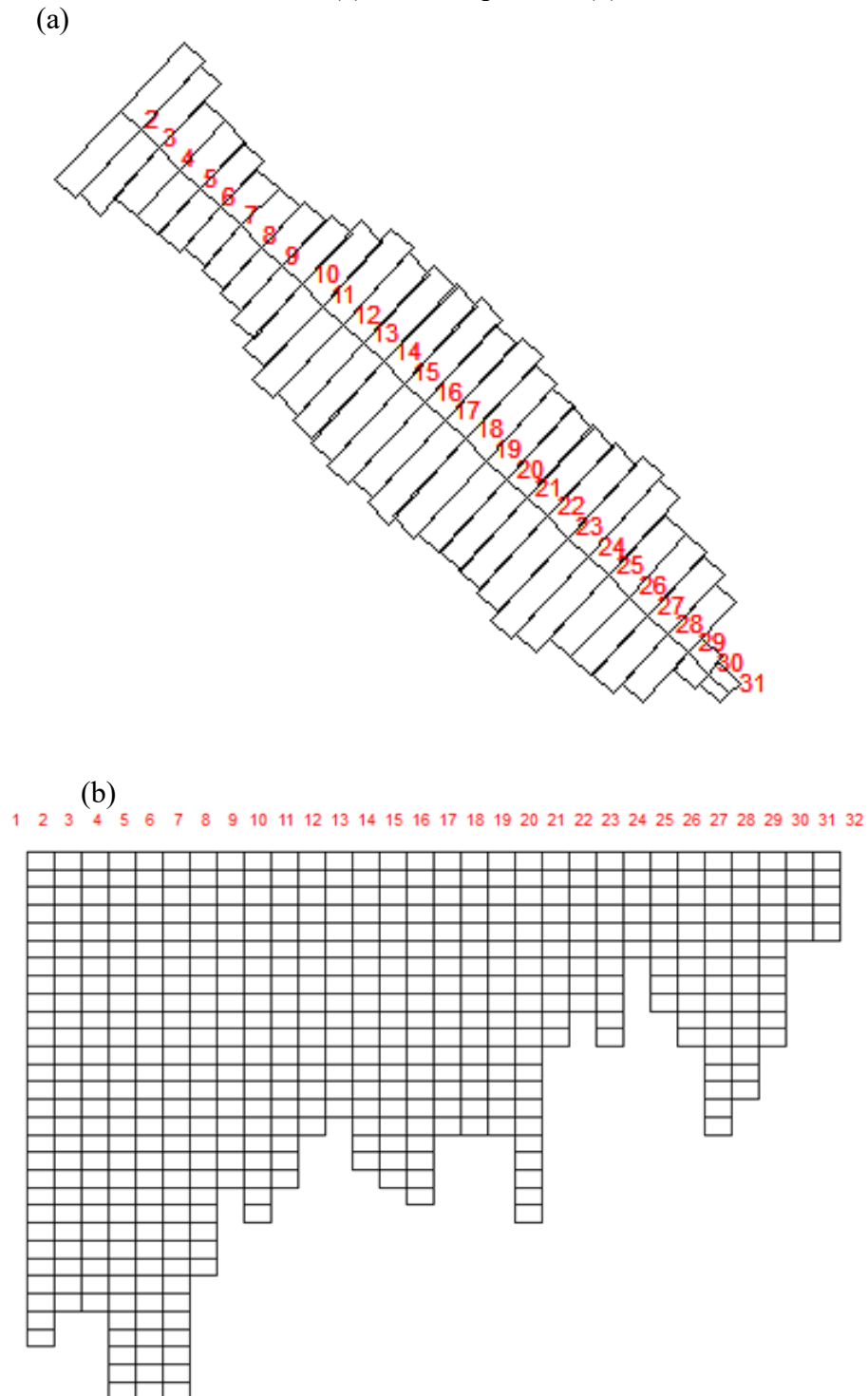


Fonte: Tundisi e Tundisi, 2008 (adaptado).

A morfologia e a topografia do lago ou reservatório, por exemplo, podem apresentar diferenças espaciais que também resultam em modificação espacial do perfil de estratificação térmica, biológica e/ou química. Tal pode ocorrer por conta da influência das irregularidades e depressões nos padrões de circulação no lago (TUNDISI & TUNDISI, 2008). A Figura 6 apresenta um exemplo de segmentação para a construção da grade para o modelo CE-QUAL-W2, a partir do perfil batimétrico do lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil.



Figura 6 – Grade construída para o modelo CE-QUAL-W2 a partir do perfil batimétrico do lago Santo Anastácio em Fortaleza, Ceará. (a) vista em planta e (b) vista lateral



Fonte: elaborada pela autora a partir do mapa batimétrico disponível em Araújo (2016).

### 3.3.3. Tempo de residência hidráulico e qualidade da água

O tempo de residência ou retenção hidráulica ( $T_r$ ) é o tempo necessário para que

haja a completa renovação da água de um lago ou reservatório. É definido matematicamente pela relação entre o volume do lago ou reservatório e a sua vazão afluente (CHAPRA, 2008). Portanto, pode ser influenciado pelo volume escoado na bacia de contribuição, bem como pelas características pluviométricas da região (LI *et al.*, 2013). Além disso, é influenciado também pelo padrão de circulação do lago que, por sua vez, é função da morfologia e da topografia, conforme mencionado no tópico anterior. Dessa forma, o tempo de residência também é variável conforme do padrão de estratificação térmica do lago (LI *et al.*, 2013; ROCHA, MESQUITA & LIMA NETO, 2020). Por estas propriedades, o tempo de residência é um fator determinante à qualidade da água, sendo função do coeficiente de decaimento do fósforo de lagos e reservatórios, por exemplo (VOLLENWEIDER, 1976; TONÉ & LIMA NETO, 2020; ROCHA, MESQUITA & LIMA NETO, 2019; ROCHA, MESQUITA & LIMA NETO, 2020). O coeficiente de decaimento, por sua vez, pode estar relacionado ao número de Reynolds, fato que mostra a sua dependência do regime de escoamento. Fraga, Rocha e Lima Neto (2020), por exemplo, obtiveram uma correlação entre o número de Reynolds e o coeficiente de decaimento de coliformes, assumindo um modelo de fluxo em pistão, no lago Santo Anastácio.

Deus *et al.* (2013) aplicaram o modelo hidrodinâmico e de qualidade da água CEQUAL-W2 no reservatório Tucuruí, no estado do Pará, Brasil. Os autores verificaram que maiores cargas de fósforo não implicam uma maior produtividade fitoplanctônica. Atribuíram esta característica ao reduzido tempo de residência hidráulico detectado no reservatório, que não seria suficiente para a ocorrência dos processos biológicos e químicos necessários à eutrofização. Dessa forma, evidencia-se a relação direta entre tempo de residência e a qualidade da água.

#### **3.3.4. Modelos hidrodinâmicos**

Os modelos hidrodinâmicos e de qualidade da água são aplicados para representar os processos físicos nos ambientes de interesse, a partir calibração com dados medidos da área de estudo. Estes podem ser, em linhas gerais: vazões afluentes e efluentes, batimetria, dados meteorológicos e de qualidade da água. Os modelos hidrodinâmicos podem ser aplicados para o estudo de rios, canais, lagos e reservatórios. Quanto ao número de coordenadas espaciais, os modelos hidráulicos/hidrodinâmicos podem ser sem dimensões (0-D), unidimensionais (1-D), bidimensionais (2-D) ou tridimensionais (3-D) (FISCHER, 1979; CHAPRA, 2008; JI, 2017). O Quadro 3 apresenta uma síntese de alguns modelos hidrodinâmicos aplicados em rios, canais,

lagos e reservatórios, citando algumas bibliografias como exemplo de suas aplicações.

Quadro 3 – Exemplos de modelos hidrodinâmicos utilizados em rios, canais, lagos, reservatórios e zonas costeiras

Coordenadas espaciais	Fundamentos	Rios e canais		Lagos, reservatórios, zonas costeiras e estuários	
		Modelo	Pesquisas	Modelo	Pesquisas
0 dimensional	Conservação de massa. Modelos de mistura completa.	-	-	Vollenweider (1968) Vollenweider (1969) Vollenweider (1976)	Toné e Lima Neto (2020); Araújo, Lima Neto e Becker (2019); Rocha, Mesquita e Lima Neto (2019); Rocha, Mesquita e Lima Neto (2020).
Unidimensional (1D)	Conservação de massa, quantidade de movimento e/ou energia no sentido do escoamento (rios e canais) e/ou na vertical (lagos e reservatórios).	SWMM	Mesquita, Pereira e Lima Neto (2017); Mesquita, Pereira e Lima Neto (2020).	GLM*	Robertson <i>et al.</i> (2018); Soares <i>et al.</i> (2019).
		QUAL-UFMG	Oliveira Filho e Lima Neto (2017); Lima, Mamede e Lima Neto (2018).	DYRESM	McGloin <i>et al.</i> (2014); Helfer <i>et al.</i> (2018).
				MCTR-1	Polli e Bleninger (2018); Polli e Bleninger (2019).
Bidimensional (2-D)	Conservação de massa, quantidade de movimento e/ou energia em duas coordenadas, considerando a média da coordenada lateral ou	Kanal++	Scheer (2008)	CE-QUAL-W2	Deus <i>et al.</i> (2013); Golyjeswski (2020); Firoozi <i>et al.</i> (2020); Rocha, Mesquita e Lima Neto (2020).

	vertical.				SisBaHiA	Pereira <i>et al.</i> (2015); Mesquita, Pereira e Lima Neto (2017).
Tridimensional (3-D)	Conservação de massa, quantidade de movimento e/ou energia em três coordenadas.	k-ε	Sousa Filho <i>et al.</i> (2014)		Delft3D	Polli e Bleninger (2019); Golyjeswski (2020).
					MIKE 3	Li <i>et al.</i> (2018)

Fonte: elaborado pela autora.

\*Nota: o modelo GLM resolve apenas as equações de balanço de massa e de energia na coordenada vertical.

### 3.4. Conclusão

Realizou-se no presente trabalho uma revisão bibliográfica sobre a hidrodinâmica e a qualidade da água em corpos d'água superficiais, com ênfase em águas interiores. A partir do exposto, verificou-se que a hidrodinâmica em corpos de água envolve a interação de diversos aspectos, especialmente relacionados ao clima, morfometria dos corpos de água e qualidade da água. No entanto, apesar dos avanços na compreensão deste campo de estudo multidisciplinar, verificou-se que maior parte dos avanços científicos até então realizados foram predominantemente através de pesquisas concentradas em regiões de clima temperado. Nesse sentido, ainda existe um vasto campo de pesquisa a ser explorada em regiões de clima tropical. Esta lacuna se torna ainda mais evidente em regiões semiáridas, como o Nordeste brasileiro, com notada quantidade de reservatórios artificiais, onde a compreensão das características hidroambientais é premente para a efetiva gestão dos recursos hídricos.

## 4. EVAPORAÇÃO EM LAGOS E RESERVATÓRIOS <sup>2</sup>

### 4.1. Introdução

O equilíbrio térmico global é dependente de uma série de processos em que a água é a principal protagonista por sua volubilidade, equalizando o balanço energético através das mudanças de estado físico que caracterizam o ciclo hidrológico. Dentre estes processos, a evaporação está relacionada diretamente a absorção da radiação que resulta no aumento da temperatura no que se denomina calor sensível, até atingir a pressão de vapor na qual ocorre a mudança de estado físico, com a absorção da energia de calor latente (HELFRICH *et al.*, 1982; AHMADZADEH KOKYA *et al.*, 2011). Isso possibilita a existência da vida como a conhecemos, regendo o equilíbrio desde as formas de vidas elementares até toda a dinâmica interativa na biosfera.

Partindo-se para esfera da gestão dos recursos hídricos, a evaporação é um dos processos que integra o balanço hídrico, especialmente dos lagos e reservatórios superficiais, necessário à aferição de sua disponibilidade em termos quantitativos para os mais diversos usos, conforme preconiza a Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

Portanto, em uma equação simples de balanço de massa, a evaporação se constituiu como o saldo negativo da disponibilidade hídrica, podendo representar a principal causa da diminuição do volume nos reservatórios superficiais, especialmente nas zonas áridas e semiáridas, que têm seus efeitos potencializados devido aos aspectos climáticos inerentes (AHMADZADEH KOKYA *et al.*, 2011; MCJANNET *et al.*, 2017). No caso do semiárido do Nordeste brasileiro (OLIVEIRA, *et al.* 2005; PEREIRA *et al.*, 2009), a exemplo do estado do Ceará, aliado aos aspectos climáticos de irregularidade pluviométrica, com chuvas concentradas espacial e temporalmente, está a estrutura geológica formada por embasamento cristalino que compõe a maior parte do território, e dificulta o armazenamento de água subterrânea, sendo as reservas hídricas predominantemente oriundas das águas superficiais, armazenadas historicamente nos açudes (SANTIAGO, SALATI & MATSUI, 1975; RABELO & LIMA NETO, 2018).

Além disso, há diversas incertezas envolvidas na quantificação do processo de

---

<sup>2</sup> Este capítulo baseou-se no capítulo de livro: MESQUITA, J. B. F; LIMA NETO, I. E. **Evaporação em Lagos e Reservatórios**. In: Antonio Tolrino de Rezende Veras; Lúcio Keury Almeida Galdino; Giovanni de Farias Seabra, (Org.). Planejamento ambiental, recursos hídricos e patrimônio cultural. 1a.ed.Roraima: Editora da UFRR, 2020, p. 388-397.

evaporação, em vista das dificuldades de modelagem de processos naturais, por possuir inúmeras variáveis de difícil mensuração. Nesse sentido, torna-se necessário o aprimoramento de processos e métodos visando à estimativa da evaporação, bem como, elementarmente, à compreensão das peculiaridades das regiões analisadas, com vistas à obtenção de maior acurácia na quantificação para uma melhor gestão hídrica (MCJANNET, WEBSTER & COOK, 2012; LÓPEZ *et al.*, 2012; ANDA *et al.*, 2016).

Assim, o presente trabalho almeja contribuir com uma base teórica geral sobre o processo de evaporação, com ênfase nas técnicas/métodos de quantificação, bem como realizar um levantamento do estado da arte desde vasto campo de estudo da ciência hidrológica.

## **4.2. Metodologia**

Este trabalho é uma pesquisa qualitativa, visto que se realizou o levantamento bibliográfico, análise e contextualização das principais referências disponíveis na literatura sobre conceitos relacionados à evaporação, técnicas de medição e quantificação, além de suas aplicações no contexto da gestão de recursos hídricos.

A base conceitual foi construída a partir da literatura disponível em livros e artigos de diversos periódicos nacionais e internacionais, tanto para a definição de conceitos elementares, quanto para a contextualização por meio das pesquisas relacionadas à temática em questão.

## **4.3. Base conceitual**

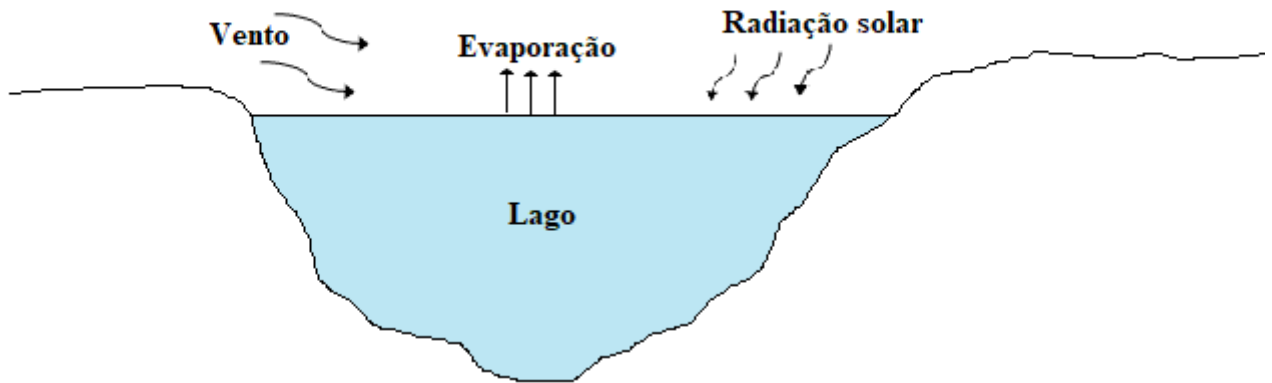
### ***4.3.1. Evaporação em superfícies livres***

O ciclo hidrológico rege todo equilíbrio global através das diversas mudanças de estado físico da água. Subdivide-se, simplificada, em: evaporação, condensação, precipitação, infiltração, escoamento superficial e subsuperficial. Especificamente a evaporação constitui-se um desafio a sua quantificação nos ambientes naturais, pois é variável de acordo com a latitude, longitude, altitude ou qualquer interferência climática (ABTEW & MELESSE, 2013). Além disso, há as modificações antrópicas que têm acrescentado variáveis que tornam a compreensão dos processos ainda mais desafiadora (PEREIRA *et al.*, 2009).

A evaporação (Figura 7) é o fluxo vertical da água de um corpo hídrico superficial qualquer para a atmosfera produzido por qualquer turbulência, como o vento, ou por difusão

molecular. Com a quantidade adequada de energia cinética, as moléculas de água podem escapar para a atmosfera na forma de vapor e serem transportadas pelo ar com baixo teor de umidade (HELFRICH *et al.*, 1982).

Figura 7 – Representação simplificada do processo de evaporação em um lago



Fonte: elaborada pela autora.

A superfície da água exposta ao vácuo evaporaria uma certa quantidade até que a pressão de saturação se acumule sobre a superfície da água, estabelecendo o equilíbrio entre as moléculas que escapam da superfície da água e retornam. Cada líquido tem sua própria pressão de vapor de saturação, que é função da temperatura. A água sob uma atmosfera com baixa umidade irá formar uma camada de vapor em que a pressão de vapor de saturação é dependente da temperatura da superfície da água. No vácuo, a vaporização da superfície líquida continuaria até que todo o espaço tenha atingido a pressão de saturação. Sob condições atmosféricas, a camada de vapor perto da superfície da água atinge a saturação e o vapor é difundido no ar acima por difusão molecular ou turbulenta. A atmosfera também contém uma certa quantidade de água, cuja pressão de vapor pode ser calculada usando a temperatura do ponto de orvalho do ar, em substituição à temperatura da superfície da água. A diferença entre a camada de vapor saturado na superfície da água e a pressão de vapor no ar rege a intensidade do fluxo evaporativo (lei de Dalton) (WUNDERLICH, 1972).

A evaporação em lagos e reservatórios se apresenta como um dos principais motivos para a diminuição do nível de água, constituindo-se como um desafio para a gestão dos recursos hídricos, especialmente nas regiões áridas e semiáridas (PEREIRA *et al.*, 2009; ABTEW & MELESSE, 2013).

Santiago, Salati e Matsui (1975) aplicaram técnicas isotópicas para a estimativa da

evaporação em um açude no estado do Ceará e constaram que as perdas de água por evaporação são muito superiores que às perdas por infiltração. Desse modo, verifica-se que é fundamental a compreensão dos mecanismos que influenciam o processo evaporativo e das técnicas e modelos de quantificação.

#### 4.3.2. Métodos e modelos para a estimativa da evaporação em lagos e reservatórios

Há diversos métodos de medição da evaporação, dentre eles os tanques, a exemplo do Classe A, que será descrito mais adiante. Já os modelos são representações matemáticas de processos físicos (HELFRICH *et al.*, 1982). Os modelos de estimativa da evaporação requerem dados de entrada de observações meteorológicas, sendo que a qualidade dos dados de entrada determina a precisão na estimativa (MAJIDI *et al.*, 2015). Os dados meteorológicos comumente utilizados são temperatura do ar, temperatura do ponto de orvalho, umidade, direção e velocidade dos ventos, radiação solar e pressão atmosférica (HELFRICH *et al.*, 1982). Podem-se citar como métodos/modelos para a estimativa da evaporação para lagos e reservatórios, além do tanque Classe A, o balanço hídrico, o balanço de energia, a transferência de massa, o método de Penman, o método simplificado de Abtew, a radiação solar/temperatura máxima, o Priestley–Taylor, o balanço de energia–razão de Bowen, descritos a seguir, conforme Abtew e Melesse (2013).

- Tanque Classe A

Há diversos tanques com dimensões variadas empregados para a estimativa da evaporação. O método mais comum e amplamente empregado é o tanque Classe A do *Nacional Weather Service* dos Estados Unidos. O Tanque possui 120,7 cm de diâmetro e 25 cm de profundidade (Figura 8).

O princípio matemático utilizado para a quantificação da evaporação no tanque Classe A é o balanço de massa (Equação 9). Emprega-se, para a estimativa da evaporação em lagos e reservatórios ( $E_L$ ), um coeficiente de correção (K) adimensional, conforme Equação 10, visto que os tanques tendem a superestimar a evaporação por atingirem maiores temperaturas que o ambiente natural.

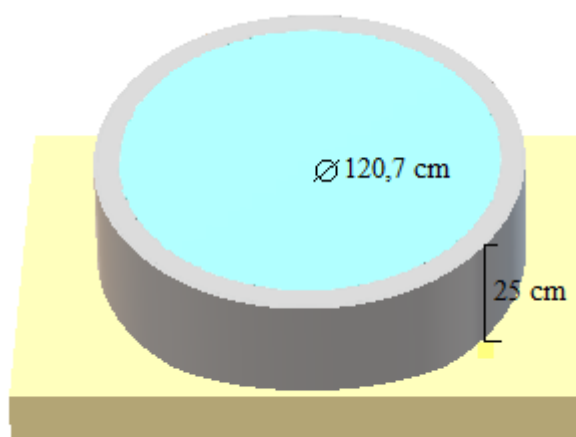
$$E_t = D_{t-1} - D_t + P \pm e \quad (9)$$



$$E_L = KE_t \quad (10)$$

Onde:  $E_t$  = evaporação no tanque ( $\text{mm.dia}^{-1}$ );  $D_{t-1}$  = lâmina de água medida no tanque no dia anterior ( $\text{mm.dia}^{-1}$ );  $D_t$  = lâmina de água medida no tanque no dia corrente ( $\text{mm.dia}^{-1}$ ); P = precipitação ( $\text{mm.dia}^{-1}$ ); e = erros.

Figura 8 – Representação simplificada de um equipamento de medição da evaporação - Tanque Classe A



Fonte: elaborada pela autora.

Althoff *et al.* (2019) estimaram coeficientes de correção mensais entre 0,72-0,92, em um pequeno reservatório rural com área superficial de 0,25 ha, localizado na região Centro-Oeste do Brasil (Savana brasileira). A estimativa da evaporação foi realizada com equações que incluíam variáveis climáticas e um tanque Classe A. McJannet *et al.* (2017) estimaram um coeficiente de correção mensal para o Classe A entre 0,62-0,80, em estudo realizado em uma região árida da Austrália. Compararam dados de uma estação meteorológica e com modelados através de um modelo aerodinâmico.

Pereira *et al.* (2009) estimaram a evaporação líquida no lago de Sobradinho, localizado na bacia do rio São Francisco, no Nordeste do Brasil, por meio da metodologia do tanque Classe A e dos modelos Linacre (1993), Kohler *et al.* (1955) e CRLE, obtendo um coeficiente de correção sazonal para o Classe A de 0,57. Além disso, analisaram os impactos ocorridos nas condições de escoamento devido à construção do reservatório.

- Balanço hídrico

Estima-se a evaporação,  $E_L$  (mm.dia<sup>-1</sup>), a partir do princípio de conservação de massa, calculando-se as entradas e as saídas de água do lago e/ou reservatório em um dado intervalo de tempo. Quanto maior a série de dados medidos e menor o passo de tempo, mais precisa será a estimativa. Requer dados de volumes de entrada ( $V_e$ ); volumes de saída ( $V_s$ ); volume infiltrado ou água subterrânea ( $S_p$ ); volume precipitado ( $V_p$ ); volume armazenado ( $\Delta S$ ) e nível da água, dos quais se obtêm a área do espelho de água no tempo  $t$  ( $S_t$ ), conforme a Equação 11.

$$E_L = \frac{V_e - V_s + V_p - \Delta S \pm S_p \pm e}{S_t} \quad (11)$$

- Balanço de energia

Esse método é aplicável a lagos e reservatórios. Estima-se a evaporação através da contabilização das entradas ( $Q_e$ ) e saídas ( $Q_s$ ) de energia do sistema analisado. A Equação 12 apresenta a equação geral do balanço de energia; as Equações 13 e 14, a quantificação das entradas e saídas de energia, respectivamente, para a estimativa da evaporação ( $Q_E$ ) através da Equação 15.

$$Q_e - Q_s = \Delta Q_s \pm e \quad (12)$$

$$Q_e = Q_{Rn} + Q_a + \Delta Q_s + Q_c + Q_h, \text{ sabendo que: } Q_a, \Delta Q_s > 0 \text{ e } Q_c, Q_h < 0 \quad (13)$$

$$Q_s = Q_c + Q_h + Q_a + \Delta Q_s, \text{ sabendo que: } Q_a, \Delta Q_s < 0 \text{ e } Q_c > 0 \quad (14)$$

$$Q_E = Q_{Rn} - Q_h - Q_a - \Delta Q_s \quad (15)$$

Onde:  $Q_{Rn}$  = radiação solar líquida;  $Q_a$  = energia advectiva líquida ganha ou perdida;  $Q_c$  = energia liberada na condensação na superfície do lago;  $Q_h$  = energia de calor sensível perdida ou ganha do ar na superfície do lago;  $\Delta Q_s$  = variação da energia armazenada

no lago (positiva ou negativa);  $Q_e$  = energia requerida para a evaporação e  $e$  = erros. Há ainda equações complementares para o cálculo do balanço vertical da energia na superfície do lago (Equação 16), através da estimativa do calor latente de vaporização da água ( $\lambda$ ); radiação solar líquida ( $R_n$ ); fluxo de calor sensível ( $F_s$ ); trocas de calor na superfície do lago ( $G$ ); tensão de cisalhamento ( $\tau$ ) e fluxo de calor latente ( $\lambda E$ ) (ver ABTEW & MELESSE, 2013).

$$\lambda E = R_n - F_s - G \quad (16)$$

- Transferência de massa

Esse método é baseado na Lei de Dalton, onde o vapor transferido de uma superfície de evaporação para a atmosfera é proporcional a velocidade do vento e ao déficit de pressão sobre essa superfície. Abteu e Melesse (2013) citam as Equações 17 (SINGH, 1989), 18 (desenvolvida por Harbeck (1962) e aplicada por Hostetler e Bartlein (1990)) e 19 (SHUTTLEWORTH, 1993), que concretizam a aplicação desse método.

$$E = \rho u^2 \frac{K_w (q_2 - q_1)}{K_m (u_2 - u_1)} \quad (17)$$

$$E = N_o u_2 (e_o - e_a) \quad (18)$$

$$N_o = 2,909 A^{-0,05} \quad (19)$$

Em que  $(q_2 - q_1)$  = diferença da umidade específica (adimensional) na altura  $Z_2$  e  $Z_1$  acima da superfície da água, respectivamente;  $(u_2 - u_1)$  = diferença da velocidade do vento nas alturas  $Z_2$  e  $Z_1$ , respectivamente;  $E$  = Evaporação ( $\text{mm} \cdot \text{dia}^{-1}$ );  $N_o$  = coeficiente empírico de transferência de massa ( $\text{mm} \cdot \text{sm}^{-1} \cdot \text{kPa}^{-1}$ ), calculado para grandes lagos por meio da Equação 19;  $u_2$  = velocidade do vento a 2 m acima da superfície do lago;  $e_o$  = pressão de vapor de saturação na superfície do lago (kPa);  $e_a$  = pressão do ar ambiente (kPa);  $A$  = área da superfície do lago ( $\text{km}^2$ ).

- Penman

Em 1948 Penman derivou uma combinação de equações para estimar a evaporação,

com a junção da energia requerida para causar a evaporação e os mecanismos necessários à remoção do vapor da superfície de evaporação. A equação de Penman é utilizada para o cálculo do potencial de evapotranspiração e a evaporação em superfícies abertas, exposta nas Equações 20 e 21.

$$E = \frac{1}{\lambda} \frac{\Delta(R_n - G) + \gamma 6,43 f(u)(e_s - e_d)}{(\Delta + \gamma)} \quad (20)$$

$$f(u) = 1 + 0,536u \quad (21)$$

Em que E = evaporação (mm.dia<sup>-1</sup>); R<sub>n</sub> = radiação líquida (MJm<sup>2</sup>dia<sup>-1</sup>); G = trocas de calor da água (MJm<sup>2</sup>dia<sup>-1</sup>); λ = calor latente de vaporização (MJkg<sup>-1</sup>); Δ = inclinação da curva da pressão de vapor (kPa°C<sup>-1</sup>); γ = constante psicométrica (kPa°C<sup>-1</sup>); e<sub>s</sub> = pressão de vapor saturado; e<sub>d</sub> = pressão de vapor atual; f(u) = função do vento; u = velocidade do vento medida à altura de 2 m (m.s<sup>-1</sup>).

- Método simplificado de Abtew

Conforme Abtew e Melesse (2013), Abtew (1996) demonstrou empiricamente que não há diferenças significativas entre a evaporação em um lago raso, a evapotranspiração em terras alagadas com vegetação (*wetlands*) e o potencial de evapotranspiração, no Sul da Flórida, Estados Unidos. Para tal, o autor comparou dados experimentais de lisímetros e verificou que cerca de 73% das variações da evaporação e evapotranspiração são em decorrência da radiação solar, obtendo-se uma equação simples (Equação 22).

$$E = K_1 \frac{R_s}{\lambda} \quad (22)$$

Em que: E = evaporação (mm.dia<sup>-1</sup>); R<sub>s</sub> = radiação solar (MJ m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>); λ = calor latente de vaporização (MJkg<sup>-1</sup>); e K<sub>1</sub> = coeficiente (adimensional).

- Radiação solar - Máxima Temperatura

Neste método se incluiu a temperatura máxima do ar, T<sub>max</sub> (°C), e um coeficiente

de calibração  $K_3$  (°C) no método simplificado de Abtew (1996) (Equação 22), conforme demonstrado na Equação 23.

$$E = \frac{1}{K_3} \frac{R_s}{\lambda} T_{max} \quad (23)$$

- Priestley–Taylor

É uma forma simplificada da equação de Penman (Equação 20), definida anteriormente, da qual se suprimiu o termo aerodinâmico (Equação 24). O coeficiente ( $\Lambda$ ), com valor maior que um, foi incluído em substituição ao termo aerodinâmico. Esse método é largamente utilizado com diferentes adaptações do coeficiente ( $\Lambda$ ).

$$E = \frac{\Lambda \Delta(R_n)}{\lambda (\Delta + \gamma)} (R_n - G) \quad (24)$$

- Balanço de energia–Razão de Bowen

Esse método substitui o termo de calor sensível ( $H$ ) da equação do balanço de energia pelo termo ( $\beta$ ) (Equação 25), denominado razão de Bowen (Equação 26).

$$\lambda E = \frac{R_n - G}{1 + \zeta} \quad (25)$$

$$\zeta = \frac{H}{\lambda E} = \gamma \frac{\Delta T}{\Delta e} \quad (26)$$

### 4.3.3. Estado da arte – Avanços e desafios

Vários trabalhos abordaram aplicações que possibilitaram o avanço da compreensão do processo de evaporação para o auxílio na gestão dos recursos hídricos, e para aplicações em diversos estudos ambientais. Por exemplo, Singh e Xu (1997) avaliaram treze equações baseadas na teoria de transferência de massa para a estimativa da evaporação e adaptaram sete equações generalistas para estações localizadas em Ontário, no Canadá. Os autores observaram a representatividade desses modelos quando aplicados a diferentes estações do mesmo local. No entanto, quando foram aplicadas a estações em localizações diferentes, não

representaram os dados medidos. Além disso, concluíram ainda que o efeito do vento é pouco significativo na estimativa da evaporação.

Ahmadzadeh Kokya *et al.* (2011) ajustaram um modelo linear entre fatores termodinâmicos e a salinidade para estudar o efeito da salinidade na termodinâmica do lago Urmia, no Iran. Os autores constataram que o aumento da concentração de sais, especialmente no período seco, aumenta o ponto de ebulição, o déficit da pressão de vapor e, conseqüentemente, reduz a taxa de evaporação.

McJannet, Webster e Cook (2012) propuseram uma equação geral para estimar a taxa de evaporação em corpos de água utilizando uma fonte aberta de dados meteorológicos. A função do vento proposta relaciona velocidade do vento medida a 2 m de altura e área da superfície do corpo de água.

López *et al.* (2012) propuseram uma metodologia com a aplicação de Fuidodinâmica Computacional (*Computational Fluid Dynamics-CFD*), visando a obtenção da função do vento individualmente para cada sistema analisado e a estimativa da evaporação em tanques Classe A e em corpos de água.

Majidi *et al.* (2015) estudaram dezoito métodos diferentes para a estimativa da evaporação e compararam com o método do balanço de energia/razão de Bowen. O objetivo do estudo era investigar o método com melhor custo-benefício para ser aplicado em regiões semiáridas com escassez de dados, levando em consideração a acurácia, simplicidade de aplicação e menor sensibilidade. O estudo foi realizado em um reservatório localizado entre o Iran e o Turcomenistão.

Anda *et al.* (2016) realizaram experimentos e compararam a evaporação em um tanque Classe A padrão e um tanque Classe A com macrófitas submersas e com cobertura de sedimentos no fundo. Verificaram que a evaporação neste último foi superior ao primeiro, provavelmente em decorrência da maior absorção de energia devido à coloração mais escura como efeito da presença das macrófitas e do sedimento, melhorando a acurácia da medição em 9,85% em relação ao tanque Classe A padrão.

Rodrigues (2020) avaliou a evaporação, com o uso de sensoriamento remoto, em oito reservatórios localizados no estado do Ceará, juntamente com quatro modelos para a estimativa da evaporação. O autor concluiu que há variação espacial da evaporação nos reservatórios estudados.

Rodrigues *et al.* (2021) analisaram as tendências de séries temporais de variáveis meteorológicas, incluindo a evaporação, em quatro reservatórios no Ceará. Os autores

utilizaram sensoriamento remoto e o modelo AQUASEBS para a quantificação da evaporação. Constataram tendências positivas de aumento da evaporação em um açude na zona costeira; e de redução da evaporação em três reservatórios mais próximos as zonas industriais. Os autores sugeriram que a redução da evaporação pode ser devido ao aumento da poluição do ar na região.

Verifica-se que, apesar dos avanços alcançados, ainda há um campo vasto de pesquisa a ser explorado, tanto para a otimização dos métodos de medição e estimativa da evaporação, quanto referente à inclusão de variáveis ainda não analisadas e que podem influenciar na quantificação do processo de evaporação, considerando as peculiaridades hidroclimáticas das regiões analisadas.

#### **4.4. Conclusão**

No presente trabalho realizou-se o levantamento de uma base teórica geral sobre a evaporação, identificando os avanços e desafios desse campo de estudo da ciência hidrológica. Conforme exposto, diversas técnicas foram desenvolvidas para variados ambientes com o intuito de estimar a evaporação em lagos e reservatórios, além do desenvolvimento de modelos matemáticos gerais e empíricos para este fim. Constatou-se que apesar do avanço no emprego e desenvolvimento de diversas técnicas, modelos matemáticos e de haver alguns modelos generalistas, ainda há um vasto campo de pesquisa a ser explorado, que leve em consideração principalmente às peculiaridades dos ambientes analisados. Sabe-se que grande parte das análises são dependentes das condições locais. Portanto, faz-se necessário o estudo individualizado dos domínios climáticos, e aspectos locais, para uma maior acurácia nas estimativas, especialmente almejando o desenvolvimento de ferramentas de apoio à gestão dos recursos hídricos em ambientes de notada escassez hídrica e carência de longas séries de dados climatológicos, a exemplo do semiárido brasileiro.

## 5. INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES HIDROCLIMÁTICAS E DA QUALIDADE DA ÁGUA NAS TAXAS DE EVAPORAÇÃO DE UM LAGO TROPICAL<sup>3</sup>

### 5.1. Introdução

O balanço energético climático global depende do equilíbrio térmico entre as sucessivas mudanças de estado físico da água, caracterizando os diversos processos envolvidos no ciclo hidrológico. Dentre esses processos está a evaporação, que se inicia com a absorção da energia do calor sensível, possibilitando a variação da temperatura da água até a obtenção da quantidade de energia essencial à mudança de estado físico. A conclusão deste último requer a absorção de calor adicional, conhecido como calor latente (ABTEW & MELESSE, 2013; ZHANG & LIU, 2014).

No contexto da gestão de recursos hídricos, o conhecimento das taxas de evaporação é necessário para a avaliação do balanço hídrico de lagos e reservatórios superficiais (BIGLARBEIGI *et al.*, 2018). No entanto, constitui-se como um dos principais desafios para a estimativa da evaporação a aplicação métodos precisos e de fácil operacionalização, que considerem as inúmeras variáveis que exercem influência sobre os sistemas ambientais analisados (MAJIDI *et al.*, 2015; ANDA *et al.*, 2016). Tal necessidade se torna premente em regiões caracterizadas pela escassez hídrica, a exemplo das zonas áridas e semiáridas (ALI, GHOSH & SINGH, 2008; MAJIDI *et al.*, 2015; DE ARAÚJO *et al.*, 2018), notadamente em regiões onde se desenvolveram densas redes de reservatórios superficiais destinados aos usos múltiplos de suas águas, como no estado do Ceará, Brasil (LIMA NETO *et al.*, 2011; MAMEDE *et al.*, 2012; DE ARAÚJO & MEDEIROS, 2013; PETER *et al.*, 2014).

Nessas regiões semiáridas tropicais, a escassez de água se dá não apenas em termos quantitativos, mas também qualitativos, tornando a aferição da disponibilidade hídrica ainda mais desafiadora aos órgãos gestores (PACHECO & LIMA NETO, 2017; ARAÚJO & LIMA NETO, 2018, ARAÚJO *et al.*, 2019; MOURA *et al.*, 2019). Além disso, a compreensão do processo de evaporação está interligada a fatores quantitativos e qualitativos de forma intrínseca, notadamente em regiões marcadas por variabilidades extremas das reservas hídricas superficiais (LIRA, MEDEIROS & LIMA NETO, 2020). Isso porque a evaporação não apenas reduz a quantidade de água, mas também afeta a concentração de substâncias presentes nos

---

<sup>3</sup> Este capítulo baseou-se no artigo: MESQUITA, J. B. F.; LIMA NETO, I. E.; RAABE, A.; DE ARAÚJO, J. C. The influence of hydroclimatic conditions and water quality on evaporation rates of a tropical lake. **Journal of Hydrology**, p. 125456, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125456>.



corpos hídricos (RIVEROS-IREGUI *et al.*, 2017; HAVENS & JI, 2018). Por outro lado, a concentração de substâncias em uma massa líquida também tende a aumentar o ponto de ebulição, diminuir a pressão de vapor e, portanto, reduzir a evaporação (ANDREWS, 1976; CALDER & NEAL, 1984; HAMMEL, 1994; OROUD, 1995; AHMADZADEH KOKYA *et al.*, 2011; WATRAS *et al.*, 2016).

Dessa forma, faz-se necessária a condução de estudos que promovam a compreensão dos mecanismos envolvidos no processo de evaporação da água em corpos d'água naturais e artificiais (ZHANG & LIU, 2014; ANDA *et al.*, 2016; RIVEROS-IREGUI *et al.*, 2017). Ademais, análises integradas, incluindo processos hidrodinâmicos e de qualidade da água, devem ser realizadas (READ & ROSE, 2013) para desenvolver ferramentas tecnicamente viáveis e quantitativamente precisas para a gestão operacional de recursos hídricos (GIANNIOU & ANTONOPOULOS, 2007; MAJIDI *et al.*, 2015).

Há diversos métodos e modelos clássicos com a finalidade de estimar a evaporação, tais como: o tanque Classe A, os métodos de transferência de massa, Penman, Priestley-Taylor, balanço de energia-razão de Bowen e *eddy covariance* (HARBECK, 1962; BRUIN, 1978; WARNAKA & POCHOP, 1988; SINGH & XU, 1997; ALI *et al.*, 2008; MCJANNET *et al.*, 2012; MCGLOIN *et al.*, 2014; ALTHOFF *et al.*, 2019). Alternativamente, estudos anteriores aplicaram modelos hidrodinâmicos unidimensionais, com a finalidade de compreender o balanço de energia e a estratificação térmica em lagos, para a estimativa da evaporação (HOSTETLER, 1990; GIANNIOU & ANTONOPOULOS, 2007; HELFER *et al.*, 2011; MCGLOIN *et al.*, 2014; HELFER *et al.*, 2018). Alguns compararam diferentes métodos, a fim de se obter coeficientes de correção mais precisos para tanques de evaporação, a exemplo do tanque Classe A (KOHLENER *et al.*, 1955; NEUWIRTH, 1973; LINACRE, 1994; PEREIRA *et al.*, 2009; MAJIDI *et al.*, 2015; ALAZARD *et al.*, 2015; ANDA *et al.*, 2016; MCJANNET *et al.*, 2017; ALTHOFF *et al.*, 2019). Outros analisaram os efeitos térmicos das variações das concentrações de Carbono Orgânico Dissolvido (COD) em lagos (READ & ROSE, 2013), incluindo o seu impacto na evaporação (WATRAS *et al.*, 2016).

