



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL (RECURSOS
HÍDRICOS)

LUCIANE MARA CARDOSO FREITAS

**UMA ANÁLISE SOBRE A MÉTRICA DE ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM
RESERVATÓRIOS DO CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL**

FORTALEZA
2024

LUCIANE MARA CARDOSO FREITAS

UMA ANÁLISE SOBRE A MÉTRICA DE ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM
RESERVATÓRIOS DO CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL

Defesa de Doutorado 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 (Recursos Hídricos). Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Fernando José de Araújo Silva

FORTALEZA

2024

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

F936a Freitas, Luciane Mara Cardoso.
UMA ANÁLISE SOBRE A MÉTRICA DE ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM RESERVATÓRIOS DO
CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL / Luciane Mara Cardoso Freitas. – 2024.
128 f. ; il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2024.
Orientação: Prof. Dr. Fernando José de Araújo Silva.

1. Índice de Estado Trófico. 2. Semiárido. 3. Entropia de Shannon. I. Título.

CDD 628

LUCIANE MARA CARDOSO FREITAS

UMA ANÁLISE SOBRE A MÉTRICA DE ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM
RESERVATÓRIOS DO CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL

Defesa de Doutorado 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 (Recursos Hídricos). Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 29/07/2024.

BANCA EXAMINADORA

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

Prof. Dra. Marisete Dantas de Aquino
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Maria Gorethe de Sousa Lima Brito
Universidade Federal do Cariri (UFCA)

Profa. Dra. Valquíria Melo Souza Correia
Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA)

Aos meus pais, Lucia e José Luís.

AGRADECIMENTOS

À Instituição FUNCAP, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio.

Ao Prof. Fernando José Araújo da Silva, pela orientação.

Aos participantes da banca examinadora, os Professores Marisete Dantas de Aquino, Ronaldo Stefanutti, Maria Gorethe de Sousa Lima Brito e Valquíria Melo Souza Correia, pelo tempo concedido, valiosas colaborações e sugestões.

Aos professores e funcionários do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e demais da setores da Universidade Federal do Ceará.

Aos colegas alunos do curso, pela caminhada compartilhada.

Aos amigos e família, que sempre estiveram presentes.

“Enquanto escrevo este livro e contemplo a sabedoria do Dharma, enquanto escuto e converso com outros e enquanto observo o mundo ao meu redor, fico mais e mais convencida de que acolher a complexidade traz à tona a profundidade, inteligência e compaixão da nossa humanidade.” (MATTIS-NAMGYEL, 2018).

RESUMO

Regiões de clima semiárido, como o Estado do Ceará, demandam quantidades significativas de águas reservadas. A disputa por usos diversos e a emergente situação de ocorrência de eventos climáticos extremos são fatores que agravam a problemática dessas áreas. Tais condições levam à intensificação de esforços para monitoramento dos reservatórios e acompanhamento das variáveis que avaliam seus processos de eutrofização. Nesse sentido, o presente estudo propõe-se a analisar criticamente a aplicação de métricas usuais de estado trófico para as águas dos reservatórios no trópico semiárido cearense. Para tanto, caracterizou-se a área de estudo sendo abordadas as bacias hidrográficas que compõem o Estado e 93 reservatórios escolhidos para análise. Foram tratados os dados das variáveis Transparência (Z), Nitrogênio Total (N), Fósforo Total (P), Clorofila *a* (Cla), Contagem Total de Cianobactérias (CB) e Volume Disponível (VD) dos relatórios oferecidos pelo órgão COGERH referente aos anos de 2015 a 2021. Métodos tradicionais de cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) foram aplicados aos dados, assim como do Índice de Nível Trófico (INT). Como método de ponderação das variáveis de estudo, foi aplicada a Entropia de Shannon e propostas duas métricas: um IET próprio, nomeado como IET_{CE}, e o Grau de Comprometimento Trófico (GCT) para a região. O maior peso de entropia encontrado foi equivalente à contagem total de cianobactérias, resultando nos valores de 0,395; 0,197; 0,126; 0,122; 0,093 e 0,067, para CB, Cla, VD, P, N e Z, respectivamente. Esses dados demonstraram a importância da inclusão de CB na avaliação dos reservatórios. O IET_{CE}, através da comparação aos modelos tradicionais, obteve valores semelhantes a esses modelos, proporcionou a classificação dos reservatórios entre eutróficos e hipereutróficos, demonstrou sua replicação e utilização como ferramenta complementar na avaliação da eutrofização dos reservatórios do Estado. O GCT também demonstrou ser uma boa ferramenta auxiliar, sendo ainda mais sensível na classificação por incluir uma variável física, o VD, além de CB, que é um parâmetro sanitário e significante na contaminação das águas reservadas do Estado, e ainda incluir os pesos das variáveis fornecidos pela Entropia de Shannon.

Palavras-chave: Índice de Estado Trófico; Semiárido; Entropia de Shannon.

ABSTRACT

The high number of reservoirs in the State of Ceará, it resulting from the increasing demand for water in regions with a semiarid climate, in a context of conflicts over water use and climate crises, it determines an intense focus on monitoring these waters and accurate assessments of eutrophication processes. With the aim of assisting the management of water resources, the present study proposed to critically analyze the application of usual trophic state metrics for the waters of reservoirs in Ceará. To do this, the study area, the State's river basins and the 93 reservoirs were characterized. Reservoirs data from the years 2015 to 2021 offered by the COGERH agency were used. The variables chosen were: Transparency (Z), Total Nitrogen (N), Total Phosphorus (P), Chlorophyll *a* (Cla), Total cyanobacteria count (CB) and available volume (VD). Traditional methods of Trophic State Index (TSI) were applied to the data, in addition to Trophic Level Index (TLI) methods. Shannon Entropy was applied as a method of weighting the study variables, and a specific TSI (TSI_{CE}) was proposed, as well as the Degree of Trophic Degradation (DTD) for the region. The highest entropy weight found was equivalent to the cyanobacteria count, resulting in values of 0.395; 0.197; 0.126; 0.122; 0.093 and 0.067 for CB, Cla, VD, P, N and Z, respectively. This result demonstrated the importance of CB in the evaluation of reservoirs. TSI_{CE} compared to traditional models obtained similar data. The water classes ranged from eutrophic to hypereutrophic states. In this way, the TSI_{CE} was able to be replicated and therefore it can be used as a complementary tool in the assessment of eutrophication in the State's reservoirs. The GCT has also proven to be a valuable auxiliary tool, demonstrating even greater sensitivity in classification by including a physical variable, VD, in addition to CB, which is a significant sanitary parameter in the contamination of the State's reserved waters, and also incorporating the variable weights provided by Shannon Entropy.

Keywords: Semiarid; State Trophic Index; Shannon Entropy.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das zonas ribeirinha, transição e lacustre de um reservatório.....	31
Figura 2 - Área onde estão os reservatórios do estudo.....	56
Figura 3 - Mapa do Ceará evidenciando os reservatórios do estudo em suas respectivas bacias hidrográficas.....	63
Figura 4 - Estruturação de um Índice de Estado Trófico para o Ceará (IET _{CE}).....	69
Figura 5 - Estruturação do índice Grau de Comprometimento Trófico de Reservatórios no Ceará (GCT).....	70
Figura 6 - Variação das precipitações anuais nas bacias em que estavam localizados os reservatórios do estudo (2015 a 2021).....	71
Figura 7 - Percentual de não atendimento de diferentes valores limites da CONAMA 357/05.....	73
Figura 8 - Gráfico de associação entre as variáveis do estudo (2015-2021).....	74
Figura 9 - Matriz de Pearson entre as variáveis do estudo (2015-2021).....	74
Figura 10 - Representação de correlação entre IETs aplicados e principais variáveis...	75
Figura 11 - Correlação das variáveis nitrogênio (a), fósforo (b) e clorofila a com transparência (c).....	82
Figura 12 - Box-plot de variação do IET _{CE} comparado com outros IETs de escala normalizadas (0 a 100).....	83
Figura 13 - Correlação das variáveis nitrogênio (a), volume disponível (b), clorofila a (c), cianobactérias (d), transparência (e) e fósforo (f) com GCT.....	83
Figura 14 - Correlação entre IETCE e GCT nos reservatórios do estudo (2015 a 2021).....	84

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Importância dos estudos de monitoramento das águas dos reservatórios no semiárido brasileiro.....	22
Quadro 2 - Dimensões relevantes sobre a razão N/P em corpos lênticos.....	29
Quadro 3 - Identificação dos reservatórios do estudo.....	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Classificação dos reservatórios e valores de IET e das variáveis-chave equivalente a cada classe.....	44
Tabela 2 -	Classificação dos reservatórios tropicais e subtropicais por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013)	46
Tabela 3 -	Classificação trófica de lagos por Burns e Bryers (2000).....	48
Tabela 4 -	Área de drenagem, número de reservatórios, capacidade de acumulação e população das bacias hidrográficas do Ceará.....	58
Tabela 5 -	PIB e VAB a valores correntes (R\$ 1.000) das bacias hidrográficas do Ceará.....	59
Tabela 6 -	População atendida com abastecimento de água e esgotamento sanitário nas bacias hidrográficas do Ceará.....	61
Tabela 7 -	Índices de desenvolvimento humano e social nas bacias hidrográficas do Ceará.....	62
Tabela 8 -	Padrões normativos para Água Doce, Classes 1, 2 e 3 (CONAMA 357/05).....	67
Tabela 9 -	Resumo descritivo dos dados do estudo de 93 reservatórios em 11 bacias cearenses no período de 2015 a 2021 (n = 2521).....	72
Tabela 10 -	Peso das variáveis ponderadas por Entropia de Shannon nos reservatórios do estudo.....	76
Tabela 11 -	Classificação dos reservatórios e valores de IET _{CE} e das variáveis-chave equivalente a cada classe.....	80
Tabela A -	Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).....	101
Tabela B1 -	Aplicação dos IETs de Carlson (1977) e Kratzer e Brezonik (1981) aos dados do estudo.....	117
Tabela B2 -	Aplicação dos IETs de Toledo <i>et al.</i> (1983) e Lamparelli (2004) aos dados do estudo.....	120
Tabela B3 -	Aplicação dos IETs de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) e Burns e Bryers (2000) aos dados do estudo.....	123
Tabela B4 -	Aplicação dos IETs Zhang <i>et al.</i> (2021) e Silva <i>et al.</i> (2024) aos dados do estudo.....	126

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AC	Bacia Hidrográfica do Acaraú
AJ	Bacia Hidrográfica do Alto Jaguaribe
BB	Bacia Hidrográfica do Banabuiú
BJ	Bacia Hidrográfica do Baixo Jaguaribe
CO	Bacia Hidrográfica do Coreaú
Cla	Clorofila a
CU	Bacia Hidrográfica do Curu
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COGERH	Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará
FUNCAP	Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico
GCT	Grau de Comprometimento Trófico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMS	Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Prestação de Serviços de Transporte Interestadual e Intermunicipal e de Comunicação
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IDM	Índice de Desenvolvimento Municipal
IDS	Índice de Desenvolvimento Social
IET	Índice de Estado Trófico
INT	Índice de Nível Trófico
IPECE	Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará
LT	Bacia Hidrográfica do Litoral
MJ	Bacia Hidrográfica do Médio Jaguaribe
MT	Bacia Hidrográfica da Região Metropolitana
N	Nitrogênio Total
N/P	Razão molar de Nitrogênio e Fósforo
P	Fósforo Total
PCA	Análise de Componentes Principais
PIB	Produto Interno Bruto
SC	Bacia Hidrográfica dos Sertões de Crateús
SG	Bacia Hidrográfica do Salgado

SI	Bacia Hidrográfica da Serra da Ibiapaba
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SRH	Secretaria de Recursos Hídricos
TSM	Temperatura Superficial do Mar
VAB	Valor Adicionado Bruto
Z	Transparência ou Profundidade de Secchi
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação (1) -	Modelo matemático hidráulico de Vollenweider (1976) para carga permitiva de fósforo.....	41
Equação (2) -	Modelo matemático hidráulico de Vollenweider (1976) para carga excessiva de fósforo.....	41
Equação (3) -	IET de Carlson (1977) para a componente Z.....	42
Equação (4) -	IET de Carlson Carlson (1977) para a componente Cla.....	42
Equação (5) -	IET de Carlson para a componente P.....	42
Equação (6) -	IET para componente N proposto por Kratzer e Brezonik (1981).....	42
Equação (7) -	IET proposto por Toledo <i>et al.</i> (1983) para a componente Z.....	44
Equação (8) -	IET proposto por Toledo <i>et al.</i> (1983) para a componente P.....	44
Equação (9) -	IET proposto por Toledo <i>et al.</i> (1983) para a componente PO ₄ ³⁻	44
Equação (10) -	IET proposto por Toledo <i>et al.</i> (1983) para a componente Cla.....	44
Equação (11) -	Taxa de sedimentação do fósforo.....	44
Equação (12) -	IET proposto por Paulic, Hand e Lord (1996) para a componente Cla.....	45
Equação (13) -	IET proposto por Paulic, Hand e Lord (1996) para a componente N.....	45
Equação (14) -	IET proposto por Paulic, Hand e Lord (1996) para a componente N ₂	45
Equação (15) -	IET proposto por Paulic, Hand e Lord (1996) para a componente P.....	45
Equação (16) -	IET proposto por Paulic, Hand e Lord (1996) para a componente P ₂	45
Equação (17) -	IET proposto por Lamparelli (2004) para componente Cla.....	45
Equação (18) -	IET proposto por Lamparelli (2004) para componente P.....	45
Equação (19) -	IET proposto por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) para componente P.....	46
Equação (20) -	IET proposto por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) para componente Cla.....	46
Equação (21) -	IET proposto por Silva, Saraiva e Becker (2024) para componente P.....	47

Equação (22) -	IET proposto por Silva, Saraiva e Becker (2024) para componente Cla.....	47
Equação (23) -	IET proposto por Silva, Saraiva e Becker (2024) para componente N.....	47
Equação (24) -	IET proposto por Silva, Saraiva e Becker (2024) para componente Turbidez.....	47
Equação (25) -	IET proposto por Silva, Saraiva e Becker (2024) para componente Z.....	47
Equação (26) -	IET proposto por Rolim <i>et al.</i> (2019).....	47
Equação (27) -	IET proposto por Rolim <i>et al.</i> (2019) para componente P.....	48
Equação (28) -	IET proposto por Rolim <i>et al.</i> (2019) para componente Cla.....	48
Equação (29) -	IET proposto por Rolim <i>et al.</i> (2019) para componente Z.....	48
Equação (30) -	INT proposto por Burns e Bryers (2000) para componente Cla.....	48
Equação (31) -	INT proposto por Burns e Bryers (2000) para componente Z.....	48
Equação (32) -	INT proposto por Burns e Bryers (2000) para componente P.....	48
Equação (33) -	INT proposto por Burns e Bryers (2000) para componente N.....	48
Equação (34) -	Cálculo do peso das variáveis do INT proposto por Jin (1999).....	49
Equação (35) -	Cálculo base do INT pelo somatório dos pesos.....	49
Equação (36) -	INT proposto por Jin (1999) para a componente Cla.....	49
Equação (37) -	INT proposto por Jin (1999) para a componente P.....	49
Equação (38) -	INT proposto por Jin (1999) para a componente N.....	49
Equação (39) -	INT proposto por Jin (1999) para a componente Z.....	49
Equação (40) -	INT proposto por Jin (1999) para a componente DQO.....	50
Equação (41) -	INT proposto por Zhang <i>et al.</i> (2021).....	50
Equação (42) -	Método da soma para normalização das variáveis.....	68
Equação (43) -	Cálculo da entropia de Shannon (1948).....	68
Equação (44) -	Cálculo do peso de entropia.....	68
Equação (45) -	Equação base do IET para a componente Z com base nos estudos de Carlson.....	79
Equação (46) -	Aplicação da maior profundidade encontrada no presente estudo na Equação (45).....	79
Equação (47) -	Equação do IET para componente Z na forma de logaritmo natural...	79
Equação (48) -	Equação do IET para componente N após correlação das variáveis Z	

e N.....	79
Equação (49) - Equação do IET para componente P após correlação das variáveis Z e P.....	79
Equação (50) - Equação do IET para componente <i>Cla</i> após correlação das variáveis Z e P.....	79
Equação (51) - Equação final do IET proposto pelo presente estudo para a componente Z.....	79
Equação (52) - Equação final do IET proposto pelo presente estudo para a componente N.....	79
Equação (53) - Equação final do IET proposto pelo presente estudo para a componente P.....	79
Equação (54) - Equação final do IET proposto pelo presente estudo para a componente <i>Cla</i>	79
Equação (55) - Equação do GCT proposto neste estudo para a componente VD.....	80
Equação (56) - Equação do GCT proposto neste estudo para a componente CB.....	80
Equação (57) - Equação do GCT proposto neste estudo para a componente Z.....	80
Equação (58) - Equação do GCT proposto neste estudo para a componente <i>Cla</i>	80
Equação (59) - Equação do GCT proposto neste estudo para a componente P.....	80
Equação (60) - Equação do GCT proposto neste estudo para a componente N.....	81

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	21
1.1	Motivação e importância do estudo.....	21
1.2	Hipóteses da tese.....	23
1.3	Objetivos.....	23
1.3.1	Objetivo geral.....	23
1.3.2	Objetivos específicos.....	23
1.4	Estrutura e apresentação da tese.....	24
2	O FENÔMENO DA EUTROFIZAÇÃO.....	25
2.1	Considerações iniciais.....	25
2.2	Poluição de ecossistemas aquáticos.....	26
2.3	Nutrientes nos corpos lênticos.....	29
2.4	Efeitos da eutrofização.....	32
2.4.1	Biodiversidade.....	32
2.4.2	Tratamento de águas de abastecimento.....	33
2.4.3	A incerteza climática.....	34
2.5	O desafio da recuperação de ecossistemas aquáticos.....	35
2.6	Avaliação e controle da eutrofização – aspectos normativos.....	37
3	MÉTRICA DA EUTROFIZAÇÃO.....	40
3.1	Antecedentes – indicadores, métodos e interpretação.....	40
3.2	Modelos tipo Carlson (1977).....	41
3.3	Índices de Nível Trófico.....	48
3.4	Abordagens híbridas.....	51
3.5	Sobre a ponderação de variáveis de qualidade de água.....	53
4	METODOLOGIA.....	55
4.1	Área de estudo – sobre o semiárido Brasileiro.....	55
4.2	Ceará – bacias hidrográficas.....	57
4.3	Reservatórios do estudo.....	63
4.4	Variáveis utilizadas.....	67
4.5	Abordagem da Tese.....	67
4.5.1	Aspecto descritivo.....	67
4.5.2	Ponderação de variáveis por entropia de Shannon (1948).....	68

4.5.3	Aplicação de alguns índices tróficos importantes.....	68
4.5.4	Proposição de índices tróficos para o Ceará.....	69
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	71
5.1	Status do período de estudo – aspecto geral.....	71
5.2	Comparação entre índices.....	75
5.3	Resultados da ponderação das variáveis nos reservatórios.....	75
5.4	É possível um índice próprio?	79
5.5	Desafios sobre a Eutrofização no Semiárido Brasileiro.....	84
5.5.1	O desafio do uso e ocupação do solo.....	84
5.5.2	Importância de estudos de morfometria de lagos do trópico semiárido.....	85
6	CONCLUSÕES.....	87
	REFERÊNCIAS.....	88
	APÊNDICE A.....	101
	APÊNDICE B.....	117

1. INTRODUÇÃO

1.1 Motivação e importância do estudo

No nordeste do brasileiro, área com domínio do bioma Caatinga, a construção de barragens para reservação da água tem sido a principal estratégia de convívio com o caráter climático da região (*i.e.* semiárido). Os reservatórios, denominados açudes, desempenham papel basilar no nordeste do Brasil, pois suprem com recurso água durante longos períodos de estiagem e de escassez (Mamede *et al.*, 2018). Tais sistemas hidroambientais atendem a demandas múltiplas, como abastecimento humano, atividades agronômicas, pecuária e indústrias. A mitigação do estresse hídrico dá aos reservatórios uma função socioeconômica relevante. Promovem o desenvolvimento sustentável e aprimoraram a qualidade de vida das comunidades locais, sendo essenciais para enfrentar os desafios relacionados à escassez hídrica na região.

Com um número elevado de estruturas lênticas - um reservatório a cada 5 km² - é imperativo que a gestão da água atente para fenômenos associados ao acúmulo acelerado de sedimentos nos reservatórios e à deterioração da qualidade da água (Araújo, Mamede e Lima, 2018; Chaves *et al.*, 2019). Quanto a esse último tema, o monitoramento é ação mandatória. O Quadro 1 contém um sumário da importância dos programas de monitoramento da qualidade das águas nos reservatórios do semiárido brasileiro.

Sob esse escopo geral, a eutrofização é assunto elementar e reflete o *status* de bem-estar do corpo aquático e sua tendência no tempo. A métrica mais empregada é o Índice de Estado Trófico (IET), que apresenta diferentes abordagens, conforme será destacado de forma mais minudente no presente estudo. O estado trófico de corpos lênticos é influenciado pela tendência de mudança climática. Essa alteração é um fenômeno global, com impactos significativos na qualidade das águas em todas as regiões do planeta. Os vetores principais de tais alterações no clima são a elevação temperatura global, modificações nos padrões de chuva e eventos climáticos extremos.

As decorrências de extremos climáticos envolvem o acelerado desenvolvimento de algas e bactérias, com incremento do processo de eutrofização, que pode levar à diminuição do oxigênio disponível e à morte de peixes e outras formas de vida aquática. Nas regiões de clima quente e seco, tal como no Estado do Ceará, nordeste do Brasil, a elevação da incerteza

climática pode agravar a qualidade da água nos reservatórios, especialmente no acúmulo de matéria orgânica e nutrientes.