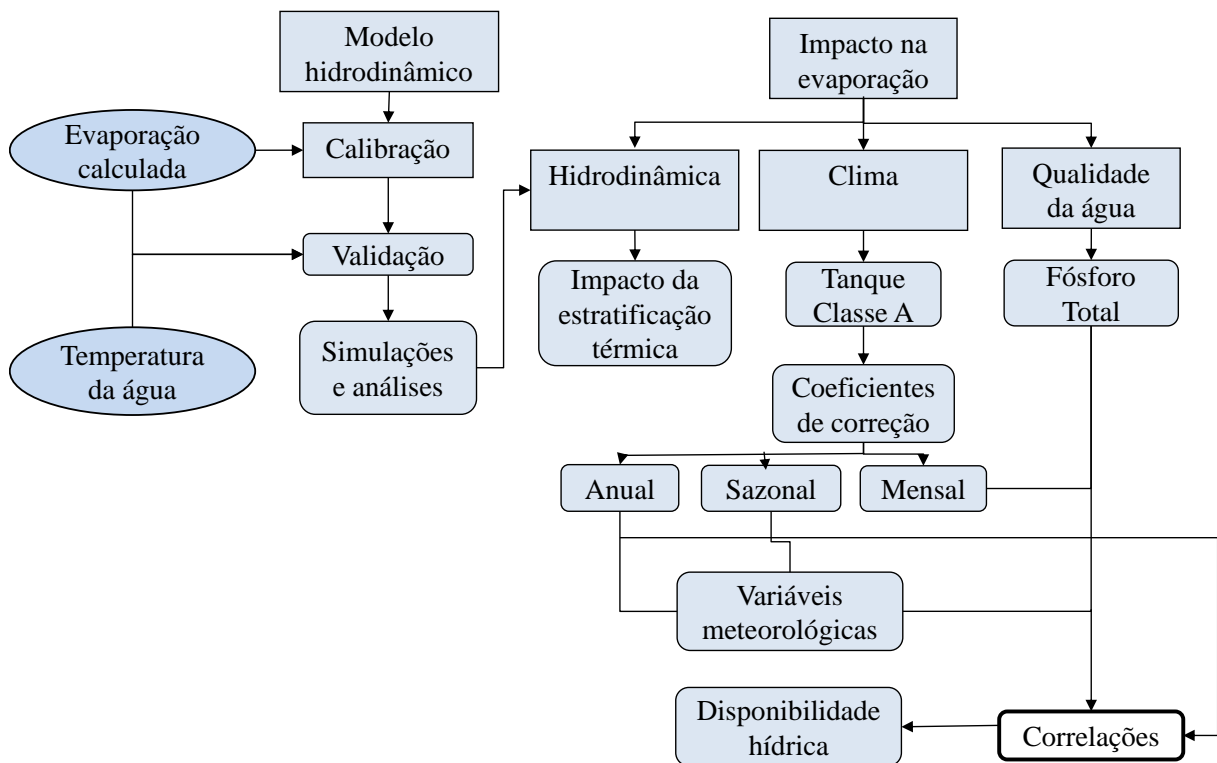
Assim, o presente trabalho objetiva analisar a influência das forçantes hidroclimáticas (hidrodinâmicas e meteorológicas) e da qualidade da água no processo de evaporação em um lago tropical raso, localizado no Nordeste brasileiro. Pretende-se avançar em relação ao atual estado da arte, considerando os seguintes aspectos inovadores do trabalho: (1) aplicação de um modelo hidrodinâmico bidimensional para análise da evaporação e avaliação do impacto da estratificação térmica nesse processo; (2) avaliação da influência das

condições hidroclimáticas e da qualidade da água nas taxas de evaporação do lago; (3) obtenção de correlações para descrever o coeficiente de correção da evaporação como funções das variáveis envolvidas no fenômeno, a partir de medições com o tanque Classe A.

## 5.2. Metodologia

A Figura 9 apresenta uma síntese do procedimento metodológico do presente capítulo, que será detalhado nesta seção.

Figura 9 – Síntese do procedimento metodológico do estudo realizado no presente capítulo

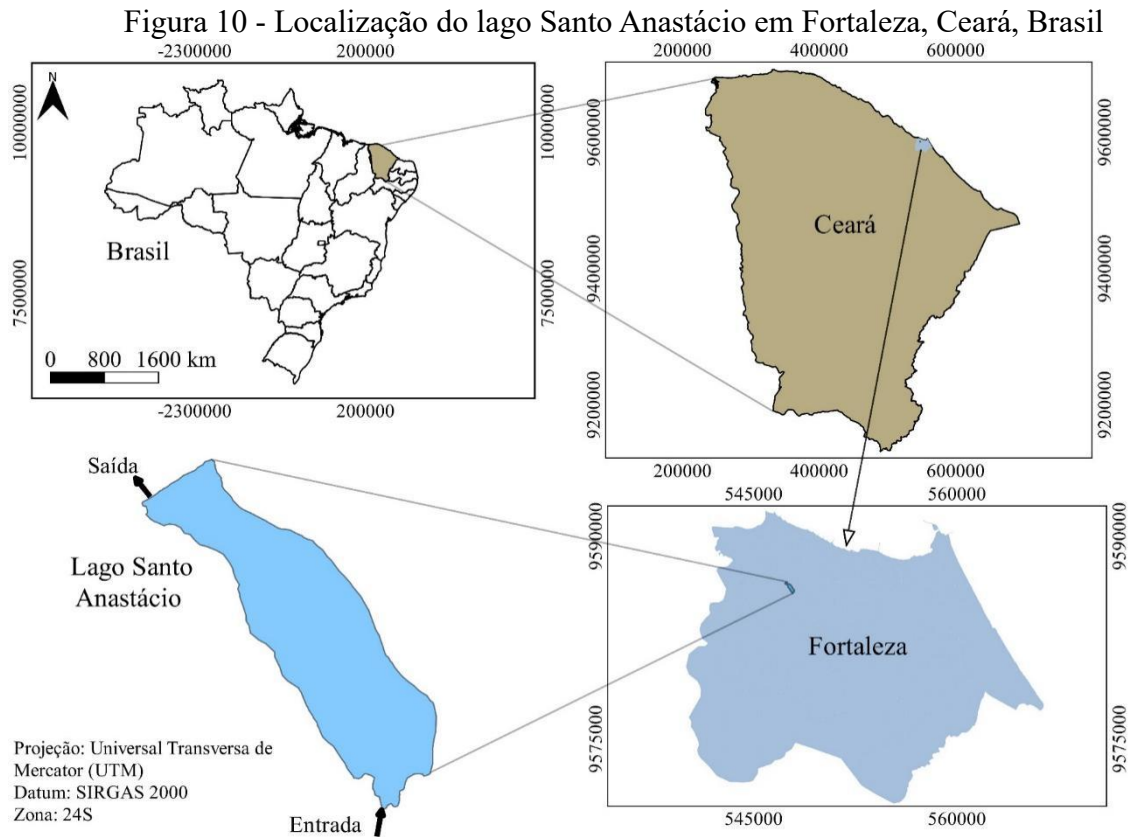


Fonte: elaborada pela autora.

### 5.2.1. Área de estudo

A área de estudo objeto do presente trabalho compreende o lago Santo Anastácio (exutório nas coordenadas: latitude -3.74 S, longitude -38.57 W), localizado no município de Fortaleza, estado do Ceará, Brasil. Região litorânea, com precipitação média anual de 1338 mm concentrada predominantemente de janeiro a maio, possui duas estações definidas, caracterizadas pela sazonalidade (período chuvoso e seco), e clima Tropical Quente Subúmido, com temperatura média variando de 26 a 28 °C (CEARÁ, 2016), máxima de 30,1 °C e mínima

de 23,6 °C, evaporação total anual média de 1435,2 mm e velocidade média dos ventos de 3,2 m.s<sup>-1</sup> (INMET, 2009). A Figura 10 mostra a localização do lago Santo Anastácio.



Fonte: elaborada pela autora.

O lago possui como principal afluente um canal retangular de drenagem urbana com seção retangular de 5 m de largura e extensão de 2,5 km. Ressalta-se que ao longo do mesmo há diversas ligações irregulares de esgoto, além da contribuição difusa, mantendo o nível da água aproximadamente constante (cerca de 0,2 m de coluna d'água) durante o período de estiagem. Enquanto a cidade de Fortaleza possui áreas com Índice de Desenvolvimento Humano – IDH da ordem de 0,85, a área no entorno do canal supracitado possui IDH de aproximadamente 0,35, caracterizando-a como uma zona de elevada vulnerabilidade social. O lago Santo Anastácio possui uma superfície de água de  $16,00 \pm 2,60$  ha e profundidade de  $4,79 \pm 0,56$  m, o que o torna um reservatório raso. Por causa da eutrofização, a superfície da água do lago está parcialmente ( $24 \pm 6,2\%$ ) coberta por macrófitas. As informações acima foram extraídas de 27 imagens de satélite *Landsat* (5 e 8) e 35 imagens de alta resolução do *Google Earth Pro*, incluindo os períodos chuvoso e seco de 2009 a 2020, juntamente com a curva de cota-área do lago (Fraga *et al.*, 2020). A descarga de água do lago é feita através de um vertedor

do tipo *Creager* com largura de 2 m. Observe que a vazão e o volume do lago permanecem aproximadamente constantes ao longo dos dias, exceto para os eventos de precipitação relevante, pois a área de captação é consideravelmente impermeável. Como consequência, durante os períodos de seca, o lago se comporta como um reservatório quase em estado estacionário (Fraga *et al.*, 2020), com coeficientes de variação (CV) para a área de superfície do lago e lâmina d'água de 8 e 1%, respectivamente.

### 5.2.2. Estudos de campo

Os dados hidrológicos utilizados neste estudo são oriundos de uma estação meteorológica localizada a aproximadamente 1 km do exutório do lago. A estação e o lago Santo Anastácio estão localizados no *campus* do Pici da Universidade Federal do Ceará (UFC). O entorno da estação e do lago possuem características semelhantes (edificações de pequena altura e densidade de vegetação equivalentes). Portanto, espera-se que não haja diferenças significativas entre os parâmetros meteorológicos na estação e no lago. Dados de precipitação, temperatura do ar, velocidade e direção do vento (medida a 10 m acima do solo), bem como dados de cobertura de nuvens foram obtidos três vezes ao dia (9h00, 15h00 e 21h00), entre 2009 e 2019. Os dados de evaporação foram medidos através de um tanque Classe A padrão locado junto à estação meteorológica. É importante mencionar que os dados gerados pela referida estação foram comparados a duas estações automáticas, instaladas contíguas à mesma, durante o período de um mês, indicando que a estação se encontra adequadamente calibrada. Além disso, foram efetuadas campanhas para medição de vazão na entrada e saída do lago em 14 dias no ano de 2013, bem como em cinco dias de 2018. O equipamento utilizado foi um medidor de vazão eletromagnético hélice *MiniWater20*, da *Omni Instruments* (faixa de velocidade de 0,02–5,00 m.s<sup>-1</sup>), e uma régua, para medições de velocidade e profundidade da água, respectivamente. Isso permitiu o cálculo da vazão.

Adicionalmente, coletaram-se amostras de água no exutório do lago, com um frasco *Van Dorn*, em 2013 (junho a dezembro), 2018 (maio a dezembro) e 2019 (janeiro a maio), totalizando 35 coletas. O parâmetro de qualidade da água analisado foi o Fósforo Total (PT). As análises foram realizadas no Laboratório de Análises Químicas (LAQUIM), na Universidade Federal do Ceará – UFC, pelo método do ácido ascórbico, de acordo com o *Standard Methods* (APHA, 2005). Concomitante às coletas das amostras de água, mediram-se as temperaturas dos fluxos afluentes e efluentes ao lago por meio de sonda multiparamétrica (HI9820 *Hanna Instruments*).

### 5.2.3. Modelo hidrodinâmico

O *software* utilizado foi o CE-QUAL-W2 versão 3.7, modelo hidrodinâmico bidimensional (2D), que considera as variações longitudinais e na vertical, desprezando as variações nas laterais (COLE & WELLS, 2018). É adequado a corpos hídricos com grandes comprimentos em relação à largura, sendo largamente aplicado ao estudo de lagos e reservatórios (e.g., ZOUABI-ALLOUI & GUEDDARI, 2014; ZHANG *et al.*, 2018; ZIAIE *et al.*, 2019). O modelo exige dados de batimetria, fluxos de entrada e saída, dados meteorológicos e de qualidade da água (COLE & WELLS, 2018). Por sua vez, o lago em estudo possui comprimento aproximado de 900 m e largura média de 185 m. Dessa forma, foi discretizado em 32 segmentos longitudinais com 29 m e em camadas verticais com distância de 0,2 m por camada, de acordo com a variação da batimetria.

O período de análise do presente estudo foi de onze anos (2009 a 2019). Portanto, os dados de entrada inseridos no modelo para o período correspondente foram meteorológicos [temperatura do ar ( $^{\circ}\text{C}$ ), temperatura do ponto de orvalho ( $^{\circ}\text{C}$ ), velocidade ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) e direção dos ventos (graus) e nebulosidade (escala de 0 a 10)], obtidos através da estação meteorológica; temperatura dos fluxos afluente e efluente ( $^{\circ}\text{C}$ ), medida em campo; e vazão afluente e efluente ao lago ( $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ), mensuradas mensalmente em 2013 e 2018 e extrapoladas para os demais dias por meio de correlação linear. Esta foi utilizada para a geração das séries de vazões diárias requeridas pelo CE-QUAL-W2, não somente para o ano de 2013, mas para todos os anos analisados no presente trabalho (2009 a 2019). Levou-se em consideração que as medições foram realizadas em um ano intermediário da série temporal analisada (2013) e, portanto, não havendo mudanças significativas no uso e ocupação da bacia de contribuição que pudessem alterar substancialmente as correlações lineares adotadas (anteriores e posteriores a 2013). Além disso, foram ajustadas as coordenadas geográficas, elevação de fundo, temperatura inicial da água ( $28^{\circ}\text{C}$ ) e temperatura do sedimento ( $29^{\circ}\text{C}$ ).

Em relação aos parâmetros hidráulicos, a viscosidade e a rugosidade do vento, foram utilizados os valores padrão do modelo CE-QUAL-W2 versão 3.7 (COLE & WELLS, 2018). Já a fricção foi calculada segundo a equação de Chézy. Ressalta-se que o CE-QUAL-W2 utiliza as equações da continuidade, do momento e das trocas de calor, considerando as equações de fluidodinâmica lateralmente constantes, derivadas das equações tridimensionais (Eqs. 1, 2 e 4), consistindo de seis equações e seis incógnitas. O método das diferenças finitas é utilizado para a solução das equações diferenciais. Assim, considera-se que o fluido é incompressível, a aceleração centrípeta como uma pequena correção da gravidade, a

aproximação de Boussinesq e todas as velocidades e pressões são a soma das médias de tempo turbulento e desvios da média (COLE & WELLS, 2018). O modelo de fechamento do fluxo turbulento selecionado neste trabalho foi o W2 (ver Quadro 1, Capítulo 3). O CE-QUAL-W2 simula a hidrodinâmica e o transporte de calor iniciando pelo cálculo da elevação da superfície da água (equação da superfície livre). Em seguida, resolve as equações de conservação de massa e quantidade de movimento (hidrodinâmica). Posteriormente, calcula as trocas de calor (balanço de energia, Eq. 8, também explicitada na próxima seção). Finalmente, simula a equação de transporte de calor (Eq. 5, em regime transiente 2D), a partir da qual também é possível calcular a massa específica da água (equação de estado) (COLE & WELLS, 2018).

#### 5.2.4. Hidrodinâmica e estimativa da evaporação

Dentre as vazões medidas em 2013 e 2018, foram selecionadas aquelas realizadas nos dias sem chuva. Tal consideração pode ser realizada em vista do pequeno tempo de concentração da bacia (inferior a três horas) (Campos *et al.*, 2020) e de sua elevada impermeabilização, por se tratar de uma área densamente urbanizada. Desse modo, os efeitos dos eventos chuvosos de um dia não se propagam para os dias seguintes. Nessa lógica, pôde-se estimar a evaporação direta do lago através da diferença entre a vazão de entrada e saída, denominando-se no presente trabalho de “evaporação calculada”. Partiu-se da premissa de que não há outros fluxos de entrada ou saída ao longo do lago, além da evaporação, e que o lago mantém o nível praticamente constante ao longo do ano, conforme observado por Araújo *et al.* (2019) e Fraga *et al.* (2020). Dessa forma, admitiu-se que haja um equilíbrio entre o aporte das águas subterrâneas (G) e a infiltração (I), portanto, a diferença entre G e I seria desprezível. Além disso, não são realizados usos consuntivos no lago, sendo o único uso a pesca de subsistência. Assim, tomando-se como valores de referência os dados de evaporação calculados em 2013, foi possível calibrar os parâmetros de uma função do vento, conforme o método de transferência de massa (Lei de Dalton) (ver SINGH & XU, 1997; GIANNIOU & ANTONOPOULOS, 2007; LÓPEZ *et al.*, 2012; ALAZARD *et al.*, 2015). O referido método é representado pelas Equações 27 e 28, as quais são utilizadas pelo CE-QUAL-W2 para o cálculo da perda de calor evaporativo no lago,  $H_e$  ( $W.m^{-2}$ ):

$$H_e = f(u)(e_s - e_a) \quad (27)$$

$$f(u) = a + bu^c \quad (28)$$

Em que:  $f(u)$  = função do vento ( $\text{W.m}^{-2}.\text{mmHg}^{-1}$ );  $e_s$  = pressão de vapor de saturação na superfície do lago ( $\text{mmHg}$ );  $e_a$  = pressão de vapor atmosférico ( $\text{mmHg}$ );  $a$  ( $\text{W.m}^{-2}.\text{mmHg}^{-1}$ ),  $b$  ( $\text{W.m}^{-2}.\text{mmHg}^{-1}(\text{m.s}^{-1})^{-c}$ ),  $c$  (adimensional) = coeficientes empíricos;  $u$  = velocidade do vento medida a 2 m do solo ( $\text{m.s}^{-1}$ ). O modelo CE-QUAL-W2 converte a velocidade do vento de 10 para 2 m usando as equações descritas por Cole e Wells (2018). Além disso, os valores padrão dos coeficientes empíricos da função do vento utilizados pelo CE-QUAL-W2 são da equação de Edinger *et al.* (1974), em que  $a$ ,  $b$  e  $c$  são  $9,2 \text{ W.m}^{-2}.\text{mmHg}^{-1}$ ,  $0,46 \text{ W.m}^{-2}.\text{mmHg}^{-1}.\text{(m.s}^{-1})^{-c}$  e 2, respectivamente (COLE & WELLS, 2018).

A calibração e a validação dos parâmetros do modelo se deram por análise estatística, comparando-se os dados de evaporação calculados e modelados através do desvio médio e coeficiente de determinação ( $R^2$ ). Ressalta-se que a evaporação calculada com os dados de 2018 foi utilizada para a validação do modelo. Já o método termodinâmico utilizado para o cálculo das trocas de calor consistiu na resolução da Equação 29 em cada célula de discretização do domínio 2D. Note que as trocas de calor ao longo do perfil vertical foram calculadas a partir de dados de temperatura na superfície da água. As equações usadas para calcular cada termo da Equação 29 são resolvidas utilizando-se dados meteorológicos e as informações das coordenadas geográficas, conforme detalhado em Cole e Wells (2018).

$$H_n = H_s + H_a + H_e + H_c - (H_{sr} + H_{ar} + H_{br}) \quad (29)$$

Em que:  $H_n$  = taxa líquida de troca de calor na superfície da água ( $\text{W.m}^{-2}$ );  $H_s$  = radiação de ondas curtas incidente ( $\text{W.m}^{-2}$ );  $H_a$  = radiação de ondas longas incidente ( $\text{W.m}^{-2}$ );  $H_e$  = calor perdido na evaporação ( $\text{W.m}^{-2}$ );  $H_c$  = condução de calor ( $\text{W.m}^{-2}$ );  $H_{sr}$  = radiação de ondas curtas refletida ( $\text{W.m}^{-2}$ );  $H_{ar}$  = radiação de ondas longas refletidas ( $\text{W.m}^{-2}$ ); e  $H_{br}$  = radiação de retorno da superfície da água ( $\text{W.m}^{-2}$ ). Observe que CE-QUAL-W2 calcula a radiação de onda curta incidente ( $H_s$ ) por meio da relação entre o ângulo do sol e a cobertura de nuvens a partir das equações descritas por EPA (1971), Spencer (1971), Wunderlich (1972), Ryan e Stolzenbach (1972) e DiLaura (1984). Além disso, o modelo considera um decaimento exponencial da radiação de onda curta na coluna de água, segundo a Lei de Bears (WUNDERLICH, 1972). É importante destacar que todos os termos da equação do balanço de energia são calculados pelo CE-QUAL-W2 com base nos dados de radiação de onda curta (COLE & WELLS, 2018). A radiação de onda longa da atmosfera ( $H_a$ ) é calculada utilizando a equação de Brunt a partir de dados de temperatura do ar, cobertura das nuvens e pressão de

vapor do ar (BRUNT, 1932). O calor perdido na evaporação ( $H_e$ ) é calculado com as Equações 27 e 28, apresentadas acima. A condução de calor na superfície ( $H_c$ ) é obtida pelo produto do coeficiente de Bowen ( $0,47 \text{ mmHg. } ^\circ\text{C}^{-1}$ ), a função do vento e a temperatura do ar (EPA, 1971). A radiação de ondas curtas refletida ( $H_{sr}$ ), radiação de ondas longas refletida ( $H_{ar}$ ) e a radiação de retorno da superfície da água ( $H_{br}$ ) são computadas através de dados de temperatura da superfície da água; emissividade da água ( $0,97$ ) e a constante de Stephan-Boltzman ( $5,67 \times 10^{-8} \text{ W.m}^{-2}.\text{K}^{-4}$ ) (EPA, 1971; WUNDERLICH, 1972). Ressalta-se que a ausência de dados radiométricos medidos no lago, e a estimativa dos termos da equação do balanço de energia utilizando somente dados meteorológicos e de coordenadas geográficas, configura-se como uma limitação deste trabalho. Por outro lado, as estimativas dos dados necessários ao balanço térmico, realizadas através das equações incorporadas ao modelo, conforme explicitado, foram suficientes para o balanço de energia completo. Ademais, diversos trabalhos anteriores aplicaram a mesma metodologia adotada no presente estudo para o balanço de energia utilizando o modelo CE-QUAL-W2 (DEUS *et al.*, 2013; ZOUABI-ALLOUI & GUEDDARI, 2014; FIROOZI *et al.*, 2020). As equações utilizadas para o cálculo das trocas de calor no modelo CE-QUAL-W2 encontram-se no Anexo A.

Após a calibração e validação do modelo CE-QUAL-W2, foi possível realizar simulações hidrodinâmicas e da evaporação no lago, considerando os anos de 2009 a 2019. Portanto, analisou-se o regime térmico na coluna de água e o impacto da estratificação térmica na evaporação. Para este fim, foram realizadas simulações utilizando as Equações 27 e 28 ajustadas, considerando o perfil estratificado e a ausência de estratificação (temperatura diária constante em toda a massa de água). Medições de temperatura da água de Pacheco e Lima Neto (2017) e Lima Neto (2019) também foram apresentadas para validar os perfis verticais de temperatura das simulações CE-QUAL-W2, com passo de tempo de seis horas.

### ***5.2.5. Coeficientes de correção e variáveis hidroclimáticas***

Através das simulações nos onze anos (2009 a 2019), foram geradas séries temporais de evaporação diária, considerando o lago estratificado, e compararam-se com as medidas no tanque Classe A. O passo de tempo definido no CE-QUAL-W2 para estas simulações foi diário. Desta forma, calcularam-se coeficientes de correção anuais, mensais e sazonais para o tanque Classe A (K), comumente utilizados para a estimativa da evaporação real em corpos hídricos e obtenção de maior acurácia nas medições de evaporação (e.g. KOHLER *et al.*, 1955; NEUWIRTH, 1973; LINACRE, 1994; PEREIRA *et al.*, 2009; MAJIDI



*et al.*, 2015; ALAZARD *et al.*, 2015; ANDA *et al.*, 2016; MCJANNET *et al.*, 2017; ALTHOFF *et al.*, 2019). O coeficiente de correção anual foi obtido por meio de regressão linear entre as respectivas séries de dados acumulados anualmente (modeladas e medidas com tanque Classe A), sendo o mesmo a inclinação da reta ajustada que passa pela origem; os mensais foram obtidos de duas maneiras: um coeficiente de correção mensal genérico, obtido por regressão linear entre a evaporação medida e modelada (mensais), semelhante ao anual; e através da relação entre a evaporação mensal modelada e medida. Já o coeficiente de correção sazonal foi estimado para o período chuvoso (janeiro a junho) e seco (julho a dezembro), através da relação entre a evaporação modelada e medida no período correspondente.

Posteriormente, foram geradas correlações entre os coeficientes de correção (K) e variáveis meteorológicas, visando analisar a influência das variáveis hidroclimáticas na medição da evaporação obtida por meio do tanque Classe A.

#### **5.2.6. Coeficientes de correção e qualidade da água**

Com vistas a analisar o impacto da qualidade da água na evaporação, correlacionaram-se os coeficientes de correção mensais, obtidos por meio da relação entre evaporação modelada e medida com o tanque Classe A, descrita anteriormente, com a média mensal da variável (ou preditor) fósforo total. A escolha do referido parâmetro se justifica pelo fato de o mesmo ser considerado o nutriente determinante do estado trófico do lago em estudo (ver PACHECO & LIMA NETO, 2017; ARAÚJO *et al.*, 2019).

Ressalta-se que as precipitações na região estudada se concentram de janeiro a maio, sendo os demais meses do ano predominantemente secos, conforme mencionado (INMET, 2009). Assim, para as correlações foram segregados os meses do período seco (2013 e 2018) e chuvoso (2019), visando minimizar possíveis interferências das variáveis climáticas na análise em questão. Além disso, optou-se pela utilização do coeficiente de correção correlacionado ao fósforo total, pois aquele já incorpora a complexidade das variáveis climáticas em ambos os sistemas (lago e tanque Classe A). Adicionalmente, as variáveis meteorológicas foram correlacionadas com a concentração de PT, com o objetivo de compreender os fatores que afetam o fenômeno físico em análise.

Complementarmente, foi realizada a análise do impacto da evaporação na disponibilidade hídrica. Para este fim, foi utilizado o *software* de balanço hídrico Vyelas, desenvolvido por de Araújo *et al.* (2006). Os dados hidrológicos utilizados para a simulação foram para o período de 20 anos (2000 a 2019). A evaporação foi estimada com o uso de

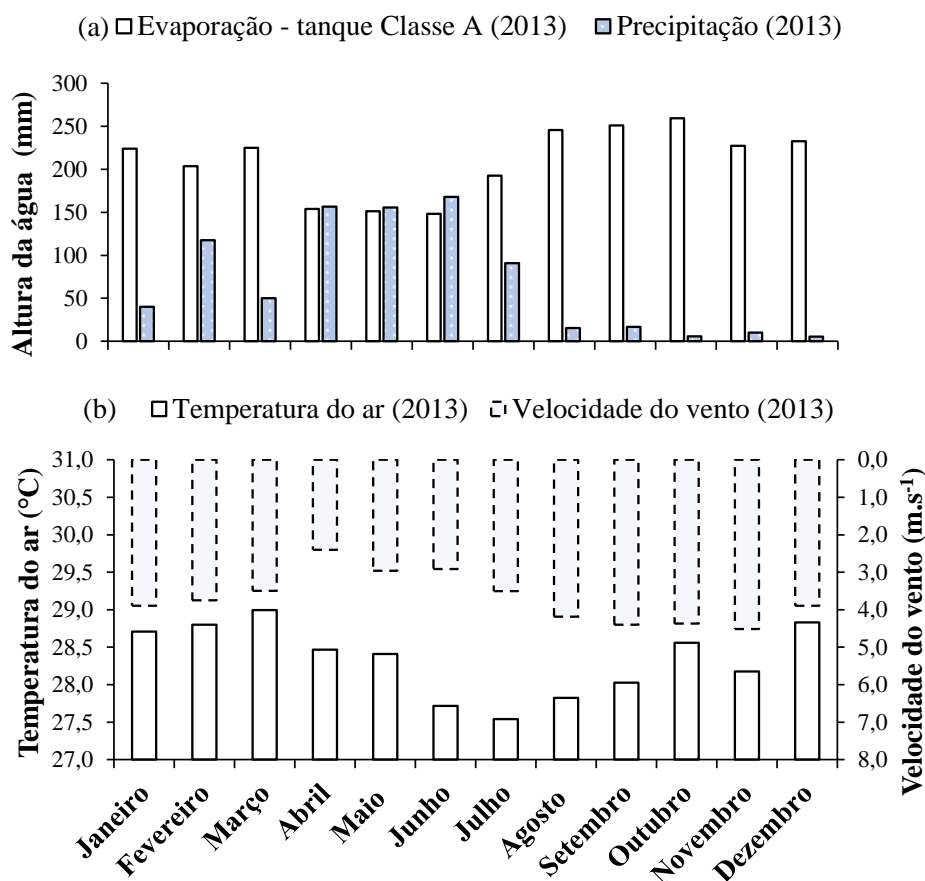
diferentes valores de coeficientes de correção para o tanque Classe A, obtidos através da interpolação dos extremos máximos de concentração de fósforo total, velocidade do vento e temperatura do ar nas retas das correlações mencionadas anteriormente. Adotou-se como valor de referência para fins comparativos o valor do coeficiente de correção para o tanque Classe A de 0,8, comumente utilizado em estudos na região (e. g. OLIVEIRA *et al.*, 2005; PEREIRA *et al.*, 2009; CAMPOS *et al.*, 2016).

### 5.3. Resultados e discussão

#### 5.3.1. Variáveis climáticas

A Figura 11 apresenta a distribuição da evaporação, precipitação, temperatura do ar e velocidade dos ventos ao longo do ano de 2013, como ilustração do padrão geral observado na região em estudo.

Figura 11 - Distribuição anual de evaporação e precipitação (a); e temperatura média do ar e velocidade média do vento (b) no ano de 2013. Fonte de dados: estação meteorológica da UFC, Ceará, Brasil



Fonte: elaborada pela autora.

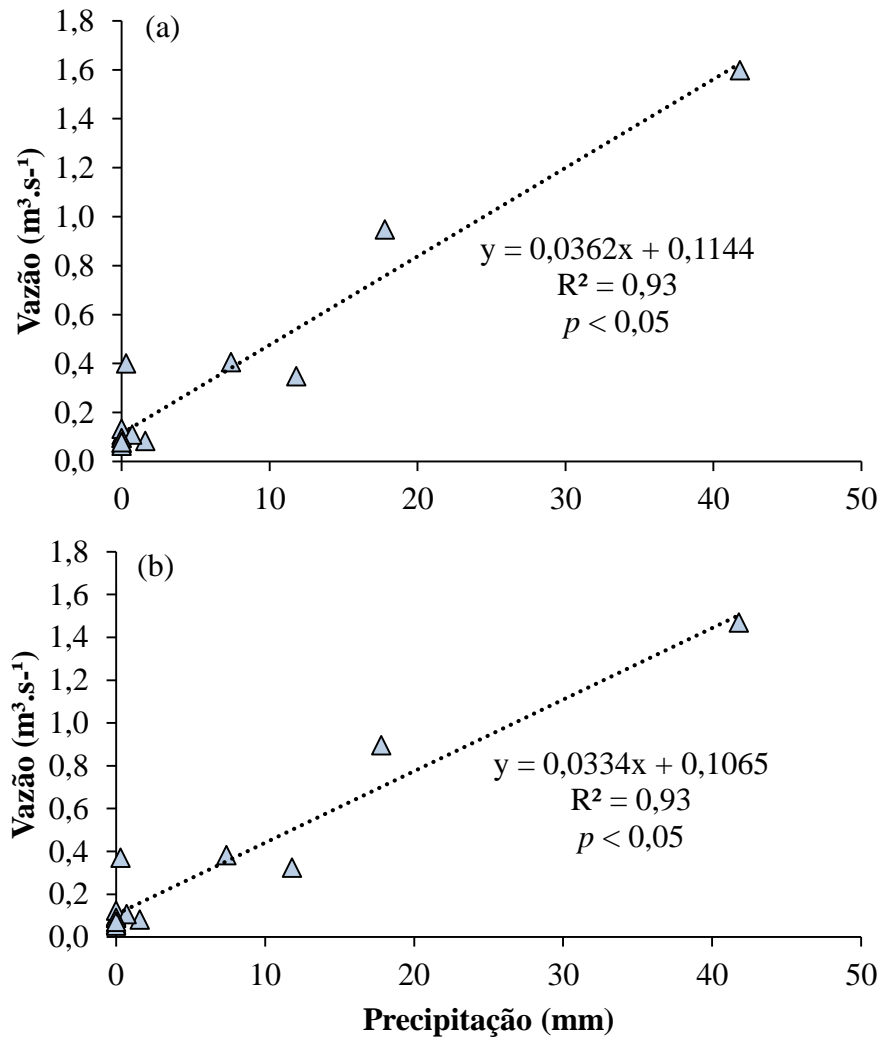
Conforme observado, há uma clara sazonalidade, com a evaporação e velocidade média dos ventos apresentando valores predominantemente superiores no segundo semestre do ano (julho a dezembro), ao contrário da precipitação e temperatura média do ar, com valores superiores no primeiro semestre (janeiro a junho) e menores na maioria dos meses do segundo semestre. De Araújo e Medeiros (2013) descrevem as características hidrológicas da região semiárida do Nordeste do Brasil, semelhantes aos padrões encontrados neste trabalho. Afirmam que as chuvas são concentradas de janeiro a maio, com média entre 500 e 1000 mm.ano<sup>-1</sup>, responsáveis por mais de 80% da precipitação anual; temperaturas médias acima de 20 °C, normalmente entre 24 e 27 °C e evaporação potencial medida com o tanque Classe A de 2500 mm.ano<sup>-1</sup>.

### **5.3.2. Correlações chuva-vazão**

As correlações entre chuva e vazão afluente e efluente ao lago Santo Anastácio em 2013, utilizadas para a extrapolação das vazões intra e interanualmente, estão apresentadas na Figura 12.

Conforme se observa, as correlações lineares apresentaram coeficiente de determinação ( $R^2$ ) relativamente altos ( $R^2 = 0,93$ ;  $p < 0,05$ ), demonstrando a representatividade dos modelos. Ressalta-se que Cole e Wells (2018) sugerem a utilização de interpolação linear para preenchimento de séries temporais. No entanto, a correlação proposta considera incremento das vazões devido à precipitação, sendo, portanto, ajustada as características da área de estudo.

Figura 12 - Correlações entre precipitação diária e vazão média diária na (a) entrada e (b) saída do lago Santo Anastácio no ano de 2013



Fonte: elaborada pela autora.

### 5.3.3. Calibração e validação do modelo

A Tabela 1 apresenta o resultado dos testes de variação dos coeficientes  $a$ ,  $b$  e  $c$  da função do vento ajustada para a estimativa da evaporação no lago Santo Anastácio. Os parâmetros estatísticos analisados (desvio percentual e coeficiente de determinação) entre a evaporação calculada e modelada mostraram que o melhor ajuste para os dados de 2013 foi para o expoente  $c$  igual a 1 e para os coeficientes  $a$  e  $b$  de  $8 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{mmHg}^{-1}$  e  $16 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{mmHg}^{-1} \cdot (\text{m} \cdot \text{s}^{-1})^{-1}$  (ver Equação 30), respectivamente. Entre os dados modelados e medidos em 2013, essa combinação apresentou o desvio médio de 28% e o coeficiente  $R^2$  de 0,85. Os demais valores, conforme exposto, apesar de alguns apresentarem um desvio levemente inferior, possuem em sua maioria também o coeficiente de determinação inferior ao obtido com os

citados coeficientes. O valor de  $c = 1$  corrobora os resultados de Neuwirth (1973), que afirma que valores de  $c \leq 1$  se ajustam melhor aos dados de velocidade do vento para a estimativa da evaporação. Já os coeficientes  $a$  e  $b$  estão dentro das faixas reportadas por Cole e Wells (2018).

$$f(u) = 8 + 16u \quad (30)$$

Tabela 1 - Coeficientes testados para a calibração da função do vento,  $a$  ( $\text{W.m}^{-2}.\text{mmHg}^{-1}$ ),  $b$  ( $\text{W.m}^{-2}.\text{mmHg}^{-1}.\text{(m.s}^{-1})^{-c}$ ) e  $c$  (adimensional), necessária à estimativa da evaporação no lago em estudo

$c$	$a$	$b$	Desvio médio	Coeficiente de determinação ( $R^2$ ) (calculado e modelado)	Valor - $p$
0,00	18,00	0,00	0,33	0,70	0,8
	28,00	0,00	0,38	0,63	0,11
0,5	0,00	2,50	0,66	0,00	0,07
	3,00	3,50	0,40	0,02	0,13
	5,00	15,00	0,29	0,84	0,03
	5,00	18,00	0,29	0,85	0,02
	5,00	20,00	0,30	0,85	0,03
	10,00	15,00	0,31	0,77	0,05
1,00	10,00	20,00	0,33	0,73	0,07
	0,00	10,00	0,41	0,04	0,72
	4,00	24,00	0,25	0,18	0,48
	5,00	20,00	0,26	0,43	0,23
	6,00	5,00	0,35	0,04	0,09

	7,00	18,00	0,27	0,78	0,05
	8,00	17,00	0,28	0,85	0,02
	<b>8,00*</b>	<b>16,00*</b>	<b>0,28*</b>	<b>0,85*</b>	<b>0,03*</b>
	8,00	15,00	0,28	0,83	0,03
	10,00	5,00	0,32	0,11	0,05
	20,00	2,00	0,28	0,03	0,74
	20,00	10,00	0,34	0,70	0,08
2,00	5,00	15,00	0,32	0,04	0,74
	8,00	16,00	0,29	0,29	0,35
	9,20	3,00	0,34	0,72	0,07
	<b>9,20**</b>	<b>0,46**</b>	<b>0,36**</b>	<b>0,71**</b>	<b>0,07**</b>
	16,00	0,46	0,32	0,72	0,07

\* Coeficientes que resultaram no melhor ajuste; \*\* Coeficientes da equação padrão do modelo (ver COLE & WELLS, 2018).

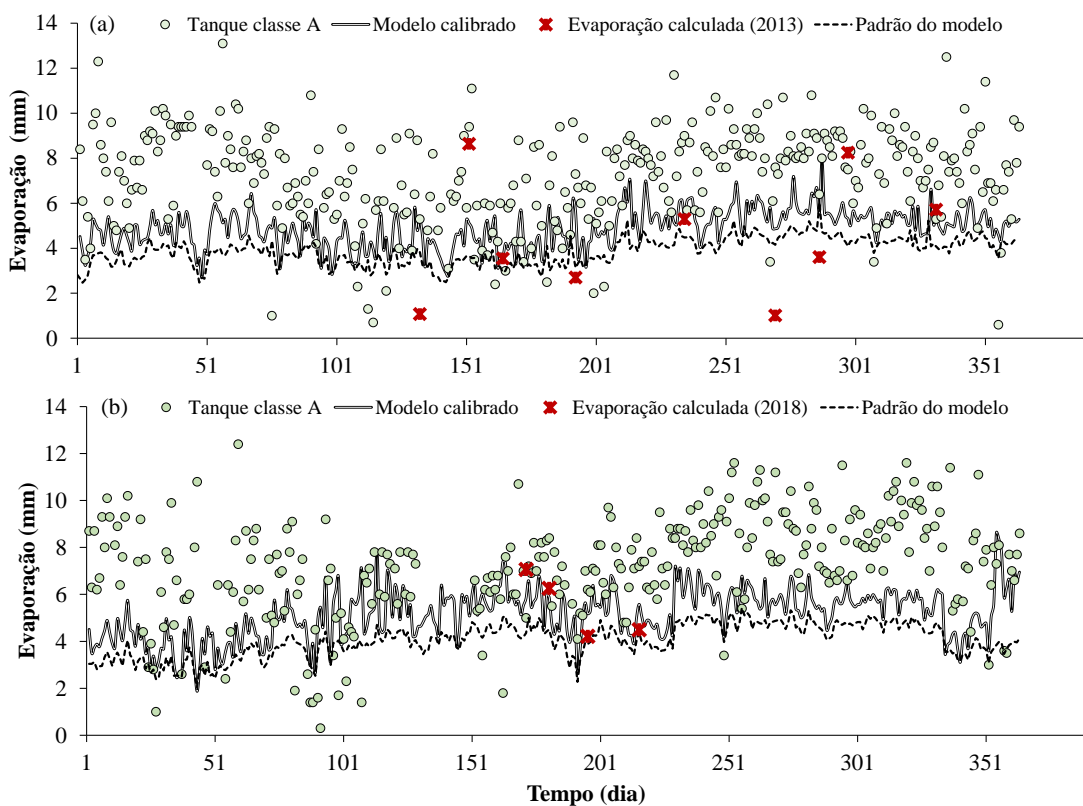
A função do vento proposta (Eq. 30) para a estimativa da evaporação e validada com dados calculados de evaporação do ano de 2018, obtidos através da mesma metodologia para estimativa da evaporação em 2013, apresentou desvio médio de 18% e o coeficiente  $R^2$  de 0,74 (valor -  $p$  de 0,1), confirmando a representatividade do modelo calibrado.

Ressalta-se que a equação padrão do modelo ( $a = 9,2 \text{ W.m}^{-2}.\text{mmHg}^{-1}$ ,  $b = 0,46 \text{ W.m}^{-2}.\text{mmHg}^{-1}.\text{(m.s}^{-1})^{-2}$ , e  $c = 2$ ) apresentou desvio de 36% e coeficiente  $R^2$  da ordem de 0,71 (valor -  $p$  de 0,07) para os dados de 2013. No entanto, para o ano de 2018, apesar de apresentar desvio de 19%, o coeficiente  $R^2$  foi de 0,36 (valor -  $p$  de 0,40), sugerindo que a equação padrão é menos representativa para a região em análise que a equação ajustada (Eq. 30). Similarmente, Singh & Xu (1997) avaliaram treze equações baseadas na teoria de transferência de massa para a estimativa da evaporação e adaptaram sete equações generalistas para estações localizadas em Ontário, no Canadá, observando a representatividade desses modelos quando aplicados a

diferentes estações do mesmo local. No entanto, quando foram aplicadas a estações de localizações diferentes, não representaram os dados medidos. Portanto, tais resultados ratificam a necessidade de funções do vento ajustadas às respectivas condições locais, corroborando com a proposição de uma equação para a estimativa da evaporação, realizada no corrente trabalho.

A Figura 13 apresenta o resultado das simulações da equação ajustada no CE-QUAL-W2 para os anos de 2013 e 2018.

Figura 13 - Série temporal de dados de evaporação modelada (calibrada e padrão do modelo CE-QUAL-W2), medida (tanque Classe A) e calculada pela diferença entre o fluxo afluente e efluente ao lago em 2013 (a) e 2018 (b)



Fonte: elaborada pela autora.