Quadro 1 - Importância dos estudos de monitoramento das águas dos reservatórios no semiárido brasileiro.

Dimensão	Destaque
Abastecimento	A qualidade de água nos mananciais está associada à garantia de padrões de consumo, bem como ao custo do tratamento e operação de sistemas de abastecimento.
Saúde	Patógenos e contaminantes químicos representam riscos à saúde humana. O monitoramento permite identificar fontes potenciais e a adoção de medidas corretivas.
Atividades Agronômicas	A água dos reservatórios é frequentemente utilizada na irrigação de culturas agrícolas, atividade aquáticas e dessedentação de animais. Monitorar a qualidade da água ajuda a prevenir a contaminação dos alimentos, a degradação do solo e a garantir a segurança alimentar.
Ecossistemas Aquáticos	Os corpos aquáticos apresentam diversidade biótica que deve ser preservada.
Planejamento e Gestão	O conhecimento da qualidade da água dos reservatórios é essencial para o planejamento e a gestão sustentável dos recursos hídricos. Com dados de monitoramento, é possível tomar decisões embasadas para promover o uso racional da água e garantir sua disponibilidade para as atividades humanas e ambientais.

Fonte: Autora (2024).

Por efeito das considerações conduzidas até o momento, vale conhecer melhor os indicadores e os resultados das métricas indiretas do fenômeno da eutrofização em reservatórios do trópico semiárido. Uma revisão das diferentes formulações do IET produz as mesmas interpretações? Nutrientes, biomassa algas, densidade de cianobactérias e variações no volume - que refletem a quadra chuvosa – são variáveis que podem ser ponderadas para avaliar o grau de eutrofização?

Inconteste é que a eutrofização em lagos tropicais é um fenômeno ambiental complexo e preocupante, que exige investigar melhor causas, impactos, alterações e medidas de controle e mitigação. Dessa forma, a proteção e a gestão sustentável dos recursos hídricos na região poderão assegurar a disponibilidade de água de qualidade para as gerações presentes e futuras.

1.2 Hipóteses da tese

As proposições a serem consideradas no estudo são:

1. O Índice de Estado Trófico (IET) e suas variações disponíveis não representam adequadamente a dinâmica trófica dos reservatórios do trópico semiárido;
2. É possível desenvolver um IET próprio, ou índice equivalente, que defina melhor o caráter e as condições desses corpos lênticos;
3. A ponderação por entropia, baseada na teoria de informação de Shannon (1948), para o monitoramento do índice trófico, é relevante para o estudo da qualidade da água em reservatórios do Ceará, estado do nordeste brasileiro.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo geral

Analisar criticamente a aplicação de métricas usuais de estado trófico para águas de reservatórios no trópico semiárido Cearense, nordeste do Brasil.

1.3.2 Objetivos específicos

- a) Avaliar o grau de conformidade direta dos parâmetros de qualidade de águas para estudo de eutrofização de corpos lênticos, de acordo com critérios da norma brasileira;
- b) Verificar o grau de associação entre variáveis de investigação do estado trófico nos reservatórios cearenses;
- c) Computar e comparar achados com diferentes métricas de estado trófico em reservatórios cearenses;
- d) Aplicar a teoria de Shannon (1948) para determinar por entropia o peso das variáveis de monitoramento;
- e) Desenvolver índice próprio para aplicação nas águas reservadas do Ceará.

1.4 Estrutura e apresentação da tese

A presente tese foi desenvolvida em arcabouço tradicional, formulada em cinco etapas. A primeira é o capítulo introdutório, com motivação do estudo, hipóteses, objetivos, e descrição da composição do texto com um todo.

O segundo capítulo trata dos aspectos mais pertinentes ao fenômeno da eutrofização. Em seguida, vem o capítulo três que aborda as métricas usualmente empregadas para definir o estado trófico, com base em variáveis de qualidade da água. Esses dois capítulos constituem a fundamentação teórica necessária à discussão apropriada em etapas subsequentes. Vem a seguir o capítulo de metodologia, iniciado com uma descrição da área e dos reservatórios do estudo. O tópico contempla ainda os dados empregados no estudo e abordagem sobre as informações compiladas.

O quinto capítulo é referente aos Resultados e Discussão. Trata-se dos achados e seus significados ante às hipóteses propostas na tese. Aborda-se também um viés crítico sobre o alcance e limites do estudo, uma vez que as evidências, que representam a realidade, devem ser confrontadas com as hipóteses e objetivos.

O texto é finalizado com o sumário de conclusões, capítulo seis, correspondentes aos objetivos do estudo, ratificando ou não as hipóteses da tese. Segue ainda um pequeno texto de sugestões para outras investigações. O documento contém ainda os referenciais bibliográficos, bem como apêndice necessário.

2 O FENÔMENO DA EUTROFIZAÇÃO

2.1 Considerações iniciais

Perturbações antrópicas são estressores de habitats como lagos, reservatórios, rios e mares. Entre os impactos dessas perturbações podem ser citados: sedimentação excessiva, enriquecimento de nutrientes, perda de crescimento de plantas nativas, alteração de comunidades de organismos aquáticos, perda da estrutura do habitat e modificações nos tipos de substrato. A eutrofização é um fenômeno resultante de perturbações antrópicas, na grande maioria dos casos, capazes de alterar a qualidade de água afetando o ecossistema aquático e a saúde humana.

Inicialmente, o processo de eutrofização ocorre estimulando a produção biológica e resulta no aumento do número de peixes. Quando a concentração de nutrientes ultrapassa a um certo limite, há o desenvolvimento maciço de algas planctônicas e cianobactérias que criam florescimentos na camada de água superficial. Isso reduz a transparência da água e leva à reconstrução da composição da fauna. Na fase avançada, a depleção de oxigênio é geralmente observada na camada de água inferior, o que leva ao desaparecimento de parte significativa da fauna, incluindo a mortalidade em massa de peixes (Wen *et al.*, 2016; Ochocka, 2021).

Lagos naturais e reservatórios em todo o mundo estão enfrentando o problema substancial de degradação da qualidade da água que apresenta impactos ambientais, sociais e econômicos significativos. A produtividade do reservatório, referente ao crescimento de organismos fotossintetizantes pertencentes ao grupo do fitoplâncton, é influenciada também pelas características climáticas, morfométricas e sedimentares (Markad *et al.*, 2019; Janssen *et al.*, 2021).

O caráter climático envolve um conjunto complexo de variáveis meteorológicas que podem afetar, por exemplo, o tempo de mistura e a estratificação de lagos e, assim, determinar perdas de nutrientes e processos de liberação (Janssen *et al.*, 2021). Temperaturas mais elevadas afetam o crescimento de peixes zooplancnívoros, assim como os tornam mais seletivos ao consumir aqueles de tamanhos maiores. As espécies onívoras de grande porte que também consomem o fitoplâncton tendem a diminuir, com redução também, de espécies herbívoras menos eficazes. Isso favorece o crescimento do fitoplâncton, proporcionando inclusive proliferação de algas resistentes (Francescini *et al.*, 2010; Laspidou *et al.*, 2017).

Condições morfométricas dos lagos e das bacias contribuintes podem ser mais ou menos adequadas ao crescimento de plantas e algas. O aumento é proporcionado por corpos d'água relativamente fechados, onde o fluxo de água é lento e a profundidade é rasa. Entretanto, em lagos ou reservatórios mais profundos, o tempo de retenção hidráulica é maior, de forma que grande massa de poluentes pode enriquecer o fundo devido ao tempo suficiente para sua sedimentação. Durante o processo de estratificação, a água do fundo pode tornar-se anaeróbia e os nutrientes serão liberados dos sedimentos para coluna d'água, dessa forma é possível tornar esses ambientes também propícios à eutrofização (Wen *et al.*, 2016). As características dos sedimentos dos lagos como densidade, teor de argila e areia, também podem regular a mobilidade do fósforo e os processos de ressuspensão em lagos (Janssen *et al.*, 2021).

2.2 Poluição de ecossistemas aquáticos

As fontes de poluição que levam à eutrofização geralmente estão localizadas em torno de lagos e reservatórios, podendo ser fontes exógenas ou fontes endógenas. As fontes exógenas pontuais podem se referir aos efluentes domésticos, enquanto a poluição de fonte não pontual inclui drenagem de terras agrícolas, penetração por margens de rios, chuva e águas subterrâneas (Wen *et al.*, 2016). As fontes endógenas referem-se aos processos de liberação que ocorrem dentro do ecossistema, como os nutrientes sedimentados.

O mar Báltico é um caso típico de poluição, importante por ser um dos mares mais afetados pela antropização, e em que a eutrofização é considerada o seu maior desafio. É limitado por nove países: Dinamarca, Alemanha, Estônia, Letônia, Lituânia, Polônia, Finlândia, Suécia, Rússia e Bielorrússia. Suas principais fontes de nutrientes são as cargas provenientes de águas interiores através de rios e as descargas diretas a partir da costa. As primeiras representam 78% do total de N e 95% do total de P que entram no mar. A principal fonte difusa é a agricultura (45% do total de N e 45% do total de P), e a fonte pontual refere-se às águas residuárias urbanas (12% do total de N e 20% do total de P) (Zalega *et al.*, 2016).

Outro estudo interessante foi citado por Bonsdorff (2021), realizado por Caraco e Cole (1999), que modelaram a exportação de nitrato para o oceano costeiro global estudando 35 grandes sistemas fluviais de todos os continentes. Eles encontraram grande variabilidade na exportação de N, indicando que o principal fator determinante da exportação de N foi a atividade humana nas bacias hidrográficas estudadas. Os autores conseguiram explicar mais de

80% da variabilidade de mais de 1000 vezes na exportação de nitrato das diferentes regiões do mundo. Eles também apontaram que a exportação ribeirinha pode aumentar ainda mais no futuro devido ao aumento das populações costeiras e/ou diminuição da retenção de bacias hidrográficas.

Em países menos desenvolvidos as contribuições urbanas de nutrientes são igualmente significativas, assim como as fontes de origem agropecuária. Em estudo produzido por Silvino e Barbosa (2015) de uma cidade em Minas Gerais (centro-oeste do Brasil), foram contabilizadas cargas de fósforo oriundas do escoamento de áreas florestais de 105 kg P/ano, agrícola de 10 kg P/ano e urbana de 216 kg P/ano. As cargas produzidas por efluentes domésticos com e sem uso de fossas sépticas de 6.516 habitantes e pela criação de 1.282 bois totalizaram 15.493 kg P/ano. Segundo os autores, para manter uma condição mesotrófica (estado médio de eutrofização) do lago estudado que recebia toda essa contribuição, a carga afluente deveria ser reduzida de 15.824 kg P/ano para 11.173 kg P/ano (redução de 29,4%), assumindo uma concentração máxima de fósforo de 0,025 mg P/L.

Lopes *et al.* (2021) avaliaram imagens de satélites de três bacias hidrográficas localizadas no sul da Bahia, estado do Nordeste do Brasil. Os autores identificaram que nas bacias dos rios Almada e Una há predominância do cacaueiro-cabruca (sistema agroflorestal da cultura do cacau), com 75,9 e 68,9% de uso da terra, respectivamente, enquanto na bacia do rio Cachoeira, há o domínio da agropecuária, com 77,7%. Dentre as três bacias analisadas, a do rio Una destacou-se em relação à presença de remanescentes florestais, com 20,0% da área total.

Os índices de estado trófico (medida de avaliação da eutrofização) mostraram uma importante correlação com o uso da terra nas três bacias. Foi verificado pela correlação de Spearman (ρ), que a área urbana e a agropecuária apresentaram correlação positiva para os índices de estado trófico e negativa para a floresta remanescente. Os resultados indicaram que os lançamentos de esgoto e diversas fontes de cultivos agrícolas são as principais fontes de poluição nas bacias analisadas. A floresta remanescente desempenha um papel importante na conservação dos recursos hídricos desta região de planejamento hídrico (*Ibid.*).

Junger *et al.* (2019) estudaram 102 ecossistemas aquáticos, entre lagos costeiros e reservatórios localizados no Rio Grande do Norte, nordeste brasileiro. As áreas de captação dominadas por assentamentos urbanos, agrícolas e pastagens, comuns nas regiões úmidas e semiáridas deste estudo, apresentaram estados tróficos mais elevados devido a injeção de nutrientes que essas atividades proporcionam. Os sistemas em áreas de captação dominadas por

florestas nativas foram geralmente menos produtivos, segundo os autores, provavelmente porque essas florestas podem funcionar como filtros, reduzindo a quantidade de nutrientes limitantes (N e P) que entram em corpos d'água e prevenindo a eutrofização.

Berman *et al.* (2020) confirmaram em campo suas hipóteses experimentais de que o herbicida glifosato presente em lagos advindo de áreas agrícolas promove o aumento da abundância de picocyanobacteria. Isto porque essas cianobactérias são capazes de degradar o herbicida quando presentes em corpos hídricos. O estudo envolveu 52 lagos dos Pampas inseridos em paisagem agrícola bastante modificada e 24 lagos da Patagônia de uma região sem histórico de uso de glifosato (um herbicida). De acordo com os autores, os resultados encontrados sugerem um efeito de aplicação crônica por muitos anos do glifosato nestas áreas agrícolas. Demonstram, portanto, grande relevância para áreas já impactadas (Pampa, região da Argentina; “cinturão de milho”, centro-oeste dos EUA), bem como em áreas que serão impactadas no futuro (região de cerrado, centro-oeste do Brasil).

Outro tipo de poluição relacionada ao estado trófico refere-se à contaminação de corpos hídricos por microplásticos. Estes são considerados poluentes porque podem absorver produtos químicos tóxicos ou patógenos e podem ser transferidos para os organismos vivos através da cadeia alimentar. A existência de microplásticos nas águas superficiais pode ser atribuída a muitas fontes, como descarga ilegal de efluentes tratados e não tratados, infiltração de lixiviados de aterros sanitários, resíduos sólidos urbanos sem tratamento e chuvas, conforme Li *et al.* (2019). O estudo desses autores considerou 18 lagos na China, com achados de alta ocorrência de microplásticos nas águas superficiais correspondendo ao alto nível eutrófico.

Para Burnham (2021), há evidências de que os microplásticos presentes em águas de abastecimento humano aumentam a troca gênica em bactérias, o que pode levar ao aumento da disseminação da resistência a antibióticos. À medida que o clima aquece (em consequência das mudanças climáticas, por exemplo), pode-se imaginar um cenário de pesadelo em que as espécies de *Vibrio* aumentam em prevalência e alcance devido ao aquecimento oceânico, tornando-se mais resistentes a antibióticos devido a microplásticos e levando a surtos de cólera resistente a antibióticos e fasciíte necrosante.

A eutrofização também pode facilitar a absorção de metal por fitoplâncton e a subsequente transferência de metal para as teias alimentares. Até agora, no entanto, pouco se sabe sobre como a eutrofização afeta a bioacumulação de metais na biota marinha, especialmente bivalves (Zhao, Yang e Yan, 2021). Estes autores avaliaram a poluição pelos

metais Cr, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg e As em amostras de água, sedimentos e moluscos ao longo da costa ocidental do Mar Amarelo (China).

Os locais de coleta foram selecionados devido às suas diferentes interferências antrópicas: Jinshitan que está localizado em uma praia de banho cênica e relativamente distante de qualquer atividade industrial e agrícola; Dalijia, localizado em uma aquicultura e Pikou, próximo ao Porto Pikou. Os pesquisadores verificaram que o índice de poluição por metais exibiu uma correlação positiva estatisticamente significativa com o índice de eutrofização, implicando que a eutrofização pode afetar significativamente a bioacumulação total de metal em amêijoas (*Ibid.*) tipo de molusco presente em diferentes culinárias.

2.3 Nutrientes nos corpos lênticos

Nos ecossistemas aquáticos o interesse é centrado no entendimento da limitação de nitrogênio (N) e de fósforo (P) para a produtividade primária. Uma forma de se avaliar esse aspecto é baseada no próprio estado trófico. Inicialmente a ideia da razão nitrogênio/fósforo (N/P) é assemelhada à Lei do Mínimo, enunciada por Justus Von Liebig em 1843. O fundamento é que a produção primária seja limitada pelo nutriente que estiver em menor disponibilidade, ainda que todos os outros elementos estejam disponíveis e na quantidade adequada (Hanazaki *et al.*, 2013).

Em corpos lênticos a razão N/P é um indicador ecológico importante, por influenciar a dinâmica do ecossistema aquático, a produtividade biológica e a composição de espécies de algas e plantas aquáticas. Essa razão é medida com base nas concentrações de nitrogênio (N) e fósforo (P) disponíveis na água, dois nutrientes fundamentais para o crescimento biológico. A razão é um indicador precioso sobre a saúde ecológica dos ecossistemas lênticos. É necessário compreender e gerenciar a razão com vistas à conservação da biodiversidade aquática, a prevenção da eutrofização e a sustentabilidade de recursos hídricos. Práticas adequadas de manejo, possibilitam um equilíbrio saudável que beneficie tanto a natureza quanto as comunidades humanas dependentes desses ecossistemas. O Quadro 2 contém as dimensões mais relevantes do estudo da razão N/P.

Quadro 2 - Dimensões relevantes sobre a razão N/P em corpos lênticos.

Importância do Estudo da Razão N/P

Balanço de Nutrientes	A produtividade primária em sistemas aquáticos depende da disponibilidade de N e P. Razões desproporcionais podem afetar significativamente a biodiversidade do meio, promovida pelo desenvolvimento excessivo de certas espécies sobre outras
Eutrofização	Razões N/P indicam qual nutriente é limitante, com atenção sobre o processo de eutrofização, que promove proliferação de algas que degradam a qualidade da água e afetam a vida aquática
Comunidades Aquáticas	Podem alterar a composição das comunidades de algas, com algumas espécies preferindo mais nitrogênio e outras mais fósforo. Isso pode ter efeitos cascata sobre toda a cadeia alimentar aquática
Fatores Influentes	
Fontes	O aporte de nutrientes pode vir de fontes naturais, como a decomposição de matéria orgânica, ou de fontes antropogênicas, como escoamento agrícola e efluentes industriais
Processos Internos	Processos como nitrificação, assimilação, sedimentação e realimentação da coluna líquida a partir do sedimento também afetam os níveis de nitrogênio e fósforo, alterando a razão N/P
Clima e Hidrologia	Variações sazonais e anuais no clima podem influenciar o escoamento superficial e a lixiviação de nutrientes do solo, modificando temporariamente a composição química da água
Gestão e Impacto	
Monitoramento e Gestão	O monitoramento contínuo da razão N/P ajuda a gerenciar a qualidade da água em corpos lênticos, permitindo intervenções quando necessárias para mitigar impactos como a eutrofização
Restauração Ecológica	Em casos de desequilíbrio, técnicas de manejo podem ser empregadas para ajustar as concentrações de nitrogênio e fósforo, como a remoção física de algas, aeração da água e controle de fontes de nutrientes

Fonte: adaptado de Guildford e Hecky (2000), Lima *et al.* (2020), Rocha e Lima Neto (2022), Ferreira *et al.* (2023).

A razão N/P compõe o que se denomina estequiometria ecológica que integra a biogeoquímica. Sob tal olhar, a razão de Redfield surgiu como conceito fundamental na proporção entre carbono, nitrogênio e fósforo. A razão é uma homenagem ao Oceanógrafo Americano Alfred Clarence Redfield, que a propôs em 1934 a proporção 106:16:1 (C:N:P). Essa razão deveria representar equilíbrio planctônico no ambiente marinho, com respectivo equivalente nas águas interiores (Redfield, 1958).

O valor 16 simula o ideal de N/P, que foi transportado para as águas interiores. Cabe ressaltar que esse valor é baseado em concentração molar ($\mu\text{mol/L}$). Caso a razão seja considerada em termos mássicos (*i.e.* concentração como $[\text{mg N/L}]/[\text{mg P/l}]$) divide-se a razão molar N/P por 2,2114.

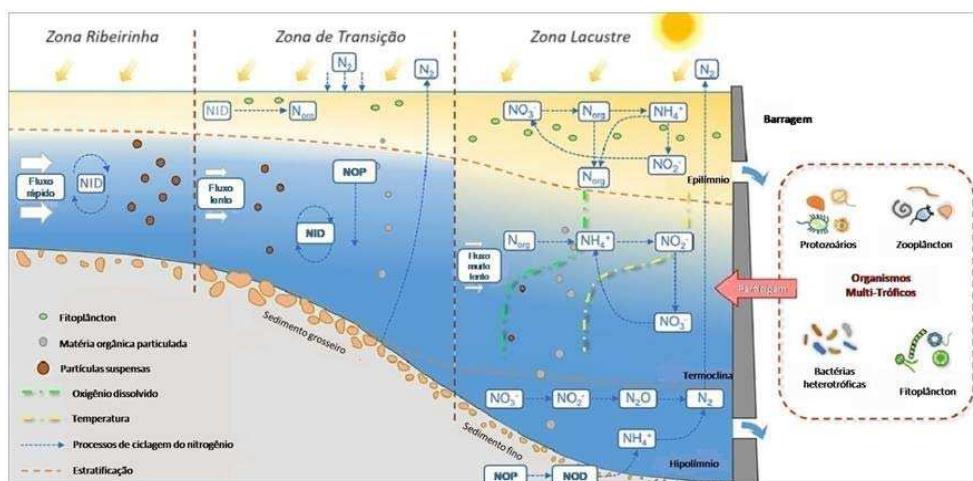
No caso de águas doces de estruturas lênticas, Guildford e Hecky (2000) recomendam que se $\text{N/P} > 50$, o fósforo é o nutriente limitante. Caso $\text{N/P} < 20$, o nitrogênio é limitante. Por fim, para $20 \leq \text{N/P} \leq 50$ ocorrerá co-limitação de ambos os nutrientes. O que sucede é que a razão não é universal para todos os organismos ou condições ambientais.