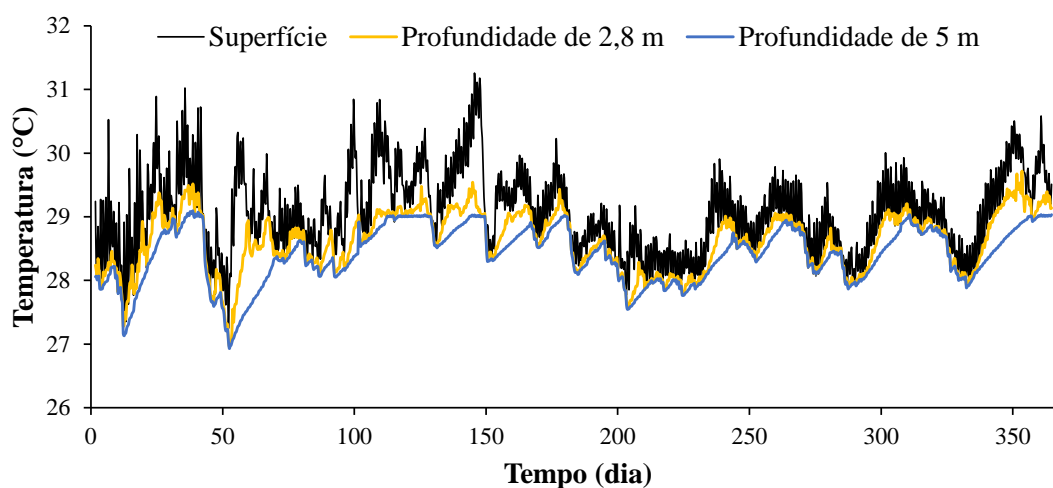
Verifica-se que a equação ajustada (Eq. 30) apresenta valores inferiores aos medidos pelo tanque Classe A praticamente o ano inteiro, conforme esperado (ver KOHLER *et al.*, 1955; LINACRE, 1994). Ressalta-se que não foram identificados na literatura trabalhos que aplicassem o CE-QUAL-W2 ou outros modelos hidrodinâmicos bidimensionais com a finalidade específica de estimativa da evaporação. Dentre os trabalhos com modelagem computacional para ajuste de função do vento, pode-se citar, por exemplo, López *et al.* (2012), que propuseram uma metodologia com a aplicação de Fluidodinâmica Computacional (*Computational Fluid Dynamics-CFD*), visando a obtenção da função do vento individualmente

para cada sistema analisado e a estimativa da evaporação em tanques Classe A e em corpos de água.

#### 5.3.4. Regime térmico do lago e seu impacto na evaporação

As simulações do regime térmico do lago Santo Anastácio, com o CE-QUAL-W2, apresentaram temperaturas na superfície da água variando entre aproximadamente 27 e 31°C durante todos os anos analisados (2009 a 2019), conforme ilustrado na Figura 14. Além disso, pôde-se identificar estratificações térmicas diárias (diurna e noturna) de aproximadamente 1 a 2 °C. Esses resultados são consistentes com as observações de Pacheco e Lima Neto (2017) e Lima Neto (2019), que identificaram experimentalmente os mesmos padrões de estratificação térmica no lago (Figura 15). López Moreira *et al.* (2018) encontraram uma considerável estratificação térmica diurna no Lago Ypacaraí, um lago subtropical raso no Paraguai, descrito como resultado da alta turbidez da água. Estudos anteriores também simularam o comportamento térmico de lagos (ver READ & ROSE, 2013; LI *et al.*, 2010; SOARES *et al.*, 2019), mas não com o intuito de avaliar o seu impacto nas taxas de evaporação, como será discutido na seção a seguir.

Figura 14 - Série temporal de temperatura diária da coluna d'água do lago Santo Anastácio (em diferentes profundidades), simulada pelo CE-QUAL W2 no ano de 2017



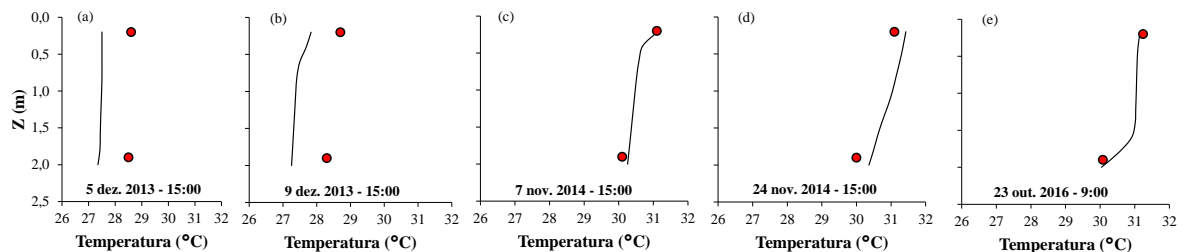
Fonte: elaborada pela autora.

Considerando a temperatura média da coluna d'água obtida a partir dos resultados apresentados na Fig. 14, o lago foi simulado em regime de mistura completa, obtendo-se uma redução na evaporação diária que variou entre 1 e 11% em relação ao caso anterior (lago



estratificado). Essa pequena variação (média de 2%) pode ser justificada pela leve estratificação (0-2 °C) observada no lago Santo Anastácio. Esse resultado é consistente com as observações de Lima Neto (2019), que realizou estudos de campo no mesmo lago e constatou reduções na evaporação da ordem de 3%, devido à desestratificação artificial da coluna d'água através de aeração por ar difuso. Helfer *et al.* (2011) também verificaram uma leve redução na evaporação (até 5%) por meio de desestratificação artificial usando ar difuso em um reservatório mais profundo (25 m) na Austrália.

Figura 15 - Comparação do perfil vertical de temperatura da coluna d'água (Z) modelado pelo CE-QUAL-W2 (linha contínua) com dados medidos (círculos), da superfície até 2 m de profundidade, no Lago Santo Anastácio em (a, b) 2013, (c, d) 2014 e (e) 2016. Dados de temperatura medidos: a, b, c, d (PACHECO & LIMA NETO, 2017) e e (LIMA NETO, 2019).



Fonte: elaborada pela autora.

Os resultados apresentados sugerem que o impacto da estratificação na evaporação seja mais significativo em reservatórios mais profundos que o lago Santo Anastácio. Por exemplo, aqueles utilizados para abastecimento de água, localizados no semiárido do estado do Ceará, devido ao maior gradiente térmico na coluna de água (cerca de 5 °C) (MEIRELES *et al.*, 2007). Essa perspectiva se torna mais evidente em trabalhos como o de Helfer *et al.* (2018), que compararam a redução da evaporação, através de desestratificação por aeração artificial, aplicando um modelo hidrodinâmico unidimensional em lagos rasos, médios e profundos. Concluíram que nestes últimos, a redução é mais efetiva, em vista dos maiores gradientes verticais de temperatura na coluna de água (cerca de 10 °C). Tal fato naturalmente sugere que as taxas de evaporação são afetadas pelo grau de estratificação térmica. Portanto, o impacto da estratificação térmica reforça a necessidade da análise integrada entre processos hidrodinâmicos e evaporação em corpos de água (HOSTETLER, 1990; GIANNIOU & ANTONOPOULOS, 2007), como a realizada no presente trabalho, em vista da complexidade envolvida no balanço de energia em ambientes lacustres (AHMADZADEH KOKYA *et al.*, 2011; ZHANG & LIU, 2014; WATRAS *et al.*, 2016).

Além disso, o fato de a estratificação térmica impactar na evaporação também sugere que a precisão pode ser menor, nas estimativas de evaporação, quando se utilizam abordagens hidráulicas simplificadas, como os modelos de mistura completa. Hostetler (1990) e Gianniou e Antonopoulos (2007) analisaram a evaporação através de um modelo unidimensional de distribuição da energia na coluna de água e estimaram a evaporação pelo método da transferência de massa. Os autores constaram a acurácia do método em relação a trabalhos pretéritos de estimativa da evaporação. Eles destacaram a maior precisão da avaliação da distribuição da energia na coluna de água para este fim, similarmente realizada neste trabalho.

### 5.3.5. Coeficientes de correção da evaporação

A Tabela 2 apresenta uma síntese dos resultados das simulações para a equação ajustada, trazendo os coeficientes de correção anuais e mensais, obtidos por regressão linear e os sazonais, obtidos pela relação entre os dados modelados e medidos. Já a Figura 16 ilustra as correlações lineares entre a evaporação (medida pelo tanque Classe A e modelada no CE-QUAL-W2) obtidas para o ano de 2013. Nos Apêndices A e B encontram-se as referidas correlações lineares para os demais anos (2009 a 2019).

Normalmente se adota o valor em torno de 0,70 para estimativas anuais com o Classe A, a exemplo de Kohler *et al.* (1955) que estimaram o coeficiente de correção anual para o tanque Classe A com valor médio de 0,70, nos Estados Unidos da América. Neuwirth (1973) comparou valores obtidos *in loco* em um lago raso na Áustria com um tanque Classe A e estimou um coeficiente de correção médio de 0,72 para o período de análise entre maio e outubro. Novamente, nos Estados Unidos, Linacre (1994) obteve o valor de 0,70 através da relação entre as médias de vinte meses entre a evaporação estimada pelo método de Penman e o tanque Classe A. Ali *et al.* (2008) calcularam coeficientes de correção anuais para o tanque Classe A entre 0,65-0,73, média de 0,65, em uma área de estudo na região semiárida da Índia. Na região Nordeste do Brasil, na qual o lago em estudo está inserido, os trabalhos normalmente adotam coeficientes de correção para o Classe A predominantemente entre 0,60 e 0,90 (OLIVEIRA *et al.*, 2005; PEREIRA *et al.*, 2009; MAMEDE *et al.*, 2012; CAMPOS *et al.*, 2016).

No entanto, observa-se no presente trabalho que os valores anuais encontrados para o tanque Classe A foram entre 0,57-0,73 (média de 0,67; mediana 0,66). Eles são representados pela inclinação da reta com coeficiente linear nulo, portanto, levemente inferiores ao que

comumente sugere a literatura (KOHLENER *et al.*, 1955; BRUTSAERT & YEH, 1970; NEUWIRTH, 1973; LINACRE, 1994).

Tabela 2 - Coeficientes de correção para o tanque Classe A (anual, mensal e sazonal) e análise estatística (dados medidos e modelados no CE-QUAL W2) para as simulações de 2009 a 2019

Ano	DM <sup>1</sup> (%)	R <sup>2</sup> (calculado vs. modelado) <sup>2</sup>	K <sub>anual</sub> <sup>3</sup>	R <sup>2</sup> (K <sub>anual</sub> ) <sup>*</sup>	p-valor	K <sub>men</sub> sal genérico <sup>4</sup>	R <sup>2</sup> (K <sub>men</sub> ) <sup>*</sup>	p-valor	K <sub>men</sub> sal <sup>5</sup> (mês)	K <sub>sazonal</sub> <sup>6</sup> ----- Chu Sec voso o	
2009	-	-	0,72	0,99	0	0,70	0,94	1,78.10 <sup>-7</sup>	0,72	0,73	0,70
2010	-	-	0,57	0,99	0	0,59	0,94	7,90.10 <sup>-8</sup>	0,56	0,72	0,61
2011	-	-	0,70	0,99	0	0,68	0,96	1,67.10 <sup>-8</sup>	0,70	0,73	0,67
2012	-	-	0,66	0,99	0	0,65	0,78	6,23.10 <sup>-5</sup>	0,66	0,67	0,65
2013	0,28	0,85	0,67	0,99	0	0,67	0,81	3,64.10 <sup>-5</sup>	0,68	0,66	0,69
2014	-	-	0,63	0,99	0	0,64	0,98	2,00.10 <sup>-9</sup>	0,68	0,63	0,64
2015	-	-	0,64	0,99	0	0,65	0,93	3,97.10 <sup>-7</sup>	0,64	0,61	0,67
2016	-	-	0,66	1,00	0	0,66	0,90	2,17.10 <sup>-6</sup>	0,65	0,65	0,66

2017	-	-	0,65	0,99	0	0,63	0,98	$1,43 \cdot 10^{-10}$	0,66	0,68	0,63
2018	0,18	0,74	0,71	0,99	0	0,69	0,79	$6,63 \cdot 10^{-5}$	0,71	0,75	0,67
2019	-	-	0,73	0,99	0	0,70	0,96	$8,03 \cdot 10^{-8}$	0,71	0,72	0,70
Média	-	-	0,67	0,99	0	0,66	0,91	$1,53 \cdot 10^{-5}$	0,67	0,69	0,66
Media na	-	-	0,66	-	-	0,66	-	-	0,68	0,68	0,67

Fonte: elaborada pela autora.

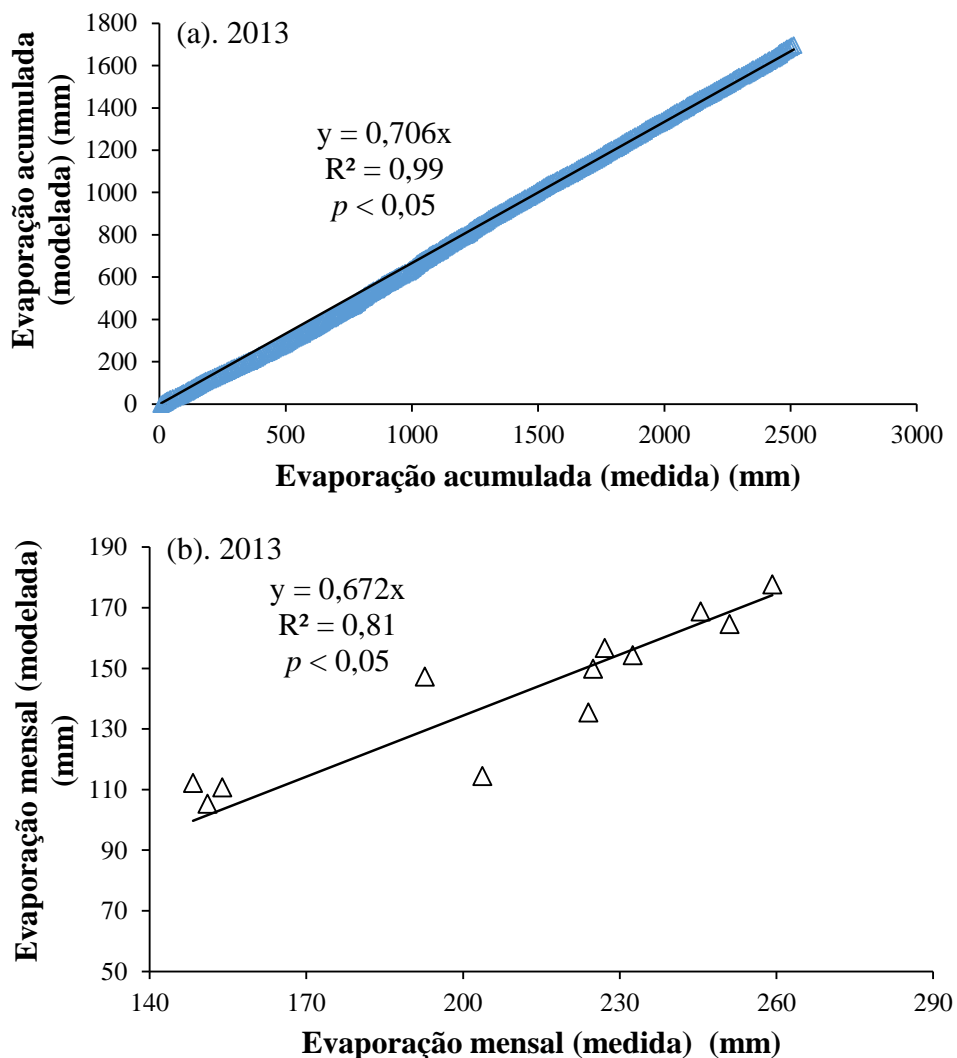
1) DM (Desvio médio entre dados modelados e medidos); 2)  $R^2$  (Coeficiente de determinação entre dados modelados e medidos); 3)  $K_{\text{anual}}$  (Coeficiente de correção anual – inclinação da reta);  $*R^2$  (Coeficiente de determinação correspondente); 4)  $K_{\text{mensal genérico}}$  (Coeficiente de correção mensal – inclinação da reta); 5)  $K_{\text{mensal}}$  (Coeficiente de correção mensal obtido pela relação entre dados modelados e medidos); 6)  $K_{\text{sazonal}}$  (Coeficiente de correção sazonal obtido pela relação entre dados modelados e medidos).

Já os coeficientes de correção mensais (genéricos) variaram entre 0,59-0,70, com média e mediana de 0,66; os mensais obtidos pela relação entre a evaporação mensal modelada e medida variaram entre 0,49-0,84, com médias entre 0,56-0,72, média geral de 0,67 e mediana 0,68. Althoff *et al.* (2019) estimaram coeficientes de correção mensais entre 0,72-0,92, em um pequeno reservatório rural com área superficial de 0,25 ha, localizado na região Centro-Oeste do Brasil (Savana brasileira), através da estimativa da evaporação com equações que incluíam variáveis climáticas e um tanque Classe A. McJannet *et al.* (2017) estimaram um coeficiente de correção mensal para o Classe A entre 0,62-0,80, em estudo realizado em uma região árida da Austrália, comparando-se dados de uma estação meteorológica com simulações usando um modelo aerodinâmico. Oliveira *et al.* (2005) obtiveram coeficientes de correção mensal entre 0,76-0,93 para a região semiárida da Paraíba, Nordeste do Brasil.

Os coeficientes de correção sazonais neste trabalho (período chuvoso e seco) oscilaram entre 0,61-0,75, com média de 0,69 e 0,66; mediana de 0,68 e 0,67, respectivamente. Pereira *et al.* (2009) estimaram a evaporação líquida no lago de Sobradinho, localizado na bacia do rio São Francisco, no Nordeste do Brasil, por meio de medições com o tanque Classe A e dos modelos de Linacre (1993), Kohler *et al.* (1955) e CRLE, obtendo um coeficiente de

correção sazonal de 0,57. Oliveira *et al.* (2005), por outro lado, estimaram coeficientes de correção sazonais para o semiárido da Paraíba, Brasil de 0,9 e 0,7 nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. Ressalta-se que os coeficientes de correção mensais obtidos pelos dois métodos citados e o sazonal apresentam a mesma ordem de grandeza. Este fato sugere que na área de estudo a sazonalidade não afeta o coeficiente de correção do tanque Classe A como em outras regiões do Nordeste brasileiro.

Figura 16 - Regressão linear para o ano de 2013 entre os dados acumulados anuais de evaporação medidos no tanque Classe A e modelados no CE-QUAL-W2 (a) e entre os dados mensais de evaporação medidos no tanque Classe A e modelados no CE-QUAL-W2 (b) para a obtenção do coeficiente de correção anual ( $K_a$ ) e mensal genérico ( $K_m$ ) para o tanque Classe A, respectivamente (inclinação da reta)



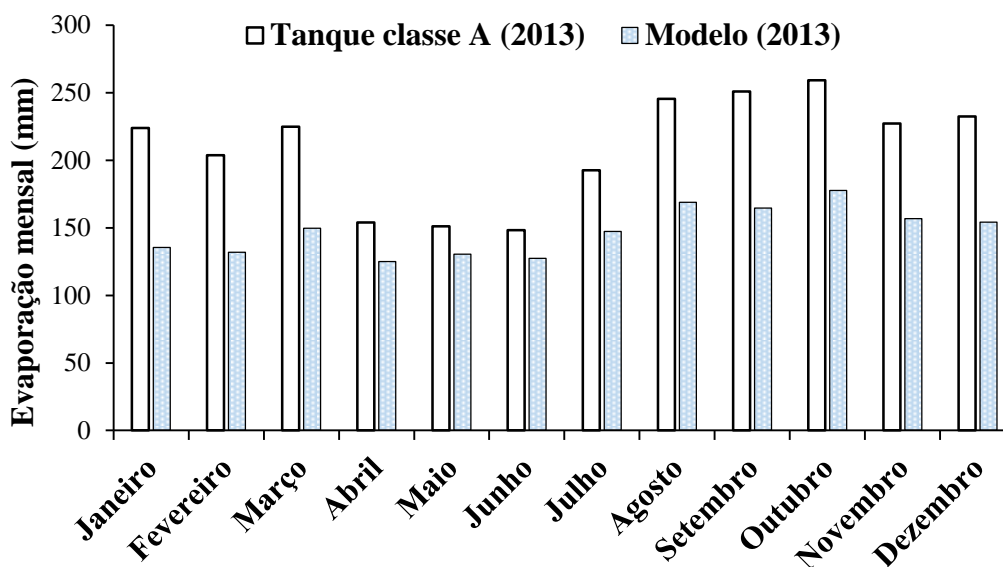
Fonte: elaborada pela autora.

Portanto, o presente trabalho apresentou valores levemente inferiores ao que

normalmente sugere a literatura. Morton (1983) constatou que os coeficientes de correção de regiões áridas tendem a ser inferiores aos de regiões úmidas. A área de estudo deste trabalho apresenta elevadas temperaturas durante praticamente o ano inteiro (médias de 26 a 28 °C) (INMET, 2009), com clima tropical quente subúmido (CEARÁ, 2016). No entanto, os coeficientes estimados são inferiores aos obtidos em climas áridos e semiáridos, inclusive do Brasil (e.g., OLIVEIRA *et al.*, 2005; ALI *et al.*, 2008; MCJANNET *et al.*, 2017), sugerindo a interferência de outras condicionantes, além da climática.

A Figura 17 apresenta um comparativo entre a evaporação mensal modelada e medida (tanque Classe A) no ano de 2013 como ilustração do padrão geral intra-anual. Estes valores foram utilizados para o cálculo do coeficiente de correção mensal e sazonal através da relação entre essas variáveis, conforme descrito. No Apêndice C encontram-se os dados completos de evaporação dos demais anos.

Figura 17 - Comparação entre os dados mensais de evaporação (mm) em 2013 medidos no tanque Classe A e modelados no CE-QUAL-W2, utilizados para a obtenção do coeficiente de correção mensal e sazonal para o tanque Classe A



Fonte: elaborada pela autora.

Observa-se uma clara influência da sazonalidade na evaporação, com o segundo semestre apresentando os maiores valores, tanto nos dados medidos quanto modelados para todos os anos analisados (2009 a 2019). No entanto, não houve um impacto significativo no coeficiente de correção sazonal, como exposto. Tal fato indica, naturalmente, que há redução e aumento proporcionais entre a evaporação do lago e a medida com o tanque Classe A, no período chuvoso e seco, respectivamente. Por outro lado, Oliveira *et al.* (2005) observaram uma

clara sazonalidade que impacta no coeficiente de correção, em uma área de estudo no Nordeste do Brasil. Linacre (1994) sugeriu o coeficiente de correção para o tanque Classe A de 0,77 como um padrão geral. No entanto, o autor adverte que diversos fatores podem alterar esse valor, incluindo as taxas de evaporação. Estas, por sua vez, são função da latitude, da declinação solar, da nebulosidade e da aridez do ambiente. Portanto, o padrão de proporcionalidade entre a evaporação em lagos e tanques está diretamente ligado, entre outros aspectos, ao clima da área de estudo, o que justifica as tendências particulares a serem discutidas a seguir.

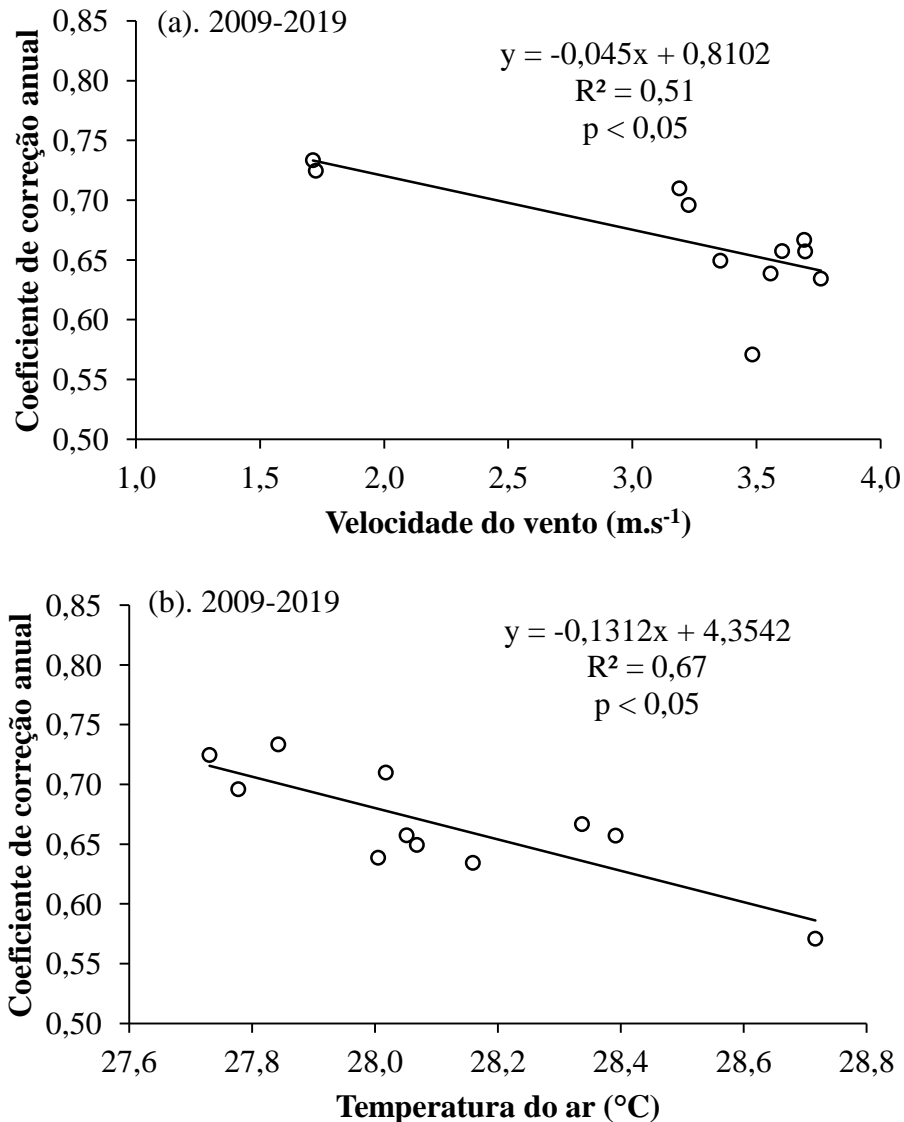
### ***5.3.6. Correlação entre coeficientes de correção e variáveis meteorológicas***

Através da correlação entre os coeficientes de correção anual, obtidos para o período de onze anos, com a temperatura do ar média anual ( $^{\circ}\text{C}$ ) e a velocidade do vento média anual ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ), conforme ilustrado na Figura 18, verificou-se uma correlação negativa com  $R^2$  de 0,67 ( $p < 0,05$ ) e 0,51 ( $p < 0,05$ ), respectivamente. Infere-se que esta correlação exista possivelmente devido à tendência do tanque Classe A em potencializar a evaporação em períodos de estiagem, influenciado principalmente pelas citadas variáveis meteorológicas, já que o equipamento se caracteriza por um tanque metálico e, dessa forma, favorece a ocorrência desse fenômeno (LINACRE, 1994). Em contrapartida, em períodos de maior precipitação, com menores velocidades do vento e temperatura do ar, observa-se o fenômeno inverso. Observe que o efeito da velocidade do vento na ressuspensão do fósforo também será discutido posteriormente neste trabalho (consulte a Seção 5.3.7). Esta particularidade indica que o fator meteorológico está diretamente relacionado às variações das medições realizadas pelo tanque Classe A e, portanto, ao coeficiente de correção anual a ser adotado (Morton, 1986). Linacre (1994) destaca que os coeficientes de correção obtidos para o tanque Classe A são fortemente influenciados não apenas pela geometria do equipamento, que interfere na irradiação da energia, mas também pelas características climáticas da região em estudo, como a aridez do ambiente.

Morton (1983) afirma que as técnicas tradicionais de estimativa da evaporação partem do pressuposto que a evaporação pode ser estimada em diferentes ambientes com a aplicação de um simples coeficiente transposto de um ao outro. No entanto, o autor observou que Hounan (1973) obteve diversos coeficientes de correção anual para o Classe A em distintos lagos em que as precipitações anuais eram bastante variáveis. Por exemplo, coeficiente  $K_a$  igual a 0,81 para precipitação anual média de 1400 mm; 0,7 para 800 mm e 0,52 para precipitações de 60 mm, aproximadamente. Isto é, confirmando as tendências deste trabalho das variações do coeficiente de correção serem proporcionais às condições climáticas. Entretanto, percebe-se no

presente trabalho que a variabilidade do coeficiente  $K_a$  é observada na mesma área de estudo, a depender das variáveis meteorológicas, destacando a sensibilidade desse parâmetro às peculiaridades locais (Linacre, 1994).

Figura 18 - Regressão linear entre a velocidade média do vento anual ( $\text{m.s}^{-1}$ ) (a), temperatura média anual ( $^{\circ}\text{C}$ ) (b) e os coeficientes de correção anuais obtidos para o Classe A (inclinação da reta) nos 11 anos analisados



Fonte: elaborada pela autora.

Já para a análise da sazonalidade, as correlações obtidas para o período chuvoso apresentaram o coeficiente  $R^2$  de 0,44 ( $p < 0,05$ ) e 0,08 ( $p$  de 0,39) e seco de 0,19 ( $p$  de 0,18) e 0,36 ( $p$  de 0,05) para a velocidade do vento média anual ( $\text{m.s}^{-1}$ ) e temperatura do ar média anual ( $^{\circ}\text{C}$ ), respectivamente. Através desses resultados, observa-se que em uma escala temporal



menor, nesse caso sazonal, a relação entre as variabilidades no coeficiente de correção para o tanque Classe A e o clima apresenta uma correlação média apenas no período chuvoso para a velocidade do vento e no período seco para a temperatura do ar. No entanto, a relação entre os coeficientes de correção sazonais para o tanque Classe A e as variáveis climáticas não é direta e considerável quanto em uma escala maior, a exemplo da anual, conforme demonstrado. É importante destacar que não foram identificados na literatura trabalhos que obtiveram correlações semelhantes.

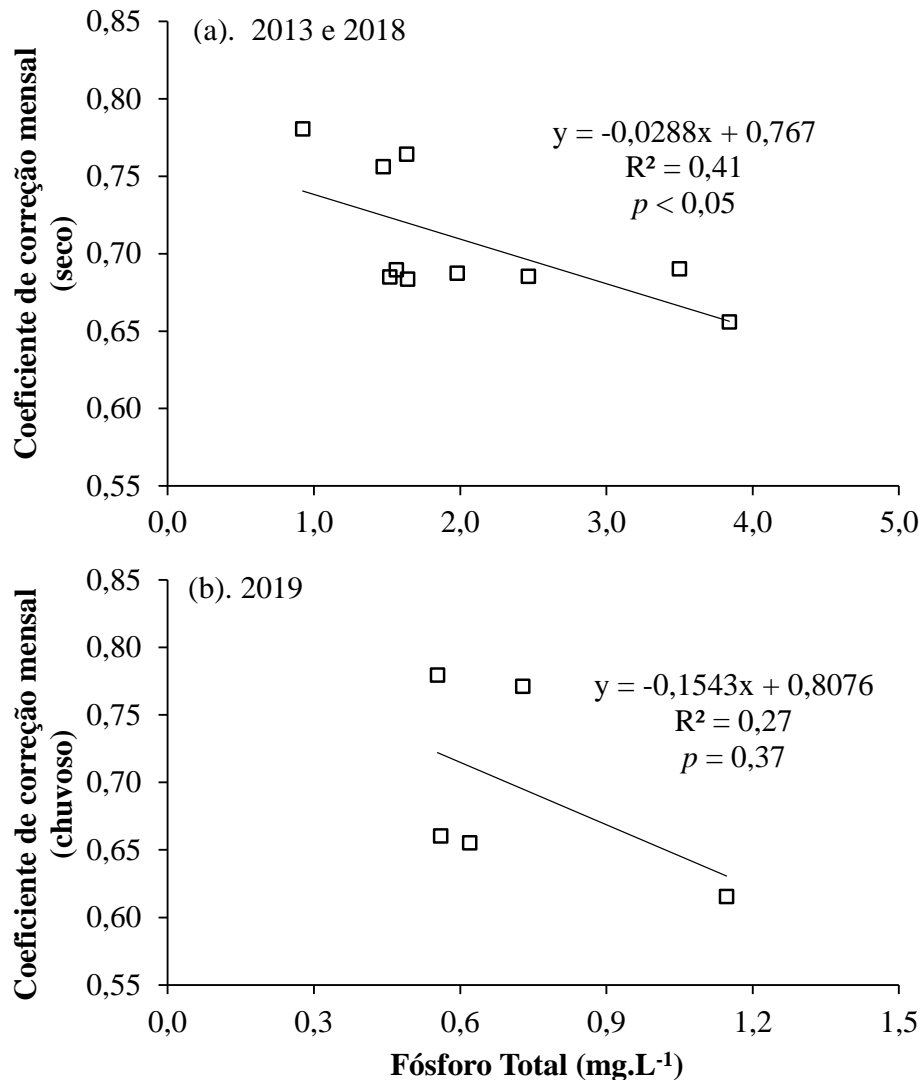
### ***5.3.7. Correlação entre coeficientes de correção e qualidade da água***

A Figura 19 apresenta a correlação entre a média mensal da concentração de fósforo total (PT) e os coeficientes de correção mensais para o período seco (2013 e 2018) e chuvoso (2019). Verifica-se que à medida que a concentração de PT aumenta, há uma redução no coeficiente de correção, com coeficiente  $R^2$  de 0,41 ( $p < 0,05$ ) e 0,27 (valor -  $p$  de 0,37) para o período seco e chuvoso, respectivamente. Estes valores indicam um impacto da qualidade da água na redução da evaporação do lago. Outro aspecto a ser considerado é a influência da sazonalidade na qualidade da água do lago, com maiores e menores concentrações durante o período seco e chuvoso, respectivamente. Este fato conduz a necessidade de segregação destes períodos para a observação do fenômeno em análise. Além disso, a correlação entre a concentração de PT e o coeficiente de correção para o tanque Classe A não é estatisticamente significativa para a estação chuvosa ( $R^2$  de 0,27; valor -  $p$  de 0,37). Isso ocorre provavelmente devido ao pequeno número de pontos de dados; a relevante variabilidade das condições meteorológicas; e aos valores relativamente baixos de concentração de PT. Note que o alto nível de PT observado neste estudo é um claro indicador de que existem outras substâncias e microrganismos na água do lago (por exemplo, matéria orgânica e bactérias), conforme verificado em estudos anteriores (ARAÚJO & LIMA NETO, 2018; ARAÚJO *et al.*, 2019; FRAGA; ROCHA & LIMA NETO, 2020). Isso sugere que outras substâncias e microrganismos presentes no lago também podem afetar o processo de evaporação, seja diretamente ou por meio de processos secundários, como a eutrofização.

A influência da concentração de PT nas taxas de evaporação pode justificar a existência de coeficientes de correção para o tanque Classe A inferiores aos reportados na literatura. Ademais, sugere ainda que a diminuição desta variável seja possivelmente em decorrência da elevada carga poluidora, normalmente presente em lagos urbanos, como verificado para o Santo Anastácio, lago hipereutrófico (PACHECO & LIMA NETO, 2017;

ARAÚJO & LIMA NETO, 2018; ARAÚJO *et al.*, 2019). Outro aspecto relevante, é a redução da penetração da luz na massa líquida devido à elevada turbidez que normalmente caracteriza os corpos d' água superficiais hipereutróficos (HAVENS & JI, 2018), aumentando o albedo (JIN *et al.*, 2004), além da presença de macrófitas flutuantes que podem impedir quase que completamente a passagem da luminosidade. Por outro lado, a presença de certas espécies de macrófitas aquáticas pode aumentar as perdas de água superficial por evapotranspiração (JIMÉNEZ-RODRÍGUEZ *et al.*, 2019).

Figura 19 - Regressão linear entre a média mensal da concentração de fósforo total (PT) ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e os coeficientes de correção mensais para o (a) período seco (2013 e 2018) e (b) chuvoso (2019)



Fonte: elaborada pela autora.

Classicamente em estudos sobre evaporação, a turbidez é apontada como um

parâmetro analítico indicador da redução da evaporação conforme sua elevação (MORTON, 1986; FINCH & HALL, 2001). No entanto, deve-se avaliar também outras variáveis limnológicas que podem influenciar no balanço de energia e, conseqüentemente, no processo evaporativo. Exemplos incluem macrófitas submersas, cor da água (relacionada à concentração de COD), profundidade da coluna d'água e as características dos sedimentos (HERB & STEFAN, 2004; PERSSON & JONES 2008; RINKE *et al.*, 2010). Essas ressalvas sugerem um potencial tópico para pesquisas futuras.

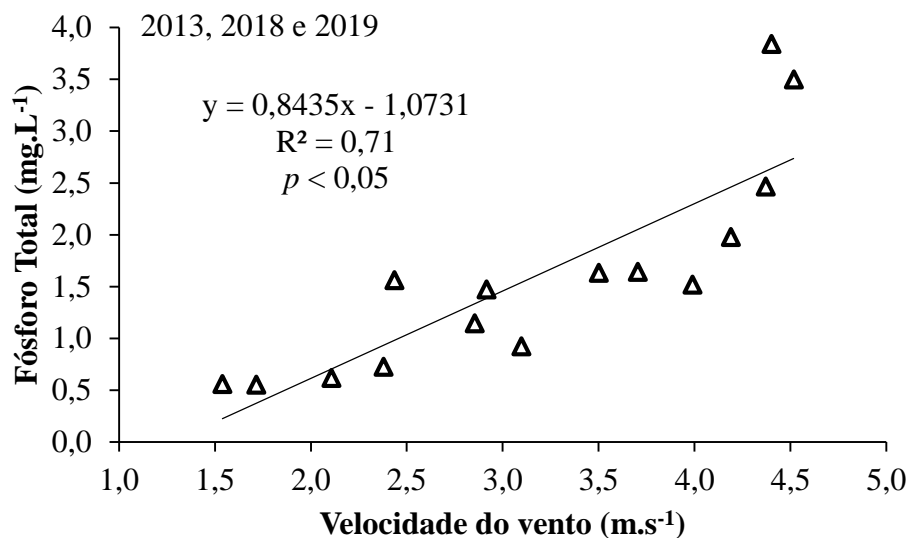
Anda *et al.* (2016), por exemplo, realizaram experimentos e compararam a evaporação em dois tanques Classe A: o primeiro, um tanque Classe A padrão; o segundo, com macrófitas submersas e cobertura de sedimentos no fundo. Os referidos autores verificaram que a evaporação no segundo tanque foi superior ao primeiro, provavelmente em decorrência da maior absorção de energia devido à coloração escura, efeito da presença das macrófitas e do sedimento. Read e Rose (2013), por outro lado, aplicaram um modelo termodinâmico unidimensional a oito lagos rasos em Wisconsin e Michigan, nos Estados Unidos, e analisaram o carbono orgânico dissolvido (COD). Eles descobriram que um aumento na concentração de COD favorece a diminuição do conteúdo total de calor, ao bloquear a penetração da luz na coluna d'água, e, conseqüentemente, há uma redução da temperatura geral do lago. Os autores também encontraram um aumento nos fluxos do calor de saída, que tenderiam a atenuar a evaporação, pois esta é um dos termos do balanço de energia. Oroud (1995) observou o mesmo fenômeno de aumento da temperatura da água, porém relacionado ao incremento da salinidade. Mais recentemente, Watras *et al.* (2016) estudaram a influência do carbono orgânico dissolvido (COD) na evaporação de três lagos rasos, localizados em Wisconsin, nos Estados Unidos. Os autores constataram que, apesar da presença de COD estar relacionada à elevação da temperatura superficial do lago, esta não implica o aumento da evaporação, mas em sua redução. Eles sugeriram dois mecanismos para a explicação desse efeito: emissão desproporcional de energia radiante por lagos com elevadas concentrações de COD; e o efeito combinado da velocidade do vento e do gradiente de pressão de vapor, dos quais o produto é menor em lagos com as características descritas.

Dessa forma, infere-se que as elevadas cargas poluidoras presentes nos corpos d'água podem alterar o processo de evaporação direta nos mesmos. Assim, esse mecanismo não deve ser analisado apenas na perspectiva das variáveis climáticas (Zhang & Liu, 2014). Portanto, faz-se necessária a adoção de coeficientes de correção, para os dados medidos de evaporação utilizando o tanque Classe A, que representem coerentemente o sistema,

incorporando os aspectos relacionados à qualidade das águas (Oroud, 1995) e, consequentemente, contribuam para a estimativa adequada do balanço hídrico, especialmente nos ambientes lênticos. É importante enfatizar a necessidade de mais estudos que considerem a complexidade das variáveis envolvidas, visando o aprofundamento desta área do conhecimento.

A Figura 20 mostra uma regressão linear entre a concentração total de fósforo e a velocidade do vento, incluindo os períodos seco (2013 e 2018) e chuvoso (2019).

Figura 20 - Regressão linear entre a concentração total de fósforo (PT) e a velocidade do vento, incluindo o período seco (2013 e 2018) e chuvoso (2019)



Fonte: elaborada pela autora.