Também, o acúmulo de sedimento nos corpos lênticos implica incremento de nutrientes e sua respectiva dinâmica.

Os esgotos sanitários são uma forte preocupação em relação à razão N/P, pois são responsáveis por elevadas concentrações desses nutrientes, de forma alterarem a razão (Zhou *et al.*, 2022). O desafio consiste em controlar o aporte, sob a perspectiva de estabilização do corpo aquático.

Em reservatórios fluviais, devido às entradas exógenas de N dos afluentes, a zona ribeirinha normalmente tem uma alta relação N/P. A maior parte do N é removido via desnitrificação ou assimilação biótica na zona de transição, tornando N o nutriente limitante. No entanto, na zona lacustre, o N é abundante e ativo na água sobrejacente e pode ser liberado endogenamente dos sedimentos em condições anaeróbias. O fósforo em seu turno é removido da água superficial com a sedimentação das partículas, tornando-se limitante. Isso também pode explicar o aumento gradual e depois a diminuição da fixação de N ao longo do sistema ribeirinho-transição-lacustre (Yang *et al.*, 2021). A Figura 1 ilustra a localização das zonas ribeirinha, transição e lacustre de um reservatório.

Figura 1- Localização das zonas ribeirinha, transição e lacustre de um reservatório



Fonte: Adaptado de Yang *et al.* (2021).

O destino do N depende crucialmente do equilíbrio entre os processos de sedimentação e acumulação, amonificação microbiana, nitrificação, desnitrificação, redução dissimilatória e a assimilação por produtores primários. Várias combinações das condições do corpo hídrico surgem de fatores que mudam no espaço e no tempo devido às práticas de gestão de bacias hidrográficas (Nizzoli, Welsh e Viaroli, 2020).

Com referência ao fósforo (P), Hafuka *et al.* (2021) explicam que em lagos eutróficos, quando o P particulado se decompõe, o P orgânico dissolvido (por exemplo, monoésteres e diésteres de ortofosfato e piro/polifosfato) é lançado para a coluna d'água através de atividades da fosfomonooesterase/diesterase. O P inorgânico dissolvido (PO_4^{3-}) é adsorvido em partículas minerais como P particulado (por exemplo, óxidos de ferro) e é liberado quando o pH aumenta (por exemplo, mudança do estado trófico) ou o potencial de oxirredução está abaixo de um certo nível. As espécies de P dissolvido podem ser afetadas por uma variedade de fatores, como as fontes, a produção bacteriana primária e secundária e o tempo de residência da água no corpo aquático. As concentrações de PO_4^{3-} e poli/pirofosfato podem ser elevadas na água de rios e lagos que são fortemente influenciados pelo aporte de efluentes.

2.4 Efeitos da eutrofização

2.4.1 Biodiversidade

Um fator importante para aceleração da eutrofização é o desequilíbrio ecológico microbiano. Os micro-organismos pertencem aos decompisitores do lago e podem fazer uso de poluentes orgânicos derivados dos produtores e consumidores da cadeia alimentar, mantendo assim a qualidade da água. No entanto, se extensas matérias orgânicas entrarem na água, como já foi dito anteriormente, o oxigênio dissolvido será consumido rapidamente e, assim, uma condição anaeróbia predominante pode destruir a cadeia alimentar (Wen *et al.*, 2016).

A conservação da biodiversidade para o funcionamento de um ecossistema equilibrado é essencial, à medida que isso permite ao biossistema resistir e se recuperar de distúrbios. A perda de biodiversidade leva a uma perturbação que envolve a invasão de espécies exóticas, perda de redes ecológicas e funcionamento inadequado da resposta a estímulos naturais nos ecossistemas como relações de presas e predadores. Tais relações não naturais, especialmente no ambiente aquático, é outro fator que promove o desequilíbrio microbiano que resulta também na floração de algas e cianobactérias (Karydis, 2018; Ayele e Atlabachew, 2021).

Amorim e Moura (2021) estudaram dez reservatórios de água tropicais no estado de Pernambuco, Nordeste, Brasil, com condições ambientais e climáticas contrastantes. Os autores evidenciaram como a proliferação de algas intensifica a deterioração da qualidade da

água, afeta a estrutura do plâncton, a biodiversidade e o funcionamento do ecossistema nos reservatórios. Florações de algas mais intensas alteraram as comunidades de fitoplâncton e zooplâncton, levando a uma diminuição na riqueza de espécies do zooplâncton e na eficiência do uso dos recursos, enquanto essa eficiência aumentou para o fitoplâncton. Cianobactérias e florações mistas (também compostas por cianobactérias e outros táxons) intensificaram a deterioração da qualidade da água, que se tornou mais turva, estratificada, salina, alcalina e hipereutrófica.

2.4.2 Tratamento de águas de abastecimento

Para fins de abastecimento humano, algas e cianobactérias devem ser removidas da água. No entanto, o aumento da quantidade desses organismos gera uma série de dificuldades como é o caso do processo de coagulação. Os produtos químicos comumente utilizados (sais de ferro ou alumínio) têm pouca ação sobre elas, pois sua densidade é pequena, sendo necessárias doses muito altas dos produtos (Wen *et al.*, 2016).

Os compostos orgânicos de algas podem reagir com produtos da hidrólise dos coagulantes e oxidantes podendo promover diminuição da qualidade da água. Caso não haja boa remoção desses organismos, há danos operações na estação de tratamento de água com o maior entupimento de filtros, aumento do número de bactérias devido à maior turbidez, assim como desenvolvimento de organismos maiores do tipo nematóides e animais esponjosos na rede de tubulação.

Além da própria biomassa das algas e cianobactérias, a problemática da produção de toxinas por esses organismos tem se tornado bastante séria em água potável e recreativa, como é o caso das microcistinas e nodularinas liberadas por cianobactérias. São potentes hepatotoxinas e a exposição generalizada na água potável tem sido implicada no aumento da incidência de câncer de fígado em certas áreas do mundo (Schreidah *et al.*, 2020) e ainda não há formas de neutralização dessas toxinas na água.

Os custos de produção e a disponibilidade de água tratada são muito importantes nos países em desenvolvimento, pois quando o preço aumenta e/ou a disponibilidade diminui, as populações locais tendem a utilizar recursos hídricos alternativos que não são seguros para sua saúde (Moe e Rheingans, 2006; Olokotum *et al.*, 2020).

2.4.3 A incerteza climática

O cenário de mudança climática, explicado em termos de alterações de temperatura, precipitação, velocidade do vento e radiação solar, afetará diretamente a qualidade da água, efetuando mudanças no fluxo e na temperatura da água. A entrada de nutrientes em lagos e estuários é diretamente proporcional à água de escoamento causada devido à forte precipitação na bacia, se a água de escoamento ao redor da área de captação aumenta, a probabilidade de transporte de nutrientes para os corpos d'água também aumenta (Dutta e Choudhury, 2021; Ayele e Minaleshewa, 2021).

As entradas de nutrientes desencadeiam o crescimento de algas, o que resulta em aumento da matéria orgânica dissolvida e particulada, parte da qual se deposita na camada sedimentar, onde ocorre a maior parte da metanogênese. Concomitantemente, a maior quantidade de matéria orgânica dissolvida e particulada também promove a respiração heterotrófica dentro da coluna d'água, esgotando o oxigênio dissolvido devido à respiração bacteriana, resultando em condições menos apropriadas para a metanotrofia aeróbia. Assim, está bem estabelecido que a eutrofização induz maiores emissões de metano. Em termos de dióxido de carbono, a eutrofização promove a produção primária e, portanto, a captura de CO₂. No entanto, resultados contrastantes têm sido relatados, alguns mostrando maior emissão de CO₂ em ecossistemas eutrofizados (Aguirrezabala-Campano *et al.*, 2021).

Usando incubações laboratoriais de água e sedimentos de dez lagos tropicais, temperados e subárticos com estados tróficos contrastantes, variando de oligotrófico a hipereutrófico, Sepulveda-Jauregui *et al.* (2018) exploraram a sensibilidade à temperatura da metanogênese e da metanotrofia. Foi observado que ambos os processos apresentaram maior sensibilidade à temperatura registradas em lagos tropicais, seguidos por lagos temperados e subárticos; mas além disso, a eutrofização desencadeou uma maior sensibilidade à temperatura. Um modelo alimentado pelos dados empíricos da pesquisa revelou que o aumento da temperatura da água em 2° C leva a um aumento líquido no CH₄ emissões em 101–183% em lagos hipereutróficos e 47–56% em lagos oligotróficos.

Sun *et al.* (2021) também avaliaram o consumo de CO₂ e a emissão de CH₄ no Lago Ulansuhai que está localizado em Urad Qianqi, cidade de Bayannaoer da Região Autônoma da Mongólia Interior, China. A análise de correlação entre o índice de nível trófico e a pressão parcial dos gases de efeito estufa indicou que a eutrofização poderia diminuir significativamente

o CO₂, mas aumentariam as emissões de CH₄ do lago. Isso resultaria em uma taxa de emissão de CH₄ e CO₂ quase duplicada em termos de potencial de aquecimento global. A eutrofização diminuiu a *pCO₂* (*p*-pressão parcial) no lago e posteriormente aumentou *pCH₄* devido à entrada de nutrientes, elevando assim a produção primária. Os resultados indicaram que lagos eutróficos rasos em regiões áridas são fortes fontes de CH₄ e que a eutrofização pode alterar os padrões de emissão de gases de efeito estufa.

2.5 O desafio da recuperação de ecossistemas aquáticos

Paerl e Barnard (2020) descreveram uma série de medidas para a recuperação de lagos eutrofizados, entre elas destacam-se a redução de concentração de N e P de efluentes domésticos, desvio dos efluentes direcionados aos corpos hídricos e proibições de uso de detergentes. No entanto, fontes de poluição não pontuais como a agricultura devem ter prioridade nas ações mitigadoras. A manutenção de N e P nos solos em níveis próximos ou abaixo do ótimo agronômico é fundamental e representa um dos métodos mais simples e econômicos para reduzir a eutrofização em águas receptoras. Outro método é a filtração biológica *in situ*, usando sistemas de cultivo de microalgas não prejudiciais. A adição de bactérias desnitrificantes pode acelerar bastante a remoção de N.

As faixas de amortecimento vegetadas também são uma ferramenta útil para remediar a poluição de fontes difusa, a presença de árvores, arbustos e gramíneas nessas faixas têm demonstrado remover mais de 85% dos poluentes. No entanto, é necessária uma manutenção dessas áreas com retirada de biomassa periodicamente para ter efeito de remoção líquida de nutrientes, a menos que processos como desnitrificação sejam adicionais aprimorados por essa abordagem. Além disso, *wetlands* naturais e construídas são soluções muito eficazes e de baixo custo para remoção de nutrientes de sistemas aquáticos, com remoção de mais de 80% da carga de N e mais de 50% da carga de P. Por fim, os autores destacam que o monitoramento de longo prazo por sensoriamento remoto juntamente com o acompanhamento de análises dos parâmetros de qualidade da água nos lagos e reservatório também são fundamentais para proteger a exposição humana a cianotoxinas durante as florações (*Ibid.*).

Wang *et al.* (2020) avaliaram a transparência de 153 lagos chineses de 2000 a 2017 por meio de dados coletados *in situ*, assim como dados simulados e imagens de satélite. Os autores verificaram que 38,6% dos lagos tiveram melhorias na transparência e apenas 8,5%

tiveram tendências significativamente decrescente. Entre as explicações resultantes de análises de correlação, os autores concluíram que no oeste da China a razão do aumento da transparência está relacionada ao aumento do nível de água resultante do aquecimento climático. Os lagos da região leste tem seu grau de melhoramento de qualidade ligado ao crescimento da cobertura vegetal e gestão dos recursos hídricos, no entanto o aquecimento climático também possuiu sua contribuição. Foi descoberto também que especificamente o crescimento do PIB mostrou correlações positivas com o aumento da transparência da água o que implicou a eficácia das práticas de gestão da água que já haviam sido adotadas.

Hatvani *et al.* (2020) avaliaram as mudanças e impulsionadores do estado trófico do maior lago raso de água doce da Europa Central, o Lago Balaton durante um período de 14 anos. Os autores observaram que houve mudanças do estado trófico para o nível oligotrófico (melhor nível da classificação do índice de eutrofização) inicialmente por volta da virada da década de 1990, com a diminuição significativa tanto da biomassa de algas quanto do fósforo biologicamente disponível nas bacias mais próximas da principal entrada de água do lago, e depois se espalhando para o leste. Os dados mostraram uma diminuição contínua na importância de P conduzindo à variação geral da qualidade da água no lago em direção às bacias orientais. Os resultados gerais indicaram que a extensão da oligotrofização dependeu das condições hidromorfológicas, das medidas de redução da carga externa (por exemplo, inundação do pré-reservatório do lago, redução do uso de fertilizantes na bacia, tratamento de esgoto etc.) do final da década de 1980 e da década de 1990 e, por último, condições meteorológicas/bacias locais (por exemplo, temperatura, ressuspensão de P do sedimento e dessorção de fósforo reativo solúvel).

O estudo citado também comparou os dados do lago Balaton, Hungria, com estudos de caso internacionais e os autores destacaram o fato de que somente com a redução severa das cargas externas de nutrientes, e especialmente no caso do fósforo, a oligotrofização de lagos rasos pode ser alcançada. No entanto, devido à ressuspensão de sedimentos, isso ocorrerá apenas com um atraso de pelo menos 5 a 10 anos em resposta às medidas tomadas (*Ibid.*).

Leituras mais aprofundadas e clássicas sobre ecossistemas aquáticos, dinâmica de nutrientes, poluição e demais assuntos relacionados aos organismos e a eutrofização desses sistemas são encontradas em Odum e Barret (2006); Tundisi e Matsumura Tundisi (2008); Townsend e Begon (2010); Esteves (2011); Bicudo e Menezes (2020).

2.6 Avaliação e controle da eutrofização – aspectos normativos

No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu em 2011 a Resolução nº 430 que trata de parâmetros para lançamento de esgotos em corpos receptores. Dentre os parâmetros especificados, o que se refere a nutriente é o nitrogênio amoniacal, determinando um valor máximo de 20 mg N/L. No entanto, este valor definido é taxado apenas para efluentes tratados industriais, agropecuários e afins. Para efluentes sanitários, o conselho atribui aos demais órgãos competentes do SISNAMA (Sistema Nacional do Meio Ambiente), em nível local e regional, estabelecer outros limites, mais restritivos, bem como adicionar outros parâmetros.

Resoluções anteriores a 2011 determinaram de forma mais restritiva esse valor máximo permitido, sem diferenciar os esgotos por tipo de fonte poluidora. A resolução nº 57 de 2005, do mesmo órgão estabelecia 20 mg N/L, para todos os efluentes tratados e a anterior de nº 20 do ano de 1986 permitia até 5 mg N/L, referindo-se ao nitrogênio amoniacal. Essa mudança de valores sem acréscimos de mais nutrientes para permitir os lançamentos de efluentes tem se mostrado mais permissiva contradizendo o aumento de atividades de grande potencial poluidor, assim como aumento das populações, sem respaldo de acompanhamento eficaz de melhoria da qualidade da água dos corpos receptores.

Em uma visão otimista, isto dá autonomia aos órgãos ambientais dos estados e municípios para determinar parâmetros e limites mais restritivos. Isto torna a gestão mais descentralizada, possibilitando adequações necessárias de acordo com as características peculiares dos corpos receptores de diferentes condições, climas e intervenções antrópicas envolvidas. No entanto, no total de 26 estados que o país possui, oito (AL, RO, CE, ES, MG, RJ, RS, SC) aplicam especificações dos limites de nitrogênio e três (SC, RJ e RS) acrescentam o fósforo como nutriente com limite máximo para lançamento de efluente, de acordo com levantamento feito por Morais e Dos Santos (2019).

No estado do Ceará, o conselho estadual do meio ambiente (COEMA) determina por meio da resolução nº 2 de 2017 que efluentes não sanitários podem ter até 20 mg de N/L quando o pH for menor ou igual a 8,0 e até 5,0 mg N/L, quando o pH for maior. Para os autores anteriormente citados, isso pode ser explicado pelo maior efeito nocivo da amônia no meio ambiente, principalmente em sua forma não ionizada (NH_3), que ocorre na segunda situação.

Mas os limites não são definidos pela capacidade de diluição e ou depuração do meio receptor, o que se relaciona com o fenômeno da eutrofização.

Preisner *et al.* (2020) analisaram as normas que regem o controle da eutrofização das águas de países europeus, da América do Norte e da China. Os resultados dessa análise permitiram afirmar que as políticas orientadas para o corpo receptor apresentam os resultados mais promissores dando destaque a países como Suíça, Rússia, EUA, Canadá e China. Em termos de eutrofização, os padrões suíços de efluentes levam em consideração a sensibilidade dos receptores individuais à eutrofização, tratando o fósforo como um fator chave. Por exemplo, para águas residuárias descarregadas no Lago Lugano, a concentração permitida de P (fósforo total) é fixada no nível de 0,3 mg P/L. A concentração de P permitida em uma bacia específica da China é de 0,5 mg P/L, é mais rigorosa do que os padrões aplicáveis na maioria dos países europeus. No restante das áreas, a concentração permitida é estabelecida no nível de P em 1,0 mg P/L e N (nitrogênio total) em 15 mg N/L. As diretrizes chinesas também exigem a limitação do teor de nitrogênio amoniacal em até 8,0 mg N/L, sendo no inverno igual a 5,0 mg N/L.

Em caráter regional, as condições de descarga de efluentes nos EUA podem ser consideradas uma das mais rigorosas, 0,1 mg P/L para P. No Canadá, para as áreas particularmente sensíveis à eutrofização, os regulamentos são mais restritivos. Por exemplo, em alguns lagos e rios, a concentração máxima de P permitida para lançamentos é de apenas 0,25 mg P/L. Para lançamentos no Lago Okanagan, a concentração máxima de N é de 6,0 mg/L (Preisner *et al.*, 2020).

A Índia permite lançamentos com 50 mg N/L de nitrogênio total e 5 mg N/L de nitrogênio amoniacal. No caso do fósforo, permite-se até 5,0 mg P/L em fosfatos dissolvidos. Na Malásia de acordo com o regulamento de 2021, os valores máximos permitidos nos efluentes industriais são de 50, 30 e 10, para nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fósforo total, respectivamente.

A legislação do Chile trata de uma forma pouco mais detalhada classificando os corpos hídricos em critério de capacidade de diluição. Quando não há capacidade, permite-se fósforo total de até 10 mg P/L e NTK (Nitrogênio Total Kjeldhal) de 50 mg N/L; em corpos d'água fluviais que possuem capacidade de diluição, é permitido até 15 e 75, respectivamente. Em lagos naturais e seus afluentes, tem-se 2 mg P/L e 10 mg N/L. Na Bolívia, as águas são classificadas por classes com valores máximos permitidos de nutrientes para cada. Entre as classes de menor grau de qualidade, é permitido 1,0 mg P/L de ortofosfato (PO_4^{3-}), 12,0 mg N/L

de nitrogênio total, 50 mg NO₃⁻/L para nitrato, 1 mg N/L de nitrito e 2,0 mg N/L de amônia para água de Classe C, e 4,0 mg N/L para águas de Classe D. No Equador, a concentração de NTK é 50,0 mg/L é de 30,0 mg N/L nitrogênio amoniacal. O limite para fosforo total é de 10 mg P/L.

Em Cuba, a norma NC 27 de 2012 propõe de forma semelhante à do Brasil a classificação das águas em níveis de qualidade. Para cada nível existem limites máximos dos parâmetros para descargas de águas residuárias nos corpos hídricos. No que se refere aos nutrientes, são determinados os valores de 5, 10 e 20 mg N/L de NTK para as águas de rios e reservatórios de Classes A, B e C, respectivamente, sendo a última classificação referente a águas aptas a receberem descartes de esgoto. Para fósforo total, tem-se limites de 2, 4 e 10 mg P/L. Um destaque vai para o descarte de esgoto de indústria de produção de açúcar e derivados, alimentícia, papeleira, têxtil, mineração, metalúrgica, petróleo e derivados, em que são determinadas condicionantes para a realização da atividade, como a identificação dos poluentes, nível de tratamento realizado, planejamento para melhorar a eficiência do tratamento entre outras especificações.

3 MÉTRICA DA EUTROFIZAÇÃO

3.1 Antecedentes – indicadores, métodos e interpretação

Corpos hídricos têm sido classificados conforme os objetivos de estudo. Entre as formas mais básicas há diferenciação entre seus tamanhos: lagoa, lago, Grande Lago ou Oceano; podem ser nomeados com base na taxa de fluxo como riachos, rios; estado trófico em que se encontram (oligotrófico, mesotrófico, eutrófico) de acordo com a estratificação, salinidade, latitude, influência hidrológica humana (lago, reservatório), zonas de mistura quando são identificadas as camadas epilíminio, metalíminio e hipolíminio; há ainda a influência da luz (fótico ou afótico), distância da costa, distância do fundo entre outros agrupamentos (Kraemer, 2020).

As classificações do estado trófico de lagos fornecem informações sobre a condição dos ecossistemas lênticos e são indicativas tanto de água com qualidade adequada para os diversos usos quanto para fornecer alertas de poluição, como no caso de florescimento de cianobactérias (Nojavan *et al.* 2019). Classificar lagos envolve descrever os processos que nele ocorrem em termos de produtividade do sistema (Markad *et al.*, 2019).

As abordagens de categorização têm sido realizadas através de índices, tratamentos discretos e replicados; teste de significância estatística usando valores de *p*; agrupamento de dados (*k-means* e outras abordagens de agrupamento); árvores de classificação para explicar a variabilidade nos dados, dividindo-os em classes com base em cortes discretos em variáveis preditoras (*Ibid.*).