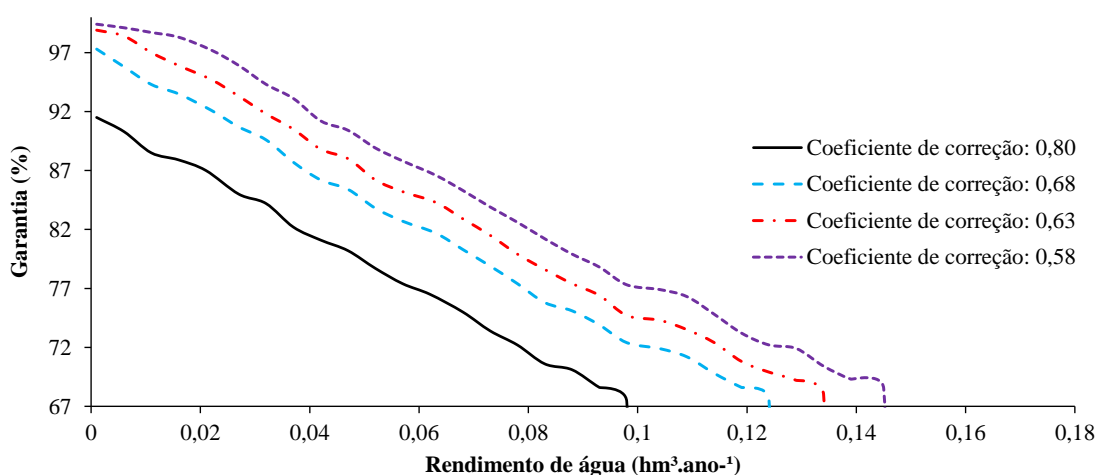
A dependência direta da concentração de PT com a velocidade do vento ( $R^2$  de 0,71;  $p < 0,05$ ) confirma que a ressuspensão de fósforo/sedimento induzida pelo vento foi um processo relevante, conforme apontado por Araújo *et al.* (2019). Isso sugere que o impacto da velocidade do vento na qualidade da água foi o fator dominante no amortecimento das taxas de evaporação no lago, em comparação com as do tanque Classe A. Observe que esta análise também forneceu uma nova correlação empírica para estimar a concentração total de fósforo no lago.

Por fim, a Figura 21 apresenta o comparativo da simulação da disponibilidade hídrica no lago Santo Anastácio, estimada por meio do software Vuelas (de Araújo *et al.*, 2006), para diferentes valores de evaporação, calculados utilizando-se os coeficientes para o tanque

Classe A de 0,8, 0,68, 0,63 e 0,58, obtidos nas correlações com a concentração de PT, velocidade do vento e temperatura do ar, respectivamente.

Observa-se uma redução nas taxas de evaporação de 15, 21 e 28%, calculadas com os três últimos coeficientes em relação ao coeficiente de correção de 0,80. Isso implica um aumento médio da disponibilidade hídrica de 18,24, 24,25 e 29,50%, respectivamente. Evidencia-se, dessa forma, a elevada sensibilidade da estimativa da garantia hídrica às taxas de evaporação utilizadas e, conseqüentemente, ao coeficiente de correção para o caso de estimativas utilizando-se de dados medidos de evaporação através do tanque Classe A.

Figura 21 - Simulação da disponibilidade hídrica (2000 - 2019) para diferentes valores de evaporação estimados com coeficientes de correção para o tanque Classe A (0,8, 0,68, 0,63 e 0,58 representam o valor padrão da literatura e os obtidos pela correlação com concentração de fósforo total (PT), velocidade do vento e temperatura do ar, respectivamente), no lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil



Fonte: elaborada pela autora.

## 5.4. Conclusão

O presente trabalho analisou a influência das forçantes hidroclimáticas no processo de evaporação de um lago urbano tropical. Através dos resultados obtidos, pode-se concluir que o lago apresentou leve estratificação térmica na coluna de água, de 1 a 2 °C, apesar da pequena profundidade (5 m), demonstrando que a distribuição energética na coluna d'água não é uniforme. Este fato ocasiona um aumento de cerca de 2% na evaporação diária do lago, em relação à evaporação calculada sob condição de mistura completa da coluna de água, reforçando a necessidade da análise da evaporação de modo integrado a modelos hidrodinâmicos que considerem as trocas de calor na massa líquida, especialmente em reservatórios mais profundos.

Verificou-se ainda que os coeficientes de correção para o tanque Classe A (anuais, mensais e sazonais) apresentaram valores inferiores aos obtidos na literatura. Ademais, observou-se uma forte correlação negativa entre os coeficientes de correção anuais e as variáveis meteorológicas (velocidade do vento e temperatura do ar), sugerindo que o tanque Classe A tende a superestimar as medições de evaporação, a depender das condições climáticas.

Adicionalmente, constatou-se que, quanto maior a concentração de fósforo total, menor o coeficiente de correção mensal para o tanque Classe A, evidenciando a influência da qualidade da água na evaporação no reservatório tropical estudado. Os resultados também indicaram que a ressuspensão de fósforo/sedimento induzida pelo vento potencialmente atenuou as taxas de evaporação no lago. Além disso, constatou-se o impacto da evaporação na disponibilidade hídrica, indicando que reduções da evaporação superiores a 15% implicam o aumento da disponibilidade hídrica na mesma proporção.

Finalmente, pode-se afirmar que, para a obtenção de maior acurácia na estimativa do processo de evaporação em lagos e reservatórios, é essencial a adoção de ferramentas que possibilitem uma análise integrada, verificando processos meteorológicos, hidrodinâmicos e a qualidade da água para a efetiva gestão operacional desses corpos hídricos.

## 6. ACOPLAMENTO DE MODELOS E AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NAS TAXAS DE EVAPORAÇÃO DE UM LAGO TROPICAL

### 6.1. Introdução

As modificações do estado físico da água, que compõe o ciclo hidrológico, são um importante indicador das características ambientais das bacias hidrográficas. As alterações no uso do solo são fatores marcantes do processo de urbanização (SEIDL *et al.*, 2019; MESQUITA & LIMA NETO, 2019; MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2020). Nesta, a remoção da cobertura vegetal e a impermeabilização do solo têm sido apontadas como uns dos principais elementos responsáveis pela alteração do ciclo hidrológico.

Diversos impactos na hidrologia podem estar relacionados diretamente à urbanização sem planejamento (ARAÚJO & LIMA NETO, 2018; ARAÚJO *et al.*, 2019; MESQUITA *et al.*, 2020a; FRAGA *et al.*, 2020), como o aumento das vazões de pico e a diminuição do tempo de concentração das bacias (CAMPOS *et al.*, 2020). Portanto, o hidrograma da bacia pode ser modificado. Além disso, os impactos decorrentes do uso e ocupação do solo podem afetar diretamente os corpos receptores (WEI *et al.*, 2020; NOBRE *et al.*, 2020). Estes podem estar sujeitos a alterações das suas características hidrodinâmicas que, por sua vez, influenciam diretamente a qualidade da água (FRAGA, ROCHA & LIMA NETO, 2020). Por conseguinte, a qualidade da água pode afetar o balanço de energia dos corpos hídricos (READ & ROSE; 2013; WATRAS *et al.*, 2016) e, conseqüentemente, a evaporação. Nesse sentido, faz-se necessária a realização de estudos que considerem a complexa dinâmica envolvida na interação bacia-corpo hídrico receptor.

Estudos relacionados à modelagem e simulação hidrológica-hidráulica dos sistemas de drenagem urbana são essenciais para a representação dos processos físicos nas bacias hidrográficas urbanas (RAI *et al.*, 2017; RJEILY *et al.*, 2017; MESQUITA *et al.*, 2017; MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2020). Ademais, a modelagem computacional possibilita a análise de diversos cenários, otimizando custos e permitindo a proposição de medidas mitigatórias (LIMA, MAMEDE & LIMA NETO, 2018; MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2020). Dessa forma, as ferramentas de modelagem podem subsidiar os tomadores de decisão (LIMA, 2016). Mesquita, Pereira e Lima Neto (2020), por exemplo, modelaram o sistema de drenagem urbana da bacia Vertente Marítima de Fortaleza, Ceará, Brasil, para a avaliação das cargas bacteriológicas aportadas e seu impacto na balneabilidade

das praias. A área de estudo analisada é densamente urbanizada, constituída por bacias com impermeabilização média de 55%.

Adicionalmente, a modelagem hidrodinâmica de lagos e reservatórios permite analisar os padrões de circulação e as diversas forçantes às quais os corpos hídricos estão submetidos (GASTALDINI *et al.*, 2004; LEMOS, 2015; ROCHA, MESQUITA & LIMA NETO, 2020). Isso possibilita avaliar impactos e compreender variáveis físicas, químicas e biológicas (DEUS *et al.*, 2013; LÓPEZ MOREIRA *et al.*, 2018). Nesse sentido, a modelagem integrada bacia-lago pode se constituir como uma ferramenta essencial para analisar diversos processos e respostas em ambos os sistemas (bacia e lago). Portanto, a análise integrada de características hidrológicas da bacia e hidrodinâmicas do lago, considerando a qualidade da água, permitiria uma avaliação holística dos parâmetros físicos do corpo hídrico, notadamente da evaporação.

Na literatura, uma variedade de estudos abordou o impacto do uso e ocupação do solo (*eg.* SEIDL *et al.*, 2019) e das mudanças climáticas (HUONG & PATHIRANA, 2013; SABÓIA *et al.* 2017) nas características hidrológicas de bacias e em corpos hídricos receptores. Alguns estudaram o impacto do clima na hidrodinâmica, incluindo os padrões de estratificação térmica de lagos (SOUZA FILHO *et al.*, 2006; LEMOS, 2015; SOARES *et al.*, 2019; FIROOZI *et al.*, 2020; WOOLWAY *et al.*, 2021; DOKULIL *et al.*, 2021). Outros estimaram as cargas poluidoras e modelaram a qualidade da água em variados ambientes (DEUS *et al.*, 2013; TONÉ, 2016; LIMA, MAMEDE & LIMA NETO, 2018; TONÉ & LIMA NETO, 2020; MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2020). Adicionalmente, diversos trabalhos acoplaram modelos hidrológicos a modelos hidrodinâmicos (DEBELE *et al.*, 2006; BRITO *et al.* 2018; FIROOZI *et al.*, 2020; WEI *et al.*, 2020). No entanto, não foram identificados trabalhos que acoplassem especificamente o modelo *Storm Water Management Model - SWMM* (ROSSMAN, 2015) ao modelo CE-QUAL-W2 (COLE & WELLS, 2018). Tampouco identificaram-se trabalhos que avaliem o impacto da qualidade da água nas taxas de evaporação, aplicando modelos de qualidade da água. Ressalta-se ainda que, apesar dos avanços, todas as linhas de pesquisa citadas possuem tópicos a serem desenvolvidos, especialmente com uma abordagem integrada dos processos. Isso se torna ainda mais evidente em regiões de clima tropical subúmido e semiárida.

Este trabalho pretende avançar em relação ao atual estado da arte propondo uma ferramenta de modelagem hidrodinâmica integrando bacia-lago. Objetiva-se avaliar o impacto das características hidrológicas na hidrodinâmica, considerando a qualidade da água e o seu



impacto nas taxas de evaporação. Assim, pode-se destacar os seguintes aspectos inovadores: (1) acoplamento de um modelo hidrológico-hidráulico unidimensional a um modelo hidrodinâmico bidimensional; (2) avaliação do impacto dos extremos hidrológicos na hidrodinâmica do lago raso; (3) avaliação das cargas poluidoras aportadas e de sua dinâmica na bacia e em um lago tropical; (4) análise de correlações que expliquem a influência das variáveis hidrológicas na hidrodinâmica do lago; (5) análise de correlações que expliquem a dinâmica de qualidade da água no sistema bacia-lago em função de variáveis sanitárias, meteorológicas e parâmetros hidrodinâmicos; e (6) análise de correlações empíricas que avaliem o impacto da qualidade da água nas taxas de evaporação.

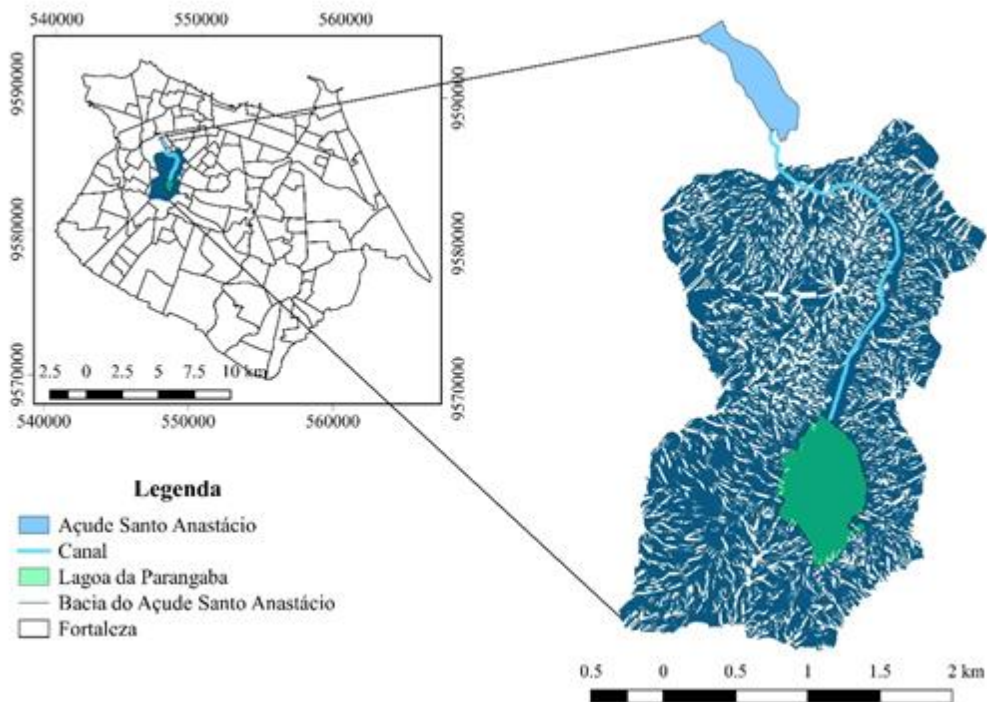
Almeja-se, com essa metodologia, compreender de modo integrado os processos hidrológicos, hidrodinâmicos e de qualidade da água. Nesse sentido, possa subsidiar os tomadores de decisão na proposição de medidas mitigatórias efetivas e de recuperação ambiental, visando minimizar os impactos do uso e ocupação do solo.

## **6.2. Metodologia**

### ***6.2.1. Área de estudo***

A área de estudo compreende a bacia do lago Santo Anastácio, localizada em Fortaleza, Ceará, região Nordeste do Brasil (Figura 22). Trata-se de uma bacia urbana, constituída total e parcialmente pelos bairros Amadeu Furtado, Bela Vista, Bonsucesso, Couto Fernandes, Demócrito Rocha, Jóquei Clube, Pici, Parangaba e Rodolfo Teófilo. Possui área de 611,27 ha, sendo predominantemente descaracterizada de sua composição natural. Como curso d' água principal, possui um canal de drenagem urbana de aproximadamente 2,5 km, com seção retangular, exutório da lagoa da Parangaba, localizada à montante, além de diversas galerias de drenagem urbana que deságuam no referido canal. Mais informações sobre o lago Santo Anastácio podem ser conferidas no Capítulo 5, Seção 5.2.1, desta tese.

Figura 22 – Bacia de contribuição da seção de entrada do lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil



Fonte: elaborada pela autora. Fonte do *shapefile* (Fortaleza): Fortaleza (2020).

### 6.2.2. Dados de campo

Os dados meteorológicos utilizados no presente trabalho foram obtidos na estação meteorológica do Pici, localizada a aproximadamente 1 km do exutório do lago Santo Anastácio, conforme mencionado no Capítulo 5 desta tese. Os dados obtidos foram precipitação, temperatura do ar, velocidade e direção do vento (à 10 m do solo), umidade relativa do ar e cobertura das nuvens, medidos três vezes ao dia (9h00, 15h00 e 21h00). Já a medição da vazão foi realizada de maio a março de 2013, 2014, 2018 e 2019, totalizando 24 medições. Para tal, utilizou-se um anemômetro eletromagnético de hélice *MiniWater20*, da *Omni Instruments* (faixa de velocidade de  $0,02-5,00 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) para medições de velocidade, e uma régua para a medição da profundidade da água. Foram realizadas medições de velocidade em quatro pontos da seção transversal do canal, nas alturas de 0,2 e 0,8 m em relação ao fundo do canal. A partir dessas informações, foi possível calcular a vazão na entrada e saída do lago Santo Anastácio. Adicionalmente, foi realizada a medição da vazão ao longo do canal, próximo às galerias afluentes, totalizando três pontos de medição. As medições de vazão ao longo do canal foram realizadas em outubro de 2013 (período de estiagem), com vistas à observação da

variação horária e longitudinal das descargas de esgoto sanitário afluentes ao lago Santo Anastácio. Concomitante à medição da vazão, mediram-se as temperaturas dos fluxos afluentes e efluentes ao lago utilizando-se uma sonda multiparamétrica (*HI9820 Hanna Instruments*).

As coletas das amostras de água foram realizadas concomitantes às medições das vazões de entrada e saída do lago. Utilizou-se um frasco *Van Dorn* para este fim. Os parâmetros analisados foram fósforo total (PT), em 2013, 2014, 2018 e 2019, e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), em 2013. As análises de fósforo total foram realizadas no Laboratório de Análises Químicas (LAQUIM); já a DBO foi analisada no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN), ambos da Universidade Federal do Ceará (UFC). As análises de qualidade da água foram realizadas conforme *Standards Methods* (APHA, 2005). Já os dados de resíduos sólidos de varrição e limpeza de canais do município de Fortaleza foram fornecidos pela Secretaria de Conservação e Serviços Públicos da Prefeitura Municipal de Fortaleza (2017).

### **6.2.3. Modelagem hidrológica e hidráulica**

Para a modelagem hidrológica e hidráulica da bacia do lago Santo Anastácio, foi utilizado o modelo computacional *Storm Water Management Model* (SWMM), *software* amplamente utilizado para bacias urbanas, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental (*Environmental Protection Agency* - EPA), dos Estados Unidos. O SWMM é um modelo de transformação chuva-vazão hidrodinâmico unidimensional que utiliza para a simulação hidráulica as equações da onda dinâmica (equações de Saint-Venant, ver item 3.3.1, Capítulo 3) e sua simplificação (onda cinemática); neste caso, considerando o regime de escoamento permanente. O SWMM representa tanto os processos hidrológicos sobre a bacia (precipitação, infiltração e escoamento, por exemplo), como também simula as condições hidráulicas do escoamento nos condutos, como propagação de ondas e os efeitos do remanso (ROSSMAN, 2015). O SWMM foi selecionado para a realização deste trabalho, pois é um *software* livre e amplamente utilizado, tendo sido aplicado em diversos estudos reportados na literatura (*e.g.* RAI; CHAHAR & DHANYA, 2017; RJEILY *et al.*, 2017; WARSTA *et al.*, 2017; MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2020; WEI *et al.*, 2020).

### **6.2.4. Domínio de modelagem**

A base computacional utilizada no SWMM foi concebida inicialmente por meio de geoprocessamento no *software* QGIS. Realizou-se a extração das curvas de nível e o traçado da bacia hidrográfica com o uso do arquivo de imagem (*raster*), denominado modelo digital do terreno (MDT), com precisão de cinco metros, fornecido pela Prefeitura Municipal de Fortaleza. De posse das curvas de nível, definiu-se inicialmente o ponto de descarga da bacia e aplicaram-se as ferramentas de geoprocessamento para a delimitação da bacia hidrográfica de interesse. Além disso, os cursos de água foram vetorizados e comparados à planta de drenagem da cidade de Fortaleza (galerias e canais), com vistas à compatibilização do curso de água vetorizado com a planta atualmente implementada. Esses procedimentos foram realizados para representação simplificada e simulação das águas do sistema de drenagem, devido à carência de dados consistentes sobre a rede de microdrenagem (como cota dos poços de visita, diâmetro das galerias por trechos e outros). Além disso, a mesma auxilia no processo de otimização da análise em escala macro dos sistemas de drenagem de grandes metrópoles, utilizando-se das ferramentas dos sistemas de informação geográfica, em vista da carência de dados (MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2020).

Em seguida, definiu-se a bacia hidrográfica no SWMM compatibilizando o curso de água principal (canal) e as principais afluições a este (galerias). Realizou-se, para este fim, a sub-compartimentação da bacia do lago Santo Anastácio de modo a melhor representar as áreas de influência da bacia relacionadas às respectivas galerias de drenagem urbana. Portanto, o domínio de modelagem no SWMM para a bacia foi dividido em seis sub-bacias; oito junções, para as quais aflui a vazão representativa das galerias; oito condutos, estes compõem o canal afluente ao lago Santos Anastácio; um pluviômetro (localizado no *campus* do Pici da UFC); uma bacia de retenção, representando a lagoa da Parangaba; e, finalmente, um exutório, afluente ao lago Santo Anastácio. Para a inserção da bacia de retenção (lagoa da Parangaba) no SWMM, foi utilizado o mapa batimétrico disponível em Oliveira (2013). A partir deste, gerou-se a curva cota-área-volume e inseriram-se os parâmetros da curva cota-área no modelo, especificando a nível mínimo da lagoa em relação à máxima profundidade (3 m).

Os parâmetros de entrada exigidos pelo SWMM, dentre outros, são os seguintes para as bacias: percentual de impermeabilização (% *imperv*); coeficiente de Manning para impermeabilização e permeabilização (*N-imperv* e *N-perv*, respectivamente); o armazenamento nas superfícies impermeável e permeável (*D-store-imperv* e *D-store-perv*, respectivamente); e o método de infiltração do solo, do qual há quatro modelos disponíveis: Green Ampt, Green Ampt modificado, Horton e Número da Curva (*Curve Number - CN* do *Soil Conservation*

*Service – SCS*, Estados Unidos) (ROSSMAN, 2015). Além destes parâmetros, há ainda a área da bacia e a declividade média, sendo estas variáveis definidas no processo de delimitação das bacias e nos ajustes efetuados no próprio SWMM.

Ressalta-se que o modelo de infiltração selecionado no presente trabalho foi o CN-SCS. Este varia em uma escala de 0 a 100 (valores tabelados), definida de acordo com as condições de uso e ocupação da bacia, sendo 100 o maior escoamento superficial possível. Ajustou-se o valor de 80 no SWMM. Levou-se em consideração que todo o escoamento será totalmente direcionado aos condutos. As declividades das sub-bacias foram ajustadas em 2%; as dos condutos, de acordo com a cota de elevação de cada nó, compatíveis com as cotas do terreno, ambos definidas através da referida base computacional (MDT). Já o percentual de impermeabilização da bacia foi ajustado em 56%, além dos parâmetros dos números de Manning para as superfícies das bacias (*N-perv-%*, *N-imperv-%*) que foram 0,1 e 0,01, respectivamente, considerando as atuais condições das mesmas, observadas através das imagens de alta definição fornecidas pela PMF; imagens do *Google Earth*; visitas *in loco*; e no processo de calibração. A rugosidade do canal, definida pelo número de Manning (*n*), foi 0,015, valor sugerido para o concreto (ROSSMAN, 2015), material de revestimento do canal.

As contribuições de tempo seco no SWMM foram obtidas através dos dados das campanhas de medição da vazão ao longo do canal realizadas em outubro de 2013, conforme mencionado. Ademais, compararam-se essas vazões àquelas medidas durante os demais meses de estiagem. Desta forma, as vazões medidas foram distribuídas proporcionalmente em cada junção locada no SWMM. Assim, o somatório resultou no total escoado no exutório durante o período seco, garantindo a representatividade do modelo.

### **6.2.5. Calibração e validação**

Os processos de calibração e validação foram realizados comparando-se os dados de vazão medidos na entrada do lago Santo Anastácio e modelados pelo SWMM. As análises estatísticas realizadas foram o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e desvio médio (DM) em relação ao ajuste perfeito do modelo. Os dados utilizados para a calibração foram as vazões medidas em 2013 e 2014 e, para a validação, em 2018 e 2019. Ressalta-se que a calibração consistiu no ajuste manual dos parâmetros do modelo, já mencionados. Foram comparadas as vazões simuladas, obtidas no hidrograma, às vazões medidas no horário correspondente. O intervalo de tempo definido para a obtenção dos

hidrogramas nesse processo foi de 15 minutos. O modelo hidráulico selecionado para as simulações neste trabalho foi o da onda dinâmica.

#### **6.2.6. Modelagem hidrodinâmica do reservatório**

O CE-QUAL-W2 foi o modelo selecionado para a modelagem hidrodinâmica no lago Santo Anastácio. Esse modelo foi calibrado e validado na contribuição contida no Capítulo 5 desta tese. Trata-se de um modelo hidrodinâmico bidimensional (2D), nesse caso, considera as variações na longitudinal e na vertical, desprezando as variações nas laterais. Modelos com as citadas características são ideais para aplicação em corpos hídricos com grande comprimento em relação à largura (COLE & WELLS, 2018), a exemplo do lago Santo Anastácio, sendo largamente aplicado no estudo de lagos e reservatórios (*e.g.*, DEUS *et al.*, 2013; ZOUABI-ALLOUI & GUEDDARI, 2014; ZHANG *et al.*, 2018; ZIAIE *et al.*, 2019; ROCHA, MESQUITA & LIMA NETO, 2020).

##### 6.2.6.1. Discretização do modelo

O CE-QUAL-W2 exige informações batimétricas, vazões de entrada e saída, dados meteorológicos e de qualidade da água (COLE & WELLS, 2018). Já o lago em estudo possui comprimento aproximado de 900 m e largura média de 185 m, conforme mencionado. Portanto, foi discretizado, de acordo com a variação da batimetria, em 32 segmentos longitudinais, com 29 m, e em camadas verticais com distância de 0,2 m por camada.

Posteriormente, foram inseridos os dados medidos requeridos pelo modelo, tais como: meteorológicos [temperatura do ar ( $^{\circ}\text{C}$ ), temperatura do ponto de orvalho ( $^{\circ}\text{C}$ ), velocidade ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) e direção dos ventos (graus) e nebulosidade (escala de 0 a 10)], obtidos através da estação meteorológica; temperatura dos fluxos afluente e efluente ( $^{\circ}\text{C}$ ), medida em campo; vazão de entrada ( $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ), modeladas pelo SWMM; e vazão de saída do lago ( $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ), obtidas por meio de correlação linear entre os dados medidos em 2013 (entrada e saída do lago) e extrapolados com os dados de vazão simulados pelo SWMM para todos os anos analisados. Para mais informações sobre o processo de calibração e validação realizados no CE-QUAL-W2, consulte o Capítulo 5, Seção 5.2.3, desta tese.

### **6.2.7. Análise integrada bacia e lago**

Analisou-se a influência das características hidrológicas da bacia hidrográfica do lago Santo Anastácio e seu impacto na hidrodinâmica, qualidade da água e, desta, na evaporação. Para este fim, foram realizados os seguintes estudos, conforme será descrito a seguir.

#### **6.2.7.1. Extremos hidrológicos**

Avaliaram-se as precipitações máximas de uma série temporal com 20 anos de dados (2000 a 2019), considerando chuvas com períodos de retorno ( $T_r$ ) de 5, 10 e 50 anos. Analisaram-se, para as séries de precipitações máximas anuais, as distribuições de probabilidade Log Normal, Gumbel e Gamma. Como critério de escolha, aplicou-se o teste qui-quadrado, considerando o limite de significância de 95%. De posse das três precipitações máximas selecionadas para os seus respectivos períodos de retorno, foram realizadas três simulações no SWMM, com vista à verificação do impacto das chuvas extremas nas vazões de pico e no tempo de concentração da bacia, variáveis que podem afetar diretamente as cheias no lago. Além disso, os hidrogramas são indicadores diretos do impacto da impermeabilização nas características hidrológicas da bacia.

Além disso, selecionaram-se três anos distintos da mencionada série histórica, através do cálculo do desvio em relação à média: com precipitações acima da média histórica (2019), abaixo da média (2013) e um ano próximo à média (2018), considerado típico. Portanto, foram realizadas simulações no SWMM para os anos de 2013, 2018 e 2019.

### **6.2.8. Acoplamento do SWMM ao CE-QUAL-W2**

A base computacional do SWMM e CE-QUAL-W2 foi concebida para os anos de 2013, 2018 e 2019 e acopladas. O processo de acoplamento consistiu na simulação das precipitações durante os referidos anos (2013, 2018 e 2019), de modo a reproduzir as condições hidrológicas da bacia no SWMM. Posteriormente, geraram-se séries temporais de vazões para os períodos correspondentes, que foram inseridas como dado de entrada no CE-QUAL-W2. O intervalo de tempo definido para a simulação no SWMM, neste caso, foi horário durante cada ano correspondente. Dessa forma, foi possível analisar os processos hidrodinâmicos no lago

Santo Anastácio, considerando as diferentes respostas hidrológicas oriundas de sua bacia de contribuição.

#### 6.2.8.1. Hidrodinâmica do lago

Foram analisados os padrões hidrodinâmicos para os anos considerados seco, típico e chuvoso (2013, 2018 e 2019, respectivamente) através das seguintes variáveis: estratificação térmica, velocidade horizontal e tempo de residência hidráulico. Foram verificadas diferentes profundidades, tais como na superfície da água, a 2,8 m e a 5 m e compararam-se ao regime de mistura completa. A partir disso, geraram-se séries temporais das variáveis em estudo para a análise da influência do regime hidrológico nos padrões hidrodinâmicos de reservatórios rasos. Ademais, de posse dos valores do tempo de residência hidráulico para os mencionados anos, avaliou-se também o coeficiente de decaimento do fósforo no lago,  $k$  ( $\text{ano}^{-1}$ ). Para este fim, aplicou-se o modelo proposto por Toné (2016), Equação 31, validado por diversos trabalhos (LIMA, 2016; ARAÚJO, LIMA NETO & BECKER, 2019; ROCHA, MESQUITA & LIMA NETO, 2020; TONÉ & LIMA NETO, 2020). Os valores do coeficiente  $k$  obtidos também foram utilizados no modelo de qualidade de água transiente de mistura completa proposto por Vollenweider (1968), aplicado posteriormente por Chapra (2008), descrito na Seção 6.2.9, mais adiante.

$$k = \frac{4}{\sqrt{Tr}} \quad (31)$$

Adicionalmente, correlacionaram-se o tempo de residência hidráulico ( $Tr$ ) a variáveis hidroclimáticas, para a obtenção de correlações empíricas que expliquem a influência das forçantes externas sobre esse parâmetro hidráulico. Além disso, essa correlação pode se constituir como uma ferramenta aplicável, do ponto de vista prático, em estudos diversos que necessitem do tempo de residência hidráulica, fazendo-se uso de informações facilmente disponíveis, como os dados meteorológicos.

#### 6.2.8.2. Cargas poluidoras aportadas ao lago

Estimaram-se as cargas poluidoras de fósforo aportadas da bacia hidrográfica do lago Santo Anastácio. Para este fim, calculou-se o produto entre os dados de qualidade da água



(fósforo total) medidos em 2013, 2014, 2018 e 2019 e a vazão nos meses correspondentes. Posteriormente, correlacionaram-se as concentrações de fósforo total a variáveis meteorológicas, e as cargas de fósforo com os resíduos de varrição e de limpeza do canal. Estes foram estimados para a bacia hidrográfica, com vistas a identificar possíveis correlações entre o acúmulo de poluentes sobre a bacia e seu carregamento para o corpo receptor. As informações sobre os resíduos sólidos foram disponibilizadas pela Secretaria de Conservação de Serviços Públicos de Fortaleza para os anos de 2013 e 2014. Estimou-se o montante de resíduos por área do município de Fortaleza,  $q_A$  ( $\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mês}^{-1}$ ), para os anos de 2013 e 2014. Essa estimativa foi realizada através do somatório mensal dos resíduos produzidos durante os anos analisados (2013 e 2014) e a divisão pela área total do município de Fortaleza. Posteriormente, foram estimados o montante mensal dos resíduos de varrição e de limpeza do canal para a bacia do lago Santo Anastácio,  $RS$  ( $\text{ton} \cdot \text{mês}^{-1}$ ), conforme a Equação 32. Nesta, multiplica-se a área da bacia do lago Santo Anastácio ( $\text{Área}_{bacia}$ ) pela produção de resíduos mensal no município de Fortaleza por área ( $q_A$ ).

$$RS = \text{Área}_{bacia} q_A \quad (32)$$

### 6.2.9. Modelagem da qualidade da água e evaporação

Foram geradas séries temporais de concentração de fósforo total do lago Santo Anastácio para os anos de 2013, 2018 e 2019. Inicialmente, correlacionaram-se as vazões medidas na entrada do lago com as concentrações de fósforo total em 2013, 2014, 2018 e 2019. Avaliou-se o coeficiente de determinação como base para a escolha da função com melhor ajuste aos dados. Por meio da função ajustada, foram utilizadas as vazões geradas no SWMM para os anos de interesse. Dessa forma, obtiveram-se as concentrações de fósforo afluentes ao lago Santo Anastácio.

Posteriormente, foram aplicados e comparados dois modelos de qualidade da água para a obtenção da concentração na saída do lago: o modelo transiente de mistura completa proposto por Vollenweider (1968) modificado por Toné e Lima Neto (2020), Equações 33 e 34; e o modelo empírico que relaciona velocidade média do vento,  $v_m$  ( $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ), e concentração de fósforo total,  $PT$  ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), obtido neste trabalho (Figura 20, Capítulo 5) e mostrado na Equação 35.

$$PT(t) = PT_o e^{(-\omega t)} + \frac{w}{V\omega} (1 - e^{(-\omega t)}) \quad (33)$$

$$\omega = \frac{Q_s}{V} + k \quad (34)$$

$$PT = 0,8435v_m + 1,0735 \quad (35)$$

Em que:  $PT(t)$  = fósforo total no tempo  $t$  ( $\text{mg.L}^{-1}$ );  $PT_o$  = fósforo total no tempo  $t-1$  ( $\text{mg.L}^{-1}$ );  $t$  = intervalo de tempo (ano);  $w$  = carga de fósforo na entrada do corpo de água ( $\text{g.ano}^{-1}$ );  $V$  = volume ( $\text{m}^3$ );  $Q_s$  = vazão de saída ( $\text{m}^3.\text{ano}^{-1}$ ); e  $k$  = coeficiente de decaimento do fósforo ( $\text{ano}^{-1}$ ). Ressalta-se que os valores de  $k$  aplicados nas Equações 33 e 34 foram os mesmos calculados anteriormente pelo modelo de Toné (2016) (Eq. 31). Os volumes ( $V$ ) foram obtidos através balanço hídrico realizado pelo CE-QUAL-W2. Já a vazão de saída ( $Q_s$ ) foi obtida através da correlação entre as vazões de entrada e de saída, mencionada anteriormente, utilizando as vazões geradas pelo SWMM como variável de entrada para a obtenção da série temporal de vazões de saída.

Finalmente, correlacionaram-se as séries temporais de concentração de fósforo total modeladas com os coeficientes de correção mensais do tanque Classe A obtidos anteriormente (Seção 5.3.5 do Capítulo 5). Pretendeu-se, com essa avaliação, expandir a série de dados de modo a melhor verificar o impacto da qualidade da água nas taxas de evaporação. Assim, de forma similar ao já realizado na Seção 5.3.7 do Capítulo 5 deste trabalho (MESQUITA *et al.*, 2020), foram segregados os períodos chuvosos e secos e verificada a influência da sazonalidade climática na qualidade da água e, conseqüentemente, nas taxas de evaporação. Adicionalmente, a análise efetuada com dados medidos de fósforo total na Seção 5.3.5 do Capítulo 5 também foi realizada para o parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), para o ano de 2013, ano com disponibilidade de dados.

### 6.2.10. Cenários

Foram analisados cenários considerando a vazão afluyente nula no período de estiagem. Partiu-se do pressuposto que a contribuição de tempo seco é completamente oriunda de esgoto sanitário. Portanto, caso houvesse intervenções na bacia, como a implantação de infraestrutura adequada de coleta, transporte e disposição de esgoto adequadas, a vazão seria nula no período de estiagem. Ressalta-se que essa análise foi realizada com vistas a identificar

as possibilidades de intervenções diretas no lago Santo Anastácio para a sua recuperação ambiental, bem como para minimizar possíveis riscos estruturais à barragem.

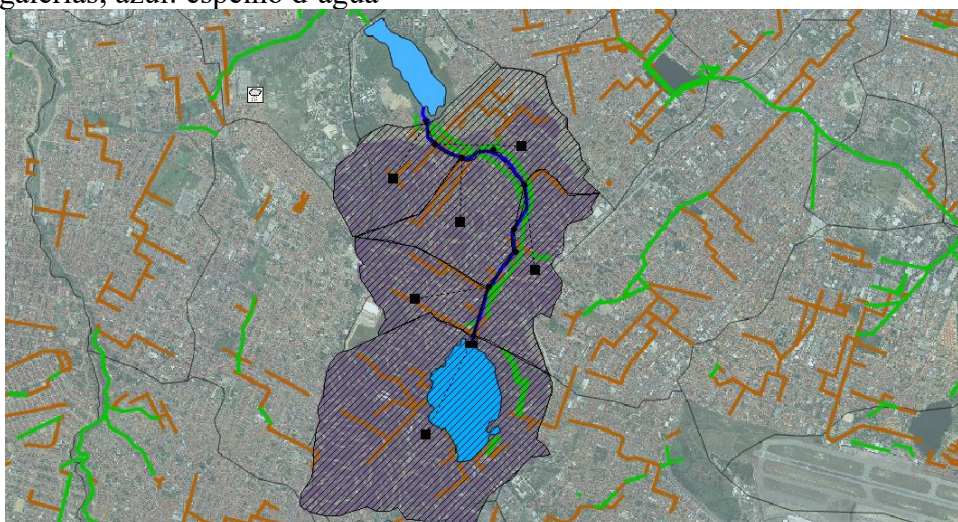
Dessa forma, simulou-se a redução média de nível da água no lago, considerando as perdas por evaporação equivalentes às modeladas pelo CE-QUAL-W2, às medidas pelo tanque Classe A e pelo evaporímetro de Piché. Assim, foi possível a obtenção do nível da água mínimo no lago, caso em que as intervenções diretas de recuperação ambiental poderiam ser efetuadas.

### 6.3. Resultados e discussão

#### 6.3.1. Modelo chuva-vazão

A Figura 23 apresenta a base computacional lançada no SWMM para a bacia do lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil.

Figura 23 – Base computacional no SWMM da bacia da seção de entrada do lago Santo Anastácio em Fortaleza, Ceará, Brasil. Linhas verdes: canais de drenagem urbana; linhas laranjas: galerias; azul: espelho d'água

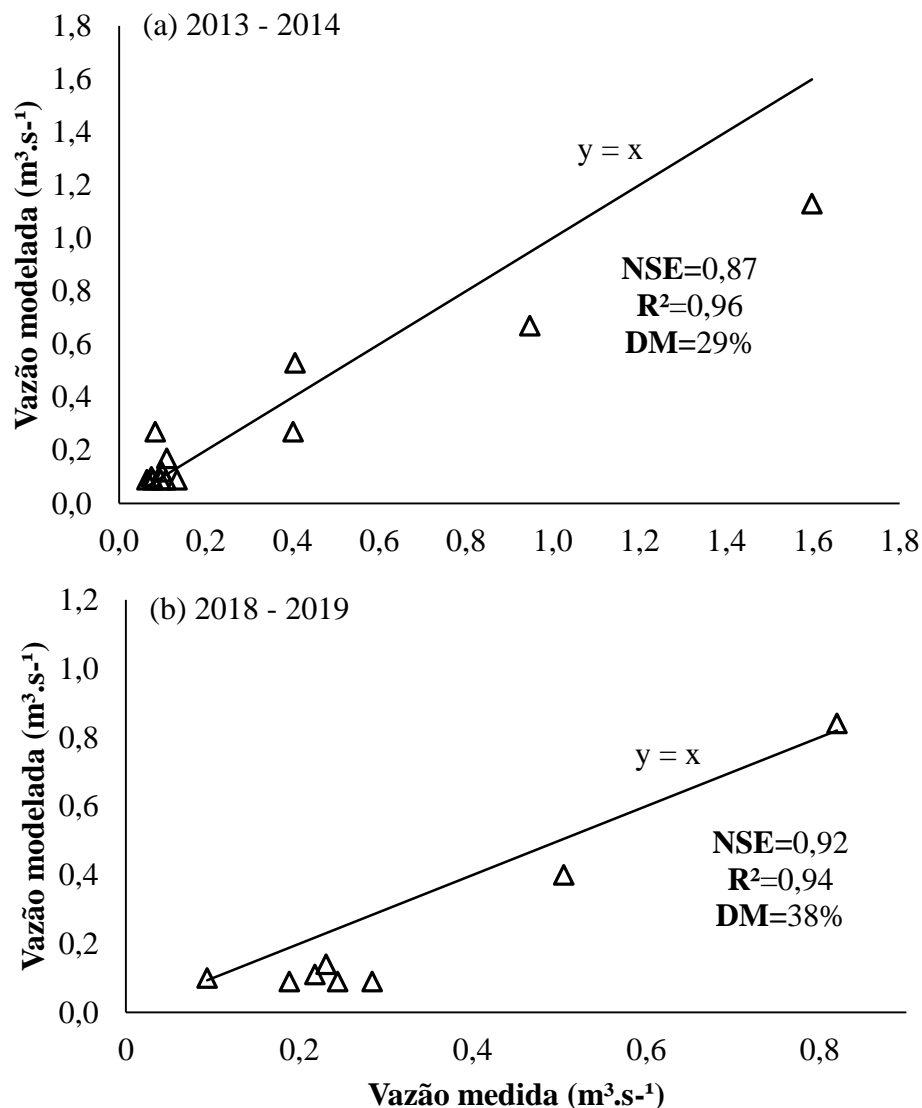


Fonte: elaborada pela autora.

Já a Figura 24 (a) apresenta o resultado da calibração utilizando-se os dados de vazão medida e modelada pelo SWMM em 2013 e 2014. Através da calibração dos parâmetros do modelo, obteve-se um coeficiente NSE de 0,87, coeficiente  $R^2$  de 0,96 e desvio médio de 29%. A Figura 24 (b) apresenta o resultado do processo de validação do SWMM, com dados do ano 2018 e 2019, para as mesmas variáveis estatísticas, resultando em um coeficiente NSE de 0,92, coeficiente  $R^2$  de 0,94 e desvio médio de 38%. Pesquisas anteriores realizadas com o

SWMM obtiveram valores de NSE de 0,616–0,899, em Orissa, Índia (RAI; CHAHAR & DHANYA, 2017); 0,71–0,75, em Lille, França (RJEILY *et al.*, 2017); 0,76–0,78, em Helsinque, Finlândia (WARSTA *et al.*, 2017); e 0,93, em Fortaleza, Brasil (MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2020). Em relação ao desvio médio, Mesquita, Pereira e Lima Neto (2020) obtiveram valores variando entre 6,8 e 54%.