A medida da eutrofização é variada e dada através de domínios ecológicos e ambientais, como o índice de diversidade de espécies, o índice trófico do fitoplâncton, o índice abrangente do estado nutricional, índice de eutrofização, etc. A pesquisa em informática também aborda o monitoramento de ecossistemas, como algoritmo genético, rede neural, teoria dos conjuntos difusos, teoria dos conjuntos brutos e suporte máquina vetorial (SMV), enquanto o controle de sensoriamento remoto tem sido amplamente utilizado para monitorar florações de cianobactérias (Ellina, Papaschinopoulos e Papadopoulos, 2021).

Índices de estado trófico (IET) são provavelmente os mais concisos e diretos, que orientam as estratégias de gestão em relação ao controle da eutrofização em todo o mundo. Os IETs geralmente consideram a clorofila *a* (Cla), o fósforo total (P) e a profundidade do disco

de Secchi (Z) como variáveis independentes para estimar a produtividade aquática e o grau de comprometimento. Componentes dos IETs são frequentemente calculadas para cada uma das variáveis com seus respectivos pesos, para então produzir um único valor de IET associado a uma classificação de estado trófico (Cunha *et al.*, 2021).

A importância de métodos de determinação de IET dá-se na avaliação de atividades que visam à melhora e recuperação de corpos lênticos, comparando-os de estado anterior ao posterior, após medidas preventivas ou de tratamento da poluição. A dominância de cianobactérias pode ser o maior fator de caracterização da eutrofização e o estado trófico pode medir a propensão do reservatório à proliferação desses organismos. Como as causas da produtividade de um lago podem ser múltiplas, indicadores devem vinculá-las ao estado trófico, sendo necessária a formulação de índices multiparâmetro (Nojavan *et al.*, 2019).

O modelo matemático hidráulico de Vollenweider (1976) foi uma das bases de desenvolvimento do estudo dos IETs. O modelo pode representar a pressão antrópica na forma de carga de fósforo. As equações do modelo são as seguintes:

$$L_{perm} = 10q_s \left(1 + \frac{Z_{médio}}{q_s}\right)^{0,5} \quad (1)$$

$$L_{exce} = 20q_s \left(1 + \frac{Z_{médio}}{q_s}\right)^{0,5} \quad (2)$$

Em que: L_{perm} : carga permitida de fósforo (mg P/m^2); L_{exce} : carga excessiva de fósforo (mg P/m^2); q_s : carga hidráulica do lago (m); $Z_{médio}$: Profundidade média do lago (m); 10: concentração primaveril de fósforo em lagos oligotróficos; 20: coeficiente de carga crítica para lagos meso-eutróficos (Tórz *et al.*, 2020).

3.2 Modelos tipo Carlson (1977)

Em 1977, Carlson propôs um índice baseado na profundidade de Secchi (Z) que mede a transparência da água. Por seu raciocínio, o contínuo trófico deve ser dividido em unidades com base em uma transformação logarítmica de base 2 de Z , cada divisão de 10 unidades do índice representando uma metade ou duplicação de Z . Como o fósforo total geralmente se correlaciona com a transparência, uma duplicação do fósforo total geralmente corresponde a uma redução pela metade de Z (Carlson e Simpson, 1996). Através de análises de correlação e regressão, o modelo gerou as componentes e subíndices abaixo, com valor agregado representado pela média.

$$IET_Z = 60 - 14,43 \ln Z \quad (3)$$

$$IET_{Cla} = 9,81 \ln Cla + 30,6 \quad (4)$$

$$IET_P = 14,43 \ln P + 4,15 \quad (5)$$

Em que: Z é dado em metros, Cla em $\mu\text{g/L}$ e P em $\mu\text{g P/L}$.

Para Carlson, as componentes devem ser utilizadas por prioridade no momento da classificação do corpo hídrico. O IET correspondente à clorofila *a* é o mais preciso na previsão da biomassa de algas. O do fósforo total pode ser melhor que a clorofila *a* na previsão do estado trófico de verão, a partir de amostragens no inverno e o da transparência é o menos preciso. Esse último só deve ser usado se não houver métodos melhores disponíveis, e a única forma de avaliação seja pela profundidade de Secchi, pois a quantificação é bem simples (Carlson e Simpson, 1996). O índice estado trófico dos corpos de água doce é dado por: alto grau de eutrofização ($IET > 50$), grau médio ($40 \leq IET \leq 50$) e baixo grau ($IET < 40$) (Chang e Liu, 2015; Neverova-Dziopak e Kowalewski, 2018).

Em 1981, Kratzer e Brezonik analisaram 40 lagos da Flórida e identificaram o nitrogênio como elemento limitante ao crescimento algal para a maioria dos lagos. Os autores adaptaram o modelo de Carlson introduzindo a componente referente ao nitrogênio total (Bilgin, 2020), conforme mostrado na equação 7. Na classificação do IET com inclusão do subíndice de nitrogênio, tem-se: ultra-oligotrófico ($IET < 20$), oligotrófico ($21 \leq IET \leq 40$), mesotrófico ($41 \leq IET \leq 50$), eutrófico ($51 \leq IET \leq 60$) e hipereutrófico ($IET > 61$).

$$IET_N = 14,43 \ln N + 54,45 \quad (6)$$

Em que: nitrogênio total é dado em mg N/L.

Apesar da grande utilização do modelo de Carlson, críticos apontam divergência potencial de aplicabilidade em climas variados. Equações e sistemas de classificação desenvolvidos para lagos temperados podem ser inapropriados para regiões localizadas nos trópicos (Cunha *et al.*, 2021). Inclusive, a previsão insuficiente ou excessiva do estado trófico de um corpo d'água criaria sérios problemas nos aspectos de gerenciamento, como permitir a fertilização excessiva do corpo d'água eutrófico.

As diferenças climáticas podem ser bastante acentuadas em reservatórios ou lagos devido à influência hidrológica que pode aumentar as cargas de nutrientes tanto por meio do escoamento superficial das bacias hidrográficas quanto por meio da redução do volume acumulado em longos períodos de estiagem. Wiegand *et al.* (2020) analisaram reservatórios na região nordeste do Brasil, de clima semiárido, confirmando a influência climática e a presença de águas subterrâneas alterando o estado trófico dos reservatórios.

Outra questão bastante apontada em relação à Carlson, que estudou predominantemente lagos temperados, trata-se da análise de apenas estações produtivas, primavera e verão, enquanto em outras estações existem baixos impactos, por isso não são incluídas. Em regiões de clima tropical e subtropical, a produção primária pode ocorrer o ano todo, sendo necessário incluir dados que levem em consideração a variabilidade sazonal dos períodos secos, chuvosos e intermediários (Calijuri e Santos, 2001; Cunha, Calijuri e Lamparelli, 2013).

É possível que o uso de modelos de climas temperados em sistemas tropicais e subtropicais promovam uma superestimação do estado trófico. Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) explicam que esses modelos foram desenvolvidos para lagos que possuem tempos de residência maiores que reservatórios. O resultado é que o crescimento do fitoplâncton nos antigos sistemas aquáticos pode ser mais significativo considerando a mesma condição em termos de disponibilidade de nutrientes. Além disso, é preciso avaliar o tipo de material suspenso que pode ser algal ou mineral, isto interfere no julgamento da transparência da água. Em regiões tropicais, o material suspenso pode ser consequência de mudanças no uso da terra, chuvas intensas, tipo de solo.

O fato que o trabalho de Carlson (1977), gerou numerosos esquemas de classificação que parecem variar em sua abordagem de classificação, seleção de variáveis e contagens de categorias (Nojavan *et al.*, 2019) com vistas a proporcionar melhor adequação dos cálculos às regiões tropicais, adaptações às características mais específicas de determinadas regiões, considerações entre nutrientes limitantes e etc.

Toledo *et al.* (1983) apresentaram um trabalho pioneiro na adaptação do modelo de Carlson geradas a partir de análises de dados de reservatórios tropicais, neste caso localizados no Estado de São Paulo. Levaram em consideração a influência da turbidez não relacionada à biomassa algal presente em corpos hídricos de climas tropicais além da fração solúvel do fósforo (ortofosfato – PO_4^{3-}). O ortofosfato (OP) é a forma que limita essencialmente o

crescimento do fitoplâncton, além de ser mais fácil de quantificar. Seguem as equações modificadas do modelo de Carlson:

$$IET_Z = 53,6 - 14,43 \ln Z \quad (7)$$

$$IET_P = 14,43 \ln(P) - 3,28 \quad (8)$$

$$IET_{PO_4^{3-}} = 14,43 \ln(OP) + 15,62 \quad (9)$$

$$IET_{Cla} = 10,03 \ln Cla + 30,57 \quad (10)$$

Em que: Z é dado em metros, Cla em $\mu\text{g/L}$, P e PO_4^{3-} em $\mu\text{g P/L}$.

A Tabela 1 apresenta a classificação dos reservatórios, os valores de IET e das variáveis Cla, Z, P e OP, segundo o estudo de Toledo *et al.* (1983).

Tabela 1- Classificação dos reservatórios e valores de IET e das variáveis-chave equivalente a cada classe

Classificação	IET	Cla ($\mu\text{g/L}$)	Z (m)	P ($\mu\text{g/L}$)	PO_4^{3-} ($\mu\text{g P/L}$)
Oligotrófico	< 44	≤ 4	$\geq 1,6$	$\leq 0,027$	$\leq 0,0073$
Mesotrófico	$44 \leq IET \leq 54$	$4,1 - 9,9$	$1,5 - 0,79$	$0,028 - 0,79$	$0,0074 - 0,013$
Eutrófico	$IET > 54$	≥ 10	$\leq 0,80$	$\leq 0,80$	$\geq 0,014$

Fonte: Toledo *et al.* (1983).

Em seu estudo, Toledo e colaboradores trouxeram também a taxa de sedimentação do fósforo que depende do tempo de residência hidráulica do reservatório:

$$k_s = \sqrt{\frac{3,5}{t_\omega}} \quad (11)$$

Em que: k_s é quantificado em ano^{-1} e t_ω em anos.

A taxa de sedimentação corresponde à capacidade assimilativa, comparando-se reservatórios diferentes, é possível entender as diferenças entre as concentrações de fósforo atingidas pelos açudes, ou seja, quanto maior a capacidade assimilativa, menor a concentração de fósforo atingida pelo reservatório.

Paulic, Hand e Lord (1996) publicaram um relatório de qualidade de água com 313 lagos da Flórida e geraram um IET que se baseia no conceito de nutriente limitante. Esse índice

de nutrientes determina quais nutrientes serão incluídos no cálculo, se a razão N/P for superior a 30, indica que o crescimento algal é limitado por P, portanto deve-se incluir apenas o fósforo; se for limitado por N, com N/P inferior a 10 (massa/massa), utiliza-se apenas a componente de N e, nos casos em que ambos os nutrientes são incluídos, os lagos devem possuir N/P entre 10 e 30. O princípio do cálculo do IET é o mesmo de Carlson, porém com análise do nutriente limitante e a exclusão da componente referente à profundidade de Secchi. Esse parâmetro foi eliminado devido à característica da cor escura presente em lagos e estuários. Valores finais do IET são classificados em qualidade desejável ($IET < 60$), aceitável ($60 \leq IET \leq 70$) e ruim ($IET > 70$). Seguem abaixo as equações propostas:

$$IET_{Cla} = 16,8 + 14,4 \ln Cla \quad (12)$$

$$IET_N = 56 + 19,8 \ln N \quad (13)$$

$$IET_{N2} = 59,6 + 21,5 \ln(N + 0,0001) \quad (14)$$

$$IET_P = 18,6 \ln(P) - 18,4 \quad (15)$$

$$IET_{P2} = 23,6 \ln(P) - 2,38 \quad (16)$$

Em que: o fósforo é dado em $\mu\text{g P/L}$, nitrogênio em mg N/L e Cla em $\mu\text{g/L}$.

Lamparelli (2004) analisou dados de 35 rios e 35 reservatórios do Estado de São Paulo no Brasil utilizando o método de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983) e propôs novo índice com maior sensibilidade e coerência através de concentrações de clorofila *a* e fósforo total. As equações propostas para os reservatórios foram:

$$IET_{Cla} = 4,905 \ln Cla + 50,8 \quad (17)$$

$$IET_P = 6,06 \ln P + 42,3 \quad (18)$$

Em que: Cla é dada em $\mu\text{g/L}$ e P em $\mu\text{g P/L}$.

A classificação refinou os níveis tróficos da seguinte forma: ultraoligotrófico ($IET \leq 47$), oligotrófico ($47 < IET \leq 52$), mesotrófico ($52 < IET \leq 59$), eutrófico ($59 < IET \leq 63$), supereutrófico ($63 < IET \leq 67$), hipereutrófico ($IET > 67$).

O IET de Lamparelli (2004) foi e é empregado comparativamente em relatórios produzidos pela CETESB, órgão responsável pelo monitoramento dos reservatórios do Estado de São Paulo. Trabalhos importantes têm utilizado essa proposta, tais como em Lopes *et al.* (2019) que analisaram o efeito do uso da terra no estado trófico dos corpos d'água em bacias hidrográficas do nordeste brasileiro. Zorjal-Almeida, Bartozek e Bicudo (2021) classificaram o estado trófico de reservatórios tropicais e investigaram o processo de homogeneização biótica em assembleias de diatomáceas em resposta à eutrofização. Pompêo e Moschini-Carlos (2022) utilizaram imagens de satélite para avaliar a qualidade da água de 6 reservatórios que compõem o Sistema Cantareira (CS) no Estado de São Paulo.

Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) propuseram um IET para reservatórios tropicais e subtropicais por análise de regressão compilando dados de 18 reservatórios localizados em São Paulo. Nessa pesquisa, os autores calcularam a probabilidade de ocorrer episódios individuais de altas concentrações de *Cla* excedendo valores de 10 µg/L, 30 µg/L e 50 µg/L de *Cla*; além de P, excedendo os valores de 30 µg/L e 50 µg/L em cada uma das 6 categorias dos reservatórios. A Tabela 2 discrimina as classificações e os valores das variáveis apontadas junto às probabilidades.

Tabela 2 - Classificação dos reservatórios tropicais e subtropicais por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013)

Estado Trófico	Cla * (µg/L)	Prob (Cla ≥)			P * (µg/L)	Prob (P ≥)		IET
		10	30	50		30	50	
Ultraoligotrófico	≤ 2,0	< 1	< 1	< 1	≤ 15,9	17	8	≤ 51,1
Oligotrófico	2,1 - 3,9	8	5	< 1	16,0 - 23,8	37	17	51,2 - 53,1
Mesotrófico	4,0 - 10,0	9	4	< 1	23,9 - 36,7	68	30	53,2 - 55,7
Eutrófico	10,1 - 20,2	45	24	9	36,8 - 63,7	86	54	55,8 - 58,1
Supereutrófico	20,3 - 27,1	76	63	34	63,8 - 77,6	99	88	58,2 - 59,0
Hipereutrófico	≥ 27,2	94	59	37	≥ 77,7	100	94	≥ 59,1

* Valor de média geométrica anual

Fonte: Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013).

As expressões propostas por Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) são:

$$IET_P = 3,99 \ln Cla + 46,70 \quad (19)$$

$$IET_{Cla} = 3,62 \ln Cla + 51,58 \quad (20)$$

Com olhar sobre lagos no trópico semiárido brasileiro, Silva, Saraiva e Becker (2024), realizaram um estudo considerando 25 reservatórios. O enfoque já havia sido considerado por Barros (2013), com a abordagem metodológica de Carlson (1977), porém aplicada a reservatórios no Ceará. A ideia é de que a perspectiva regionalizada pode representar melhor a realidade. Peculiarmente, os autores da proposta adicionaram a variável turbidez, uma vez que há interferência de material mineral e coloides sobre a profundidade de disco de Secchi. As equações dos subíndices são:

$$IET_P = 5,795 \ln P + 8,965 \quad (21)$$

$$IET_{Cla} = 3,155 \ln Cla + 23,102 \quad (22)$$

$$IET_N = 3,018 \ln P + 32,87 \quad (23)$$

$$IET_{Turb} = 6,873 \ln Cla + 18,285 \quad (24)$$

$$IET_Z = 30 - 13,43 \ln Z \quad (25)$$

Em que: P é dado em $\mu\text{g P/L}$, Cla em $\mu\text{g/L}$, N em mg N/L , turbidez em UT e Z em m.

A classificação proposta para os níveis tróficos foram: oligotrófico ($IET \leq 29,7$), mesotrófico ($59,7 < IET \leq 32,4$), eutrófico ($32,4 < IET \leq 34,4$), supereutrófico ($34,4 < IET \leq 36,3$), hipereutrófico ($IET > 36,3$).

Uma perspectiva de IET para o trópico semiárido havia sido apresentada por Rolim *et al.* (2019). Essas autoras utilizaram dados de 18 reservatórios pertencentes à bacia hidrográfica do Banabuiú, Estado do Ceará, Nordeste do Brasil. A equação-base refere-se ao produtório ponderado das variáveis.

$$IET = q_P^{0,330} \cdot q_{Cla}^{0,332} \cdot q_Z^{0,338} \quad (26)$$

Em que: q é a classe de qualidade de água em relação à variável, com valor de 0 a 100.

As autoras efetuaram uma ponderação das variáveis originais (Cla, P e Z) através de análise de componentes principais (ACP). Os pesos das variáveis foram obtidos funções linearizadas das componentes são:

$$sP = 25,10 \ln P + 132,07 \quad (27)$$

$$sCla = 18,75 \ln Cla + 13,36 \quad (28)$$

$$sZ = 44,87 \ln Z + 46,55 \quad (29)$$

Em que: Z é dado em m, Cla em $\mu\text{g}/\text{L}$ e P em mg P/L .

3.3 Índices de Nível Trófico

Burns e Bryers (2000), por meio do Programa de Monitoramento de Lagos da Nova Zelândia, monitoraram 24 lagos em períodos de dois a quatro anos. Através de análises de regressão chegaram nas seguintes equações para formular o índice de nível trófico (INT):

$$INT_{Cla} = 2,22 + 2,54 \log Cla \quad (30)$$

$$INT_Z = 5,10 + 2,27 \log \left(\frac{1}{Z} - \frac{1}{40} \right) \quad (31)$$

$$INT_P = 0,218 + 2,92 \log P \quad (32)$$

$$INT_N = -3,61 + 3,01 \log N \quad (33)$$

Em que: Z é dado em m, Cla em $\mu\text{g}/\text{L}$, P em $\mu\text{g P/L}$ e N em $\mu\text{g N/L}$.

A Tabela 3 apresenta a classificação dos lagos de acordo com os resultados dos cálculos e os valores dos parâmetros, segundo Burns e Bryers (2000).

Tabela 3 - Classificação trófica de lagos por Burns e Bryers (2000)

Classe	Nível trófico	Cla ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Z (m)	P ($\mu\text{g P/L}$)	N ($\mu\text{g N/L}$)
Ultramicrotrófico	0,0 – 1,0	0,13 – 0,33	33 - 25	0,84 – 1,8	16 - 34
Microtrófico	1,0 – 2,0	0,33 – 0,82	25 - 15	1,8 – 4,1	34 - 73
Oligotrófico	2,0 – 3,0	0,82 – 2,0	15 – 7,0	4,1 – 9,0	73 - 157
Mesotrófico	3,0 – 4,0	2,0 – 5,0	7,0 – 2,8	9,0 - 20	157 - 337
Eutrófico	4,0 – 5,0	5,0 - 12	2,8 – 1,1	20 - 43	337 - 725
Supertrófico	5,0 – 6,0	12 - 31	1,1 – 0,4	43 - 96	725 - 1558
Hipertrófico	6,0 – 7,0	> 31	< 0,4	> 96	> 1558

Fonte: Burns e Bryers (2000).

Os autores propõem ainda o cálculo de uma tendência de tempo do INT usando uma regressão de mínimos quadrados ordinários. Os valores individuais devem ser usados se as mudanças em $\text{INT}_{\text{Cl}a}$, INT_Z , INT_P e INT_N com o tempo não forem todas crescentes ou todas decrescentes. Isso dá a mudança no INT em unidades por ano, com um valor p calculado para a inclinação da linha de regressão. Essa tendência é utilizada para avaliar uma possível mudança de nível trófico.

Um outro índice de nível trófico (INT) havia sido desenvolvido por Jin (1995), com texto original em chinês e citado em Han *et al.* (2018) e Liu *et al.* (2022), propunha além dos parâmetros nitrogênio, clorofila *a*, fósforo total e profundidade de Secchi, também o conteúdo orgânico através da demanda química de oxigênio (DQO). O valor final do índice foi calculado pelo somatório de cada componente do índice pelo peso que confere ao parâmetro. Este peso é calculado a partir da correlação do parâmetro $\text{Cl}a$ e os outros parâmetros, obedecendo a equação:

$$w_j = \frac{r_{ij}^2}{\sum_{j=1}^m r_{ij}^2} \quad (34)$$

Em que: r_{ij} é o coeficiente de correlação entre a referência $\text{Cl}a$ e cada parâmetro j ($\text{Cl}a$, P, N, Z, DQO).

O cálculo do INT segue a equação abaixo:

$$\text{INT}(\Sigma) = \sum_{j=1}^m w_j \cdot \text{INT}_j \quad (35)$$

Em que: $w_{\text{Cl}a} = 0,2663$, $w_P = 0,1879$, $w_N = 0,1790$, $w_Z = 0,1834$, $w_{\text{DQO}} = 0,1834$.

As componentes das variáveis utilizadas nesse modelo são calculadas por meio das equações:

$$\text{INT}_{\text{Cl}a} = 25 + 10,86 \ln \text{Cl}a \quad (36)$$

$$\text{INT}_P = 94,36 + 16,25 \ln P \quad (37)$$

$$\text{INT}_N = 54,53 + 16,94 \ln N \quad (38)$$

$$\text{INT}_Z = 51,18 - 19,4 \ln Z \quad (39)$$

$$INT_{DQO} = 1,09 - 26,6 \ln DQO \quad (40)$$

Em que: Z é dado em m, Cla em $\mu\text{g/L}$, P em mg P/L, N em mg N/L e a DQO em mg/L.

O método do INT é bastante utilizado para avaliar o estado de eutrofização de lagos chineses. Entre diversos trabalhos, Zhang *et al.* (2011) estudaram o crescimento de espécies de algas no Lago Qinshan, localizado em região de clima subtropical. Em suas análises, incluíram o INT proposto por Jin (1995) e verificaram que os nutrientes foram o principal fator restritivo do crescimento populacional de cianobactérias, especialmente a amônia e as cargas de nutrientes covariáveis foram a chave para evitar a proliferação de algas no lago. Huo *et al.* (2013) também utilizaram o INT para avaliar lagos chineses sobretudo de clima subtropical e concluíram que a análise de distribuição de frequência baseada na clorofila *a* e o INT garantem uma métrica eficiente para avaliar o estado trófico de lagos.

Conforme revisão de Zhang *et al.* (2021), os parâmetros de eutrofização da água estão mudando constantemente. Os autores apontam corpos d'água que foram reavaliados por longos períodos de tempo, em que a correlação e o peso de Cla, P, N e Z mudam ao longo do tempo. Portanto, a fórmula do índice INT comumente usada com base no peso original não pode avaliar com precisão o estado nutricional da água.

Para avaliar com precisão o estado de eutrofização da água, é necessário melhorar o método de índice de estado nutricional abrangente (um INT melhorado). Isso foi feito modificando o coeficiente de correlação da equação do método INT, para que seja mais adequado para o estado atual do corpo d'água. O INT melhorado corresponde a equação:

$$INT(\Sigma) = 0,6286 INT_{Cla} + 0,1093 INT_P + 0,1936 INT_N + 0,0685 INT_Z \quad (41)$$

Os critérios de avaliação do método INT são: oligotróficos, $INT(\Sigma) \leq 30$; mesotrófico, $30 < INT(\Sigma) \leq 60$; levemente eutrófico, $INT(\Sigma) \leq 70$; meio eutrófico, $70 < INT(\Sigma) \leq 90$; hipereutrófico, $INT(\Sigma) > 90$.

3.4 Abordagens híbridas

Para promover avaliação do estado trófico de corpos hídricos com evidência nos aspectos biológicos, Ji, Liang e Chen (2020) propuseram a aplicação do índice bacteriano eutrófico (IBE) em 27 corpos de água doce globais. De acordo com os autores, IETs fornecem apenas avaliações da qualidade da água do ponto de vista físico ou químico, no entanto o estado trófico é inseparável e intimamente relacionado à comunidade microbiana por estar relacionada à degradação de vários poluentes líquidos que desempenham um papel ativo no processo de circulação de material e conversão de energia em ecossistemas de água doce.

A partir do raciocínio apresentado pelos autores, afirma-se que as espécies e a quantidade de micro-organismos na água são o reflexo mais direto de sua qualidade. Para o cálculo do índice proposto, foram necessários dados de abundância de cianobactérias e actinobactérias. Comparando os valores dos IBEs com IETs, os resultados mostraram que os índices tiveram correlação de Spearman positiva; os autores verificaram que o IBE é mais adequado para a avaliação de lagos do que de reservatórios e constataram que o IBE permite comparar o estado trófico com diferentes lagos. O estudo revelou também que, no geral, a proporção de eutrofização de água doce no mundo ultrapassou 50%.

Outro parâmetro biológico importante na análise de lagos eutrofizados é a comunidade zooplânctônica. Conforme o estudo de Ochocka (2021), a deterioração das condições em um lago afeta esse grupo com o aumento da biomassa e abundância, diminui o tamanho dos indivíduos e reduz a diversidade de espécies. Foi proposto um índice de avaliação da eutrofização baseado nessa comunidade com métricas baseadas na quantificação de espécies de rotíferos, copépodes, Índice de Margalef e abundância zooplânctônica. Foram avaliados 45 lagos localizados no nordeste da Polônia durante o período de verão.

No estudo citado, o índice mostrou-se fácil de calcular e altamente correlacionado com o estado trófico; diferenciou entre estado bom e moderado, o que é crucial no desenvolvimento de métodos biológicos, indicando sensibilidade a uma leve deterioração na qualidade da água; a identificação de espécies de zooplâncton é muito mais fácil do que a de fitoplâncton e não é cara como espécies de peixes. Ochocka (2021) enfatizou que o índice pode ser usado para avaliar lagos com tipos abióticos semelhantes em zona temperada, enquanto em outras regiões requer adaptação da lista de espécies indicadoras.

Partindo-se para metodologias de análise de dados, a teoria dos conjuntos difusos tem sido efetivamente utilizada para lidar com questões como grande imprecisão e incerteza em dados limitados, incluindo avaliações de qualidade da água e risco de inundação (Lin *et al.* 2020). Ellina, Papaschinopoulos e Papadopoulos (2021) realizaram análise de agrupamento de parâmetros aplicando relações de equivalência *Fuzzy* utilizando dados de qualidade de água do lago eutrófico grego Orestiada, localizado em região de clima subtropical úmido.

Os autores Ellina, Papaschinopoulos e Papadopoulos (2021) aplicaram método de regressão linear difusa com os parâmetros mais representativos encontrados a partir da correlação de Pearson (pH, amônia e oxigênio dissolvido), sendo a clorofila *a* a variável de saída. A regressão linear difusa pode ser usada para verificar os resultados finais e garantir que as relações de equivalência sejam um método tão bom usado na análise de dados enquanto os pesquisadores economizam tempo em longos procedimentos de análise de parâmetros não muito próximos do fenômeno investigado.

Sruthy *et al.* (2021) aplicaram a Lógica *Fuzzy* na avaliação da qualidade de água e do estado trófico do Lago Ashtamudi, corpo hídrico localizado na Índia em região de clima quente. Os autores estimaram o estado trófico pelo método do IET de Carlson em 14 pontos do lago. As variáveis de entrada consistiram nos parâmetros P, *Cla* e Z; as classes utilizadas foram oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico; e a função de pertinência de saída foi o IET gerando $4^3 = 64$ regras.

Os resultados do estudo de Sruthy *et al.* (2021) indicaram que o método desenvolvido para IET e IQA (Índice de Qualidade de Água) pode muito bem ser utilizado para identificar o estado trófico de corpos d'água e atuar como uma ferramenta na aquisição de conhecimento sobre o estado de eutrofização com parâmetros limitados de qualidade da água, facilmente disponíveis e monitorados com o mínimo de esforços.

Lin *et al.* (2020) apresentaram uma abordagem híbrida para avaliação da eutrofização do lago Erhai localizado na China. A avaliação é baseada na técnica de ordenação de preferências por similaridade com a ideal solução (do inglês, TOPSIS), simulação de Monte Carlo e função de pertinência. A simulação de Monte Carlo foi empregada para produzir um conjunto de dados normalmente distribuído com base nos dados observados, enquanto o método TOPSIS e a função de pertinência foram usados para identificar o nível de eutrofização.

No estudo realizado por Lin *et al.* (2020), o coeficiente de correlação de Pearson foi usado para analisar a correlação entre os fatores influentes e o nível de qualidade da água.

Os resultados indicaram que DQO e Z foram os fatores mais sensíveis ao nível de qualidade da água e a avaliação de cada ano (2002 a 2013) é consistente com o nível real de qualidade da água publicado pelo órgão de meio ambiente da região.

Liu *et al.* (2017) utilizaram duas técnicas para avaliar a eutrofização do reservatório Shihmen, em Taiwan, o modelo matemático de análise fatorial dinâmica (do inglês, DFA) e o algoritmo de árvore de classificação e regressão (do inglês, CART). O modelo DFA foi aplicado para examinar as variáveis de qualidade da água mais responsáveis que afetam as mudanças temporais dos fatores do IET de Carlson (isto é, Z, P e Cla) e para identificar o significado de tendências comuns que representam qualquer variabilidade inexplicada no índice.

Os resultados de Liu *et al.* (2017) revelaram que turbidez, pH e oxigênio dissolvido (OD) foram as variáveis significativas que afetaram a variação do P, enquanto DQO, amônia, nitrogênio total e nitrato foram fatores significativos que influenciaram a concentração de Cla.

O CART foi aplicado para determinar os estados tróficos com base nos níveis das mesmas variáveis do IET. Sua aplicação mostrou que o estado eutrófico é identificado quando a concentração de $P > 31,65 \mu\text{g/L}$, ou quando a concentração de $Cla > 5,95 \mu\text{g/L}$, mas o $P < 31,65 \mu\text{g/L}$ no reservatório de Shihmen.

3.5 Sobre a ponderação de variáveis de qualidade de água

A ponderação de variáveis permite classificar um conjunto de componentes, conforme critérios definidos que as representam. Assim, os pesos devem traduzir a relevância da informação contida na variável. No caso de índices agregados que representam a qualidade da água, tal como o estado trófico, a ponderação é dada em dois enfoques: subjetivos e objetivos (Zardari *et al.*, 2015).

A ponderação subjetiva é dada por especialistas, com base em conhecimento e experiência. Destacam-se as aplicações das Técnica de Grupo Nominal e modelo DELPHI. São abordagens participativas e consolidadas em processo de convergência. Há ainda métodos como Análise Hierárquica de Processo (AHP) e procedimento de SIMOS, que são passíveis de revisão e podem ser sensibilizados em escopo de avaliação e análise.

No caso das técnicas objetivas, empregam-se dados disponíveis das medições em si. As abordagens estatísticas são as mais empregadas, que vão desde a ponderação de coeficientes de variação, até as diferentes técnicas multivariadas, com destaque para análise de

componentes principais (PCA) (Uddin *et al.*, 2021). Um método de destaque envolve a Teoria de Informação de Claude Shannon (1948), referido como método de entropia com diversas aplicações (Ben-Naim, 2019, Singh *et al.*, 2019, Nisar *et al.*, 2024). Outros métodos de ponderação são considerados com base em Sistemas de Apoio à Decisão (SAD) (Alinezhad e Khalili, 2019).

Há ainda ponderações baseadas no impacto ambiental e saúde humana. Esses, geralmente, envolvem partes interessadas, como agências governamentais, gestores de recursos hídricos e comunidades locais, podem estar enredadas no processo de atribuir pesos aos critérios de qualidade da água. Por fim, cabe ressaltar que a escolha da abordagem de ponderação dependerá do contexto específico da avaliação da qualidade da água e dos objetivos da análise.

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo – sobre o semiárido Brasileiro

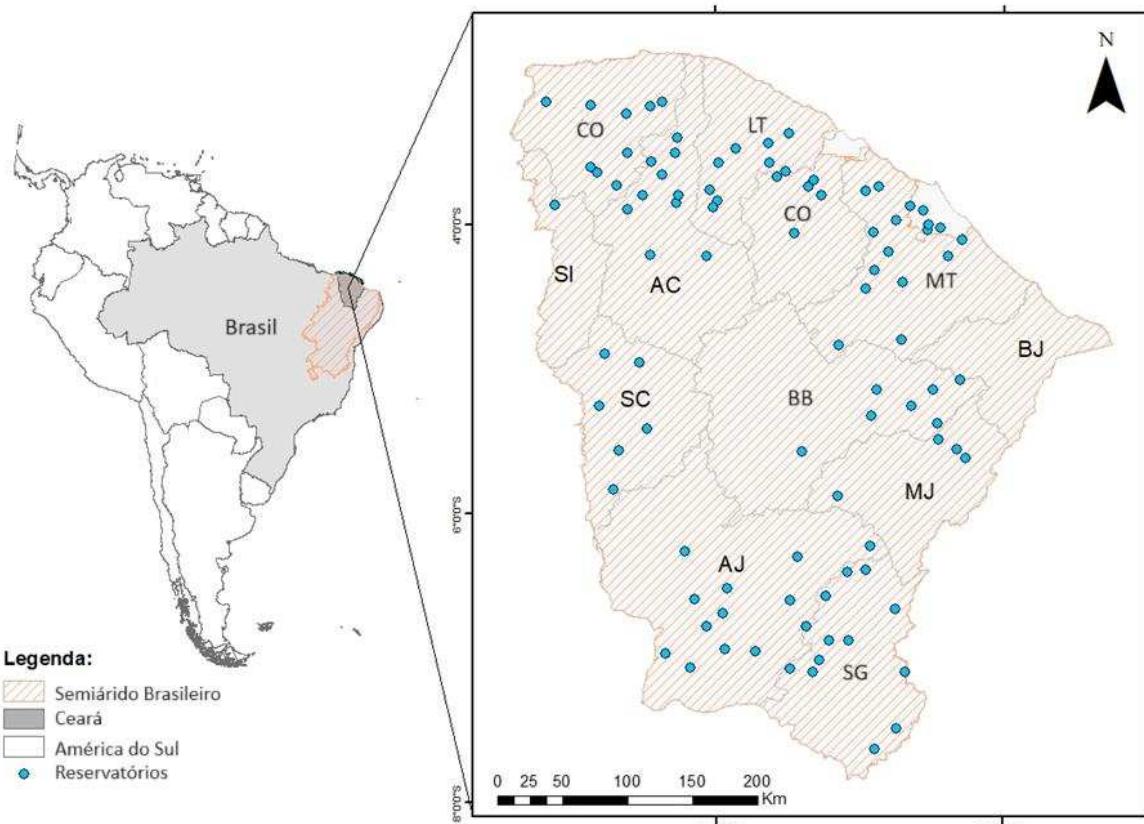
Os reservatórios escolhidos como objeto de estudo estão localizados no estado do Ceará, situado na região nordeste do Brasil. Juntamente com os estados Maranhão, Piauí, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia e Minas Gerais, o Ceará compõe o Semiárido Brasileiro, região que se destaca por possuir período chuvoso entre fevereiro e maio com estação seca predominando entre os meses de agosto a outubro nesse espaço a pluviométrica média anual igual ou inferior a 800 mm (Resoluções SUDENE nº 107/2017 e 115/2017). Cunha *et al.* (2010) apontam temperaturas médias anuais que variam entre 23 e 27°C, com desvio médio mensal menor que 5°C. As variações diárias vão de 5 a 10°C, com umidade relativa média é de 50%.

A Figura 2 apresenta o mapa da região do semiárido do Brasil, localizado no continente da América do Sul. É ilustrado na mesma figura a localização do Estado do Ceará, suas bacias hidrográficas e os açudes trabalhados neste estudo.

Entre os fenômenos climáticos atuantes O mais importante sistema causador de chuvas na região do semiárido brasileiro é a zona de convergência intertropical (ZCIT), que converge ventos alísios dos hemisférios Norte e Sul, seguindo para regiões de temperatura superficial do mar (TSM) mais elevadas. Os efeitos das anomalias das TSMs nos Oceanos Pacífico Equatorial e Atlântico Tropical, na variabilidade interanual da precipitação no semiárido do Nordeste podem ocorrer pelos fenômenos *El Nino* e *La Nina* (Marengo *et al.*, 2011).

O *El Nino* inibe a formação de nuvens e reduz a precipitação (com secas normalmente em eventos de moderados a fortes). Comumente, as anomalias contrárias são associadas ao *La Nina*. Esses fenômenos são considerados cíclicos apresentando intervalos de 2 a 7 anos em média, com predominância de ocorrência do *El Nino*. Avaliações mostram que desde o início do presente século, além da ação dos fenômenos climatológicos descritos e de mudanças antropogênicas no uso da terra, indicativos de mudança climática global e regional apontam déficits de chuvas e maior aridez prevalecendo na região na segunda metade do Século XXI (Marengo *et al.*, 2011; Marengo e Bernasconi, 2015; Ledru *et al.*, 2020).

Figura 2 - Área onde estão os reservatórios do estudo.



Fonte: Autora (2024).

A vegetação do semiárido é proporcionada essencialmente pelas árvores e arbustos do bioma Caatinga, com poucas áreas pertencentes à Mata Atlântica. O domínio da Caatinga abriga alta biomassa e alta biodiversidade, porém a degradação de suas florestas gerou a dominância da mata arbustiva sendo caracterizada pelo baixo porte e caules esbranquiçados. Palmeiras e Carnaúbas são as árvores que frequentemente são encontradas compondo as matas ciliares e associadas as áreas costeiras subúmidas ou áreas predominantemente alagadas. As árvores conhecidas popularmente como Sabiá, Jurema-preta, Arranhento-branco, Angico, Catingueira, Escova-de-macaco, Aroeira, Cajá e Juazeiro são as principais fontes de estacas no nordeste do Brasil (Ledru *et al.*, 2020; Barroso *et al.*, 2021).

Os solos, por sua vez, são em grande parte suscetíveis à erosão, com exceção dos Latossolos. A fertilidade é variável, dependente de práticas conservacionistas e manejo adequado para o uso agrícola não resultar em vulnerabilidade mais acentuada. Para Araújo *et al.* (2023), em regiões como Gilbués (Piauí) e Irauçuba (Ceará) a desertificação dos solos ocorreu devido a práticas irracionais de desmatamento e queimadas para agricultura de

subsistência e manejo de pastagens. Entre as classes de solo, é possível encontrar Latossolos com 21% da área do semiárido, Argissolos (14,7%), Luvissolos (13,3%), Planossolos (10,5%), Neossolos (35%), Cambissolos (3,6%), Vertissolos (1,5%) entre outros de menores ocorrências (Cunha *et al.*, 2010).

4.2 Ceará – bacias hidrográficas

No Ceará, a precipitação média varia de 400 mm (no interior) a 2000 mm (nas terras altas). Embora tais índices pluviométricos sejam maiores do que em muitas regiões secas do mundo, a combinação de rochas cristalinas impermeáveis no solo e altas temperaturas produzem altas taxas de evapotranspiração e baixos níveis de retenção e armazenamento de água na região (Lemos e Oliveira, 2004).

O ciclo de secas mais recente teve início no ano de 2010 e durou até o ano de 2019. Pode ser considerado o mais crítico dos últimos 50 anos, pois afetou pelo menos 150 municípios da região, inclusive levando-os a decretar estado de emergência. Nesse período, os reservatórios Castanhão, Orós e Banabuiú estavam em estado de seca hidrológica, com volumes inferiores a 20%. Com a escassez hídrica, houve efeitos diretos nas atividades que utilizam esses recursos, acarretando impactos econômicos, sociais e ambientais para as regiões afetadas. Além disso, o abastecimento de algumas comunidades passou a ser feito por meio de caminhões-pipa. No entanto, muitos lugares distantes e de difícil acesso ficaram sem água e fontes alternativas, agravando ainda mais a situação de fome e pobreza dessas pessoas (Gonçalves *et al.*, 2023).

As bacias hidrográficas são regiões importantes para serem analisadas do ponto de vista de planejamento e gestão dos recursos hídricos. Intenta-se agir de maneira mais eficiente para atender as necessidades das populações, desenvolvimento regional e lidar com situações de escassez. Nessa perspectiva, são fundamentais as informações referentes à caracterização física dos sistemas hídricos, além de aspectos como os fatores socioeconômicos, com ênfase no uso e nos impactos nos recursos naturais, advindos de atitudes antropogênicas.

As bacias hidrográficas que compõem o Estado são Acaraú (AC), Alto Jaguaribe (AJ), Baixo Jaguaribe (BJ), Banabuiú (BB), Coreaú (CO), Curu (CU), Litoral (LT), Médio Jaguaribe (MJ), Metropolitana (MT), Salgado (SG), Sertões de Crateús (SC) e Serra da Ibiapaba (SI). Essas regiões diferem entre si sob variados aspectos como população, tamanho da área de

drenagem, número de reservatórios e capacidade de acumulação de água, conforme estão representadas nos dados da Tabela 4.

Tabela 4 - Área de drenagem, número de reservatórios, capacidade de acumulação e população das bacias hidrográficas do Ceará

Bacia	Área (Km ²)	Número de Reservatórios	Capacidade (Hm ³)	População (Dez/2022) (Hab)
Acaraú (AC)	14.416	15	1.443,8	783.125
Alto Jaguaribe (AJ)	24.636	18	2.792,6	537.217
Baixo Jaguaribe (BJ)	6.875	1	24,0	351.874
Banabuiú (BB)	19.316	18	2.755,9	446.233
Coreaú (CO)	10.634	10	297,1	401.361
Curu (CU)	8.751	13	1.068,4	342.556
Litoral (LT)	8.473	10	98,3	354.912
Médio Jaguaribe (MJ)	10.509	13	6.860,9	162.959
Metropolitana (MT)	15.085	14	1.325,3	4.239.187
Salgado (SG)	12.865	13	447,4	954.796
Serra da Ibiapaba (SI)	5.988	1	141,0	192.909
Sertões de Crateús (SC)	10.821	10	446,7	169.302

Fonte: SRH (2023) e SNIS (2023).

A bacia da região Metropolitana é a mais populosa, com mais de quatro milhões de habitantes, por haver a maior concentração urbana do Estado característica de grandes cidades como a capital Fortaleza, entre outros centros como a cidade de Caucaia e Maracanaú situados na bacia. A segunda maior população encontra-se na bacia do Salgado com cerca de 800 mil habitantes.

A bacia do Médio Jaguaribe possui a maior capacidade de acumulação de água, onde se localiza o maior açude do Estado, o Castanhão, construído em 2009 com capacidade para o volume total de 6.700 Hm³. As bacias Banabuiú e Alto Jaguaribe possuem áreas extensas de drenagem por abrigarem outros dois reservatórios de porte macro os açudes Banabuiú e Orós, respectivamente. Esses grandes açudes, com destaque para Castanhão e Orós, têm tornado o Ceará um dos maiores pólos produtores de aquicultura na produção de camarão e tilápia. Na região nordeste, ocupa o segundo lugar estando atrás do estado do Rio Grande do Norte. (Barreto, França e Pereira, 2022).