Figura 24 – Calibração com dados de vazão de (a) 2013 e 2014 e (b) validação com dados de vazão de 2018 e 2019 do modelo SWMM na bacia do lago Santo Anastácio



Fonte: elaborada pela autora.

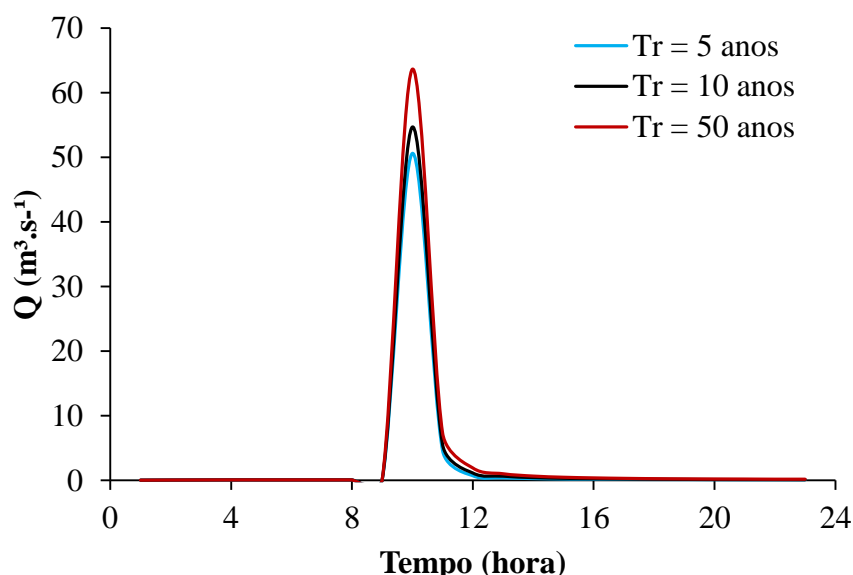
Portanto, o presente trabalho apresenta valores dentro das faixas reportadas pela literatura, atestando a representatividade do modelo chuva-vazão utilizado para a bacia do lago em estudo. Vale ressaltar que os valores obtidos de vazão medida estão sujeitos à variabilidade

do consumo horário de água e, conseqüentemente, ao lançamento de esgoto sanitário na rede de drenagem, já que há diversas ligações clandestinas de esgoto na rede de drenagem afluyente ao lago Santo Anastácio (ARAÚJO, 2016; ARAÚJO & LIMA NETO, 2018; FRAGA; ROCHA & LIMA NETO, 2020), conforme mencionado. Além disso, há inúmeras incertezas inerentes aos estudos hidrológicos relacionadas à variabilidade das vazões, notadamente em bacias urbanas (MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2020). Esse fato que pode contribuir para o aumento do desvio entre dados medidos e modelados.

#### 6.3.1.1. Análise dos extremos hidrológicos

O ajuste das funções de probabilidade e o teste de aderência para a série temporal de 20 anos de chuvas máximas apontou que o melhor ajuste foi a função Log Normal, considerando os três períodos de retorno analisados (5, 10 e 50 anos). Nesse sentido, as chuvas máximas encontradas foram de 131,1 mm, 153,3 mm e 201,7 mm, para os anos de 2003, 2004 e 2012, respectivamente. A Figura 25 apresenta os hidrogramas gerados pelo SWMM, para as precipitações com diferentes magnitudes, como demonstração do padrão geral do modelo.

Figura 25 – Hidrogramas gerados a partir das simulações no SWMM das chuvas máximas de 1 dia com períodos de retorno de 5 anos (131,1 mm), 10 anos (153,3 mm) e 50 anos (201,7 mm) na bacia do lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará



Fonte: elaborada pela autora.

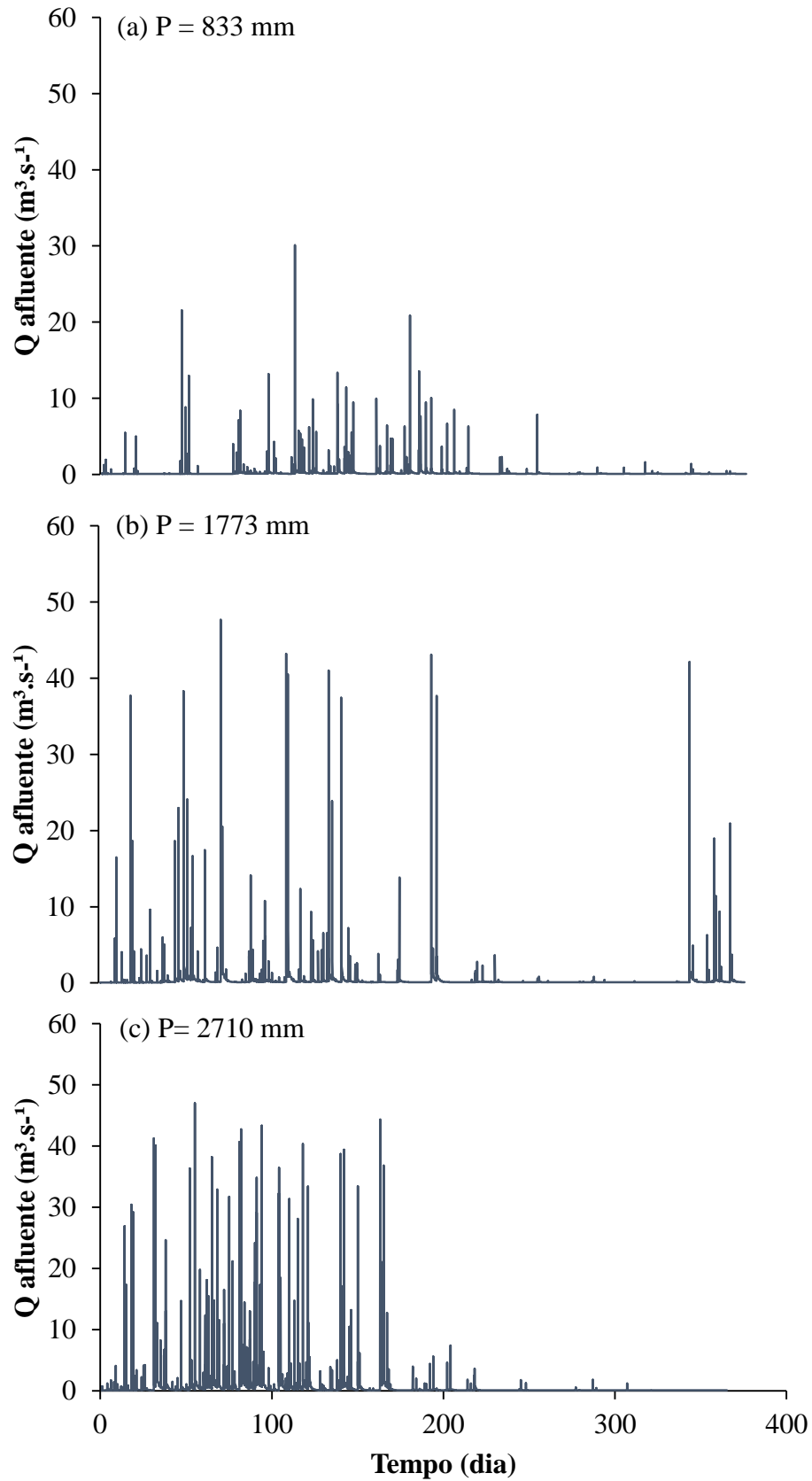
Observa-se no hidrograma que a vazão é bastante concentrada no tempo, resultando em uma vazão de pico mais rápida, típica de bacias urbanas. Neste caso, o grau de

impermeabilização pode diminuir o tempo de concentração e aumentar a magnitude dos hidrogramas (SEIDL *et al.*, 2019). Outro agravante para a alteração dos hidrogramas é a intensidade característica das chuvas na região, típicas do Nordeste brasileiro (MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO *et al.*, 2020). Campos *et al.* (2020) também obtiveram o hidrograma para a bacia afluente ao lago Santo Anastácio com o tempo de concentração de aproximadamente duas horas, corroborando com o hidrograma gerado pelo SWMM neste trabalho.

As vazões de pico obtidas nos hidrogramas foram de 50,59; 54,67 e 63,62 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> para as chuvas com períodos de retorno de 5, 10 e 50 anos, respectivamente. Já a vazão de pico por unidade de área da bacia do lago Santo Anastácio foi de 82,80; 89,48; e 104,12 L.ha<sup>-1</sup>.s<sup>-1</sup> para os períodos de retorno de 5, 10 e 50 anos, respectivamente. Seidl *et al.* (2019) encontraram valores entre 18,7 e 178,7 L.ha<sup>-1</sup>.s<sup>-1</sup>. Os autores utilizaram o SWMM para modelar oito bacias com impermeabilização entre 41 e 85%, em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. Portanto, os valores obtidos neste trabalho estão compatíveis com as faixas reportadas, considerando a impermeabilização da bacia do lago Santo Anastácio de 56%. Sabe-se que as formas de uso e ocupação do solo podem afetar diretamente as características hidrológicas das bacias. Huong e Pathirana (2013), por exemplo, analisaram as inundações urbanas na cidade de Can Tho, no Vietnã. Os autores constataram um aumento de 18% nas áreas de inundação, de 2009 a 2050, em um cenário considerando apenas alterações no uso do solo. Assim, tais alterações podem influenciar os corpos receptores, reforçando a importância da modelagem integrada bacia-lago (DEBELE *et al.*, 2006; WEI *et al.*, 2020), proposta neste trabalho.

A Figura 26 apresenta as séries temporais de vazões geradas pelo SWMM em (a) 2013, (b) 2018 e (c) 2019. Na avaliação das séries temporais de vazões geradas pelo SWMM, verifica-se, conforme esperado, que as afluências totais crescem de acordo com a precipitação total anual, sendo o menor em 2013, seguido de 2018, com os maiores valores em 2019, seguindo o padrão da região (FRAGA, ROCHA & LIMA NETO, 2020). Ademais, observam-se maiores vazões afluentes ao lago predominantemente no primeiro semestre do ano, resultante das precipitações concentradas temporalmente, especialmente de janeiro a maio. No segundo semestre, as vazões de entrada do canal são, em sua maioria, oriundas principalmente da contribuição do lançamento de efluente sanitário às galerias afluentes ao canal, bem como diretamente neste, com valores médios de 120 L.s<sup>-1</sup>, aproximadamente (ARAÚJO & LIMA NETO, 2018; ARAÚJO *et al.*, 2019).

Figura 26 – Série temporal de vazão afluyente ao lago Santo Anastácio simulada no SWMM para o ano de (a) 2013, (b) 2018 e (c) 2019



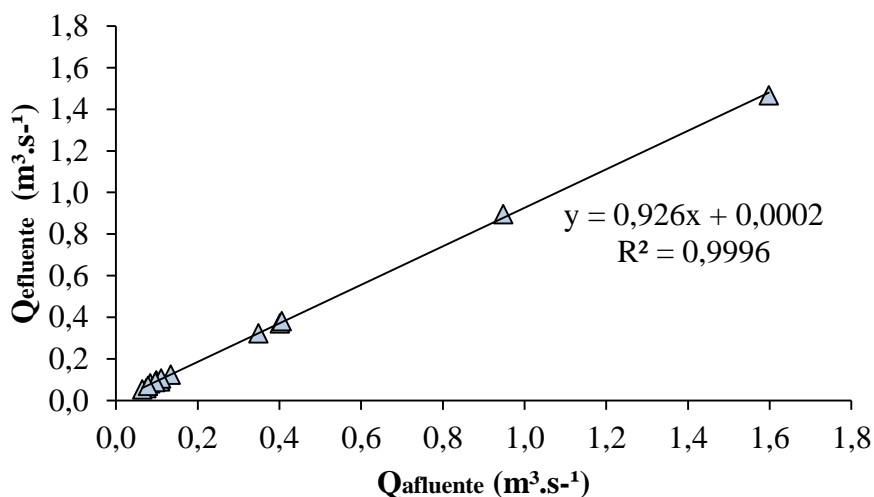
Fonte: elaborada pela autora.

Esses padrões também são consistentes com os reportados por Pacheco e Lima Neto (2017) e Fraga, Rocha e Lima Neto (2020) em medições realizadas na mesma área de estudo em 2014 e 2018, respectivamente.

### 6.3.2. Vazões afluentes e efluentes

A Figura 27 apresenta o resultado da correlação entre os dados de vazão medidos na entrada e saída do lago Santo Anastácio no ano de 2013. A referida correlação foi utilizada para a geração de séries temporais das vazões de saída no lago Santo Anastácio para todos os anos analisados neste trabalho (2013, 2018 e 2019). A regressão linear resultou em um coeficiente  $R^2$  de 0,99; portanto, representativa dos padrões entre as vazões afluentes e efluentes ao lago. Esse fato demonstra a efetividade de utilização das séries temporais geradas, a partir da correlação, como dado de entrada do modelo CE-QUAL-W2. Ressalta-se que a diferença média entre a vazão de entrada e saída do lago Santo Anastácio é de aproximadamente 8%, corroborando com Fraga, Rocha e Lima Neto (2020), inferindo-se ser em decorrência das perdas por evaporação.

Figura 27 – Regressão linear entre vazão afluente e efluente ao lago Santo Anastácio medida no ano de 2013, em Fortaleza, Ceará



Fonte: elaborada pela autora.

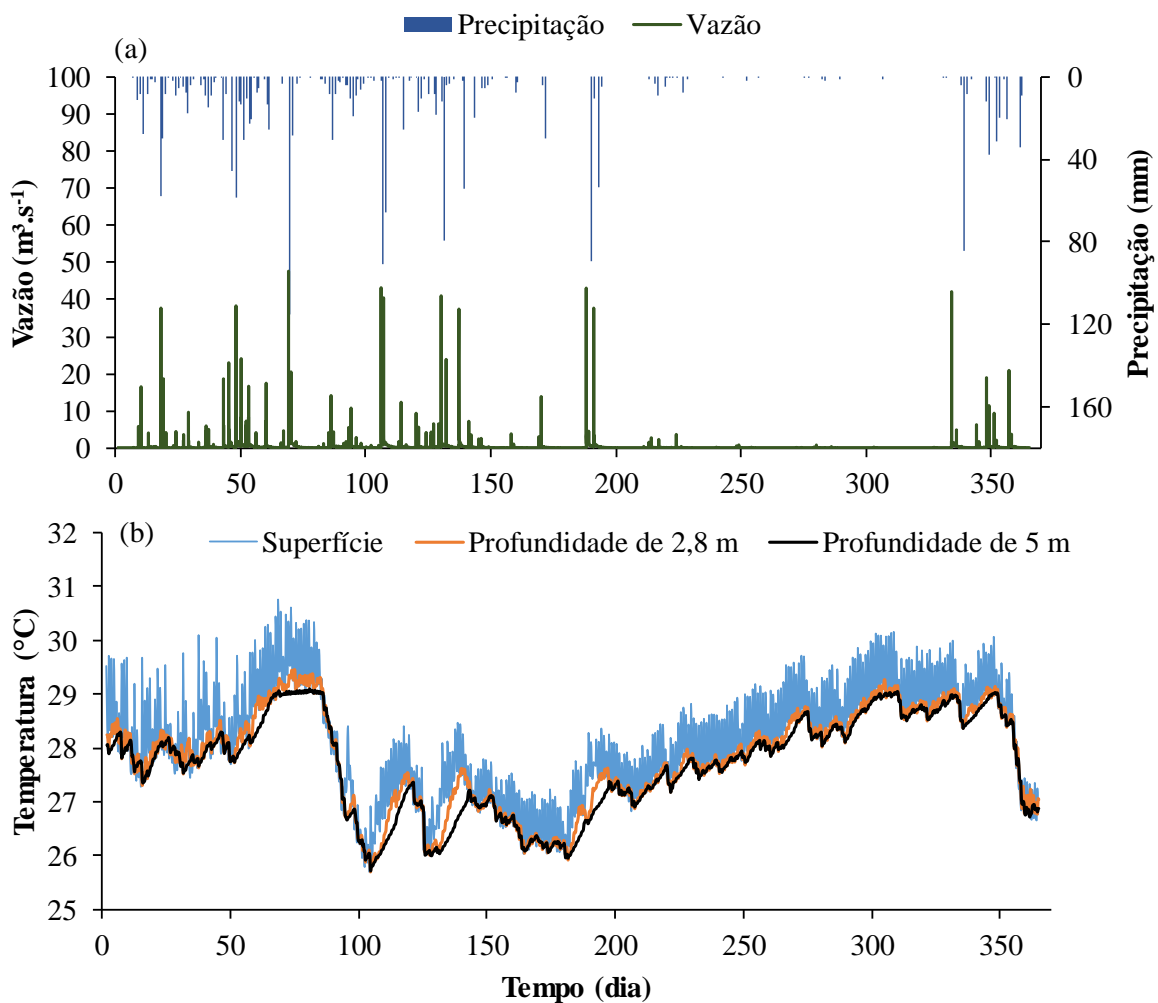
### 6.3.3. Modelagem hidrodinâmica

#### 6.3.3.1. Impacto da variabilidade hidrológica na hidrodinâmica



A Figura 28 apresenta uma síntese do acoplamento entre o modelo SWMM e o CE-QUAL-W2, ilustrando (a) a série anual de precipitação e de vazão gerada no SWMM e (b) as séries temporais de temperatura de acordo com a profundidade, no lago Santo Anastácio, resultantes da modelagem hidrodinâmica utilizando o modelo CE-QUAL-W2, no ano de 2018, como demonstração do padrão geral.

Figura 28 – Síntese do acoplamento entre o modelo SWMM e o CE-QUAL-W2, através da (a) série anual de precipitação e de vazão gerada no SWMM e da (b) distribuição da temperatura na coluna de água do lago Santo Anastácio em diferentes profundidades (superfície, 2,8 m e 5 m) no ano de 2018, típico



Fonte: elaborada pela autora.

Percebe-se que a variação diária da temperatura entre a superfície e a camada mais profunda (5 m) tende a manter o padrão geral praticamente durante no ano inteiro, com estratificações térmicas diárias de até  $2^{\circ}\text{C}$ . Conforme esperado, a temperatura decresce com o aumento da profundidade (2,8 m e 5 m), sendo notória a influência da sazonalidade. A

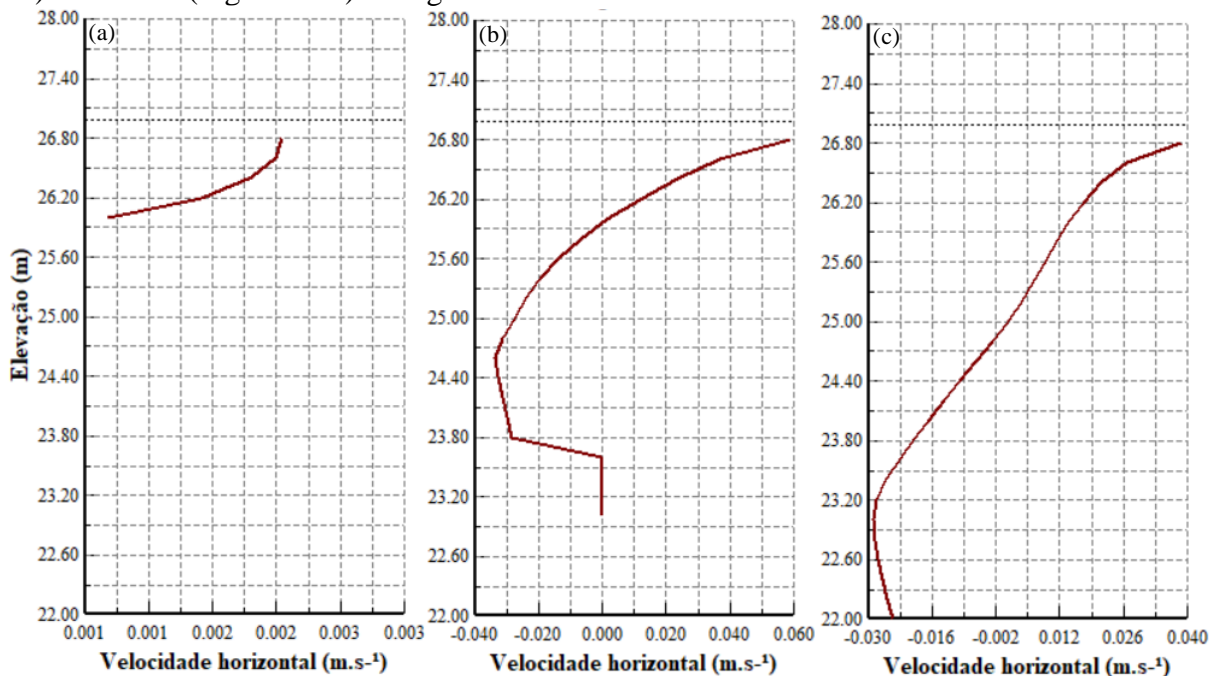
temperatura da água no lago tende a ser maior no período chuvoso (média de 28,2 °C), com uma redução na metade no ano, em vista das menores temperaturas do ar característica deste período; e aumenta gradativamente no período seco, devido às maiores temperaturas do ar observadas na região, conforme visto na seção 5.3.1 do Capítulo 5. Porém, as temperaturas do lago no período seco (média de 27,7 °C) ainda são levemente inferiores ao período chuvoso para o ano de 2013 (seco), denotando a predominância da influência da vazão de entrada no padrão de temperatura do lago. No ano típico (2018) a temperatura da água no período seco é maior (28,16 °C) que o chuvoso (27,57 °C), acompanhando a tendência da temperatura do ar. Já em 2019 (ano chuvoso) não há diferenças significativas entre as temperaturas da água no período seco (28,51 °C) e chuvoso (28,48 °C).

Sabe-se que a velocidade do vento é superior no período seco, conforme visto no Capítulo 5, o que possivelmente contribui para a redução da temperatura devido ao processo de mistura da coluna de água (SOARES *et al.*, 2019). Nesse sentido, a temperatura pode afetar o padrão geral de circulação do lago (GASTALDINI *et al.*, 2004) e, conseqüentemente, as demais propriedades físicas, químicas e biológicas do ambiente em estudo (DEUS *et al.*, 2013; WOOLWAY *et al.*, 2021), apesar da pequena profundidade do lago. Adicionalmente, pode apontar para a necessidade de compreensão da distribuição térmica da coluna de água, notadamente em reservatórios mais profundos, como os verificados na região semiárida do Nordeste brasileiro (SOUZA FILHO *et al.*, 2006; MEIRELES *et al.*, 2007; LEMOS, 2015). Reservatórios sujeitos a períodos longos de seca, com menores profundidades, tendem a possuir menores estratificações térmicas e, conseqüentemente, podem apresentar um padrão polimítico. Ou seja, com eventos mais frequentes de mistura da massa de água (SOUZA FILHO, 2006; LEMOS, 2015; SOARES *et al.*, 2019), conforme já demonstrado no Capítulo 5 desta tese. A temperatura da água também está sujeita, a longo prazo, aos efeitos das mudanças climáticas (FIROOZI *et al.*, 2020; WOOLWAY *et al.*, 2021), podendo impactar severamente o meio biótico (DOKULIL *et al.*, 2021).

Ademais, a vazão de entrada no lago afeta a velocidade horizontal da água, conforme esperado, com média em todo o reservatório entre 0,002 e 0,001 m.s<sup>-1</sup> durante o período chuvoso e seco, respectivamente. No entanto, não foram identificadas diferenças significativas na velocidade horizontal média interanualmente. A Figura 29 mostra o perfil de velocidade horizontal média (a) na entrada (segmento 31), (b) no meio (segmento 16) e na saída (segmento 3) do lago Santo Anastácio em 2013. Pode-se observar que a velocidade horizontal varia tanto com a profundidade, quanto longitudinalmente, apresentando diferenças entre a

entrada e a saída do lago de mais de dez vezes na camada mais superficial. Além disso, nas Figuras 29 (b) e (c) pode-se observar também velocidades negativas, resultantes do processo de circulação da coluna d'água. Dessa forma, evidencia-se a importância da aplicação do modelo bidimensional para se efetuar as análises na presente tese. Os valores de velocidade horizontal modelados estão dentro das faixas reportadas por Rocha, Mesquita e Lima Neto (2020) no lago Santo Anastácio, bem como por Lemos (2015) no açude Pereira de Miranda, em Pentecoste, Ceará, Brasil. Ressalta-se que as forçantes hidrodinâmicas analisadas neste estudo possuem ações interdependentes na determinação da hidrodinâmica do sistema lacustre.

Figura 29 – Perfil de velocidade horizontal (a) na entrada (segmento 31), (b) no meio (segmento 16) e na saída (segmento 2) do lago Santo Anastácio em 2013



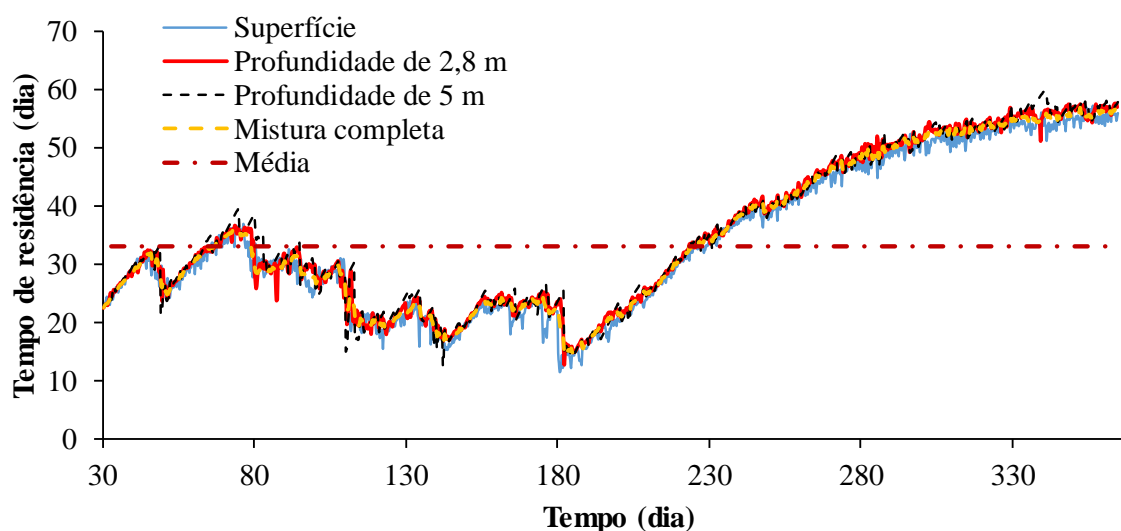
Fonte: elaborada pela autora.

### 6.3.3.2. Tempo de residência hidráulico

Já a série temporal do tempo de residência obtida para o lago Santo Anastácio através do CE-QUAL-W2, durante o ano de 2013, está ilustrada na Figura 30 como demonstração do padrão geral. O valor do tempo de residência médio é de 33,01; 32,83 e 31,93 dias para o ano de 2013, 2018 e 2019, respectivamente. Verifica-se que o tempo de residência médio tende a diminuir, levemente, com o aumento da precipitação anual. Note que na Figura 32, mais adiante, analisaremos a correlação entre a precipitação média e o tempo de residência médio mensal. Além disso, observa-se que o tempo de residência médio varia entre 0,5 e 36

dias, média de 23,71 dias; e 14, 48 e 56,95 dias, média de 39,45 dias, no primeiro e segundo semestre dos anos analisados, respectivamente. Esses valores estão dentro das faixas reportadas por Rocha, Mesquita e Lima Neto (2020). Dessa forma, evidencia-se a influência da sazonalidade, notadamente da precipitação, no padrão de circulação do lago, conforme esperado. Além disso, pode-se ainda constatar, através da Figura 30, que há pequena diferença entre o Tr das camadas mais profundas do lago (2,8 e 5 m) em comparação ao Tr da superfície (média de 3%). Quando se compara todas as camadas (superfície, 2,8 e 5 m) ao Tr do regime de mistura completa, observa-se uma diferença de 1 e 2%, respectivamente. Portanto, o fator predominante para a variação dos valores de Tr de lagos rasos é a variabilidade das vazões afluentes (TONÉ, 2016; PENG *et al.*, 2021), provavelmente em vista da pequena profundidade. Por outro lado, em reservatórios mais profundos, a afluência também pode ser determinante para os valores de Tr. Sabe-se que estes diminuem quanto maior as vazões de entrada (DEUS *et al.*, 2013; TONÉ & LIMA NETO, 2020). Deus *et al.* (2013) estimou o tempo de residência de 46 dias do reservatório Tucuruí, no Pará, Brasil, que possui profundidade máxima de 72 m. Apontaram que o baixo valor é em decorrência das grandes vazões afluentes ao reservatório. Assim, a variabilidade hidrológica é determinante para o padrão geral de circulação da água e, portanto, para as características hidrodinâmicas.

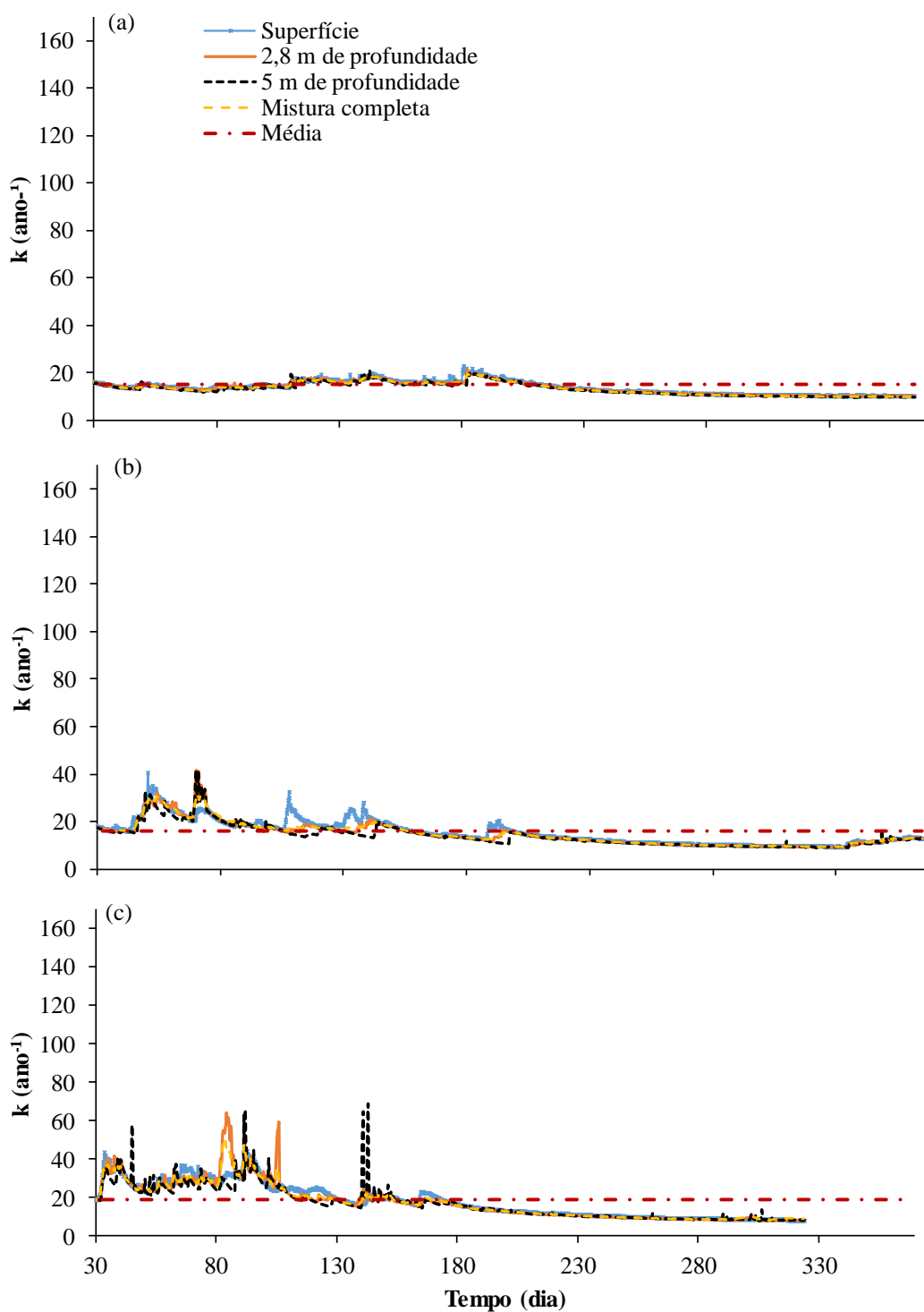
Figura 30 – Comparação entre o tempo de residência em diferentes profundidades e considerando o regime de mistura completa da coluna de água no lago Santo Anastácio em 2013



Fonte: elaborada pela autora.

A Figura 31 apresenta o coeficiente de decaimento do fósforo do lago Santo Anastácio, calculado em diferentes profundidades e considerando o regime de mistura completa, para os anos de 2013, 2018 e 2019.

Figura 31 – Coeficiente de decaimento do fósforo,  $k$ , ( $\text{ano}^{-1}$ ) do lago Santo Anastácio em diferentes profundidades e considerando o regime de mistura completa no ano (a) 2013, (b) 2018 e (c) 2019



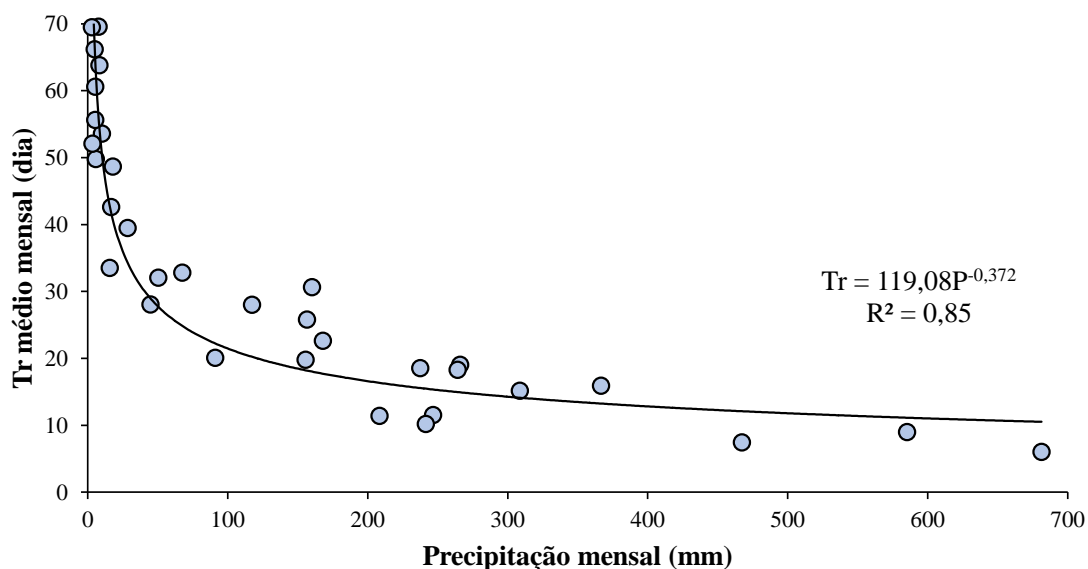
Fonte: elaborada pela autora.

Observa-se um valor médio de 15, 16 e 19 ano<sup>-1</sup> para os anos de 2013, 2018, 2019, respectivamente. Os valores obtidos corroboram com a ordem de grandeza de 20 ano<sup>-1</sup> calculada por Araújo, Lima Neto e Becker (2019) para o lago Santo Anastácio. Pode-se observar ainda que, quanto mais chuvoso o ano, maior a variabilidade do coeficiente k no primeiro semestre do ano, apesar de pequena. Assim, os coeficientes sazonais obtidos foram de 17,73; 21,53; e 27,32 ano<sup>-1</sup>, no período chuvoso; e 12,8; 12,76 e 11,90 ano<sup>-1</sup>, no período seco, para os anos de 2013, 2018 e 2019, respectivamente.

Dessa forma, apresenta-se de forma crescente, notadamente, durante o período chuvoso, sendo pequena a variabilidade no período seco dos três anos. Essa leve variabilidade nos valores dos coeficientes k pode ser explicada devido à sua dependência do tempo de residência hidráulico e, deste, com a vazão de entrada (DEUS *et al.* 2013; ARAÚJO; LIMA NETO & BECKER, 2019; TONÉ & LIMA NETO, 2020; ROCHA; MESQUITA & LIMA NETO, 2020).

Adicionalmente, a Figura 32 mostra a correlação entre a precipitação mensal (mm) e o Tr mensal (dias) para o lago Santo Anastácio para os mesmos anos em análise (2013, 2018 e 2019).

Figura 32 – Correlação entre a precipitação (mm) e o tempo de residência médio mensal (dia) no lago Santo Anastácio para os anos de 2013 (seco), 2018 (típico) e 2019 (chuvoso)



Fonte: elaborada pela autora.

Obteve-se uma correlação do tipo potência com coeficiente  $R^2$  de 0,85. Através desta, infere-se que há uma influência direta da variabilidade hidrológica, notadamente da

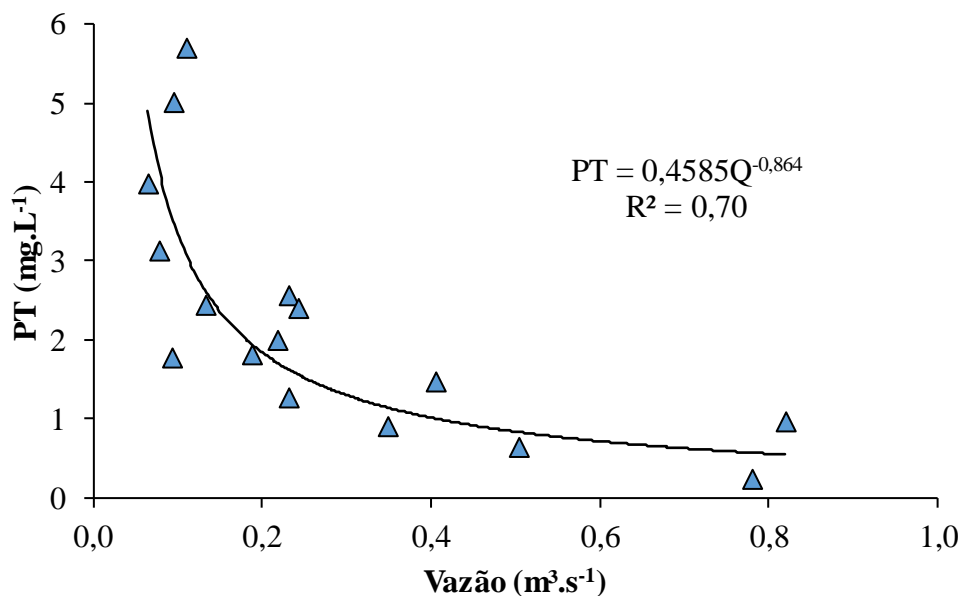
precipitação, sobre as condições hidrodinâmicas do lago. Conforme dito, o tempo de residência depende diretamente da vazão de entrada; da forma do reservatório; da estratificação térmica; e das velocidades horizontais e verticais (LI *et al.*, 2013; DEUS *et al.*, 2013). Todas estas variáveis são determinantes aos padrões hidrodinâmicos e, portanto, à circulação geral no reservatório, definindo o tempo de permanência e renovação de suas águas. Assim, a referida correlação aponta para um fator preponderante, sendo a precipitação, que é convertida em escoamento afluente ao lago, coerente com o padrão esperado de transformação chuva-vazão. Infere-se ainda que o grau de impermeabilização da bacia (SEIDL *et al.*, 2019), além da pequena profundidade do lago em questão (média 2 m), possa favorecer esse fenômeno. Apesar disso, as variabilidades hidrológicas interanuais não afetaram significativamente o padrão de estratificação térmica, velocidade e o coeficiente de decaimento nas diferentes profundidades analisadas, conforme demonstrado. É importante destacar que essa correlação pode apontar também para uma interferência direta na qualidade da água. Como já mencionado, o coeficiente de decaimento do fósforo depende do tempo de residência (ARAÚJO, LIMA NETO & BECKER, 2019; TONÉ & LIMA NETO, 2020; ROCHA, MESQUITA & LIMA NETO, 2020). Adicionalmente, as características pluviométricas e o uso e ocupação do solo podem afetar a qualidade da água de lagos e reservatórios (ARAÚJO, LIMA NETO & BECKER, 2019; MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2020; NOBRE *et al.*, 2020; WEI *et al.*, 2020), conforme será melhor discutido na seção 6.3.4.

#### **6.3.4. Impacto do uso e ocupação do solo na qualidade da água**

A Figura 33 apresenta a correlação entre a vazão de entrada do lago Santo Anastácio e a concentração de fósforo. Verifica-se que a função ajustada foi uma potência, com coeficiente  $R^2$  de 0,70, portanto, estatisticamente significativa. Ressalta-se que essa correlação foi utilizada, conforme mencionado, para a geração da série temporal de concentração de fósforo afluente ao lago Santo Anastácio nos anos de 2013, 2018 e 2019. Observa-se que quanto maior a vazão, menor tende a ser a concentração de fósforo; no entanto, tendendo a uma estabilização em 0,8 mg/L, aproximadamente. Tal fato poderia ser atribuído ao processo de diluição dos poluentes carregados, principalmente o fósforo, quanto maior o escoamento superficial gerado em meses mais chuvosos. No entanto, no período seco, com menores vazões, as altas concentrações são mantidas devido às contribuições de esgoto sanitário e/ou resíduos sólidos lançados no canal afluente (ARAÚJO, 2016; ARAÚJO, LIMA NETO & BECKER, 2019). É importante

mencionar que as concentrações de fósforo total no esgoto sanitário bruto normalmente são da faixa entre 5 e 25 mg.L<sup>-1</sup> (VON SPERLING, 2005).