Outra importante atividade do setor agropecuário é a produção de frutas, principalmente banana nas regiões serranas como da bacia da Serra de Ibiapaba (SI). Outro destaque desse setor na bacia SI refere-se à produção de flores, com cerca de 114 ha plantados

nos municípios de São Benedito, Tianguá, Ubajara, Viçosa do Ceará, Guaraciaba do Norte, Carnaubal e Ibiapina, figurando entre os maiores exportadores nacionais (FUNCAP *et al.*, 2021c).

Através de dados do perfil municipal do IPECEDATA, a produção de culturas de batata doce, cana de açúcar e urucum possuem percentuais significativos do valor de produção sobre o Estado, em municípios localizados na Serra da Ibiapaba, novamente São Benedito, Guaraciaba do Norte e Tianguá. A produção de soja e sorgo concentra-se no município de Limoeiro do Norte que ocupa tanto a bacia do Baixo Jaguaribe (79,24% do seu território) quanto a do Banabuiú (19, 38%) (IPECE, 2019).

De acordo com o produto interno bruto (PIB) das bacias, o setor agropecuário confirma a maior parte da contribuição comparado ao setor industrial nas bacias do Alto Jaguaribe, Médio Jaguaribe e Serra da Ibiapaba. A Tabela 5 apresenta os dados com os valores de PIB, valor adicionado bruto (VAB) de cada setor correspondente as bacias.

Tabela 5 - PIB e VAB a valores correntes (R\$ 1.000) das bacias hidrográficas do Ceará.

Bacia	PIB	VAB total ¹	VAB Agropecuária ¹	VAB Indústria ¹	VAB Serviços ¹	VAB Serviços Públicos ^{1,2}
Acarauá	221.261 (16.161 – 1.964.866)	203.932 (15.615 – 1.734.125)	20.667 (1.222 – 140.674)	25.420 (1.009 – 395.914)	85.067 (4.353 – 973.703)	72.778 (9.031 – 348.488)
	238.509 220.291	25.138 13.112			93.928 (4.905 – 852.169)	88.112 (4.961 – 388.102)
Alto Jaguaribe	(12.389 – 1.707.581)	(1.1631 – 1.510.529)	(1.134 – 145.491)	(530 – 124.767)	69.356 159.132	101.152 (11.363 – 538.970)
	426.039 385.870	56.231,00 (4.675 – 198.296)				(19.655 – 271.588)
Baixo Jaguaribe	(40.695 – 1.267.563)	(38.927 – 1.147.477)	(4.675 – 198.296)	(1.853 – 256.323)	32.288 93.993	88.983 (1.068 – 425.784)
	259.794 (2.172 – 1.229.512)	241.534 (1.995 – 1.125.710)	26.270,30 (185 – 94.660)	(103 – 309.402)		(638 – 295.865)
Banabuiú	213.584 (2.806 – 853.339)	181.498 (2.693 – 762.207)	21.692 (372 – 161.049)	21.411 (89 – 105.966)	74.321 (795 – 334.380)	64.075 (1.438 – 219.716)
	213.584 192.391	15.644 15.644			65.713 65.713	59.628 (477 – 326.907)
Coreauá	(2.243 – 1.385.164)	(2.173 – 1.137.148)	(442 – 52.511)	(58 – 716.295)	106.379 177.874	128.129 (3.260 – 1.160.036)
	480.234 (12.490 – 2.340.873)	437.977 (11.815 – 2.065.977)	25.596 (1.193 – 109.762)	(595 – 471.678)		(1.195 – 238.899)
Curu	213.584 192.391	15.644 15.644				(1.195 – 238.899)
	(2.243 – 1.385.164)	(2.173 – 1.137.148)	(442 – 52.511)	(58 – 716.295)	106.379 177.874	128.129 (3.260 – 1.160.036)
Litoral	156.829 (14.316 – 510.275)	146.476 (13.574 – 462.009)	22.558 (1.701 – 58.242)	9.437 (508 – 52.130)	63.180 (5.148 – 248.159)	51.301 (6.217 – 134.532)
	2.614.963 (33.186 – 67.401.430)	2.223.493 (31.406 – 57.454.123)	36.856 (4.676 – 340.625)	429.576 (1.854 – 7.859.279)	1.350.608 (9.367 – 39.804.710)	406.453 (11.759 – 9.704.381)
Médio Jaguaribe	156.829 (14.316 – 510.275)	146.476 (13.574 – 462.009)	22.558 (1.701 – 58.242)	9.437 (508 – 52.130)	63.180 (5.148 – 248.159)	51.301 (6.217 – 134.532)
	2.614.963 477.572	2.223.493 435.627	36.856 33.795	429.576 36.034	1.350.608 229.227	406.453 (11.759 – 9.704.381)
Metropolitana	(15.844 – 4.868.984)	(15.331 – 4.344.281)	(1.770 – 181.482)	(463 – 371.779)	(4.050 – 2.980.656)	(9.0501 – 968.546)
	286.817 (40.591 – 612.564)	268.472 (38.112 – 547.145)	65.924 (5.925 – 192.618)	22.751 (1.666 – 76.067)	91.884 (15.969 – 240.033)	87.913 (14.551 -161.162)
Sertões de Crateús	125.822 (240 – 852.098)	119.093 (227 – 795.824)	17.189 (23 – 74.682)	6.149 (7 – 51.540)	46.956 (82 – 401.374)	48.800 (110 – 268.229)

Nota: Os valores foram computados via proporcional da área dos municípios nas bacias hidrográficas.

¹VAB: Valor adicionado bruto. ²Serviços públicos: Administração, Defesa, Educação e Saúde Públicas e Segurança Social.Fonte: IPECE (2019); SNIS (2021); FUNCAP *et al.* (2021a); FUNCAP *et al.* (2021b); FUNCAP *et al.* (2022a); FUNCAP *et al.* (2022b); FUNCAP *et al.* (2022c); FUNCAP *et al.* (2023a); FUNCAP *et al.* (2023b); FUNCAP *et al.* (2023c).

A bacia metropolitana possui maior PIB, sendo Fortaleza a cidade de maior contribuição no indicador do Estado, principalmente através de serviços como bancos, escolas, lojas, *shoppings* e etc. Outros municípios que possuem altas contribuições são Caucaia, Maracanaú e São Gonçalo do Amarante. Os últimos têm alto desempenho industrial no setor de transformação e geração de energia elétrica com as termelétricas do Complexo Industrial e Portuário do Pecém situadas em São Gonçalo do Amarante.

A bacia do Litoral possui o segundo maior PIB. A cidade de Sobral possui a maior contribuição em relação aos outros municípios do Litoral para os setores industrial e serviços, com exceção para o setor agropecuário, sendo a sua área de ocupação na bacia correspondente a 51% do seu território. Os municípios de Acaraú, Amontada, Itarema e Trairi possuem juntos mais de 46 parques eólicos (FUNCAP *et al.*, 2021a).

População abastecida com água e com sistema de esgotamento sanitário são dados relevantes em avaliações de qualidade de água das bacias hidrográficas. Esses aspectos são grandes desafios enfrentados por estados e que podem afetar consideravelmente o nível de poluição das águas. Através da Tabela 6, é possível se atentar aos dados de atendimento a esses critérios em cada bacia hidrográfica do Ceará.

As bacias com maiores percentuais de abastecimento de água e esgotamento sanitário são Baixo Jaguaribe (57,34%) e Salgado (36,53%), respectivamente. As bacias do Curu e Serra da Ibiapaba possuem os piores percentuais, 33,81% e 9,32%, respectivamente para água e esgoto.

O índice de desenvolvimento humano (IDH) é o indicador que incorpora o produto interno bruto per capita, associando-o a mais dois indicadores: longevidade e nível educacional. Ainda se pode ter a variação municipal (IDHM) e o Índice de Desenvolvimento Social (IDS) que é um indicador sintético que propõe uma medida de desenvolvimento dos municípios e considera em seu cálculo as dimensões de educação, saúde e habitação.

Esses indicadores podem fornecer quantitativamente os aspectos sociais em que as populações se encontram a partir do que contribuem para a economia. A Tabela 7 apresenta os índices de desenvolvimento social, humano e municipal das bacias hidrográficas do Ceará.

Tabela 6 - População atendida com abastecimento de água e esgotamento sanitário nas bacias hidrográficas do Ceará.

Bacia	% da População Atendida com Abastecimento de Água	% da População Atendida com Esgotamento Sanitário
Acaraú	46,41 (22,56 – 99,98)	16,46 (0 – 98,43)
Alto Jaguaribe	42,20 (20,05 – 95,82)	15,04 (0 – 62,06)
Baixo Jaguaribe	57,34 (32,98 – 100)	23,14 (0 – 99,39)
Banabuiú	49,96 (0 – 99,98)	12,95 (0 – 97,07)
Coreaú	41,43 (20,53 – 97,51)	14,87 (0 – 95,69)
Curu	33,82 (22,00 – 51,56)	13,94 (0 – 69,06)
Metropolitana	44,74 (9,90 – 95,79)	19,50 (0 – 99,39)
Médio Jaguaribe	48,04 (0 – 97,88)	16,90 (0 – 71,45)
Litoral	38,52 (14,45 – 97,51)	13,19 (0 – 95,69)
Salgado	43,16 (25 – 76,23)	36,53 (1,04 – 70,28)
Serra da Ibiapaba	44,62 (20,53 – 97,20)	9,32 (0 – 31,21)
Sertões de Crateús	40,73 (0 – 97,20)	18,95 (0 – 98,43)

Notas: *Bacias com parte dos municípios sem dados de população de 2021. Os municípios com respectivo ano dos dados populacionais são: Parambu (2019), Quiterianópolis (2016), Tamboril (2019), Ipu (2014), Orós (2012), Penaforte (2020), Umari (2017), Amontada (2019), Ibicutinga (2020), Senador Pompeu (2018), Groaíras (2019), Tamboril (2019). **Os percentuais médios da população atendida foram corrigidos pelo percentual da área de ocupação do município na bacia.

Fonte: SNIS (2021); FUNCAP *et al.* (2021a); FUNCAP *et al.* (2021b); FUNCAP *et al.* (2021c); FUNCAP *et al.* (2022a); FUNCAP *et al.* (2022b); FUNCAP *et al.* (2022c); FUNCAP *et al.* (2023a); FUNCAP *et al.* (2023b); FUNCAP *et al.* (2023c).

Tabela 7 - Índices de desenvolvimento humano e social nas bacias hidrográficas do Ceará.

Bacia	IDS₂₀₁₅	IDH₂₀₁₀	IDM₂₀₁₈
Acaraú	0,573 (0,490 – 0,710)	0,611 (0,570 – 0,710)	23,8 (10,7 – 42,1)
	0,572 (0,490 – 0,640)	0,602 (0,540 – 0,680)	18,4 (9,1 – 37,0)
Alto Jaguaribe	0,580 (0,510 – 0,660)	0,644 (0,620 – 0,680)	29,0 (22,4 – 40,1)
	0,557 (0,500 – 0,620)	0,613 (0,580 – 0,660)	21,7 (13,3 – 33,4)
Baixo Jaguaribe	0,581 (0,540 – 0,640)	0,599 (0,560 – 0,660)	25,2 (15,7 – 47,4)
	0,570 (0,510 – 0,660)	0,603 (0,560 – 0,640)	22,8 (12,9 – 35,4)
Banabuiú	0,580 (0,530 – 0,630)	0,615 (0,590 – 0,640)	26,4 (16,2 – 35,6)
	0,562 (0,470 – 0,630)	0,619 (0,600 – 0,650)	20,4 (13,5 – 28,6)
Coreaú	0,596 (0,470 – 0,920)	0,638 (0,580 – 0,750)	33,8 (15,1 – 65,5)
	0,554 (0,480 – 0,640)	0,628 (0,580 – 0,710)	23,0 (9,7 – 47,5)
Curu	0,563 (0,520 – 0,610)	0,606 (0,580 – 0,650)	30,7 (19,4 – 40,0)
	0,575 (0,550 – 0,610)	0,607 (0,580 – 0,640)	20,0 (13,6 – 28,8)
Litoral			
Médio Jaguaribe			
Metropolitana			
Salgado			
Serra da Ibiapaba			
Sertões de Crateús			

Nota: *períodos mais recentes disponíveis no banco de dados.

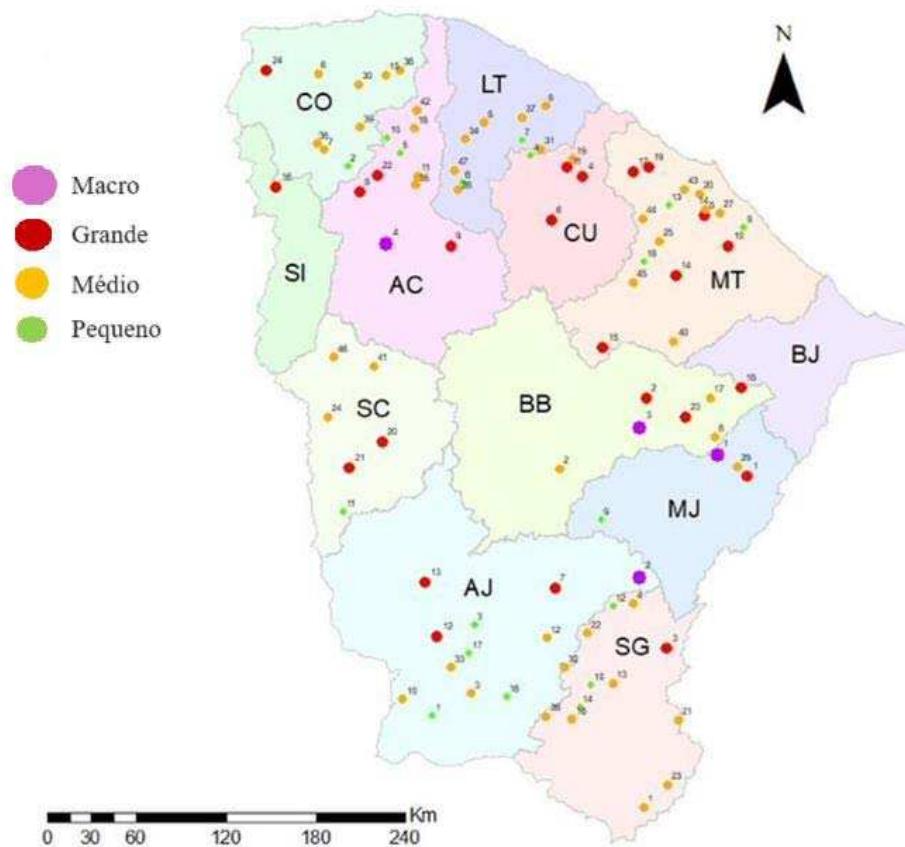
Fonte: IPECE (2010); IPECE (2015); IPECE (2018).

A Tabela 7 mostra que, enquanto a bacia Metropolitana apresenta maior IDS e IDM, a bacia do Baixo Jaguaribe possui maior IDH. Entre os menores índices estão as bacias do Salgado, Coreaú e Alto Jaguaribe, correspondendo ao IDS, IDH e IDM, respectivamente. Todas as bacias possuem valores considerados médio com tendência para baixo desenvolvimento social, que equivale a uma faixa de 0,50 a 0,65.

4.3 Reservatórios do estudo

Foram selecionados 93 reservatórios como objeto deste trabalho. As estruturas hídricas são monitoradas pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH) e estão contidas nas bacias hidrográficas: Litoral (LT), Metropolitana (ME), Acaraú (AC), Salgado (SG), Curu (CU), Alto Jaguaribe (AJ), Médio Jaguaribe (MJ), Banabuiú (BB) e Coreaú (CO). A Figura 3 apresenta o mapa do Ceará com localização de cada reservatório, porte relativo e sua respectiva bacia. O Quadro 3 detalha um pouco mais os reservatórios.

Figura 3 - Mapa do Ceará evidenciando os reservatórios do estudo em suas respectivas bacias hidrográficas



Fonte: Autora (2024).

Quadro 3 - Identificação dos reservatórios do estudo.

(continua)

Designação	Açude	Bacia	Município	Conclusão	Porte
R ₁	Acarape do Meio	MT	Redenção	1924	M
R ₂	Acaraú Mirim	AC	Massapê	1907	M
R ₃	Angicos	CO	Coreaú	1998	M
R ₄	Aracoíaba	MT	Aracoíaba	2002	G
R ₅	Araras	AC	Varjota	1958	MC
R ₆	Arneiroz II	AJ	Arneiroz	2005	G
R ₇	Arrebita	AC	Forquilha	1992	M
R ₈	Atalho	SG	Brejo Santo	1991	M
R ₉	Ayres de Sousa	AC	Sobral	1936	G
R ₁₀	Banabuiú	BB	Banabuiú	1966	MC
R ₁₁	Batente	MT	Ocara	1998	M
R ₁₂	Benguê	AJ	Aiuaba	2000	M
R ₁₃	Caldeirões	AJ	Saboeiro	1991	P
R ₁₄	Canoas	AJ	Assaré	1999	M
R ₁₅	Castanhão	MJ	Alto Santo	2003	MC
R ₁₆	Catucinzenta	MT	Aquiraz	2002	M
R ₁₇	Cauhipe	MT	Caucaia	1999	G
R ₁₈	Caxitoré	CU	Umirin	1962	G
R ₁₉	Cipoada	BB	Morada Nova	1992	G
R ₂₀	Colina	SC	Quiterianópolis	1998	P
R ₂₁	Curral Velho	BB	Morada Nova	2007	G
R ₂₂	Diamante	CO	Coreaú	1988	M
R ₂₃	Diamantino II	CO	Marco	2014	M
R ₂₄	Do Coronel	AJ	Antonina do Norte	1946	P
R ₂₅	Edson Queiroz	AC	Santa Quitéria	1987	G
R ₂₆	Figueiredo	MJ	Alto Santo	2013	G
R ₂₇	Flor do Campo	SC	Novo oriente	1999	G
R ₂₈	Forquilha	AC	Forquilha	1927	M
R ₂₉	Frios	CU	Umirim	1989	M
R ₃₀	Gameleira	LT	Itapipoca	2012	M
R ₃₁	Gangorra	CO	Granja	1999	M

Quadro 4 - Identificação dos reservatórios do estudo.

(continuação)

Designação	Açude	Bacia	Município	Conclusão	Porte
R ₃₂	Gavião	MT	Pacatuba	1973	M
R ₃₃	General Sampaio	CU	General Sampaio	1935	G
R ₃₄	Gerardo Atimbone	LT	Sobral	2012	P
R ₃₅	Itapajé	CU	Itapajé	2012	P
R ₃₆	Itapebussu	MT	Maranguape	2006	M
R ₃₇	Itaúna	CO	Granja	2001	G
R ₃₈	Jaburu I	SI	Ubajara	1983	G
R ₃₉	Jaburu II	SC	Independência	1984	G
R ₄₀	Jenipapeiro II	SG	Baixio	2012	G
R ₄₁	Jenipapo	AC	Meruoca	2015	P
R ₄₂	João Luís	AJ	Araripe	1983	P
R ₄₃	Junco	SG	Granjeiro	1958	P
R ₄₄	Lima Campos	SG	Icó	1932	M
R ₄₅	Macacos	MT	Ibaratema	2007	M
R ₄₆	Malcozinhado	MT	Cascavel	2002	P
R ₄₇	Mamoeiro	AJ	Antonina do Norte	2012	M
R ₄₈	Manoel Balbino	SG	Juazeiro do Norte	1985	M
R ₄₉	Maranguapinho	MT	Maranguape	2012	M
R ₅₀	Martinópole	CO	Martinópole	1984	M
R ₅₁	Missi	LT	Miraíma	2001	M
R ₅₂	Mundaú	LT	Uruburetama	1988	M
R ₅₃	Muquém	AJ	Cariús	2000	M
R ₅₄	Olho d'Água	SG	Várzea Alegre	1998	M
R ₅₅	Orós	AJ	Orós	1961	MC
R ₅₆	Pacajus	MT	Chorozinho	1993	G
R ₅₇	Pacoti	MT	Horizonte	1981	G
R ₅₈	Patos	LT	Sobral	1918	M
R ₅₉	Patu	BB	Senador Pompeu	1987	M
R ₆₀	Pedras Brancas	BB	Quixadá	1978	G
R ₆₁	Penedo	MT	Maranguape	1958	P
R ₆₂	Pentecoste	CU	Pentecoste	1957	G

Quadro 5 - Identificação dos reservatórios do estudo.

(conclusão)

Designação	Açude	Bacia	Município	Conclusão	Porte
R ₆₃	Pesqueiro	MT	Capistrano	2008	M
R ₆₄	Poço da Pedra	AJ	Campos Sales	1958	M
R ₆₅	Poço do Barro	BB	Morada Nova	1956	M
R ₆₆	Poço Verde	LT	Itapipoca	1955	M
R ₆₇	Pompeu Sobrinho	MT	Choró	1934	G
R ₆₈	Prazeres	SG	Barro	1988	M
R ₆₉	Quandú	LT	Itapipoca	1990	P
R ₇₀	Quixabinha	SG	Mauriti	1967	M
R ₇₁	Realejo	SC	Crateús	1980	M
R ₇₂	Riachão	MT	Itaitinga	1981	M
R ₇₃	Riacho da Serra	MJ	Alto Santo	2011	M
R ₇₄	Rosário	SG	Lavras da Mangabeira	2001	M
R ₇₅	Sto Antônio de Aracatiaçu	LT	Sobral	1924	M
R ₇₆	São Domingos II	SG	Caririaçu	1900	P
R ₇₇	São José III	SC	Ipaporanga	2012	M
R ₇₈	São Pedro Timbaúba	LT	Miraíma	1916	M
R ₇₉	São Vicente	AC	Santana do Acaraú	1923	M
R ₈₀	Sitios Novos	MT	Caucaia	1999	G
R ₈₁	Sobral	AC	Sobral	1921	P
R ₈₂	Sucesso	SC	Tamboril	1988	M
R ₈₃	Taquara	AC	Cariré	2012	G
R ₈₄	Tatajuba	SG	Icó	1996	P
R ₈₅	Thomás Osterne	SG	Crato	1982	M
R ₈₆	Tigre	MJ	Solonópole	1991	P
R ₈₇	Tijuquinha	MT	Baturité	1917	P
R ₈₈	Trapiá III	CO	Coreaú	1961	P
R ₈₉	Trussu	AJ	Iguatu	1996	G
R ₉₀	Tucunduba	CO	Senador Sá	1919	M
R ₉₁	Ubaldinho	SG	Cedro	1999	M
R ₉₂	Valério	AJ	Altaneira	1995	P
R ₉₃	Várzea da Volta	CO	Moraújo	1919	M

Nota: Classes de porte: P – Pequeno < 7,5 hm³; M – Médio = 7,5 a 75,0 hm³; G – Grande = 75,0 a 750,0 0 hm³; MC – Macro > 750,0 0 hm³.

Bacias: Acaraú – Acaraú; Alto Jaguaribe – AJ; Banabuiú – BB; Coreaú – CO; Curu – CU; Litoral – LT; Médio Jaguaribe – MJ; Metropolitana – MT; Sertão de Crateús – SC; Salgado – SG; Serra da Ibiapaba – SI.

Fonte: Autora (2024).

4.4 Variáveis utilizadas

No estudo foram consideradas as seguintes variáveis relativas à qualidade da água dos reservatórios: profundidade de disco de Secchi ou transparência da água (Z), nitrogênio total (N), fosforo total (P), clorofila *a* (*Cla*) e contagem total de cianobactérias (CB). As amostras foram coletadas aproximadamente no centro da zona lacustre dos reservatórios à profundidade de 30 cm abaixo da superfície livre da água. As coletas foram trimestrais e os procedimentos analíticos seguiram os métodos descritos em APHA (2005). O período de estudo compreendeu o intervalo de 2015 a 2021.

O percentual de volume de água disponível no reservatório (VD) foi também acatado ao conjunto de variáveis. O VD foi o correspondente à data de coleta de amostra. Por fim, foram marcados os dados de precipitações nas bacias e as respectivas normais. Todas as informações foram obtidas a partir do programa de monitoramento regular da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH), via Portal Hidrológico (<http://www.funceme.br/hidro-ce-zend/>).

4.5 Abordagem da Tese

4.5.1 Aspecto descritivo

Inicialmente, efetuou-se o cômputo de estatística descritiva dos achados sobre reservatórios, bem como da precipitação nas bacias. Em seguida, cotejaram-se os valores médios anuais com os limites estabelecidos na CONAMA 357/2005, referidos na Tabela 8. Seguiu-se a construção de uma matriz de correlação de Pearson para as variáveis do estudo.

Tabela 8 - Padrões normativos para Água Doce, Classes 1, 2 e 3 (CONAMA 357/05).

Parâmetro	Unid	Classe 2	Classe 3
CB	células/mL	≤ 50000	≤ 100000
<i>Cla</i>	mg/L	≤ 30	≤ 60
N	mg N/L	$\leq 1,27$	$2,18^a$
P	mg P/L	$\leq 0,030 (0,050)^b$	$\leq 0,050 (0,075)^b$

^a limite para corpos lóticos; ^b limite para corpos aquáticos intermediários (tempo de residência entre 2 e 40 dias).
Fonte: Brasil (2005).

4.5.2 Ponderação de variáveis por entropia de Shannon (1948)

A ponderação das variáveis foi computada através da Teoria de Informação de Shannon (1948). Essa abordagem tem aplicação amadurecida em distintos estudos de qualidade de água (*e.g.* Adimalla, Qian e Li, 2020; Islam *et al.*, 2020; Verma, Loganathan e Bhatt, 2022). A ponderação empregou os valores de cada coleta para compor o conjunto de variáveis VD, N, P, Z e CB de cada reservatório. Na matriz de normalização $x = (x_{i,j})_{m \times n}$ utilizou-se o método da soma (Equação 42).

$$p_{i,j} = x_{i,j} / \sum_{i=1}^n x_{i,j} \quad (42)$$

A Equação 43 foi utilizada no cálculo da entropia (E_j), em que $p_{i,j}$ é o valor da variável e n é o número de objetos do conjunto do estudo (93 reservatórios).

$$E_j = -\frac{1}{\ln(n)} \cdot \sum_{i=1}^n p_{i,j} \cdot \ln(p_{i,j}) \quad (43)$$

Shannon (1948) aponta que o peso de entropia (w_j) representa a informação útil do sistema sob avaliação. Dessa forma, quanto maior a entropia, mais útil é a informação, computado de acordo com a Equação 44.

$$w_j = \frac{1 - E_j}{\sum_{j=1}^n (1 - E_j)} \quad (44)$$

4.5.3 Aplicação de alguns índices tróficos importantes

Aos dados do obtidos para o estudo foram aplicados os modelos tipo Carlson (1977) (Equações 3, 4 e 5). Os valores de nitrogênio também foram empregados inicialmente com a adição da função proposta por Kratzer e Brezonik (1981) (Equação 6). Para os modelos desenvolvidos no país, foram utilizadas as proposições de Toledo *et al.* (1983) (Equações 7, 8

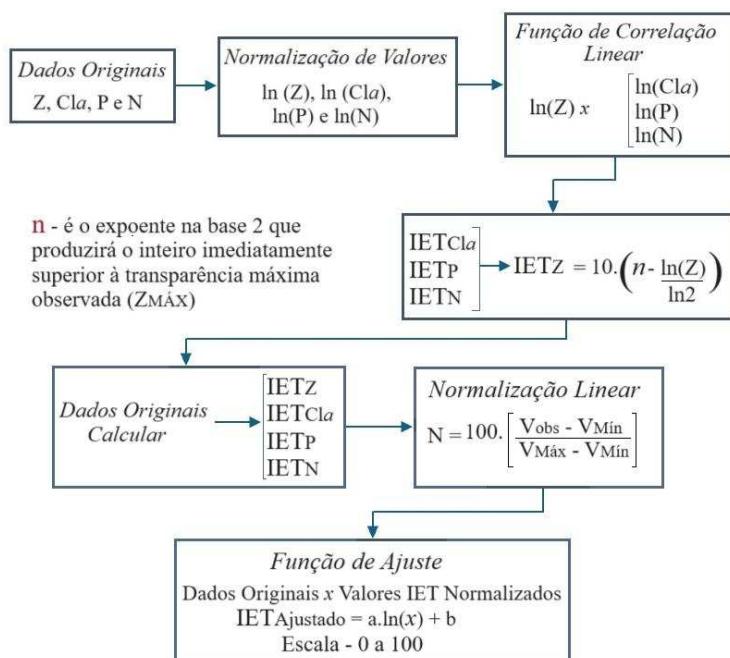
e 9), Lamparelli (2004) (equações 17 e 18), de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) (Equações 19 e 20) e de Silva *et al.* (2024) (Equações 21, 22, 23 e 25).

Além dos índices tipo Carlson, foram utilizados ainda dois Índices de Nível Trófico (INT), a saber: o proposto por Burns e Bryers (2000) (Equações 30 a 33) e o de Zhang *et al.* (2021) (Equações 36 a 40). Cabe apontar que foram considerados os valores médios anuais de cada variável constituinte dos subíndices. Nos diferentes tipos de IETs e para o INT de Burns e Bryers (2000) o peso de todos os subíndices foi o mesmo, enquanto no caso do INT de Zhang *et al.* (2021), empregou-se a ponderação de acordo com a Equação 41.

4.5.4 Proposição de índices tróficos para o Ceará

A proposição de índice trófico para os reservatórios cearenses não pretende apenas somar-se a outras já referidas, mas acima de tudo atentar para o caráter “geobioclimático” da região. Busca-se assim discutir melhor os aspectos próprios do trópico semiárido brasileiro, com olhar a partir do Ceará. O primeiro índice seria uma retomada do trabalho de Barros (2013) e de Silva *et al.* (2024) que seguiram o procedimento de Carlson (1977). O escopo proposto está representado na Figura 4.

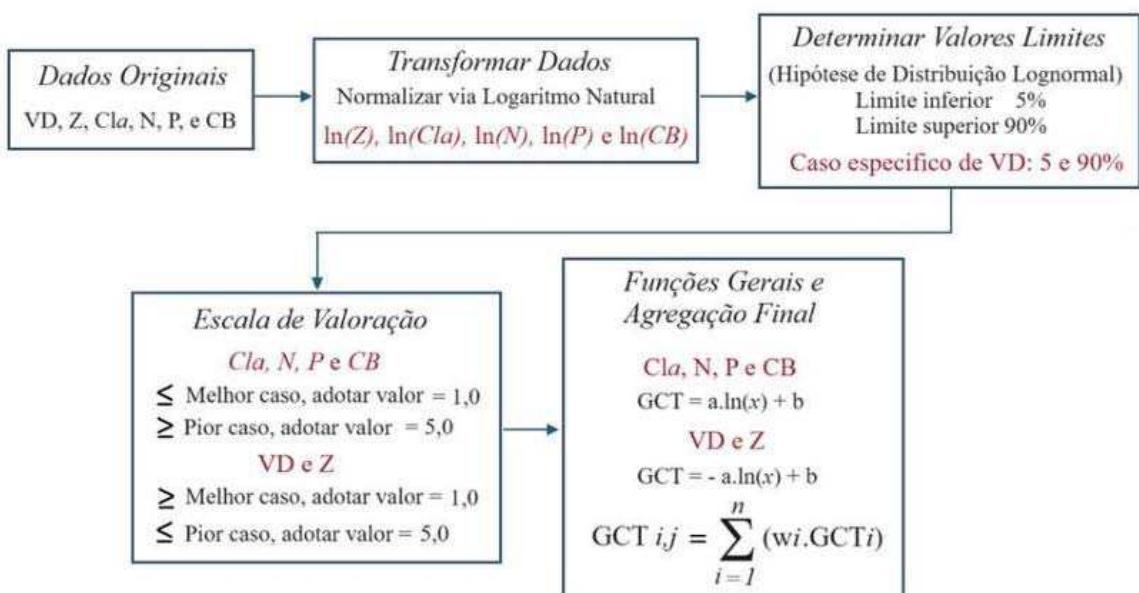
Figura 4 - Estruturação de um Índice de Estado Trófico para o Ceará (IET_{CE}).



Fonte: Autora (2024).

Um segundo índice proposto é o Grau de Comprometimento Trófico (GCT). Nesse caso a ideia é utilizar adicionalmente às variáveis usuais do IET, os critérios VD e contagem total de cianobactérias (CB). Considera-se inicialmente que dados de qualidade de água tendem a apresentar distorção positiva, aderência dos dados à distribuição lognormal, conforme destacam von Sperling, Verbyla e Oliveira (2020). Na proposta aqui apresentada, fez-se a normalização do conjunto de dados agrupados (microdados) por transformação com \ln . Em seguida, estimou-se os valores limites inferiores e superiores para 5 e 90%. Atribuiu-se grau 1,0 para situações de melhor grau e 5,0 para as situações de pior. Na etapa seguinte, foram propostas as funções dos subíndices no formato logarítmico. O grau final será um modelo aditivo ponderado, sendo os pesos das variáveis resultantes da média final de ponderação obtida pelo método de entropia do item 4.5.2. A Figura 5 mostra o escopo do índice proposto.

Figura 5 - Estruturação do índice Grau de Comprometimento Trófico de Reservatórios no Ceará (GCT).



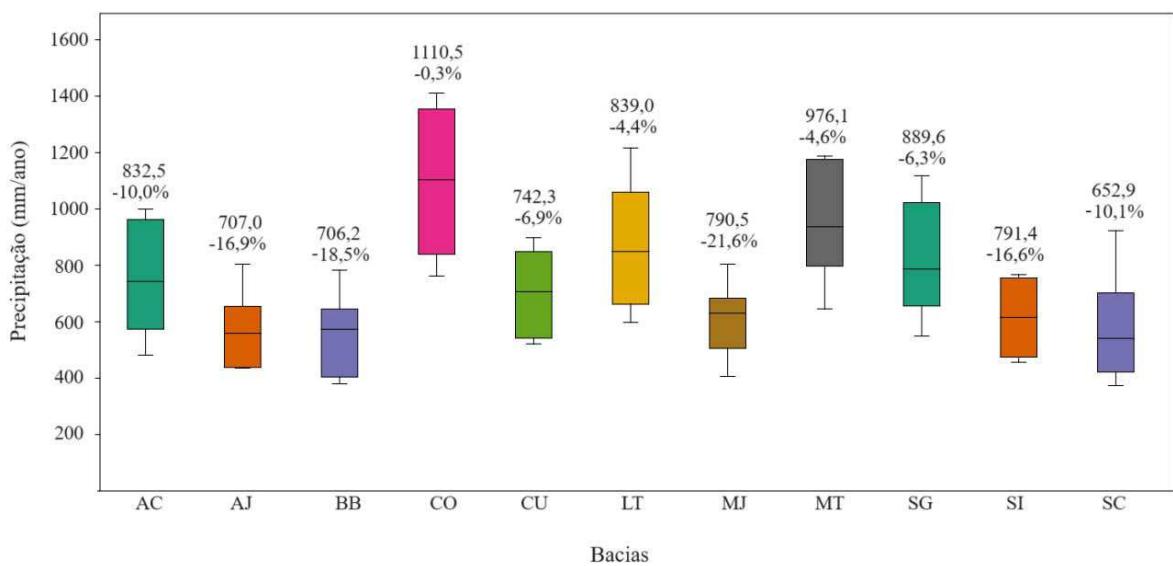
Fonte: Autora (2024).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Status do período de estudo – aspecto geral

As médias de precipitação nas bacias onde estavam os reservatórios do estudo estão representadas no gráfico da Figura 6. As precipitações anuais foram, em média, 10% abaixo da normal, representada no *boxplot* das respectivas bacias. Essa situação é desfavorável por acumular sedimento e, por consequência, nutrientes. Cabe lembrar que apenas a bacia do Baixo Jaguaribe não teve reservatório nesse estudo.

Figura 6 - Variação das precipitações anuais nas bacias em que estavam localizados os reservatórios do estudo (2015 a 2021).



Fonte: Autora (2024).

A Tabela 9 contém um resumo descritivo do conjunto de dados do estudo, referente a 2.521 observações. Para o período de estudo os reservatórios com menor VD médio foram R₂₆, R₁₉ e R₆₄ (Figueiredo – MJ, Cipoada – BB, Poço da Pedra – AJ), sendo os com maior VD médio os reservatórios R₁₃, R₃₀ e R₃₂ (Caldeirões – AJ, Gameleira – LT, Gavião – MT). Os piores resultados médios com N foram para os reservatórios R₆₇, R₇₆ e R₆₄ (Pompeu Sobrinho – MT, São Domingos II – SG, Poço da Pedra – AJ) e os melhores com R₈₄, R₅₃ e R₄₁ (Tatajuba – SG, Muquém – AJ, Jenipapo – AC). Para o P, os piores resultados foram com R₇₈, R₄₉ e R₃₉ (São Pedro Timbaúba – LT, Maranguapinho – MT, Jaburu II – SC), sendo os melhores para R₃₈, R₄₁ e R₈₃ (Jaburu I – SI, Jenipapo – AC, Taquara – AC). Para transparência, os valores mais

profundos foram observados nos reservatórios R₅₃, R₈₄ e R₃₈ (Muquém – AJ, Tatajuba – SG, Jaburu I - SI). Os menores valores de Z foram observados nos reservatórios R₅₀, R₆ e R₄₉ (Martinópole – CO, Arneiroz II – AJ, Maranguapinho – MT). No caso da clorofila *a*, os melhores achados (*i.e.* menores) foram observados nos reservatórios R₅₃, R₈₄ e R₃₈ (Muquém – AJ, Tatajuba - SG, Jaburu I – SI) e os piores nos R₆, R₄₉ e R₆₃ (Arneiroz II – AJ, Maranguapinho – MT, Pesqueiro – MT). Esses últimos foram os mesmos no caso das cianobactérias. Sendo os melhores achados nos reservatórios R₈₄, R₉₂ e R₅₃ Tatajuba – SG, Muquém – AJ, Jaburu I – SI). Esses achados são apenas descritivos e não há correlação significativa dentro do ordenado dos dados. O Apêndice A, através da Tabela A, contém uma descrição mais detalhada e oferece uma comparação mais elucidativa.

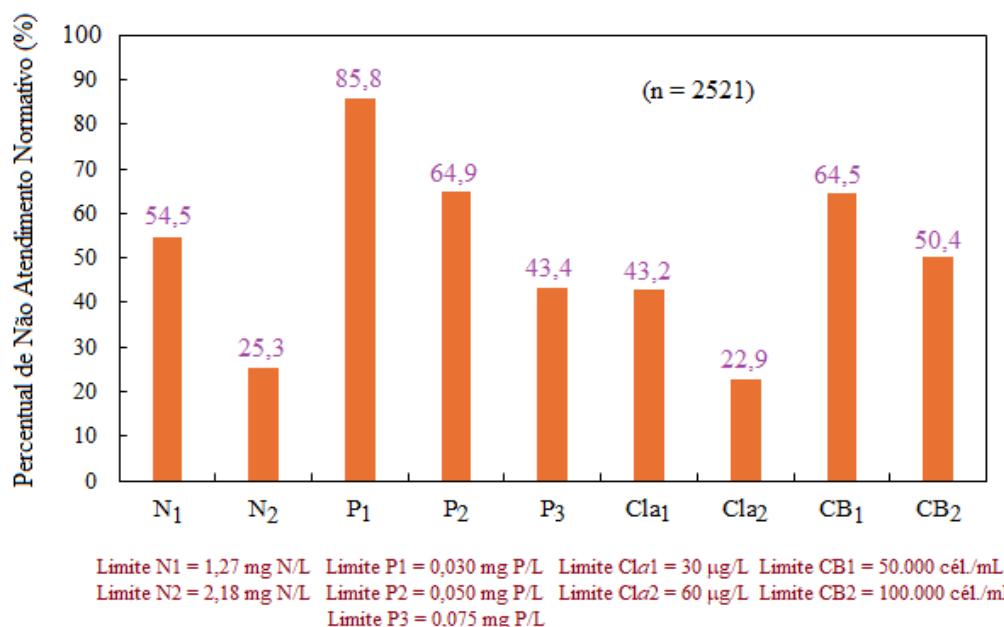
Tabela 9 - Resumo descritivo dos dados do estudo de 93 reservatórios em 11 bacias cearenses no período de 2015 a 2021 (n = 2521).

Descriptor Estatístico	VD (%)	N (mg N/L)	P (mg P/L)	Cla (µg/L)	CB (células/mL)	Z (m)
Média	39,0	1,84	0,102	47,3	2,78E+05	0,98
Mediana	29,1	1,35	0,067	24,2	1,02E+05	0,80
Média Geométrica	22,3	1,37	0,071	22,6	8,97E+04	0,78
Mínimo	≤ 0,0	0,02	0,008	0,2	5,80E+01	0,04
Máximo	100,0	24,84	2,033	840,6	2,65E+07	12,50
Q ₂₅	10,3	0,88	0,041	9,0	2,96E+04	0,50
Q ₇₅	66,7	2,20	0,116	56,1	3,15E+05	1,20
P ₁₀	4,0	0,55	0,027	4,1	1,01E+04	0,30
P ₉₀	89,9	3,69	0,206	120,3	6,78E+05	1,90
CV	0,820	0,941	1,219	1,425	2,710	0,791

Fonte: Autora (2024).

A Figura 7 apresenta o percentual de não atendimento de limites estabelecidos na CONAMA nº 357/05, com destaque para o fósforo. Quanto a isso, importa destacar a necessidade de estudos que discutam o emprego ou não de limites mais representativos da realidade regional. O que ocorre é que a dinâmica de nutrientes em reservatórios no semiárido brasileiro tende a ser afetada pela baixa taxa renovação de águas em seu interior, bem como pela acumulação de sedimentos. Isso causa alimentação da coluna líquida com nutrientes a partir do próprio sedimento junto com outros processos na massa líquida com um todo. A redução do volume total da massa líquida resulta, por fim, em incremento de concentração.

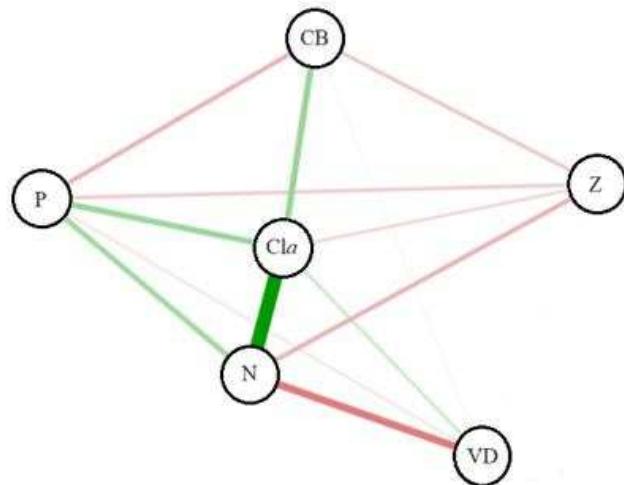
Figura 7 - Percentual de não atendimento de diferentes valores limites da CONAMA 357/05



Fonte: Autora (2024).

A associação entre as variáveis do estudo é mostrada na Figura 8, com base em médias anuais. A cor verde sugere associação em “mesmo sentido” e a vermelha em “sentidos opostos”. A espessura da ligação aponta o quanto forte é a associação entre as variáveis. O que é mostrado é, na verdade um grafo que, apesar de simples, dá suporte à matriz de correlação de Pearson que é mostrada na Figura 9.

Figura 8 - Gráfico de associação entre as variáveis do estudo (2015-2021).