Figura 33 – Correlação entre a vazão e a concentração de fósforo total (PT) afluentes ao lago Santo Anastácio



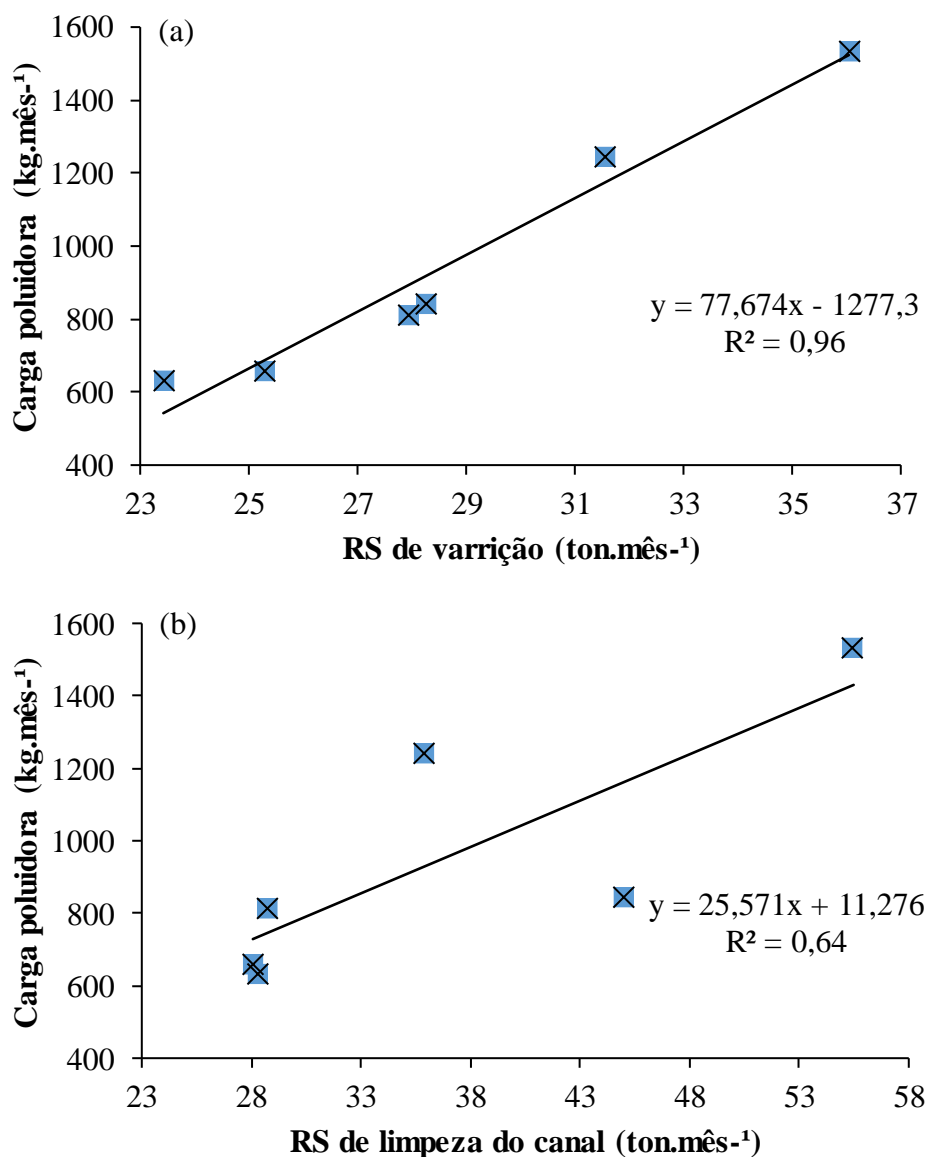
Fonte: elaborada pela autora.

A Figura 34 apresenta a correlação entre os (a) resíduos sólidos (RS) de varrição gerados na bacia do lago Santo Anastácio (ton.mês<sup>-1</sup>), e os (b) resíduos sólidos da limpeza do canal afluente ao lago Santo Anastácio (ton.mês<sup>-1</sup>), com a carga poluidora de fósforo afluente (kg.mês<sup>-1</sup>). Observa-se na Figura 34 (a e b) uma correlação linear positiva com coeficiente R<sup>2</sup> de 0,96 e 0,64 entre os RS de varrição e os RS da limpeza do canal, respectivamente, e a carga poluidora de fósforo. Tal fato demonstra que a contribuição à carga aportada ao lago em estudo pode ser oriunda não apenas das contribuições do esgoto sanitário lançado na rede, mas da lixiviação da bacia durante o período chuvoso e do descarte inadequado de resíduos sólidos (SILVA *et al.*, 2011; SALLES, WOLFF & SILVEIRA, 2012; WOLFF *et al.*, 2016; ARAÚJO, LIMA NETO & BECKER, 2019; MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2020). Estes podem ser descartados na bacia hidrográfica e serem carreados ao canal nos eventos chuvosos, o que explicaria a boa correlação apontada na Figura 34 (a). Observe que o resíduo utilizado nesta correlação é o removido pelo processo de limpeza pública, portanto, é aquele que não seria carreado ao canal. Porém, utilizou-se o RS de varrição como um indicador da produção mensal na bacia, que resultaria em um descarte inadequado proporcional, representando sua variabilidade ao longo dos meses analisados. Mesquita, Pereira e Lima (2020) obtiveram uma



correlação equivalente com resíduos sólidos dispostos inadequadamente, na bacia Vertente Marítima, em Fortaleza, Ceará.

Figura 34 – Regressão linear entre os (a) resíduos sólidos de varrição, (b) resíduos sólidos da limpeza do canal ( $\text{ton.mês}^{-1}$ ) e a carga poluidora de fósforo total ( $\text{kg.mês}^{-1}$ ) na bacia do lago Santo Anastácio



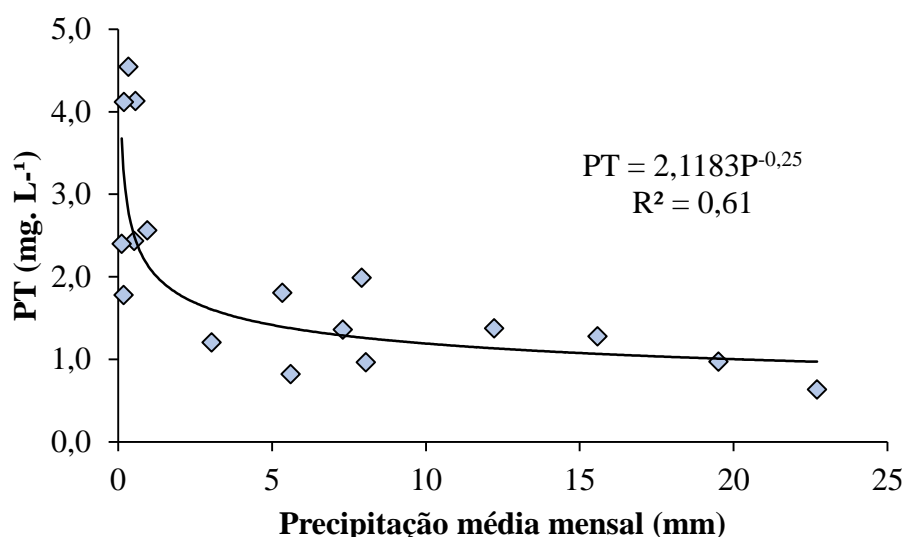
Fonte: elaborada pela autora.

A correlação entre os RS de limpeza do canal e a carga poluidora de fósforo [Figura 34 (b)] confirma o padrão da possível contribuição dos resíduos sólidos para a carga poluidora aportada ao lago (ARAÚJO, 2016; ARAÚJO, LIMA NETO & BECKER, 2019; FRAGA, ROCHA & LIMA NETO, 2020). Ressalta-se que o menor valor encontrado na correlação dos RS de limpeza do canal em relação ao RS de varrição pode ser em decorrência do método de

estimativa utilizado, explicado anteriormente. Para a estimativa, utilizaram-se dados de RS gerados para todo o município de Fortaleza e estimados para a bacia em estudo (MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2020). Além disso, existe uma menor regularidade no serviço de limpeza dos canais em relação ao de limpeza pública, podendo resultar em maiores erros.

A Figura 35 apresenta uma correlação do tipo potência ( $R^2$  de 0,61) entre a precipitação média mensal e a concentração de fósforo. Essa correlação demonstra que pode haver uma relação direta entre o carreamento de poluentes na bacia associado à precipitação. Nesse caso, quanto menor a precipitação mensal, maiores tendem a ser as concentrações, confirmando as tendências discutidas anteriormente na Figura 33, entre a vazão afluente ao lago e a concentração de fósforo.

Figura 35 – Correlação entre a precipitação média mensal e a concentração de fósforo total (PT) afluente ao lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil



Fonte: elaborada pela autora.

Mesquita, Pereira e Lima Neto (2020) encontraram uma correlação do tipo potência entre a precipitação média e a carga difusa de coliforme termotolerantes em bacias urbanas de Fortaleza, Ceará. Já Nobre *et al.* (2020) estudaram o impacto do uso e ocupação do solo em 98 reservatórios no estado do Rio Grande do Norte, Brasil. Constataram que reservatórios com menores profundidades e em regiões semiáridas estão mais susceptíveis à deterioração da qualidade da água. A variabilidade do regime pluviométrico da região e a extensão da área de amortecimento dos reservatórios foram apontadas como fatores relevantes. Ademais, as características morfométricas do lago podem se correlacionar com a qualidade da água,

notadamente com o fósforo (KEBEDEW *et al.*, 2020). Portanto, a pequena profundidade do lago Santo Anastácio, aliada ao alto grau de urbanização de sua bacia hidrográfica, são fatores possivelmente agravantes para a redução dos padrões de qualidade da água.

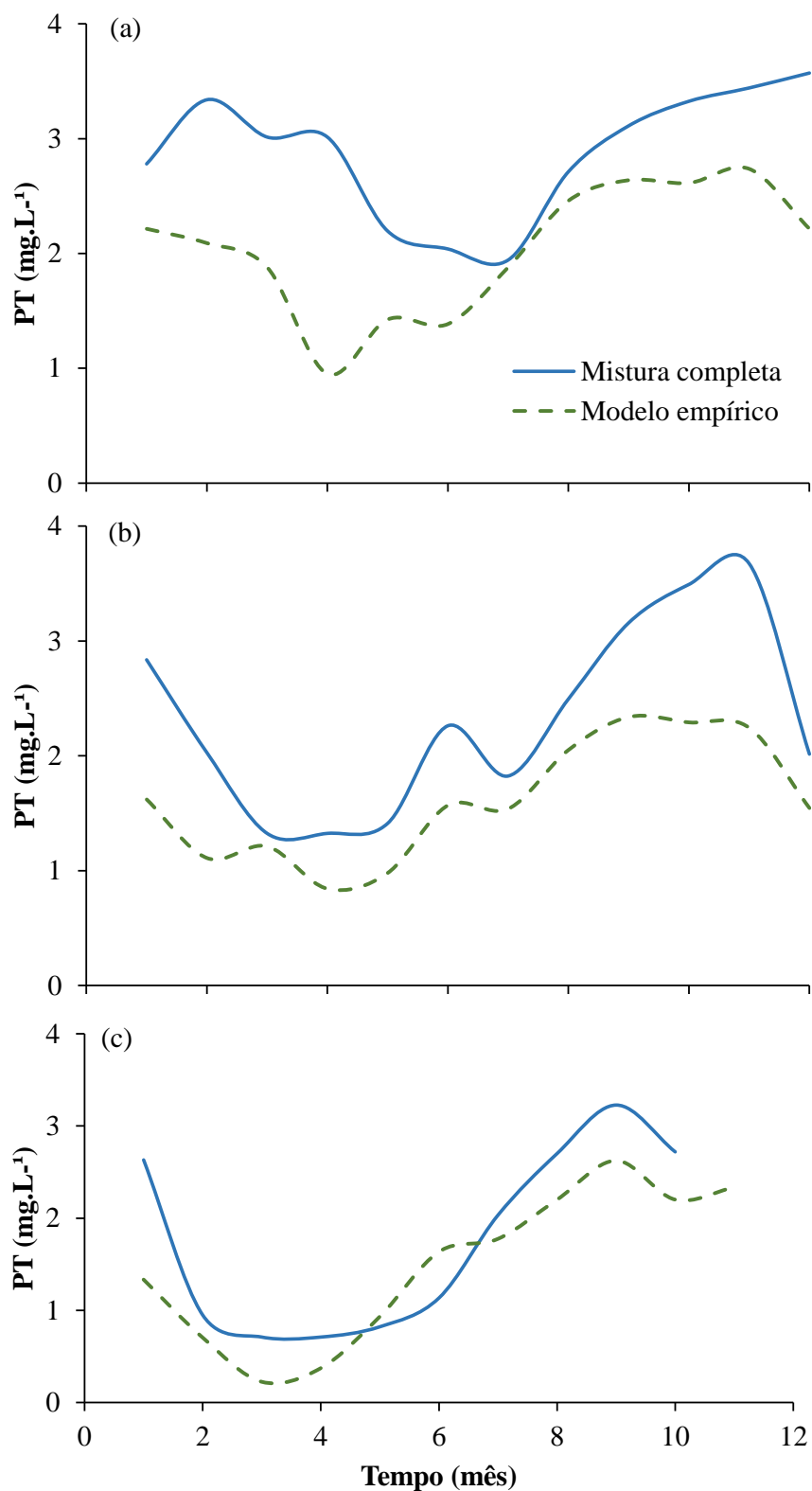
É importante mencionar que a intensidade da precipitação pode contribuir para o carreamento de poluentes na bacia (LI-QING *et al.*, 2007; LI *et al.*, 2015; WEI *et al.*, 2020). Neste caso, quanto maior a intensidade da precipitação, maior seria a carga poluidora aportada, a depender os dias antecedentes sem chuva (LI-QING *et al.*, 2007; MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2020). Isso tende a caracterizar os padrões de concentrações observados em polutogramas gerados em eventos chuvosos reportados na literatura (LI-QING *et al.*, 2007; LI *et al.*, 2015; RIGHETTO; GOMES & FREITAS, 2017; WEI *et al.*, 2020). A turbulência, provocada pela intensidade da chuva sobre as partículas do solo em superfícies impermeabilizadas, pode agravar a lixiviação dos poluentes (EGODAWATTA *et al.*, 2007). Por outro lado, no período chuvoso pode haver o efeito da diluição das concentrações (ARAÚJO, LIMA NETO & BECKER, 2019).

A partir das observações realizadas na presente tese, sugere-se um potencial tópico de pesquisa a ser desenvolvido e aprofundado, referente ao acúmulo, lixiviação e transporte de poluente em bacias urbanas do Nordeste brasileiro.

### ***6.3.5. Impacto da qualidade da água nas taxas de evaporação***

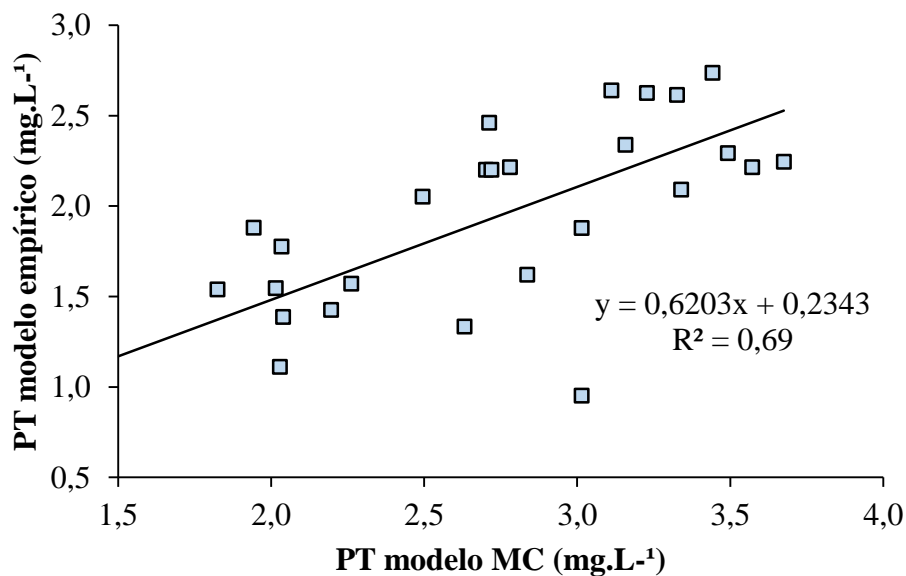
A Figura 36 (a) e (b) apresenta as concentrações de fósforo calculadas no exutório do lago Santo Anastácio, utilizando o modelo de qualidade da água transiente de mistura completa de Vollenweider (1968) modificado por Toné e Lima Neto (2020) e o modelo empírico proposto na presente tese (Eq. 35 e Figura 20, Capítulo 5), baseado na velocidade do vento, nos anos (a) 2013, (b) 2018 e (c) 2019. Verifica-se que os valores de concentração de fósforo gerados com o modelo de mistura completa tendem a ser maiores que o modelo empírico em todos os anos analisados. Por outro lado, pode-se observar uma tendência semelhante entre os modelos.

Figura 36 – Séries temporais de concentração de fósforo total (PT) ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), geradas a partir do modelo de mistura completa (MC) e o modelo empírico proposto ( $PT = 0,8435v + 1,0735$ ), baseado na velocidade do vento, em (a) 2013, (b) 2018 e (c) 2019, no exutório do lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil



Fonte: elaborada pela autora.

Figura 37 – Regressão linear entre as concentrações médias mensais de fósforo total (PT) ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), geradas a partir do modelo mistura completa (MC) e o modelo empírico proposto ( $PT = 0,8435v + 1,0735$ ), baseado na velocidade do vento, no exutório do lago Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, Brasil



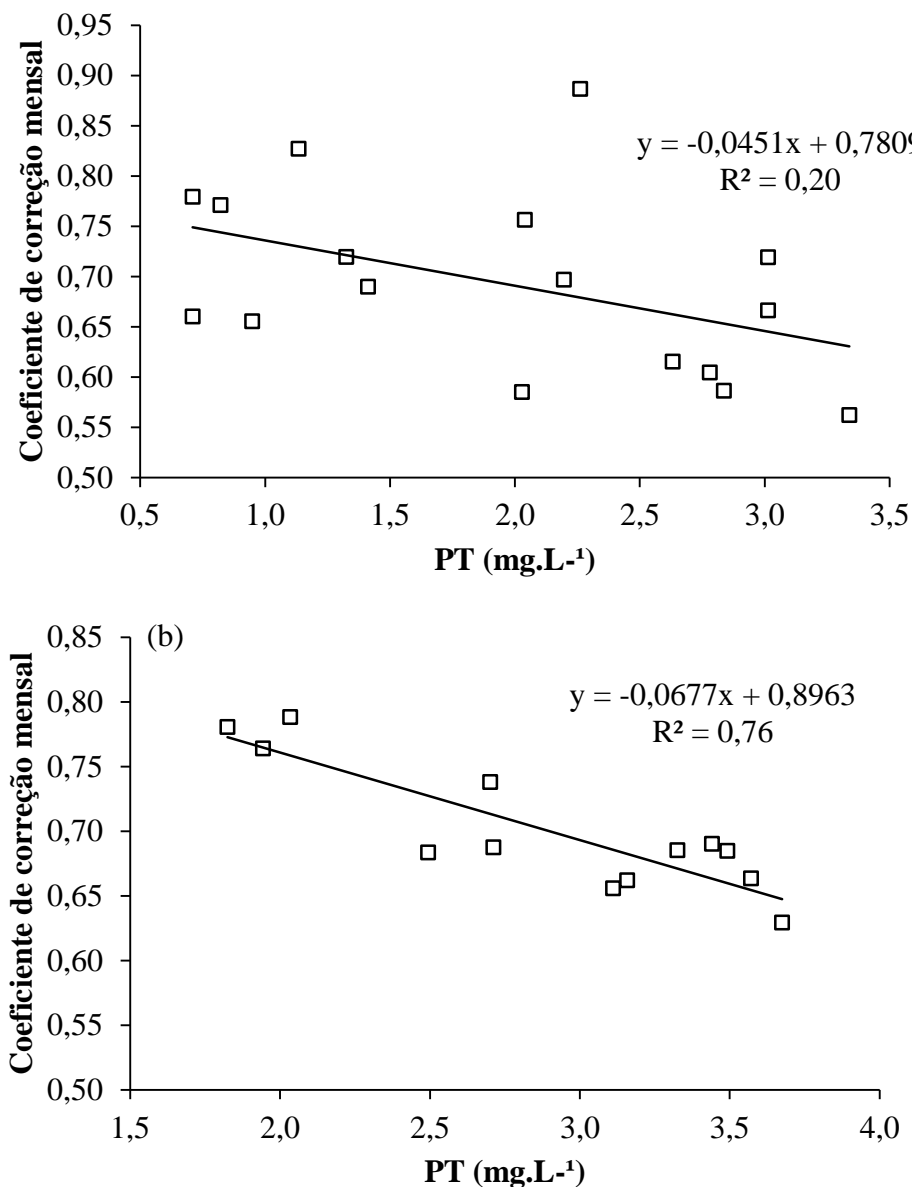
Fonte: elaborada pela autora.

As séries temporais de concentração de fósforo mostradas na Figura 36 (a), (b) e (c) foram correlacionadas ao coeficiente de correção do tanque Classe A, conforme demonstrado nas Figuras 38 e 39 (a) e (b). Nestas verificam-se que os padrões observados anteriormente no item 5.3.7 do Capítulo 5 (MESQUITA *et al.*, 2020) são mantidos.

A correlação linear na Figura 38 (a) e (b), que mostra as concentrações de fósforo obtidas através do modelo de mistura completa, apresentou coeficiente  $R^2$  de 0,20 e 0,76 para o período chuvoso e seco, respectivamente. Já a Figura 39 (a) e (b), que contém as concentrações de fósforo obtidas pelo modelo empírico baseado na velocidade do vento, apresentou coeficiente  $R^2$  de 0,048 e 0,52, para o período chuvoso e seco, respectivamente. É notório que o período seco apresentou valores estatisticamente significativos utilizando ambos os modelos, demonstrados através dos valores elevados do coeficiente  $R^2$  ( $R^2 > 0,5$ ). Por outro lado, no período chuvoso, não se observou uma forte correlação entre as concentrações de fósforo e o coeficiente de correção do tanque Classe A. Isto pode ser explicado pelas menores concentrações de fósforo observadas nesse período (ARAÚJO, LIMA NETO & BECKER, 2019). Além disso, infere-se também que seja em decorrência da maior variabilidade das condições temporais. Esta poderia causar alterações nas medições obtidas no tanque Classe A

e, aliadas as variações da qualidade da água por conta da precipitação, resultaria em padrões mais difíceis de serem observados.

Figura 38 - Regressão linear entre a média mensal da concentração de fósforo total (PT) ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), gerada pelo modelo mistura completa, e os coeficientes de correção mensais do tanque Classe A para o (a) período chuvoso e (b) seco de 2013, 2018 e 2019

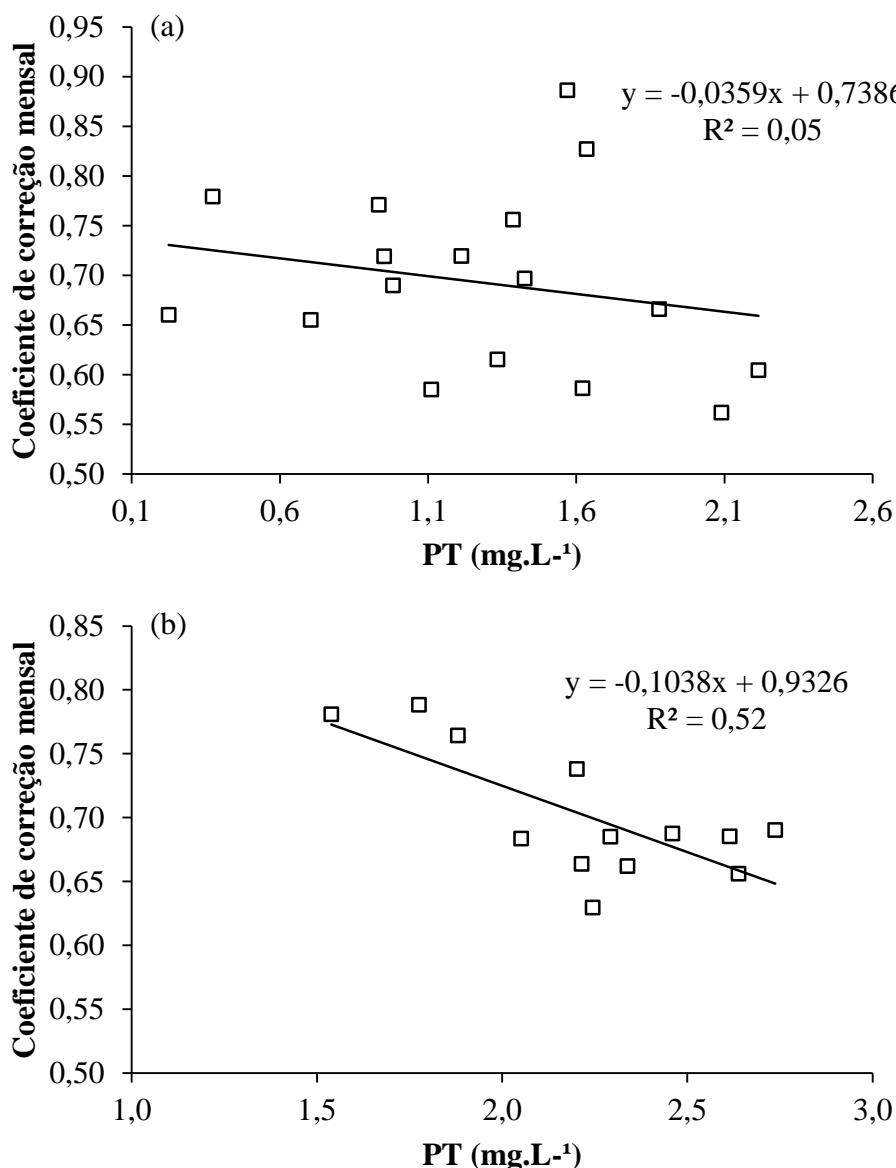


Fonte: elaborada pela autora.

Já a Figura 40 expõe a correlação entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e os coeficientes de correção mensais do tanque Classe A. Conforme exposto, a regressão linear apresentou uma tendência negativa, com coeficiente  $R^2$  de 0,85, portanto, estatisticamente significativa. Dessa forma, confirmam-se as tendências observadas utilizando-se o fósforo total.

Sabe-se que a DBO é um indicador da presença de matéria orgânica na água (VON SPERLING, 2005). Nesse caso, altos valores de DBO também podem ser oriundos das cargas orgânicas do esgoto sanitário e/ou resíduos sólidos (ARAÚJO, 2016; ARAÚJO, LIMA NETO & BECKER, 2019).

Figura 39 - Regressão linear entre a média mensal da concentração de fósforo total (PT) ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), gerada pelo modelo empírico proposto, e os coeficientes de correção mensais para o (a) período chuvoso) e (b) seco de 2013, 2018 e 2019

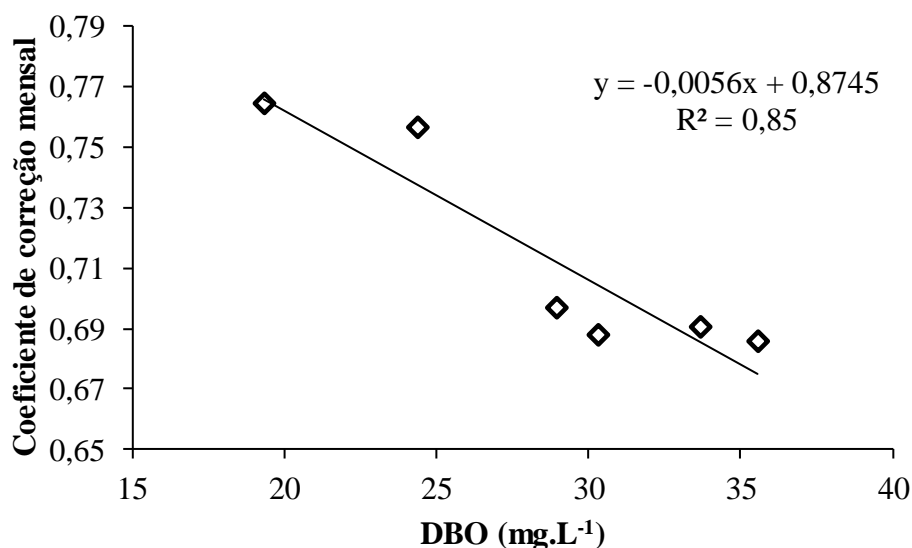


Fonte: elaborada pela autora.

É importante mencionar que uma parcela quantificada da DBO também pode se apresentar na água na forma de carbono orgânico dissolvido (COD) (VON SPERLING, 2005). Nesse sentido, corrobora com Read e Rose (2013) e Watras *et al.* (2016) que observaram uma

relação entre as elevadas concentrações de COD e a redução do conteúdo geral de calor dos lagos estudados, conforme discutido no Capítulo 5, que poderia impactar na redução das taxas de evaporação (MESQUITA *et al.*, 2020).

Figura 40 – Regressão linear entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e os coeficientes de correção mensais do tanque Classe A para o ano de 2013



Fonte: elaborada pela autora.

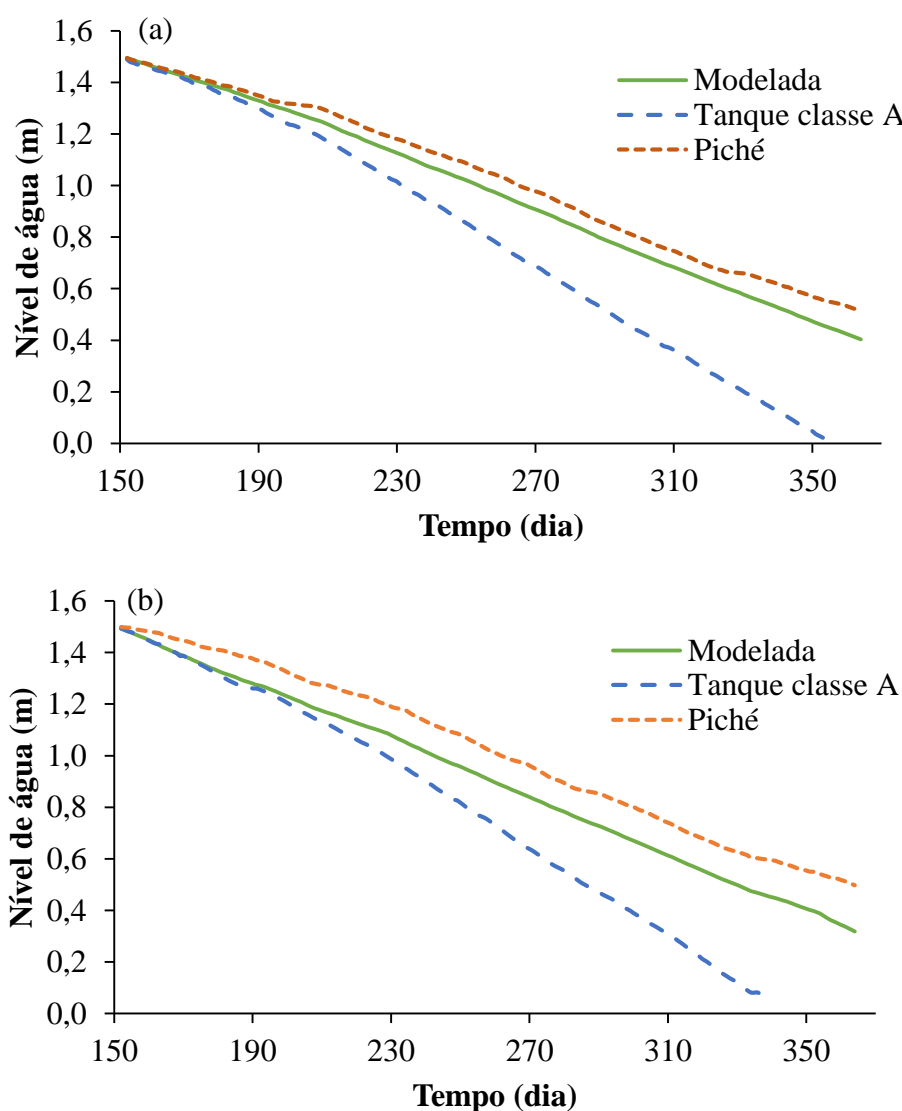
### 6.3.6. Análise de cenários

A Figura 41 (a) e (b) apresenta os resultados das simulações de redução do nível médio do lago Santo Anastácio, no período de estiagem, considerando a afluência nula e diferentes valores de evaporação, para os anos de 2013 e 2018. Constata-se que o menor nível de água, neste caso nulo, seria obtido simulando o balanço hídrico considerando os valores de evaporação do tanque Classe A; seguida da evaporação modelada pelo CE-QUAL-W2 (0,4 m, aproximadamente); e, por último, com a evaporação do evaporímetro de Piché (0,6 m, aproximadamente). A análise desses cenários de balanço hídrico, conforme mencionado, faz-se necessária para a proposição de possíveis alternativas de intervenções diretas na bacia hidráulica do lago Santo Anastácio, com vistas à sua recuperação ambiental. A possibilidade de uma vazão afluyente ao lago mínima, ou nula, poderia ser considerada no caso de implantação de sistema de esgotamento sanitário adequado em toda a bacia hidrográfica, de modo a evitar o lançamento direto de esgoto sanitário na rede de drenagem.



Sabe-se que o lago Santo Anastácio reduziu ao longo dos anos a sua capacidade de armazenamento, em vista do assoreamento, normalmente mais intenso em bacias urbanas (DE ARAÚJO, 2003). Adicionalmente, a deterioração da qualidade da água, com o acúmulo de macrófitas, pode potencializar os riscos estruturais de rompimento da barragem. Esses fatores aumentam a necessidade de intervenções diretas com um horizonte de resultados de médio a longo prazo.

Figura 41 - Simulação da redução de nível médio do lago Santo Anastácio, no período de estiagem, considerando a afluência nula e diferentes valores de evaporação, para os anos de (a) 2013 e (b) 2018



Fonte: elaborada pela autora.

Há algumas alternativas tradicionais para a recuperação da capacidade de reservação e ambiental de lagos, como a dragagem dos sedimentos de fundo (CHEN *et al.*, 2019). No entanto, esta alternativa, além de onerosa, pode induzir a ressuspensão de materiais, por vezes tóxicos, depositados no fundo (JING *et al.*, 2013; GANG *et al.*, 2021). Nesse sentido, essa prática pode apresentar efeito de redução da qualidade da água, solucionando o problema apenas parcialmente (JING *et al.*, 2013). Portanto, os cenários analisados de redução de nível da água, considerando uma perspectiva de médio a longo prazo de intervenções na bacia, visa subsidiar a proposição de soluções de recuperação ambiental.

Uma das alternativas poderia ser a remoção do sedimento de fundo, no período de estiagem, similar ao que vem sendo proposto em reservatórios no semiárido (BRAGA *et al.*, 2019; LIRA, MEDEIROS & LIMA NETO, 2020). Apesar de a remoção de sedimentos de fundo por escavação também ser uma técnica onerosa, essa prática poderia melhorar a qualidade da água, já que reduziria a carga de nutrientes, notadamente o fósforo, que pode retornar à coluna d'água devido à ressuspensão induzida pelo vento e/ou através do processo de ressolubilização sob condição de baixa concentração de oxigênio dissolvido (MOURA *et al.*, 2019; LIRA, MEDEIROS & LIMA NETO, 2020). Mas é importante ressaltar que, no trabalho de Braga *et al.* (2019), o objetivo é o aproveitamento do sedimento para fins agrícolas. Por outro lado, no lago Santo Anastácio, infere-se que a perspectiva, a curto prazo, seja apenas de remoção para um descarte adequado. Nesse caso, por se tratar de um manancial urbano, possivelmente mais sujeito a contaminantes potencialmente tóxicos (REICHERT *et al.*, 2020; GANG *et al.*, 2021).

Ressalta-se que esta análise de cenários é apenas o ponto inicial para propostas de recuperação ambiental que devem ser avaliadas de forma específica.

#### **6.4. Conclusão**

Realizou-se no presente trabalho a modelagem integrada bacia-lago para avaliação do impacto da hidrologia na hidrodinâmica de um lago raso, considerando a qualidade da água e seu impacto nas taxas de evaporação. Através do acoplamento do modelo SWMM com o CE-QUAL-W2, constatou-se uma leve variação das características hidrodinâmicas com o aumento da precipitação anual, tais como o aumento da temperatura média da água (comparando-se 2013 e 2019); uma diminuição do tempo de residência hidráulico; e o aumento do coeficiente de decaimento do fósforo. Estas tendências também são observadas quando se analisa a sazonalidade (período chuvoso e seco), exceto para a temperatura da água nos anos de 2018 e

2019. Além disso, verificou-se uma correlação estatisticamente significativa entre a precipitação e o tempo de residência hidráulico, apontando para a predominância da influência da vazão de entrada nos padrões hidrodinâmicos do lago raso.

No que se refere à análise da qualidade da água, foram observadas correlações estatisticamente significativas entre a vazão afluyente, a precipitação média mensal com a concentração de fósforo total. Esse fato indica a influência do aporte das cargas poluidoras da bacia hidrográfica, com o efeito da diluição das concentrações no período chuvoso. As cargas poluidoras de fósforo possuem uma correlação estatisticamente significativa com os resíduos sólidos de varrição e da limpeza do canal. Isso indica que há contribuição destes para a deterioração da qualidade da água no lago Santo Anastácio, além das contribuições oriundas do esgoto sanitário lançado na rede de drenagem pluvial.

A análise do impacto da qualidade da água nas taxas de evaporação, aplicando um modelo de qualidade da água de mistura completa e um empírico baseado na velocidade do vento, confirmou as tendências de regressão linear negativa e estatisticamente significativa entre a concentração de fósforo total e os coeficientes de correção mensais do tanque Classe A, no período seco. Ademais, a mesma tendência foi observada quando correlacionada a DBO e os coeficientes de correção mensais. Assim, sugere-se a influência da qualidade da água nas taxas de evaporação.

A análise de cenários para a verificação da redução de nível do lago, considerando a vazão afluyente nula no período seco, mostrou o nível da água do lago nulo para a evaporação com o tanque Classe A; com a evaporação modelada e o evaporímetro de Piché, resultaria em um valor em torno de 0,5 m de coluna d'água no lago. Recomenda-se que, em qualquer caso, alternativas de recuperação ambiental específicas sejam avaliadas, considerando uma possível intervenção no período de estiagem, para a redução de custos e minimização de riscos ambientais. Portanto, esta proposta metodológica é uma ferramenta para compreensão de processos, avaliação de cenários e proposição de medidas de recuperação ambiental, com vistas ao auxílio na gestão de recursos hídricos.

## 7. CONCLUSÃO GERAL

O presente trabalho analisou, de forma integrada, as relações entre as condições hidroclimáticas, hidrodinâmicas e da qualidade da água e seus impactos nas taxas de evaporação, utilizando um modelo hidrodinâmico bidimensional e através do acoplamento de modelos. A partir do exposto, observou-se que há uma lacuna científica de estudos que compreendam os padrões hidrodinâmicos em reservatórios de regiões de clima tropical quente subúmido/semiárido, bem como que apliquem técnicas com maior acurácia para a estimativa da evaporação. Nesse sentido, o presente estudo avançou em relação ao atual estado da arte nos seguintes aspectos:

- Calibração de uma equação baseada no método de transferência de massa para a estimativa da evaporação na área de estudo;
- Calibração, validação e aplicação de um modelo hidrodinâmico bidimensional para a estimativa da evaporação e análise integrada dos processos hidroclimáticos;
- Avaliação do impacto da estratificação térmica nas taxas de evaporação. A partir desta se observou uma leve tendência de aumento das taxas de evaporação (2%), considerando o perfil térmico estratificado em relação ao regime hidráulico de mistura completa;
- Fornecimento de coeficientes de correção para a estimativa da evaporação, utilizando o método do tanque Classe A, com valores levemente inferiores aos comumente sugeridos pela literatura;
- Análise de correlações negativas estatisticamente significativas entre os coeficientes de correção para o tanque Classe A, a velocidade do vento e a temperatura do ar. A partir das correlações, constatou-se a influência direta das condições meteorológicas nas taxas de evaporação e, portanto, nos coeficientes de correção.
- Análise de correlações negativas estatisticamente significativas entre o fósforo total, a DBO e os coeficientes de correção para o tanque Classe A. Por meio dessas correlações se pode inferir que há influência da qualidade da água nas taxas de evaporação do lago, o que explicaria os baixos valores dos coeficientes de correção;
- Proposição de uma correlação positiva estatisticamente significativa entre a velocidade do vento e a concentração de fósforo total. Com essa correlação, sugeriu-se que a ressuspensão do fósforo/sedimento induzida pelo vento pode atenuar a evaporação no lago. Além disso, forneceu-se uma nova ferramenta para a predição da concentração de

PT em função da velocidade do vento;

- Aplicação de um modelo de balanço hídrico para a avaliação do impacto da evaporação na disponibilidade hídrica. Assim, pôde-se constatar que reduções na evaporação do reservatório implicam o aumento da disponibilidade hídrica na mesma proporção;
- Avaliação do impacto da variabilidade hidrológica (anos seco, típico e chuvoso) na hidrodinâmica do lago raso. Com essa análise, constatou-se uma leve variação das características hidrodinâmicas com o aumento da precipitação anual e intersazonalmente.
- Proposição de correlação estatisticamente significativa entre a precipitação mensal e o tempo de residência hidráulico mensal, apontando para a predominância da influência da vazão de entrada nos padrões hidrodinâmicos do lago raso;
- Proposição de uma correlação estatisticamente significativa entre as cargas poluidoras de fósforo e os resíduos sólidos de varrição e da limpeza do canal. Isso indica que há contribuição destes para a deterioração da qualidade da água no lago Santo Anastácio, além das contribuições oriundas do esgoto sanitário lançado na rede de drenagem pluvial;
- Aplicação de um modelo de qualidade de mistura completa, e do modelo empírico proposto baseado na velocidade do vento, para expandir as séries temporais de concentração fósforo total e evidenciar o impacto da qualidade da água nas taxas de evaporação. A aplicação dessas ferramentas trouxe maior confiabilidade à análise, já que ambos os modelos calcularam padrões semelhantes de concentração de fósforo total, ao longo dos anos analisados, e possuem alta correlação estatística. Ademais, ratificou-se o impacto da qualidade da água nas taxas de evaporação do lago.

Os resultados obtidos nesta tese permitiram confirmar as hipóteses levantadas. A aplicação do modelo hidrodinâmico bidimensional configura-se como uma ferramenta que integra processos e permite a estimativa da evaporação. Constatou-se ainda que as variáveis hidroclimáticas (meteorológicas e hidrodinâmicas) e a qualidade da água podem impactar nas taxas de evaporação do lago tropical urbano. Além disso, verificou-se que o acoplamento entre modelos permite avaliar o impacto da hidrologia na hidrodinâmica do lago, bem como a dinâmica da qualidade da água no sistema bacia-lago, e seu impacto nas taxas de evaporação.

Portanto, a presente tese forneceu uma ferramenta para a análise integrada de processos hidroclimáticos, hidrodinâmicos e de qualidade da água com uma abordagem inovadora. Ademais, contribuiu para a literatura técnico-científica, bem como propôs uma metodologia para subsidiar a gestão operacional dos recursos hídricos, com viabilidade técnica,

para a otimização dos processos analíticos; obtenção de maior acurácia nos balanços hídricos; e análise das forçantes naturais e antropogênicas sobre os corpos hídricos superficiais.

### 7.1. Recomendações

Baseando-se nas demandas identificadas ao longo do desenvolvimento do presente trabalho, recomendam-se os seguintes tópicos para pesquisas futuras:

- Aplicar a metodologia proposta no presente trabalho em reservatórios estratégicos utilizados para abastecimento público;
- Investigar o impacto da estratificação térmica nas taxas de evaporação de reservatórios mais profundos, localizados no semiárido;
- Analisar o impacto dos processos de estratificação e desestratificação, natural e induzida por aeração artificial, nas taxas de evaporação e na qualidade da água;
- Calibrar e validar o módulo de qualidade da água do modelo CE-QUAL-W2;
- Estudar a influência das macrófitas aquáticas na hidrodinâmica, qualidade da água e evaporação de lagos e reservatórios;
- Estudar a dinâmica das trocas de fósforo entre a água e o sedimento do fundo dos lagos e reservatórios do semiárido;
- Analisar o balanço de energia e as trocas de calor para compreensão da dinâmica do clima e qualidade da água/fatores bióticos e abióticos nos reservatórios do semiárido;
- Calibrar e validar o módulo de qualidade da água do modelo *Storm Water Management Model* – SWMM;
- Estudar a dinâmica de acúmulo, lixiviação e transporte de poluentes em bacias urbanas do Nordeste brasileiro;
- Realizar o levantamento batimétrico do lago Santo Anastácio.

## REFERÊNCIAS

- ABTEW, Wossenu; MELESSE, Assefa (2013). **Evaporation and evapotranspiration: Estimations and measurements**. Springer Dordrecht Heidelberg New York London. ISBN 978-94-007-4737-1 (eBook). DOI:10.1007/978-94-007-4737-1
- AHMADZADEH KOKYA, T.; PEJMAN, A. H.; MAHIN ABDOLLAHZADEH, E.; AHMADZADEH KOKYA, B.; NAZARIHA, M.. Evaluation of salt effects on some thermodynamic properties of Urmia Lake water. **Int. J. Environ. Res.**, v. 5, n. 2, p. 343-348, 2011.
- ALAZARD, M.; LEDUC, C.; TRAVI, Y.; BOULET, G.; SALEM, A. Ben. Estimating evaporation in semi-arid areas facing data scarcity: example of the el haouareb dam (merguellil catchment, central tunisia). **Journal of Hydrology: Regional Studies**, [S.L.], v. 3, p. 265-284, mar. 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2014.11.007>.
- ALI, S.; GHOSH, N. C.; SINGH, R. Evaluating best evaporation estimate model for water surface evaporation in semi-arid region, India. **Hydrological Processes**, v. 22, n. 8, p. 1093-1106, 2008. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6664>.
- ALTHOFF, D.; RODRIGUES, L. N.; SILVA, D. D.; BAZAME, H. C. Improving methods for estimating small reservoir evaporation in the Brazilian Savanna. **Agricultural Water Management**, v. 216, p. 105-112, maio 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2019.01.028>
- ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2020: informe anual**, Brasília: ANA, 2020, 118p.
- ANDA, A.; SIMON, B.; SOOS, G.; SILVA, J.A. T.; KUCSERKA, T. Effect of submerged, freshwater aquatic macrophytes and littoral sediments on pan evaporation in the Lake Balaton region, Hungary. **Journal of Hydrology**, v. 542, p. 615-626, nov. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.09.034>.
- ANDREWS, F. C. Colligative Properties of Simple Solution. **Science**, v. 194, n. 4195, p. 567-571, 1976. DOI:10.1126/science.194.4265.567.
- APHA. American Public Health Association (2005). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th. ed. Washington, USA: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environmental Federation.
- ARAUJO, G. M.; LIMA NETO, I. E. Removal of organic matter in stormwater ponds: a plug-flow model generalisation from waste stabilisation ponds to shallow rivers. **Urban Water Journal**, v. 15, n. 9 p. 918-924, 2018. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2019.1581231>
- ARAUJO, G. M.; LIMA NETO, I. E.; BECKER, H. Phosphorus dynamics in a highly polluted urban drainage channel-shallow reservoir system in the Brazilian semiarid. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n.3, p. 1-8, 2019. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920180441>
- BIGLARBEIGI, P., GIULIANI, M., CASTELLETTI, A. Partitioning the Impacts of Streamflow and Evaporation Uncertainty on the Operations of Multipurpose Reservoirs in

Arid Regions. **J. Water Resour. Plann. Manage.**, v. 144, n. 7, 2018. DOI: 10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000945

BOYD, C. E. Pond Evaporation. **Transactions Of The American Fisheries Society**, v. 114, n. 2, p. 299-303, 1985. Wiley. [http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659\(1985\)1142.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659(1985)1142.0.co;2).

BRAGA, B. B.; CARVALHO, T. R. A.; BROSINSKY, A.; FOERSTER, S.; MEDEIROS, P. H. A. From waste to resource: cost-benefit analysis of reservoir sediment reuse for soil fertilization in a semiarid catchment. **Science Of The Total Environment**, v. 670, p. 158-169, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.083>.

BRASIL, Presidência da República Casa Civil. **Lei Federal nº 9.433, de 08 Janeiro de 1997- Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos**, Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília – DF, 09 de janeiro de 1997. Acesso em 27 de outubro de 2018, disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm).

BRITO, D.; RAMOS, T. B.; GONÇALVES, M. C.; MORAIS, M.; NEVES, R. Integrated modelling for water quality management in a eutrophic reservoir in south-eastern Portugal. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 2, p. 1-20, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-017-7221-5>.

BRUIN, H. A. R. A Simple Model for Shallow Lake Evaporation. **Journal of applied meteorology**, v. 17, p. 1132-1134, 1974. [https://DOI.org/10.1175/1520-7010450\(1978\)017<1132:ASMFSL>2.0.CO;2](https://DOI.org/10.1175/1520-7010450(1978)017<1132:ASMFSL>2.0.CO;2)

BRUNT, D. Notes on radiation in the atmosphere. I. **Quarterly Journal Resource Meteorological Society**, v. 58, n. 247, p. 389-418, 1932. <https://doi.org/10.1002/qj.49705824704>

BRUTSAERT, W., YEH, G.T. Implications of a Type of Empirical Evaporation Formula for Lakes and Pans. **Water Resources Research**, v. 6, n. 4, p. 1202-1208, 1970. DOI:10.1029/wr006i004p01202

CALDER, I. R., NEAL, C. Evaporation from saline lakes: a combination equation approach. **Hydrological Sciences Journal**, v. 29, n. 1, p. 89-97, 1984. DOI: 10.1080/02626668409490924

CAMPOS, J. N. B, RABELO, U. P., LIMA NETO, I. E. The Bell-Shaped Unit Hydrograph for Overland Planes. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 146, n. 5, p. 1-6, 2020. DOI: 10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001465

CAMPOS, J. N. B., LIMA NETO, I. E., STUDART, T. M. C., NASCIMENTO, L. S. V. Trade-off between reservoir yield and evaporation losses as a function of lake morphology in semiarid Brazil. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 88, p. 1113-1126, 2016. CAMPOS, J. N. B; RABELO, U. P.; LIMA NETO, I. E. The Bell-Shaped Unit Hydrograph for Overland Planes. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 146, n. 5, p. 1-6, 2020. DOI: 10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001465

Ceará. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Perfil Básico Municipal**.



Fortaleza, 2016.

CEARÁ. **Portal Hidrológico do Ceará: reservatórios**. 2021. Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br/hidro-ce-zend/acude/nivel-diario>>. Acesso em: 13/01/2021.

CHAPRA, Steven C. **Surface Water-Quality Modeling**, McGraw-Hill, 2008.

CHEN, C.; KONG, M.; WANG, Y.; SHEN, Q.; ZHONG, J.; FAN, C. Dredging method effects on sediment resuspension and nutrient release across the sediment-water interface in Lake Taihu, China. **Environmental Science And Pollution Research**, v. 27, n. 21, p. 25861-25869, 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-06192-w>.

COLE, T. M.; WELLS, S. A. (Eds.). **CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 4.1**. Portland State University, Portland, 2018.

COLE, T.; BUCHAK, E. **CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 2.0**. Technical Report EI-95-1, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, 1995.

DAN, H. J.; LEE, J. S. Modeling and measurement of boiling point elevation during water vaporization from aqueous urea for SCR applications. **Journal Of Mechanical Science And Technology**, v. 30, n. 3, p. 1443-1448, 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12206-016-0252-0>

DANTAS, Sullivan Pereira. **Açudagem no Nordeste brasileiro e no Ceará: estimativa da evaporação no açude Castanhão em um ano seco**. Tese (doutorado). Programa de Pós-Graduação em Geografia. Fortaleza, 2017, 196f.

DE ARAÚJO, J. C. Assoreamento em reservatórios do semi-árido: modelagem e validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, p. 39-56, 2003.

DE ARAÚJO, J. C.; MAMEDE, G. L.; LIMA, B. P. Hydrological guidelines for reservoir operation: application to the Brazilian Semiarid region. **Water**, V. 10, 1628, 2018. DOI:10.3390/w10111628

DE ARAÚJO, J. C.; MEDEIROS, P. H. A. Impact of dense reservoir networks on water resources in semiarid environments. **Australian Journal of Water Resources**, v. 17, n. 1, p. 87, 2013.

DE ARAÚJO, J. C.; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, v. 51, n. 1, p. 157-170, 2006. <http://dx.doi.org/10.1623/hysj.51.1.157>.

DEBELE, B.; SRINIVASAN, R.; PARLANGE, J.-Y. Coupling upland watershed and downstream waterbody hydrodynamic and water quality models (SWAT and CE-QUAL-W2) for better water resources management in complex river basins. **Environmental Modeling & Assessment**, v. 13, n. 1, p. 135-153, 2006. <http://dx.doi.org/10.1007/s10666-006-9075-1>.

DEUS, R.; BRITO, D.; MATEUS, M.; KENOV, I.; FORNARO, A.; NEVES, R.; ALVES, C. N. Impact evaluation of a pisciculture in the Tucuruí reservoir (Pará, Brazil) using a two-dimensional water quality model. **Journal of Hydrology**, v. 487, p.1-12, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.022>.

DILAURA, D.L. Recommended practice for the calculation of daylight availability. **Journal of the Illuminating Engineering Society of North America**, v. 13, n. 4, p. 381-392, 1984. DOI:10.1080/00994480.1984.10748791

DOKULIL, M. T.; EYTO, E.; MABERLY, S. C.; MAY, L.; WEYHENMEYER, G. A.; WOOLWAY, R. I. Increasing maximum lake surface temperature under climate change. **Climatic Change**, v. 165, n. 3-4, p. 1-17, 2021. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-021-03085-1>.

EDINGER, J.E., BRADY, D.K., AND GEYER, J.C. **Heat Exchange and Transport in the Environment**, Rpt. No. 14, EPRI Publication No. 74-049-00-34, Electric Power Research Institute, Cooling Water Discharge Research Project RP-49), Palo Alto, CA, 1984.

EGODAWATTA, P.; THOMAS, E.; GOONETILLEKE, A. Mathematical interpretation of pollutant wash-off from urban road surface using simulated rainfall. **Water Research**, v. 41, p. 3025-3031, 2007.

ENGELUND, F. **Effect of Lateral Wind on Uniform Channel Flow**. Progress Report 45, Inst. of Hydrodynamic and Hydraulic Engr., Tech. Univ. of Denmark, 1978.

EPA. Environmental Protection Agency. **Effect of Geographical Location on Cooling Pond Requirements and Performance**, in Water Pollution Control Research Series. Report No. 16130 FDQ, Environmental Protection Agency, Water Quality Office, Washington, District of Columbia, 1971, 160 p.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2ª ed, 1998.

FINCH, J.W., HALL, RL. **Estimation of open water evaporation**. Environ Agency, Bristol, 2001.

FIROOZI, F.; ROOZBAHANI, A.; BAVANI MASSAH, A. R. Developing a framework for assessment of climate change impact on thermal stratification of dam reservoirs. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 17, p. 2295-2310, 2020. <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-019-02544-8>.

FIROOZI, F.; ROOZBAHANI, A.; BAVANI, A. R. Massah. Developing a framework for assessment of climate change impact on thermal stratification of dam reservoirs. **International Journal Of Environmental Science And Technology**, v. 17, n. 4, p. 2295-2310, 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-019-02544-8>.

FISCHER, Hugo B. *et al.* **Mixing in Inland and Coastal Waters**. London: Academic Press, Inc., 1979.

FORTALEZA. **Resíduos Sólidos de varrição e limpeza de canais de Fortaleza**. Prefeitura Municipal de Fortaleza: Secretaria de Conservação e Serviços Públicos, 2017.

FORTALEZA. **Fortaleza em mapas**. Prefeitura Municipal de Fortaleza, 2020. Disponível em: < <https://mapas.fortaleza.ce.gov.br/#/>>. Data de acesso: 21/06/2021.

FRAGA, R. F.; ROCHA, S. M. G.; LIMA NETO, I. E. Impact of flow conditions on coliform dynamics in an urban lake in the Brazilian semiarid, **Urban Water Journal**, v. 17, n. 1, p. 43-53, 2020. DOI: 10.1080/1573062X.2020.1734948

GASTALDINI, M. C. C; PAIVA, E. M. C. D.; PAIVA, J. B. D.; PAZ, M. F.; KRAEMMER, M. C. N. Aplicação de Modelo Matemático a Dados de Ciclos de Estratificação Térmica e de Qualidade da Água do Reservatório do Vacacaí-Mirim. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 9, n. 1, p. 27-35, 2004.

GIANNIOU, S. K.; ANTONOPOULOS, V. Z. Evaporation and energy budget in Lake Vegoritis, Greece. **Journal of Hydrology**, v. 345, n. 3-4, p. 212-223, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.08.007>.

GOLYJESWSKI, ORIDES WLADISLAU. **Simulation of thermal stratification using a 2DV (CE-QUAL-W2) and a 3D (DELFT3D) model. The case study: Passaúna reservoir**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2020, 72p.

GONÇALVES, M. A.; GARCIA, F. C.; BARROSO, G. F. Morphometry and mixing regime of a tropical lake: lake nova (southeastern brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 88, n. 3, p. 1341-1356, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201620150788>.

GONG, X.; DING, Q.; JIN, M.; ZHAO, Z.; ZHANG, L.; YAO, S.; XUE, B. Recording and response of persistent toxic substances (PTSs) in urban lake sediments to anthropogenic activities. **Science Of The Total Environment**, v. 777, p. 145977, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145977>.

GULLIVER, John S. **Introduction to Chemical Transport in the Environmental**. New York: Cambridge University Press, 2007, 295 p.

HAMMEL, H. T. How Solutes Alter Water in Aqueous Solutions. **The Journal of Physical Chemistry**, v. 98, n. 15, p. 4196-4204, 1994. DOI:10.1021/j100066a046.

HARBECK, G. E. **A Practical Field Technique for Measuring Reservoir Evaporation Utilizing Mass-transfer Theory**. U.S. Geological Survey Prof. Paper 272E, 1962.

HAVENS, K. E.; JI, G. Multiyear oscillations in depth affect water quality in Lake Apopka. **Inland Waters**, v. 8, n. 1, p. 1-9, 2018. DOI:10.1080/20442041.2018.1428429

HELPER F.; ZHANG H.; LEMCKERT, C. Modelling of lake mixing induced by air bubble plumes and the effects on evaporation. **J Hydrol**, v. 406, p. 182-198, 2011.

HELPER, F.; ANDUTTA, F. P.; LOUZADA, J. A.; ZHANG, H., LEMCKERT, C. Artificial destratification for reducing reservoir water evaporation: Is it effective? **Lakes & Reservoirs:**

**Research & Management**, 2018. DOI:10.1111/lre.12241

HELFRICH, K. R. **Evaluation of models for predicting evaporative water loss in cooling impoundments**. Cambridge: Energy Laboratory Report/ Massachusetts Institute of Technology, 1982.

HERB, W. R.; STEFAN, H. G. Temperature Stratification and Mixing Dynamics in a Shallow Lake With Submersed Macrophytes. **Lake and Reservoir Management**, v. 20, n. 4, p. 296-308, 2004. DOI: 10.1080/07438140409354159

HOSTETLER, S. W. Simulation of Lake Evaporation With Application to Modeling Lake Level Variations of Harney-Malheur Lake, Oregon. **Water Resources Research**, v. 26, n. 10, p. 2603-2612, 1990. <https://DOI.org/10.1002/hyp.6664>

HOUNAM, C.E. **Comparison between pan and lake evaporation**. World Meteorol. Org. (W.M.O.), Geneva, Tech. Note No. 126, p. 15, 1973.

HUONG, H. T. L.; PATHIRAN, A. Urbanization and climate change impacts on future urban flooding in Can Tho city, Vietnam. **Hydrology and Earth System Sciences**, n. 17, p. 379–394, 2013. doi:10.5194/hess-17-379-2013

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990**. Organizadores: RAMOS, Andrea Malheiros; SANTOS, Luiz André Rodrigues dos; FORTES, Lauro Tadeu Guimarães. Brasília-DF: INMET, 2009.

JI, Zhen-Gang. **Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes, and estuaries**. 2nd edition, Hoboken, NJ : JohnWiley and Sons, Inc., 2017.

JIMÉNEZ-RODRÍGUEZ, C.; ESQUIVEL-VARGAS, C.; COENDERS-GERRITS, M.; SASA-MARÍN, M. Quantification of the Evaporation Rates from Six Types of Wetland Cover in Palo Verde National Park, Costa Rica. **Water**, v. 11, n. 4, p. 674, 2019. <http://dx.doi.org/10.3390/w11040674>.

JIN, Z.; CHARLOCK, T. P.; SMITH, W. L.; RUTLEDGE, K. A parameterization of ocean surface albedo. **Geophysical Research Letters**, v. 31, n. 22, 2004. DOI:10.1029/2004gl021180

JING, L. D.; WU, C. X.; LIU, J. T.; WANG, H. G.; AO, H. Y. (2013). The effects of dredging on nitrogen balance in sediment-water microcosms and implications to dredging projects. **Ecological Engineering**, v. 52, p. 167–174, 2013. doi:10.1016/j.ecoleng.2012.12.109

KEBEDEW, M. G.; KIBRET, A. A.; TILAHUN, S. A.; BELETE, M. A.; ZIMALE, F. A.; STEENHUIS, T. S.. The Relationship of Lake Morphometry and Phosphorus Dynamics of a Tropical Highland Lake: lake Tana, Ethiopia. **Water**, v. 12, n. 8, p. 2243, 2020. <http://dx.doi.org/10.3390/w12082243>.

KOHLER, M., NORDENSON, T., FOX, W. **Evaporation from Pans and Lakes: US Weather Bureau Research Paper 38**. US Weather Bureau, Washington, DC, 1955.

KUNDU, P. K.; COHEN, I. M. **Fluid Mechanics**. Elsevier Science: USA, second edition, 2002, 766p.

LEMOS, Wictor Edney Dajtenko. **Previsão climática sazonal do regime térmico e hidrodinâmico de reservatório**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015, 165f.

LESIEUR, MARCEL. **Turbulence in Fluids**. Netherlands: Springer, 4 ed., 2008, 593 p.

LI, D.; WAN, J.; MA, Y.; WANG, Y.; HUANG, M.; CHEN, Y. Stormwater Runoff Pollutant Loading Distribution and their Correlation with Rainfall and Catchment Characteristics in a Rapidly Industrialized City. **Plos One**, p. 01-17, Mach, 2015.

LI, Y.; ACHARYA, K.; CHEN, D.; STONE, M. Modeling water ages and thermal structure of Lake Mead under changing water levels. **Lake and Reservoir Management**, v. 26, n. 4, p. 258-272, 2010. <http://dx.doi.org/10.1080/07438141.2010.541326>.

LI, Y.; ZHANG, Q.; YE, R.; YAO, J.; TAN, Z. 3D hydrodynamic investigation of thermal regime in a large river-lake-floodplain system (Poyang Lake, China). **Journal of Hydrology**, v. 567, p. 86-101, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.007>

LIMA NETO, I. E. Impact of artificial destratification on water availability of reservoirs in the Brazilian semiarid. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 91, n. 3, p. 1-12, 2019. <http://dx.DOI.org/10.1590/0001-3765201920171022>

LIMA NETO, I. E., WIEGAND, M. C., DE ARAÚJO, J. C. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. **Hydrological Sciences Journal**, v. 56, n. 2, p. 319-333, 2011. <https://DOI.org/10.1080/02626667.2011.553616>

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 125-135, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018167115>.

LIMA, Berthyer Peixoto. **Enquadramento de corpos d'água no Nordeste brasileiro como instrumento de gestão e sustentabilidade ambiental: o caso da bacia hidrográfica Acarape do Meio – CE**. 2016. 272 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Engenharia Agrícola, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

LINACRE, E. T. Data-sparse estimation of lake evaporation using a simplified Penman equation. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 64, n. 3-4, p. 237-256, 1993. [https://doi.org/10.1016/0168-1923\(93\)90031-C](https://doi.org/10.1016/0168-1923(93)90031-C)

LINACRE, E.T. Estimating U.S. Class A pan evaporation from few climate data. **Water Int**, n. 19, p. 5–14, 1994.

LI-QING, L.; CHENG-QING, Y.; QING-CI, H.; LING-LI, K. First flush of storm runoff pollution from an urban catchment in China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, n. 3, p. 295–299, 2007.

LIRA, C.C.S., MEDEIROS, P.H.A., LIMA NETO, I.E. Modelling the Impact of Sediment Management on the Trophic State of a Tropical Reservoir With High Water Storage Variations. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, n. 92, p. 1-18, 2020. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020181169>.

LÓPEZ MOREIRA, M., G. A.; HINEGK, L.; SALVADORE, A.; ZOLEZZI, G.; HÖLKER, F.; MONTE DOMECCO S., R. A.; BOCCI, M.; CARRER, S.; DE NAT, L.; ESCRIBÁ, J.; ESCRIBÁ, C.; BENÍTEZ, G. A.; ÁVALOS, C. R.; PERALTA, I.; INSAURRALDE, M.; MERELLES, F.; SEKATCHEFF, J. M.; WEHRLE, A.; FACETTI-MASULLI, J. F.; FACETTI, J. F.; TOFFOLON, M. Eutrophication, Research and Management History of the Shallow Ypacaraí Lake (Paraguay). **Sustainability**, v. 10, n. 7, p. 2426, 2018.. DOI:10.3390/su10072426

LÓPEZ, P. V; ALVAREZ, V. M; ELVIRA, B. G; GÓRRIZ, B. M. Determination of synthetic wind functions for estimating open water evaporation with Computational Fluid Dynamics. **Hydrological Process**, n. 26, p. 3945–3952, 2012.

MAJIDI, M.; ALIZADEH, A.; FARID, A.; VAZIFEDOUST, M. Estimating Evaporation from Lakes and Reservoirs under Limited Data Condition in a Semi-Arid Region. **Water Resources Management**, n. 29, p. 3711–3733, 2015. DOI 10.1007/s11269-015-1025-8

MAMEDE, G. L., ARAÚJO, N. A. M., SCHNEIDER, C. M., DE ARAÚJO, J. C., HERRMANN, H. J. Overspill avalanching in a dense reservoir network. **PNAS**, v. 109, n. 19, p. 7191–7195, 2012. DOI:10.1073/pnas.1200398109/-/DCSupplemental.

MCGLOIN, R.; MCGOWAN, H.; MCJANNET, D.; BURN, S. Modelling sub-daily latent heat fluxes from a small reservoir. **Journal of Hydrology**, v. 519, 2301–2311, 2014. <http://dx.DOI.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.032>

MCJANNET, D. L.; HAWDON, A.; NIEL, T. V., BOADLE, D., BAKER, B., TREFRY, M., REA, I. Measurements of evaporation from a mine void lake and testing of modelling approaches. **Journal of Hydrology**, v. 555, p. 631-647, 2017. DOI: <https://DOI.org/10.1016/j.jhydrol.2017.10.064>

MCJANNET, D. L.; WEBSTER, I.T.; COOK, F.J. An area-dependent wind function for estimating open water evaporation using land-based meteorological data. **Environmental Modelling & Software**. n. 31, p. 76-83, 2012. DOI:10.1016/j.envsoft.2011.11.017

MEIRELES, A. C. M.; FRISCHKORN, H.; ANDRADE, E. M. Sazonalidade da qualidade das águas do açude Edson Queiroz, bacia do Acaraú, no Semi-Árido cearense. **Revista Ciência Agronômica**, v. 38, n. 1, p. 25-31, 2007.

MESQUITA, J. B. F.; LIMA NETO, I. E.; RAABE, A.; DE ARAÚJO, J. C. (2020). The influence of hydroclimatic conditions and water quality on evaporation rates of a tropical lake. **Journal of Hydrology**, v. 590, p. 125456. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125456>.

MESQUITA, J. B. F.; PEREIRA, S. P.; LIMA NETO, I. E. Modelagem da drenagem urbana e avaliação das cargas bacteriológicas na Vertente Marítima de Fortaleza, Ceará. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 1, p. 205-216, 2020b. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522020189161>

MESQUITA, J. B. F.; PEREIRA, S. P.; LIMA NETO, I. E. Modelagem matemática da qualidade da água integrando drenagem urbana e hidrodinâmica costeira. In: **Anais do CONGRESSO ABES/FENASAN 2017**, São Paulo, 2017.

MESQUITA, J. B. F.; LIMA NETO, I. E. **Poluição em sistemas de drenagem urbana. In: Terra - Habitats Urbanos e Rurais**. Org por: Giovanni Seabra. 1ed.Ituiutaba: Barlavento, p. 2260-2272, 2019.

MORTON, F. I. A practical Estimates of Lake Evaporation. **Amercian Meteorological Society**, v. 25, p. 371-387, 1986.

MORTON, F. I. Operational estimates of lake evaporation. **Journal of Hydrology**, v. 66, n. 1-4, p. 77–100, 1983. DOI:10.1016/0022-1694(83)90178-6

MOURA, D. S.; LIMA NETO, I. E.; CLEMENTE, A.; OLIVEIRA, S.; PESTANA, C.; MELO, M. A.; CAPELO-NETO, J. C. Modeling phosphorus exchange between bottom sediment and water in tropical semiarid reservoirs. **Chemosphere**, v. 246, 2019 <https://DOI.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125686>.

NEUWIRTH, F. Experiences with evaporation pans at a shallow steppe-lake in Austria. In: **Proceedings of the International Symposium on the Hydrology of Lakes**, Helsinki, p. 23–27, July 1973. Int. Assoc. Sci. Hydrol. Publ.

NOBRE, R. L. G.; CALIMAN, A.; CABRAL, C. R.; ARAÚJO, F. C.; GUÉRIN, J.; DANTAS, F. C. C.; QUESADO, L. B.; VENTICINQUE, E. M.; GUARIENTO, R. D.; AMADO, A. M. Precipitation, landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwaters. **Science of The Total Environment**, v. 716, p. 137044, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137044>.

OLIVEIRA FILHO, A. A.; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, p. 3-14, 2017.

OLIVEIRA, G. M.; LEITÃO, M. M. V. B. R.; GALVÃO, C. O.; LEITÃO, T J. V. Estimativa da Evaporação e Análise do Uso do Coeficiente (Kp) do Tanque “CLASSE A” nas Regiões do Cariri e Sertão da Paraíba. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, p. 73-83, 2005.

OLIVEIRA, Magno Régis Barros de. **O crescimento urbano e o risco à poluição das águas subterrâneas freáticas no entorno da lagoa da Parangaba, Fortaleza – Ceará**.

Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Geologia. Departamento de Geologia, Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013, 130f.

OROUD, I. M. Effects of Salinity Upon Evaporation from Pans and Shallow Lakes Near the Dead Sea. **Theor. Appl. Climatol.**, v. 52, n. 3-4, p. 231-240, 1995.

PACHECO, C. H. A, LIMA NETO, I. E. Effect of Artificial Circulation on the Removal Kinetics of Cyanobacteria in a Hypereutrophic Shallow Lake. **Journal of Environmental Engineering**, v. 143, n. 12, 2017. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001289

PENG, F.; LI, K.; LIANG, R.; LI, X.; ZHANG, P.; YUAN, Q.; JI, Q.; ZHU, Z.; WANG, Y. Shallow lake water exchange process before and after water diversion projects as affected by wind field. **Journal of Hydrology**, v. 592, p. 125785, 2021.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125785>.

PEREIRA, S. B.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D.; RAMOS, M. M. Evaporação líquida no lago de Sobradinho e impactos no escoamento devido à construção do reservatório. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.3, p.346–352, 2009.

PEREIRA, S. P.; ROSMAN, P. C. C.; ALVAREZ, C.; SCHETINI, C. A. F.; SOUZA, R. O.; VIEIRA, R. H. S. F. Modeling of Coastal Water Contamination in Fortaleza (Northeast of Brazil). **Water Science & Technology**, v. 72, n. 6, p. 928-936, 2015.

PERSSON, I., JONES, I. D. The effect of water colour on lake hydrodynamics: a modelling study. **Freshwater Biology**, v. 53, n. 12, p. 2345–2355, 2008. doi:10.1111/j.1365-2427.2008.02049.x

PETER, S. J.; DE ARAÚJO, J. C.; ARAÚJO, N. A. M.; HERRMANN, H. J. (2014). Flood avalanches in a semiarid basin with a dense reservoir network. **J. Hydrol.** v. 512, p. 408–420, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.03.001>.

POLLI, B. A.; BLENINGER, T. Comparison of 1D and 3D reservoir heat transport models and temperature effects on mass transport. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, p. 1-19, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.241920190023>.

POLLI, B. A.; BLENINGER, T. Reservoir 1D heat transport model. **Journal of Applied Water Engineering And Research**, v. 7, n. 2, p. 156-171, 2018.. <http://dx.doi.org/10.1080/23249676.2018.1497560>.

PTAK, M.; SOJKA, M.; CHOIŃSKI, A.; NOWAK, B. Effect of Environmental Conditions and Morphometric Parameters on Surface **Water Temperature in Polish Lakes**. *Water*, v. 10, n. 5, 580, 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w10050580>.

RABELO, U. P.; LIMA NETO, I. E. Efeito de secas prolongadas nos recursos hídricos de uma região semiárida: uma análise comparativa para o Ceará. **Revista DAE**, v. 66, n. 212, p. 61-79, 2018.

RAI, P.K.; CHAHAR, B. R.; DHANYA, C. T. Gis-Based for SWMM model for simulation the catchment response to flood events. **Hydrology Research**, v. 48, n. 2, p. 384-394, 2017. <https://doi.org/10.2166/nh.2016.260>

READ, J.S.; ROSE, K.C. Physical responses of small temperate lakes to variation in dissolved organic carbon concentrations. **Limnol. Oceanogr.**, v. 58, 33, p. 921–931, 2013.



- REICHERT, G.; MIZUKAWA, A.; ANTONELLI, J.; DE ALMEIDA BREHM GOULART, F.; FILIPPE, T. C.; RODRIGUES DE AZEVEDO, J. C. Determination of Parabens, Triclosan, and Lipid Regulators in a Subtropical Urban River: Effects of Urban Occupation. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 3, 2020. doi:10.1007/s11270-020-04508-y
- RIGHETTO, A. M.; GOMES, K. M.; FREITAS, F. R. S. Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 1109-1120, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017162357>.
- RINKE, K.; YEATES, P.; ROTHHAUPT, K. A simulation study of the feedback of phytoplankton on thermal structure via light extinction. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 1674–1693, 2010. doi:10.1111/j.1365-2427.2010.02401.x
- RIVEROS-IREGUI, D. A.; LENTERS, J. D.; PEAKE, C. S.; ONG, J. B.; HEALEY, N. C.; SINGH, V. P.; XU, AND C.-Y. Evaluation and generalization of 13 mass-transfer Equations for determining free water evaporation. **Hydrological Processes**, v. 832, n. 11, p. 311-323, 1997.
- RJEILY, A.; ABBAS, O.; SADEK, M.; SHAHROUR, I.; CHEHADE, F. H. Flood forecasting within urban drainage systems using NARX neural network. **Water Science & Technology**, v. 76, n. 7, p. 2401-2476, 2017. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.409>
- ROBERTSON, D. M.; JUCKEM, P. F.; DANTOIN, E. D.; WINSLOW, L. A.. Effects of water level and climate on the hydrodynamics and water quality of Anvil Lake, Wisconsin, a shallow seepage lake. **Lake And Reservoir Management**, v. 34, n. 3, p. 211-231, 2018. <http://dx.doi.org/10.1080/10402381.2017.1412374>.
- ROCHA, S. M. G.; MESQUITA, J. B. F.; LIMA NETO, I. E. Modelagem hidrodinâmica e avaliação do decaimento do fósforo em um lago urbano hipereutrófico. **Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, Desarrollo y Práctica**, v. 13, n. 2, p. 530-545, 2020. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.2.67679>.
- ROCHA, S. M. G.; MESQUITA, J. B. F.; LIMA NETO, I. E. Análise e modelagem das relações entre nutrientes e fitoplâncton em reservatórios do Ceará. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (online)**, v. 54, p. 134-147, 2019. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190536>
- RODI, W. **Turbulence Models and Their Application in Hydraulics**. 3rd edition, IAHR, A.A. Balkema, Rotterdam, 1993.
- RODRIGUES, I. S.; COSTA, C. A. G.; LIMA NETO, I. E.; HOPKINSON, C. Trends of evaporation in Brazilian tropical reservoirs using remote sensing. **Journal Of Hydrology**, v. 598, p. 126473, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126473>.
- RODRIGUES, Ítalo Sampaio. **Evaporação em reservatórios do Nordeste brasileiro: avaliação da distribuição espacial e influência da mata ripária por sensoriamento remoto**. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Fortaleza, 2020, 126f.

- ROSSMAN, L. A. **Storm Water Management Model – User Manual Version 5.1**. Environmental Protection Agency (EPA): Office of Research and Development. EPA- 600/R-14/413b, 2015.
- RYAN, Patrick J.; KEITH, D. Stolzenbach. **Environmental Heat Transfer, in Engineering Aspects of Heat Disposal from Power Generation**, D. R. F. Harleman, ed.. R. M. Parson Laboratory for Water Resources and Hydrodynamics, Department of Civil Engineering, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA, 1972.
- SABÓIA, M. A. M.; SOUZA FILHO, F. A.; ARAÚJO JÚNIOR, L. M.; SILVEIRA, C. S. Climate changes impact estimation on urban drainage system located in low latitudes districts: a study case in Fortaleza-CE. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, n. 21, p. 1-15, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011716074>.
- SALLES, A.; WOLFF, D.B.; SILVEIRA, G.L. Solid wastes drained in an urban river sub-basin. **Urban Water Journal**, v. 9, n. 1, p. 21–28, February, 2012.
- SANTIAGO, M. M. F.; SALATI, E.; MATSU, E. Fracionamento isotópico da água ( $^{18}\text{O}$  e D) do acude Santo Antonio de Russas durante a evaporação. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 5, p. 106-112, 1975.
- SARTOR, J.D.; BOYD, G.B.; AGARDY, F.J. **Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants** (No. EPA-R2-72/081). US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA, 1974.
- SCHEER, Martina. **Ermittlung und Bewertung der Wirkungen der Abflusssteuerung für Kanalisationssysteme**. (Dissertation) Universität Karlsruhe, Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft, 2008.
- SEIDL, M.; HADRICH, B.; PALMIER, L.; PETRUCCI, G.; NASCIMENTO, N. Impact of urbanisation (trends) on runoff behaviour of Pampulha watersheds (Brazil). **Environmental Science And Pollution Research**, v. 27, n. 13, p. 14259-14270, 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-06029-6>.
- SILVA, A. S. DA; SILVEIRA, S. L. DA; WOLFF, D. B.; CRUZ, J. C. Captura de Resíduos Sólidos Drenados em uma Bacia Hidrográfica Urbana. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 4, p. 149-155, 2011.
- SILVA, F. O. E.; PALÁCIO JÚNIOR, F. F. R.; CAMPOS, J. N. B. Equação de chuvas para Fortaleza-CE com dados do pluviógrafo da UFC. **Revista DAE**, v. 61, n. 192, p. 48-59, 2013. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.106>.
- SIMOES, F. **An Eddy Viscosity Model for Shallow-Water Flows**. Water Resources Engineer-ing 98, ASCE, NY, 1858-1863, 1998.
- SINGH, V. P.; XU, AND C.-Y. Evaluation and generalization of 13 mass-transfer equations for determining free water evaporation. **Hydrological Processes**, v.11, p. 311-323, 1997. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19970315\)11:3<311::AID-HYP446>3.0.CO;2-Y](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19970315)11:3<311::AID-HYP446>3.0.CO;2-Y)

SOARES, L. M. V.; SILVA, T. F. G.; VINÇON-LEITE, B.; ELEUTÉRIO, J. C.; LIMA, L. C.; NASCIMENTO, N. O. Modelling drought impacts on the hydrodynamics of a tropical water supply reservoir. **Inland Waters**, v. 9, n. 4, p. 1-16, 2019.  
<https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1596015>

SOUZA FILHO, F. A.; MARTINS, E. S. P. R.; PORTO, M. O Processo de Mistura em Reservatórios do Semi-Árido e sua Implicação na Qualidade da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, p. 109-119, 2006.  
<http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v11n4.p109-119>.

SOUZA FILHO, F. A.; ROCHA, E. J. T.; PITOMBEIRA, E. S.; LIMA NETO, I. E. Modelagem hidrodinâmica tridimensional em canais utilizando o modelo de turbulência k-ε. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 4, p. 268-281, 2014.  
<http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v19n4.p268-281>.

SOUZA, J. F. A.; OLIVEIRA, L. R.; AZEVEDO, J. L. L.; SOARES, I. D.; MATA, M. M. Uma revisão sobre a turbulência e sua modelagem. **Revista Brasileira de Geofísica**. v. 29, n. 1, p. 21-41, 2011.

SPENCER, J. W. Fourier series representation of the position of the sun. **Search**, v. 2, n. 5, 172, 1971.

STREETER, H.W.; PHELPS, E.B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio River**. United States: Public Health Service. Health Bulletin, 1925.

TONÉ, A. J. A.; LIMA NETO, I. E. Modelagem simplificada do fósforo total em lagos e reservatórios brasileiros. **Revista DAE**, v. 67, p. 142-156, 2020.

TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L.; BARROS, M. T. B. (Org.). **Drenagem Urbana**. 1. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 1995, 428p.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008.

VOLLENWEIDER, R. A. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. **Memorie Dell'istituto Italiano di Idrobiologia**, v. 33, p. 53-83, 1976.

VOLLENWEIDER, R. A. Possibilities and limits of elementary models concerning the budget of substances in lakes. **Archiv Fur Hydrobiologie**, v. 66, n. 1, p.1-36, 1969.

VOLLENWEIDER, R. A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Paris, Rep. Organization for Economic Cooperation and Development – OECD, DAS/CSI/68.27, 192 p., 1968.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. v. 1, 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais, 2005, 452p.

WARNAKA, K.; POCHOP, L. Analyses of Equations for Free Water Evaporation Estimates.

**Water Resources Research**, v. 24, n. 7, p. 979-984, 1988.

WARSTA, L.; NIEMI, T. J.; TAKA, M.; KREBS, G.; HAAHTI, K. KOIVUSALO, H.; KOKKONEN, T. Development and application of an automated subcatchment generator for SWMM using open data. **Urban Water Journal**, v. 14, n. 9, p. 954-963, 2017.. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2017.1325496>

WATRAS, C.J.; MORRISON, K.A.; RUBSAM, J.L. Effect of DOC on evaporation from small Wisconsin lakes. **Journal of Hydrology**, v. 540, p. 162–175, 2016. <http://dx.DOI.org/10.1016/j.jhydrol.2016.06.002>

WEBSTER, I., SHERMAN, B. Evaporation from fetch-limited water bodies. **Irrigation Science**, v. 16, n. 2, 1995. DOI:10.1007/bf00189161

WEI, Y.; YUANXI, L.; YU, L.; MINGXIANG, X.; LIPING, Z.; QIULIANG, D. Impacts of rainfall intensity and urbanization on water environment of urban lakes. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 20, n. 4, p. 513-524, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.06.006>.

WELLS, S. A. **CE-QUAL-W2 Version 3: Hydrodynamic and Water Quality River Basin Model-ing**. In Proceedings HydroInformatics 2000, IAHR, CDROM EW4, 2000.

WOLFF, D. B.; GONÇALVES, I. H.; GASTALDINI, M. C. C.; SOUZA, M. M. DE. Resíduos Sólidos no Sistema de Drenagem Urbana no município de Santa Maria (RS). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 151-158, 2016.

WOOLWAY, R. I.; SHARMA, S.; WEYHENMEYER, G. A.; DEBOLSKIY, A.; GOLUB, M.; MERCADO-BETTÍN, D.; PERROUD, M.; STEPANENKO, V.; TAN, Z.; GRANT, L. Phenological shifts in lake stratification under climate change. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 1-12, 2021. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-021-22657-4>.

WUNDERLICH, W. **Heat and Mass Transfer between a Water Surface and the Atmosphere**, Rpt. No. 14, Rpt. Publication No. 0-6803, Water Resources Research Laboratory, Tennessee Valley Authority, Division of Water Control Planning, Engineering Laboratory, Norris, TN, 1972.

ZHANG, C.; BRETT, M. T.; BRATTEBO, S. K.; WELCH, E. B. How Well Does the Mechanistic Water Quality Model CE-QUAL-W2 Represent Biogeochemical Responses to Climatic and Hydrologic Forcing? **Water Resources Research**, v. 54, n. 9, p. 6609-6624, 2018. <https://DOI.org/10.1029/2018WR022580>

ZHANG, Q., LIU, H. (2014). Seasonal changes in physical processes controlling evaporation over inland water. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 119, n. 16, p. 9779-9992, 2014. <https://DOI.org/10.1002/2014JD021797>

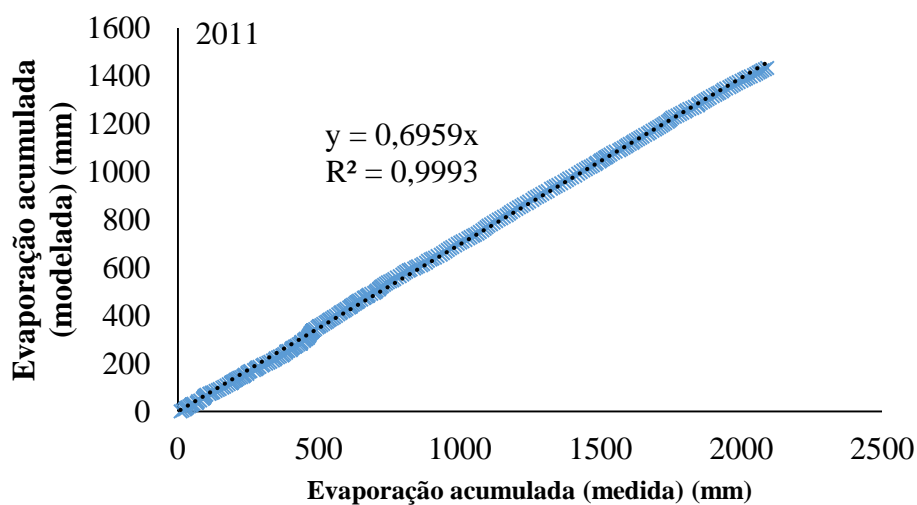
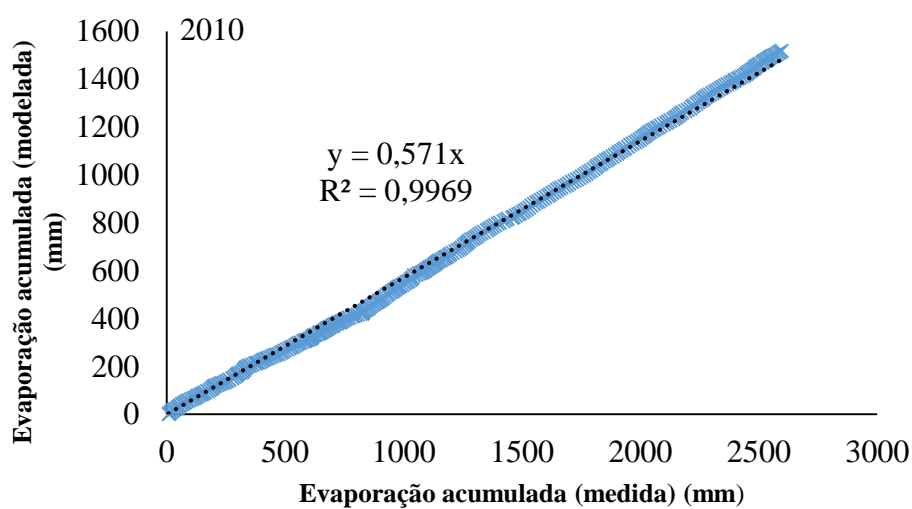
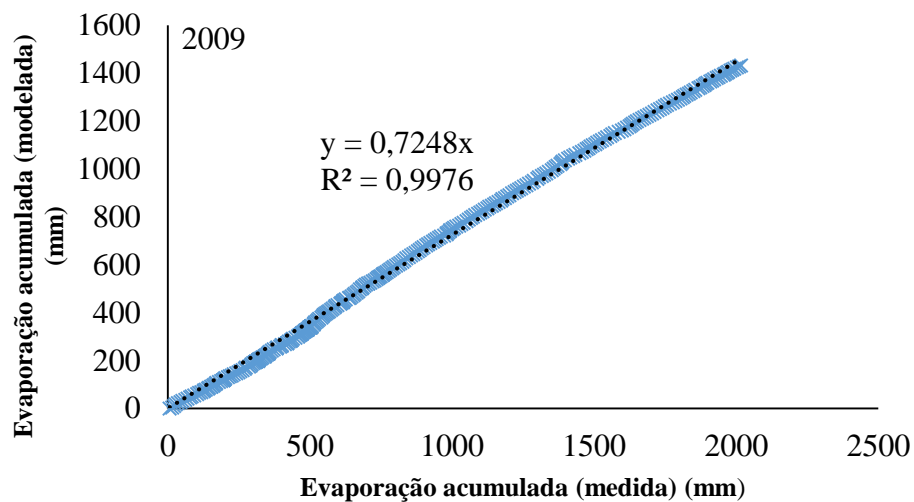
ZIAIE, R.; MOHAMMADNEZHAD, B.; TAHERIYOUN, M.; KARIMI, A.; AMIRI, S. Evaluation of Thermal Stratification and Eutrophication in Zayandeh Roud Dam Reservoir Using Two-Dimensional CE-QUAL-W2 Model. **J. Environ. Eng.**, v. 14, n. 6, 2019,. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001529

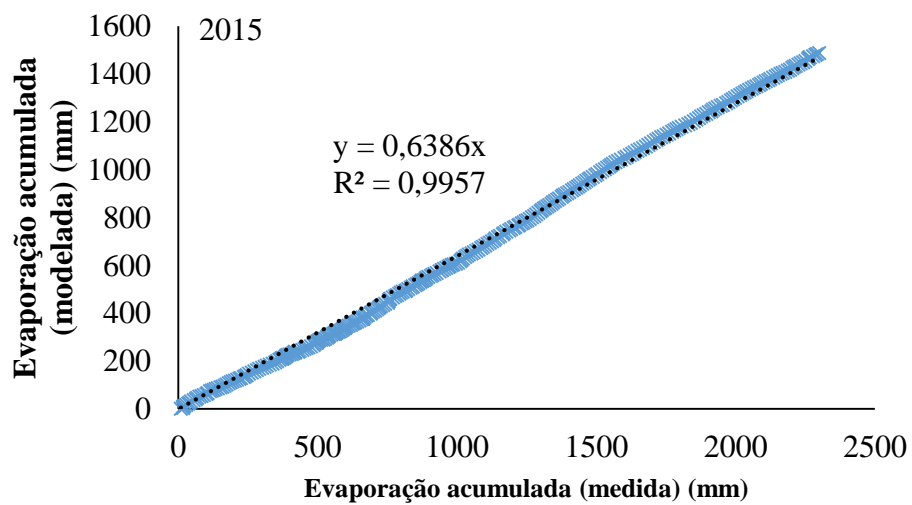
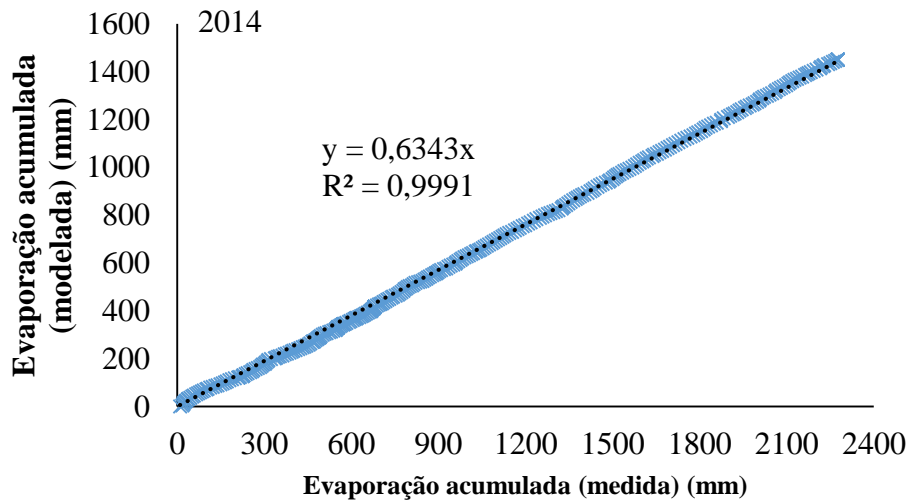
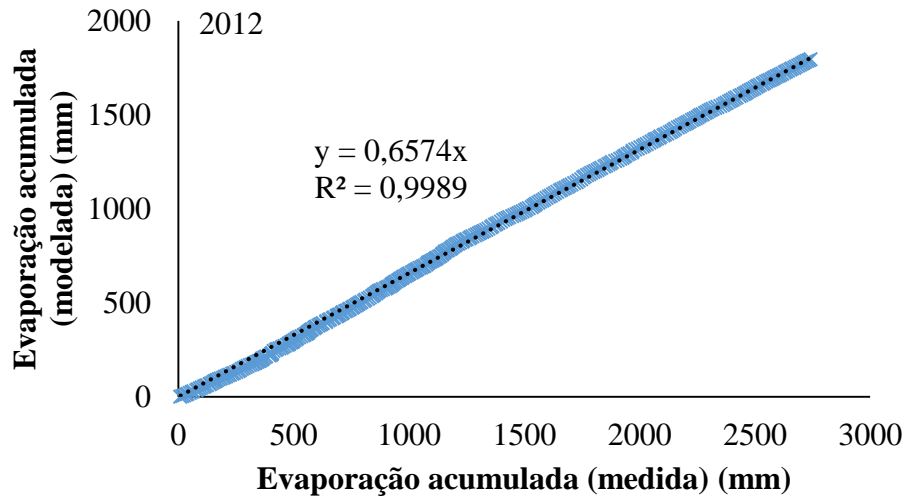
ZLOTNIK, V. A. Evaporation from a shallow, saline lake in the Nebraska Sandhills: Energy

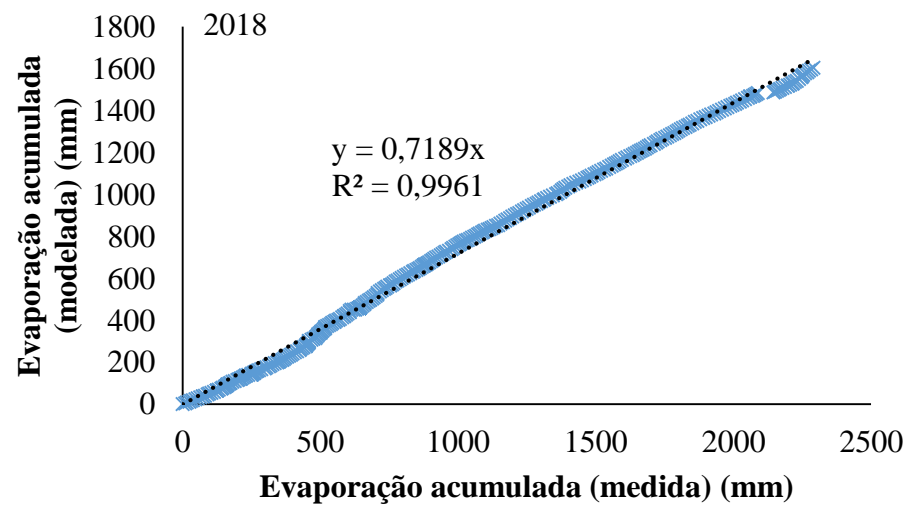
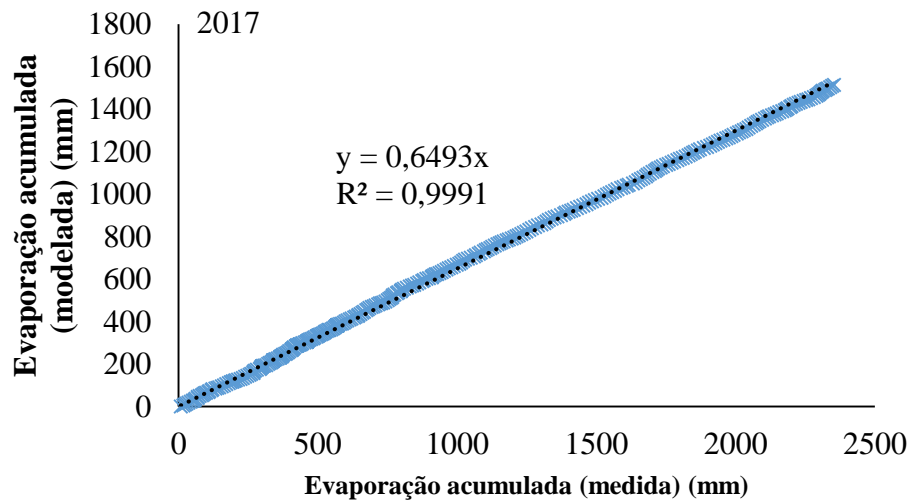
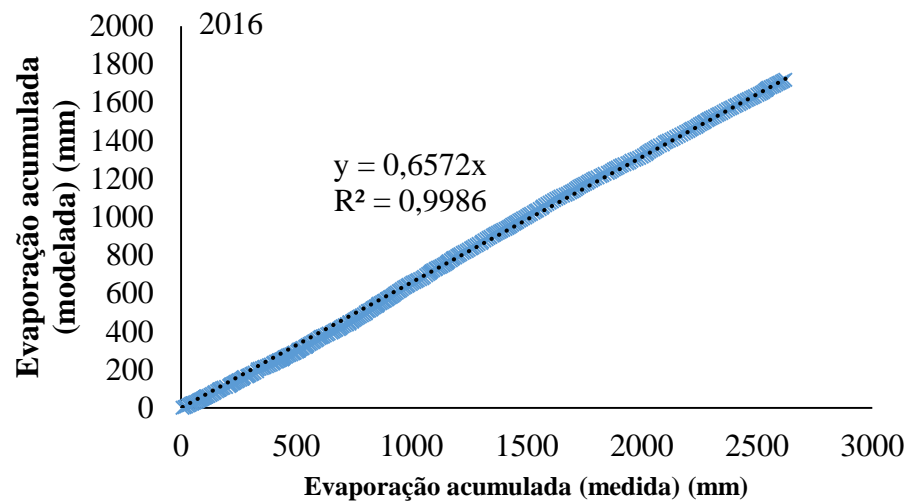
balance drivers of seasonal and interannual variability. **Journal of Hydrology**, v. 553, p. 172–187, 2017. <http://dx.DOI.org/10.1016/j.jhydrol.2017.08.002>

ZOUABI-ALOUÏ, B.; GUEDDARI, M. Two-dimensional modelling of hydrodynamics and water quality of a stratified dam reservoir in the southern side of the Mediterranean Sea. **Environmental Earth Sciences**, v. 72, n. 8, p. 3037-3051, 2014. <https://DOI.org/86910.1007/s12665-014-3210-0>

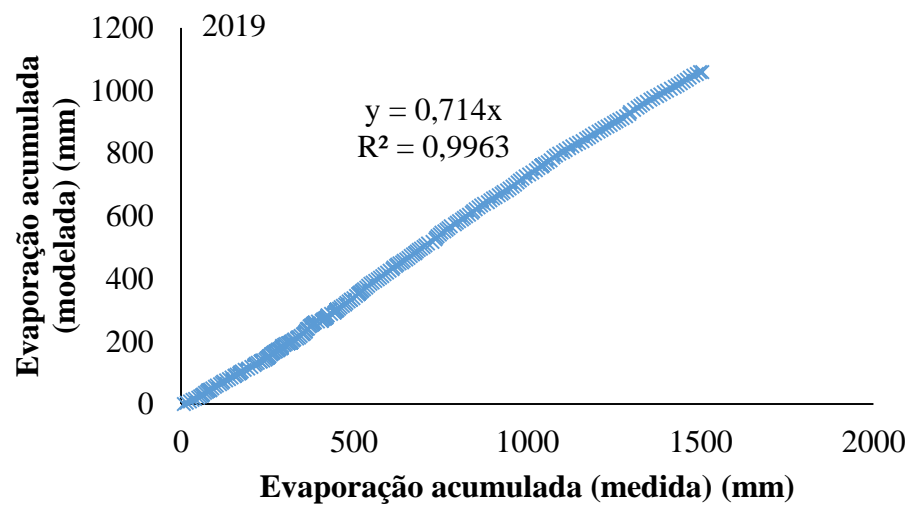
**APÊNDICE A – GRÁFICOS DOS COEFICIENTES DE CORREÇÃO ANUAIS DE  
2009 A 2019 (EXCETO 2013)**



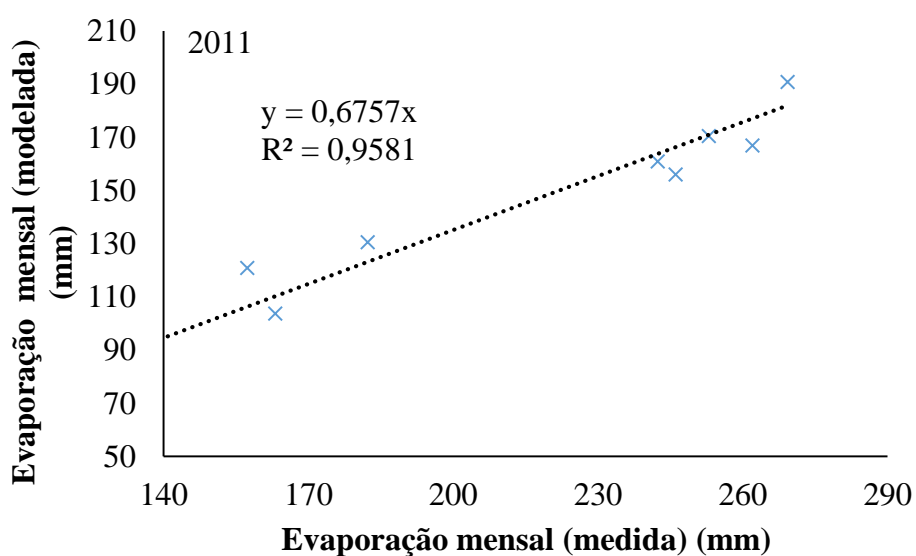
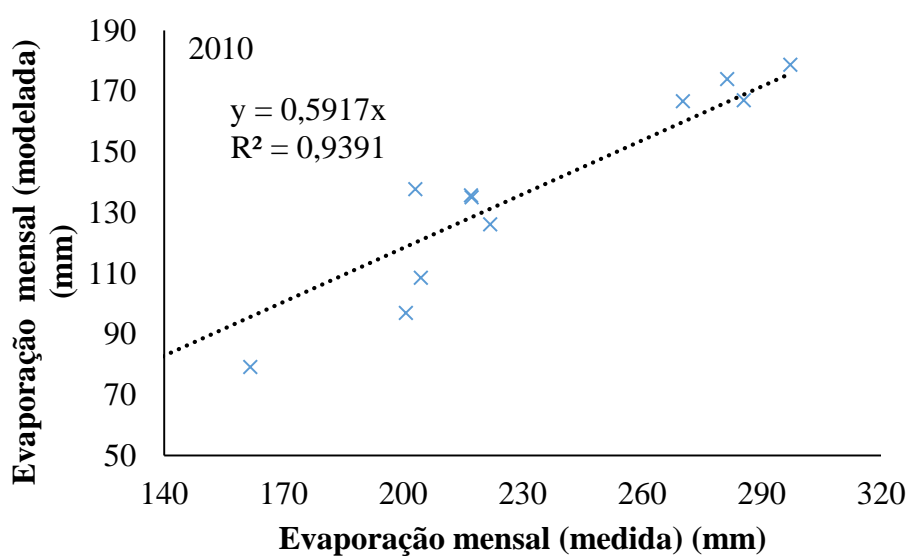
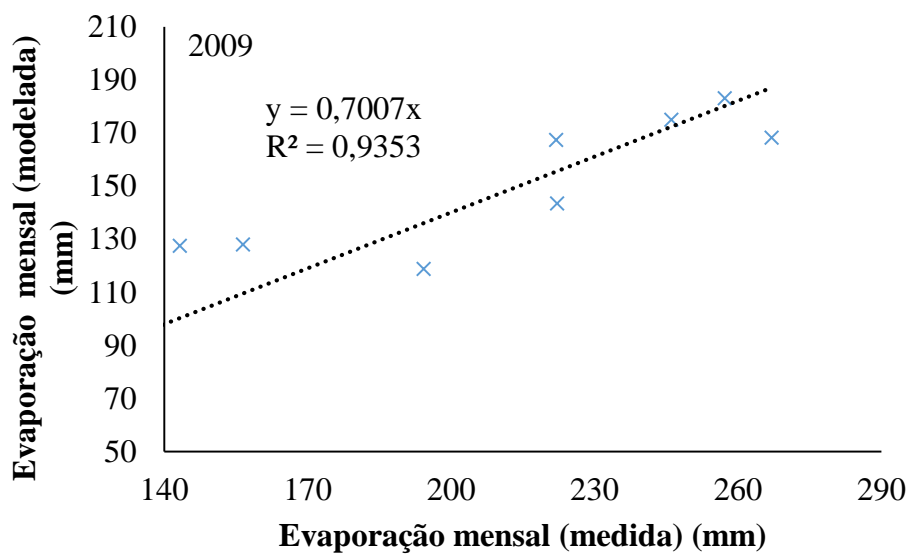


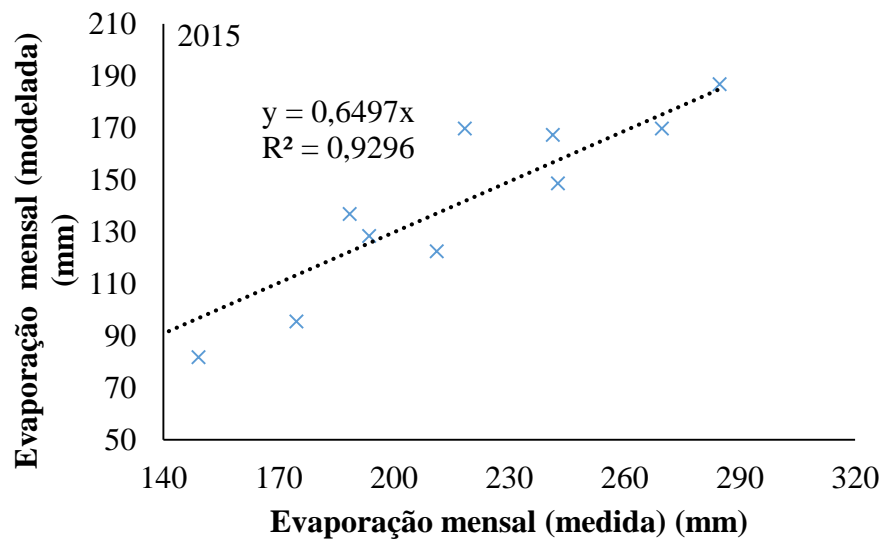
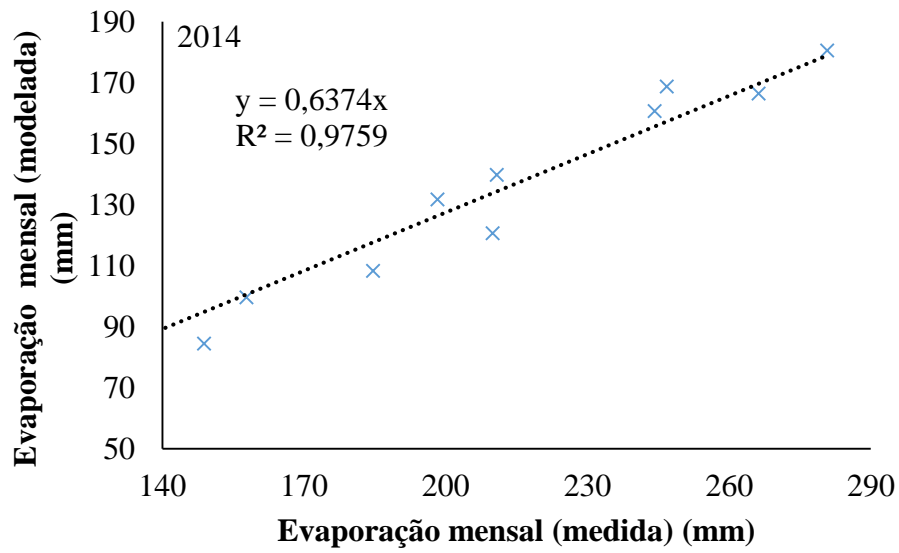
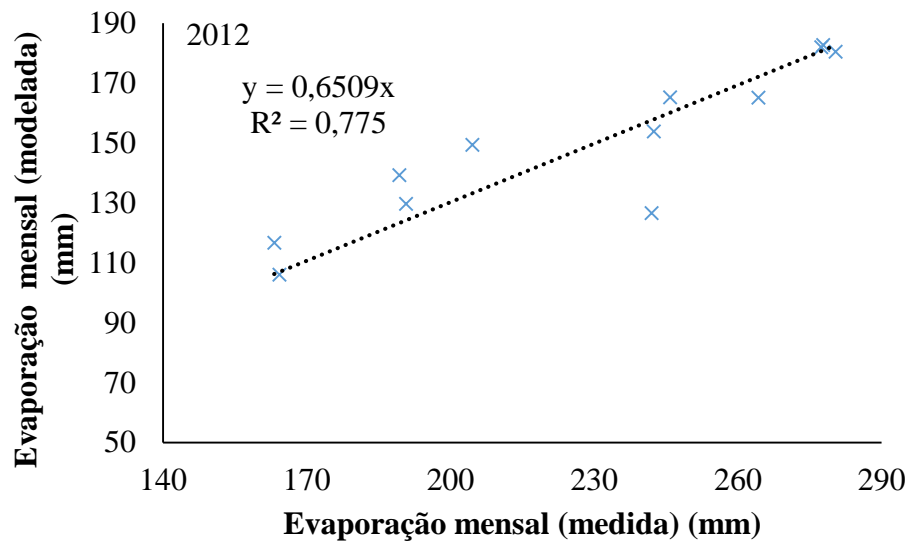


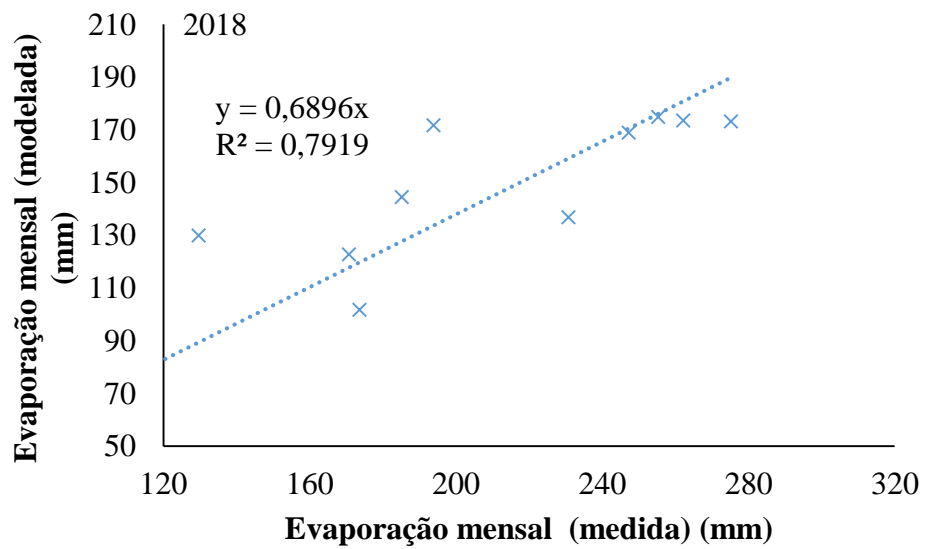
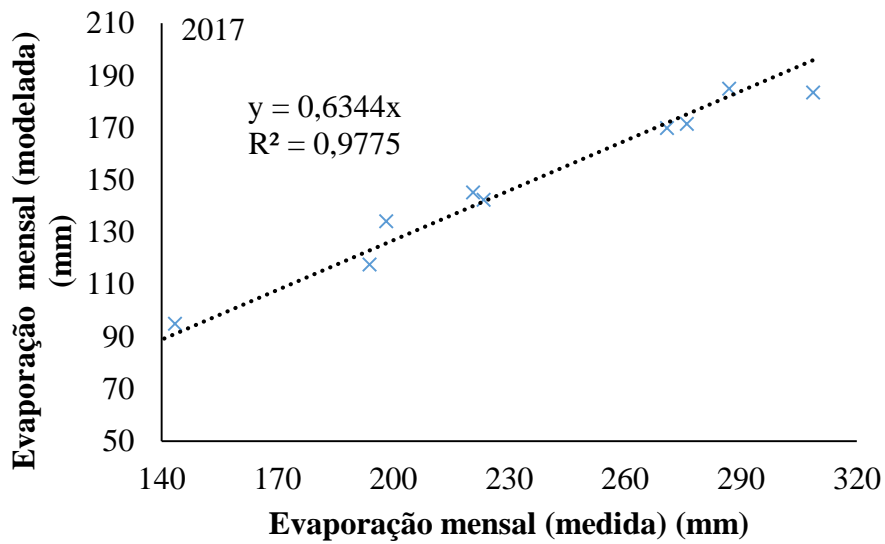
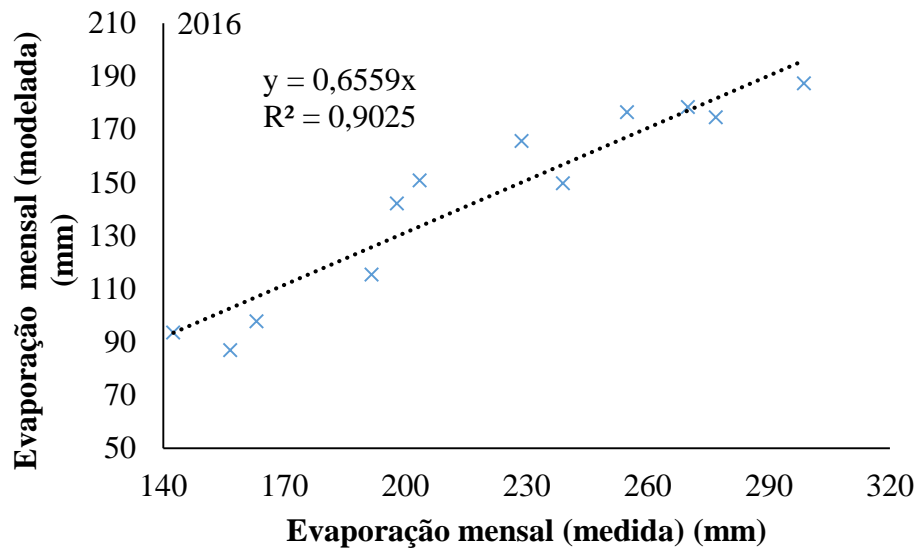


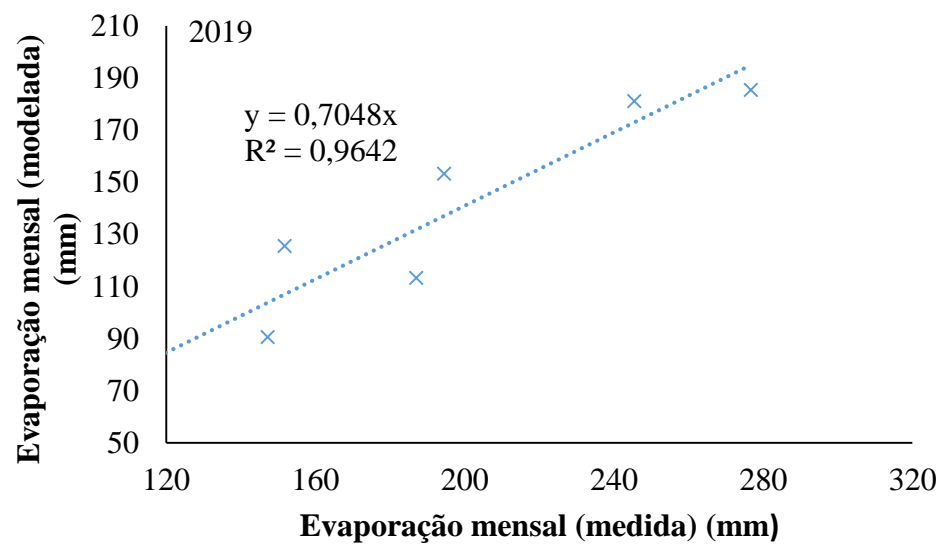


**APÊNDICE B – GRÁFICOS DOS COEFICIENTES DE CORREÇÃO MENSAL DE 2009 A 2019 (EXCETO 2013)**

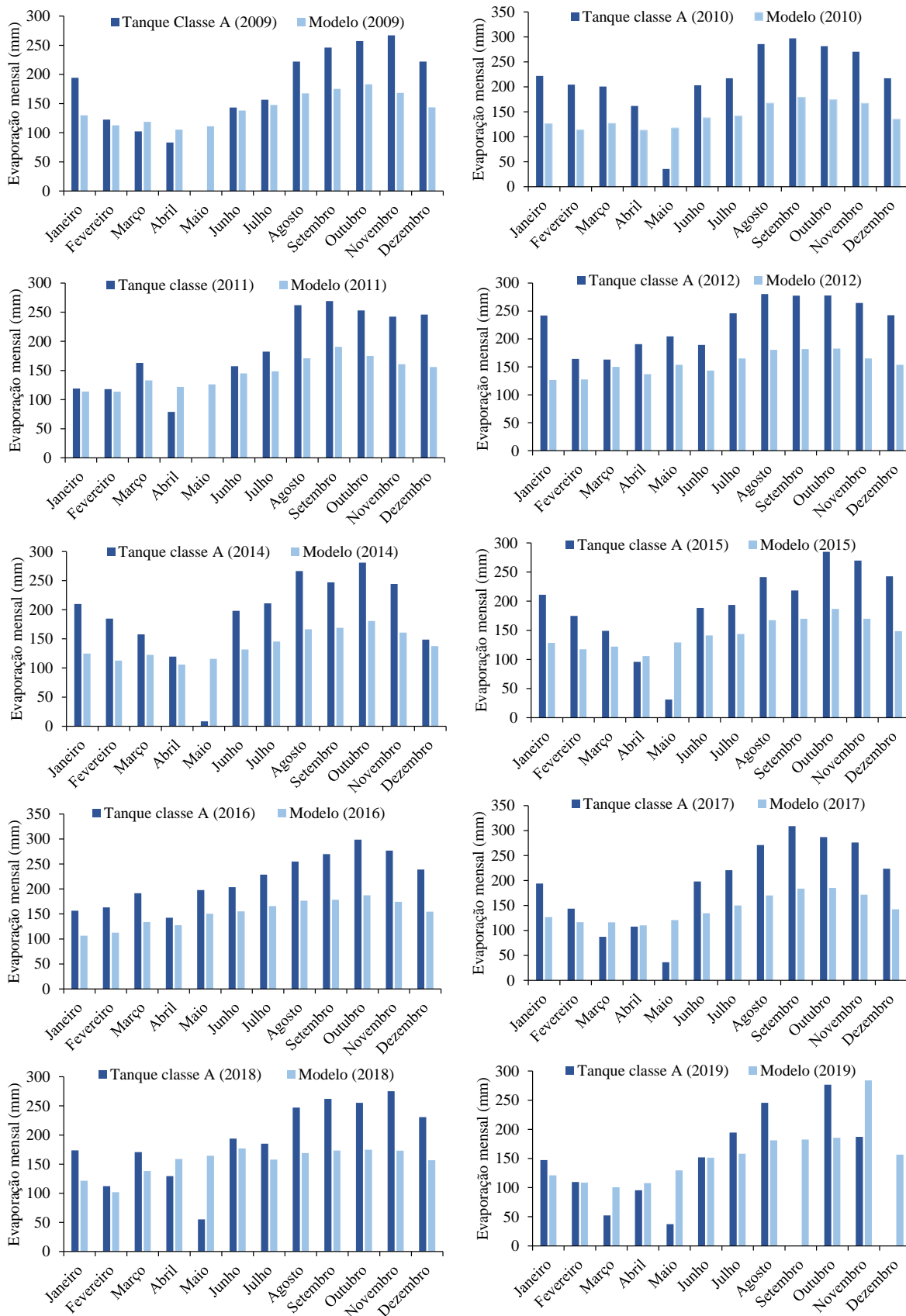








## APÊNDICE C – GRÁFICOS DOS VALORES MENSIS DE EVAPORAÇÃO (MEDIDA E MODELADA) DE 2009 A 2019 (EXCETO 2013)



## ANEXO A – EQUAÇÕES DE TROCA DE CALOR UTILIZADAS PELO MODELO CE-QUAL-W2 (COLE & WELLS, 2018)

A radiação solar de onda curta ( $H_s$ ) é medida diretamente ou calculada a partir das relações entre o ângulo do sol e a cobertura de nuvens. Se o usuário do modelo escolher a radiação solar de onda curta computada internamente, o modelo calcula a radiação solar de céu claro,  $\varphi_s$ , conforme EPA (1971):

$$\varphi_s = 24(2,044A_o + 0,1296A_o^2 - 1,941E - 3A_o^3 + 7,591E - 6A_o^4)0,1314$$

Observe que essa equação inclui a perda por reflexão média da radiação solar de ondas curtas. A radiação solar de céu claro total é calculada usando uma regressão polinomial de ajuste de mínimos quadrados da altitude,  $A_o$  (graus), que é o ângulo de inclinação do sol em relação à horizontal, da perspectiva do observador (WUNDERLICH, 1972):

$$A_o = A \text{sen}[\text{sen}(\text{lat})\text{sen}(\delta) + \cos(\text{lat}) \cos(\delta) \cos(H_{lo})]$$

Em que:  $\text{lat}$ =latitude;  $\delta$  = declinação solar; e  $H_{lo}$  = ângulo horário local. O ângulo horário local,  $H_{lo}$  (radianos), é a posição angular do sol para um determinado local em um momento específico durante o dia. Pode ser calculado a partir de Ryan e Stolzenbach (1972):

$$H_{lo} = \frac{2\pi}{24} \left[ \text{Hora} - (\text{long} - \phi) \frac{24}{360} + \text{EQT} - 12 \right]$$

Em que  $\text{Hora}$  = horário local;  $\phi$  = meridiano padrão;  $\text{long}$  = longitude;  $\text{EQT}$  = equação de tempo (hora), que representa a diferença entre a verdadeira hora solar e a hora solar média devido às variações sazonais na velocidade orbital da terra (RYAN & STOLZENBACH, 1972). Calcula-se  $\text{EQT}$ , segundo DiLaura (1984):

$$\text{EQT} = 0,170\text{sen}[4\pi(\text{INT}(\text{Jday}) - 80)/373] - 0,129\text{sen}[2\pi(\text{INT}(\text{Jday}) - 8)/355]$$

Em que:  $\text{Jday}$  = dia juliano, com valor de 1 a 365 dias por um ano (366 para um ano bissexto); e  $\text{INT}$  = função inteira. A hora local,  $\text{HORA}$  (horas), foi calculada usando o tempo durante o dia (WUNDERLICH, 1972), como:

$$HORA = 24(Jday - INT(Jday))$$

EPA (1971) calcula o meridiano padrão,  $\phi$  (graus), a partir de:

$$\phi = 15,0 * INT\left(\frac{long}{15,0}\right)$$

Os fusos horários calculam um meridiano padrão mais apropriado do que a longitude. Ou seja, a variável TZ (horas), que é o fuso horário em relação ao Meridiano de Greenwich (GMT), foi utilizada para melhorar o cálculo do meridiano padrão na equação acima:

$$\phi = -15,0 * INT(TZ)$$

O ângulo de declinação solar,  $\delta$  (radianos), foi calculado por Spencer (1971) como:

$$\begin{aligned} \delta = & 0,006918 - 0,399912 \cos(\tau_d) + 0,070257 \text{sen}(\tau_d) - 0,006758 \cos(2\tau_d) \\ & + 0,000907 \text{sen}(2\tau_d) - 0,002697 \cos(3\tau_d) + 0,001480 \text{sen}(3\tau_d) \end{aligned}$$

Em que:  $\tau_d$  = fração angular do anual. Esta é calculada por Spencer (1971) como:

$$\tau_d = \frac{2\pi(INT(Jday) - 1)}{365}$$

A redução da cobertura de nuvens da radiação solar de céu claro usa a seguinte relação (WUNDERLICH, 1972):

$$\varphi_{s\_net} = \varphi_{s\_clearsky} (1 - 0,65 C_n^2)$$

Em que  $C_n$  = fração de cobertura das nuvens (entre 0 e 1).

A radiação atmosférica de ondas longas é calculada a partir da temperatura do ar e da cobertura de nuvens ou da pressão de vapor do ar, usando a equação de Brunt. Os termos



do lado direito são todos dependentes da temperatura da superfície da água. A radiação de retorno da superfície da água ( $H_{br}$ ) é calculada como:

$$H_{br} = \epsilon \Gamma (T_s + 273,15)^4$$

Em que:  $\epsilon$  = emissividade da água (0,97);  $\Gamma$  = constante de Stephan – Boltzman ( $5,67 \times 10^{-8} \text{Wm}^{-2} \text{K}^{-4}$ ); e  $T_s$  = temperatura da superfície da água ( $^{\circ}\text{C}$ ).

A condução de calor ( $H_c$ ) na superfície é calculada como:

$$H_c = C_c f(W) (T_s - T_a)$$

Onde:  $C_c$  = coeficiente de Bowen ( $0,47 \text{ mmHg} \cdot ^{\circ}\text{C}^{-1}$ ); e  $T_a$  = temperatura do ar ( $^{\circ}\text{C}$ ).

A radiação solar de ondas curtas penetra na superfície da água e decai exponencialmente com a profundidade, de acordo com para a lei de Bears:

$$H_s(z) = (1 - \beta) H_s e^{-\rho z}$$

Em que:  $H_s(z)$  = radiação de onda curta com a profundidade  $z$  ( $\text{Wm}^{-2}$ );  $\beta$  = fração absorvida na superfície da água;  $\rho$  = coeficiente de extinção da luz ( $\text{m}^{-1}$ ); e  $H_s$  = radiação de onda curta alcançando a superfície ( $\text{Wm}^{-2}$ ).