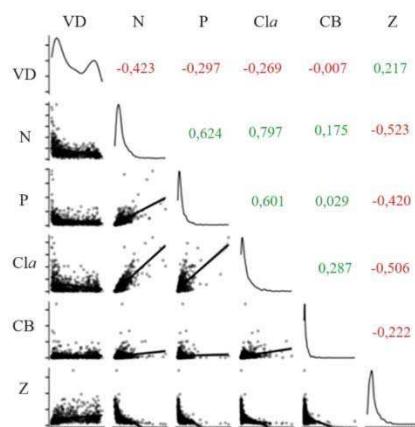


Fonte: Autora (2024).

Os resultados da matriz de correlação, baseada em médias anuais, fortalecem a ideia de retenção de nutrientes e matéria orgânica em reservatórios, como já destacaram os autores como Nemery *et al.* (2016), Bottino *et al.* (2023) e Shi e Qin (2023). A redução de volume de água em relação à capacidade do reservatório, associada à retenção de sedimentos, eleva a biodisponibilidade de nutrientes. Assim, a produtividade primária é incrementada e a própria dinâmica de nutrientes é intensificada.

Enquanto as correlações entre VD e nutrientes foram negativas e relativamente fracas, as correlações do N com Cla e P foram bem mais representativas, validando a descrição já mostrada na Figura 8. Na matriz de correlação, a transparência foi mais afetada negativamente por N e Cla.

Figura 9 - Matriz de Pearson entre as variáveis do estudo (2015-2021).

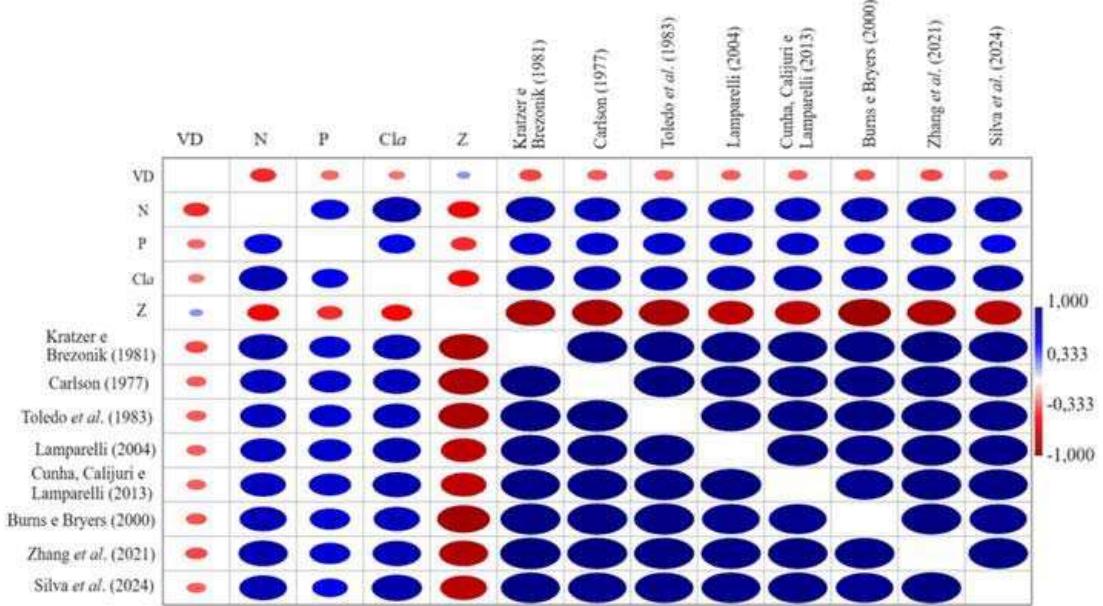


Fonte: Autora (2024).

5.2 Comparação entre índices

O conjunto de índices computados mostrou que não há objetivamente distinções notáveis. Os limites das classes em si não são exatamente claros. Outro aspecto a ser considerado é que todos são correlacionados entre si. A Figura 10 ilustra esse fato, sem necessariamente mostrar os valores de r (na verdade $> 0,94$).

Figura 10 - Representação de correlação entre IETs aplicados e principais variáveis.



Fonte: Autora (2024).

Na matriz, também estão as variáveis constituintes dos subíndices e o VD. Os índices, representados pelas cores azuis escuras intensas nas elipses maiores, são uniformes e ratificam a ideia de autocorrelação. As Tabelas B1, B2, B3 e B4, no Apêndice B, contém os resultados de aplicações dos diferentes IETs selecionados.

5.3 Resultados da ponderação das variáveis nos reservatórios

Os resultados de ponderação das variáveis do estudo por Entropia de Shannon de estão contidas na Tabela 10. A ponderação em cada reservatório produz resultados próprios. Portanto, os sistemas são individuais e com pesos distintos. Dessa forma, em cada um o nível de desordem ou incerteza, destaca uma maior entropia, que implica potencialmente em pior qualidade da água. Os valores médios finais foram: 0,395; 0,197; 0,126; 0,122; 0,093 e 0,067,

para CB, Cla, VD, P, N e Z, respectivamente. Para considerar aplicação em IET os pesos seriam: 0,407; 0,255; 0,203 e 0,135, para Cla, P, N e Z, respectivamente.

Tabela 10 - Peso das variáveis ponderadas por Entropia de Shannon nos reservatórios do estudo.

(continua)

Reservatório	VD	N	P	Cla	CB	Z
R ₁	0,058	0,070	0,126	0,152	0,566	0,027
R ₂	0,046	0,126	0,059	0,321	0,397	0,051
R ₃	0,150	0,110	0,154	0,233	0,280	0,074
R ₄	0,197	0,105	0,209	0,127	0,276	0,084
R ₅	0,188	0,092	0,103	0,203	0,310	0,103
R ₆	0,407	0,065	0,053	0,137	0,288	0,050
R ₇	0,165	0,149	0,065	0,234	0,245	0,141
R ₈	0,179	0,062	0,029	0,105	0,580	0,046
R ₉	0,069	0,023	0,112	0,184	0,532	0,080
R ₁₀	0,236	0,089	0,058	0,161	0,388	0,067
R ₁₁	0,149	0,071	0,091	0,077	0,581	0,031
R ₁₂	0,179	0,123	0,098	0,314	0,172	0,114
R ₁₃	0,027	0,110	0,050	0,244	0,485	0,084
R ₁₄	0,119	0,090	0,095	0,162	0,399	0,136
R ₁₅	0,158	0,070	0,090	0,216	0,370	0,096
R ₁₆	0,295	0,067	0,214	0,119	0,256	0,048
R ₁₇	0,041	0,105	0,101	0,292	0,423	0,038
R ₁₈	0,243	0,085	0,094	0,154	0,376	0,048
R ₁₉	0,132	0,154	0,094	0,237	0,344	0,039
R ₂₀	0,082	0,071	0,154	0,210	0,444	0,039
R ₂₁	0,066	0,114	0,096	0,137	0,525	0,062
R ₂₂	0,134	0,091	0,101	0,288	0,351	0,035
R ₂₃	0,053	0,047	0,301	0,126	0,448	0,026
R ₂₄	0,144	0,080	0,095	0,175	0,483	0,022
R ₂₅	0,187	0,088	0,120	0,279	0,193	0,133
R ₂₆	0,202	0,068	0,163	0,177	0,302	0,089
R ₂₇	0,266	0,102	0,120	0,188	0,256	0,068
R ₂₈	0,119	0,168	0,150	0,308	0,210	0,044
R ₂₉	0,257	0,133	0,128	0,226	0,168	0,088
R ₃₀	0,023	0,067	0,064	0,288	0,318	0,240
R ₃₁	0,125	0,091	0,063	0,129	0,528	0,063

Tabela 10 - Peso das variáveis ponderadas por Entropia de Shannon nos reservatórios do estudo.

(continuação)

Reservatório	VD	N	P	Cla	CB	Z
R ₃₂	0,002	0,081	0,208	0,070	0,622	0,018
R ₃₃	0,158	0,036	0,068	0,168	0,509	0,061
R ₃₄	0,112	0,025	0,030	0,079	0,731	0,023
R ₃₅	0,030	0,116	0,234	0,056	0,536	0,027
R ₃₆	0,058	0,080	0,114	0,322	0,410	0,016
R ₃₇	0,028	0,190	0,065	0,358	0,259	0,100
R ₃₈	0,153	0,076	0,086	0,057	0,591	0,036
R ₃₉	0,102	0,210	0,124	0,304	0,222	0,038
R ₄₀	0,194	0,110	0,106	0,216	0,291	0,083
R ₄₁	0,030	0,126	0,049	0,190	0,589	0,015
R ₄₂	0,139	0,075	0,086	0,190	0,479	0,030
R ₄₃	0,069	0,097	0,122	0,307	0,300	0,106
R ₄₄	0,248	0,132	0,091	0,255	0,171	0,103
R ₄₅	0,153	0,102	0,116	0,167	0,407	0,055
R ₄₆	0,200	0,099	0,162	0,304	0,180	0,055
R ₄₇	0,093	0,152	0,124	0,147	0,430	0,055
R ₄₈	0,029	0,041	0,123	0,249	0,497	0,061
R ₄₉	0,077	0,094	0,180	0,172	0,449	0,028
R ₅₀	0,130	0,097	0,098	0,345	0,244	0,084
R ₅₁	0,179	0,064	0,060	0,123	0,523	0,051
R ₅₂	0,099	0,113	0,112	0,187	0,383	0,106
R ₅₃	0,202	0,222	0,055	0,109	0,320	0,092
R ₅₄	0,038	0,101	0,257	0,068	0,502	0,034
R ₅₅	0,257	0,036	0,071	0,120	0,475	0,041
R ₅₆	0,095	0,068	0,156	0,088	0,569	0,024
R ₅₇	0,181	0,117	0,171	0,104	0,408	0,019
R ₅₈	0,079	0,047	0,129	0,287	0,413	0,046
R ₅₉	0,204	0,085	0,127	0,235	0,234	0,115
R ₆₀	0,042	0,038	0,045	0,334	0,509	0,032
R ₆₁	0,126	0,058	0,166	0,224	0,393	0,033
R ₆₂	0,205	0,161	0,185	0,184	0,225	0,039

Tabela 10 - Peso das variáveis ponderadas por Entropia de Shannon nos reservatórios do estudo.

Reservatório	(conclusão)					
	VD	N	P	Cla	CB	Z
R ₆₃	0,002	0,081	0,208	0,070	0,622	0,018
R ₆₄	0,158	0,036	0,068	0,168	0,509	0,061
R ₆₅	0,112	0,025	0,030	0,079	0,731	0,023
R ₆₆	0,030	0,116	0,234	0,056	0,536	0,027
R ₆₇	0,058	0,080	0,114	0,322	0,410	0,016
R ₆₈	0,028	0,190	0,065	0,358	0,259	0,100
R ₆₉	0,153	0,076	0,086	0,057	0,591	0,036
R ₇₀	0,102	0,210	0,124	0,304	0,222	0,038
R ₇₁	0,194	0,110	0,106	0,216	0,291	0,083
R ₇₂	0,030	0,126	0,049	0,190	0,589	0,015
R ₇₃	0,139	0,075	0,086	0,190	0,479	0,030
R ₇₄	0,069	0,097	0,122	0,307	0,300	0,106
R ₇₅	0,248	0,132	0,091	0,255	0,171	0,103
R ₇₆	0,153	0,102	0,116	0,167	0,407	0,055
R ₇₇	0,200	0,099	0,162	0,304	0,180	0,055
R ₇₈	0,093	0,152	0,124	0,147	0,430	0,055
R ₇₉	0,029	0,041	0,123	0,249	0,497	0,061
R ₈₀	0,077	0,094	0,180	0,172	0,449	0,028
R ₈₁	0,130	0,097	0,098	0,345	0,244	0,084
R ₈₂	0,179	0,064	0,060	0,123	0,523	0,051
R ₈₃	0,099	0,113	0,112	0,187	0,383	0,106
R ₈₄	0,202	0,222	0,055	0,109	0,320	0,092
R ₈₅	0,038	0,101	0,257	0,068	0,502	0,034
R ₈₆	0,257	0,036	0,071	0,120	0,475	0,041
R ₈₇	0,095	0,068	0,156	0,088	0,569	0,024
R ₈₈	0,181	0,117	0,171	0,104	0,408	0,019
R ₈₉	0,079	0,047	0,129	0,287	0,413	0,046
R ₉₀	0,204	0,085	0,127	0,235	0,234	0,115
R ₉₁	0,042	0,038	0,045	0,334	0,509	0,032
R ₉₂	0,126	0,058	0,166	0,224	0,393	0,033
R ₉₃	0,205	0,161	0,185	0,184	0,225	0,039

Fonte: Autora (2024).

5.4 É possível um índice próprio?

O cálculo do IET_{CE} partiu do modelo já considerado em Carlson, conforme a equação:

$$IET_Z = 10 (n - \log_2 Z) \quad (45)$$

O maior valor de transparência (Z) encontrada foi 12,5 m, no reservatório R₇₂ (Riachão, Bacia MT). Portanto, o inteiro de base 2 imediatamente superior é 16 ($2^n = 2^4$). Assim, a equação acima torna-se:

$$IET_Z = 10 (4 - \log_2 Z) \quad (46)$$

As equações normalizadas, por transformação via logaritmo natural (*ln*), para obter Z em função das demais variáveis do IET (N, P e *Cla*) (ver Figura 11) são substituídas na Equação 46 que, a partir de sua forma reescrita, resulta no seguinte:

$$IET_Z = 10 [4 - (\ln Z / \ln 2)] \quad (47)$$

$$IET_N = 10 \{4 - [(-0,6077 \ln N - 0,064) / \ln 2]\} \quad (48)$$

$$IET_P = 10 \{4 - [(-0,5732 \ln P + 2,1892) / \ln 2]\} \quad (49)$$

$$IET_{Cla} = 10 \{4 - [(-0,3725 \ln Cla + 0,9082) / \ln 2]\} \quad (50)$$

A simplificação das equações acima é representada nas Equações de números 51 a 54. A Tabela 11 contém a classificação proposta para o IET_{CE}.

$$IET_P = 18,06 \ln P - 37,6 \quad (51)$$

$$IET_N = 13,93 \ln N + 55,2 \quad (52)$$

$$IET_{Cla} = 11,99 \ln Cla + 19,3 \quad (53)$$

$$IET_Z = -17,41 \ln Z + 44 \quad (54)$$

Em que: Z é dado em m, P em $\mu\text{g P/L}$, *Cla* em $\mu\text{g/L}$ e N em mg N/L .

Tabela 11 - Classificação dos reservatórios e valores de IET_{CE} e das variáveis-chave equivalente a cada classe.

Classe	IET	Z (m)	Cla (µg/L)	P (µg P/L)	N (mg N/L)
Oligotrófico	< 25	> 3,07	< 1,6	< 33	< 0,12
Mesotrófico	26 a 45	0,92 a 3,07	1,6 a 8,5	33 a 99	0,12 a 0,49
Eutrófico	46 a 65	0,30 a 0,91	8,6 a 44,0	100 a 301	0,50 a 2,09
Supereutrófico	66 a 75	0,17 a 0,29	45,0 a 100,0	302 a 498	2,10 a 4,25
Hipereutrófico	> 75	< 0,17	> 100,0	> 498	> 4,25

Fonte: Autora (2024).

O valor médio do IET_{CE} foi 18 pontos inferior aos resultados obtidos com o modelo de Kratzer e Brezonik (1981). No caso do modelo de Carlson (1977) o IET_{CE} fica 24 pontos abaixo. Não é possível fazer comparação com as proposições de Toledo *et al.* (1983), de Lamparelli (2004), de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) e de Silva *et al.* (2024), pois as escalas são diferentes. Restam, porém, as classes. Quanto a isso, a classificação média varia de eutrófico, principalmente com três classes, a hipereutrófico. O IET_{CE} deve ser considerado como recurso auxiliar e co-classificador.

O IET_{CE} apresenta uma base inferior mais elevada, de forma que a ideia de oligotrófico está mais próximo do mesotrófico que seria com Carlson (1977) ou Kratzer e Brezonik (1981). Isso significa que há um detalhamento maior das classes dos reservatórios de mais baixa qualidade. Outra característica importante, é o IET_{CE} ser mais sensível que qualquer um dos outros índices testados, pois apresentou maior CV de cerca de 20%, para o mesmo conjunto de dados. Sendo assim, quanto maior a variabilidade considerada neste sistema, mais significativo será o índice em termos de resposta aos fenômenos que ocorrem. A Figura 12 mostra comparativamente o IET_{CE} em relação aos outros IETs com mesma escala normalizada (0 a 100).

Outra ferramenta importante é o GCT. O índice é ponderado de acordo com os achados da Entropia de Shannon e seguiu os passos propostos na Figura 5. As funções finais estão definidas abaixo:

$$GCT_{VD} = -1,116 \ln VD + 6,0228 \quad (55)$$

$$GCT_{CB} = 0,8204 \ln CB - 6,1096 \quad (56)$$

$$GCT_Z = -1,972 \ln Z + 2,2659 \quad (57)$$

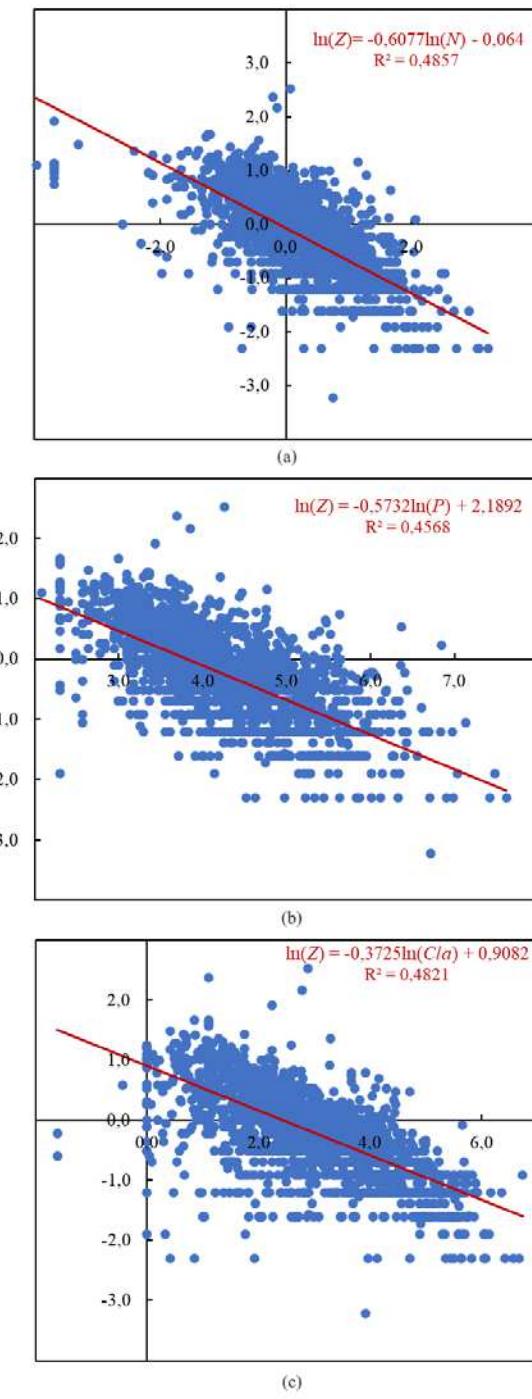
$$GCT_{Cla} = 1,0741 \ln Cla - 0,1059 \quad (58)$$

$$GCT_P = 1,7372 \ln P - 4,2041 \quad (59)$$

$$GCT_N = 1,74 \ln N + 2,705 \quad (60)$$

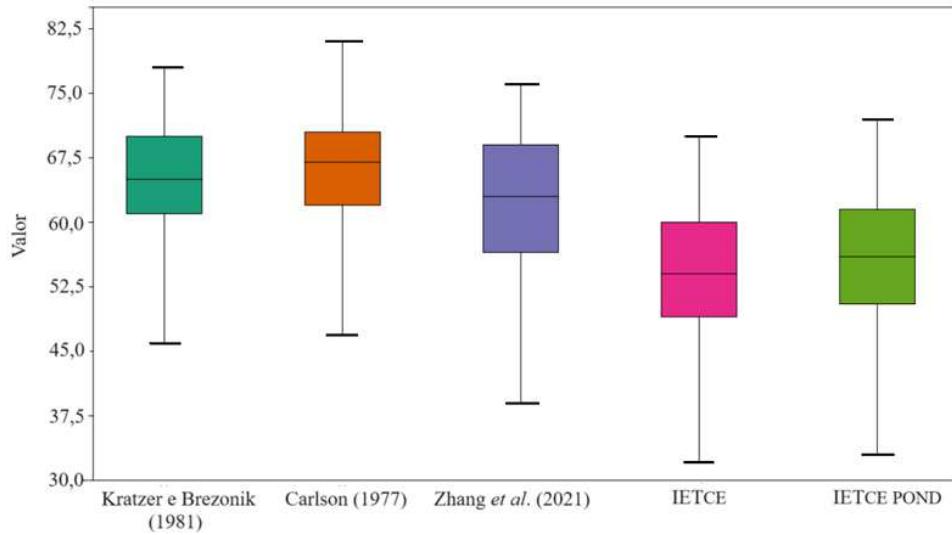
A Figura 13 mostra as funções representadas graficamente. Após agregação final, por soma, obtém-se as seguintes classes: $\leq 1,0$ – Irrelevante ou Muito Baixo; 1,1 a 2,5 – Baixo; 2,6 a 3,9 – Médio; 4,0 – 4,9 – Alto; $\geq 5,0$ Muito Alto. Cabe explicar que as funções são estruturadas em apenas dois pontos de ligação entre os limites (inferior e superior), o que explica o coeficiente de determinação igual a 1.

Figura 11 - Correlação das variáveis nitrogênio (a), fósforo (b) e clorofila *a* com transparência (c).



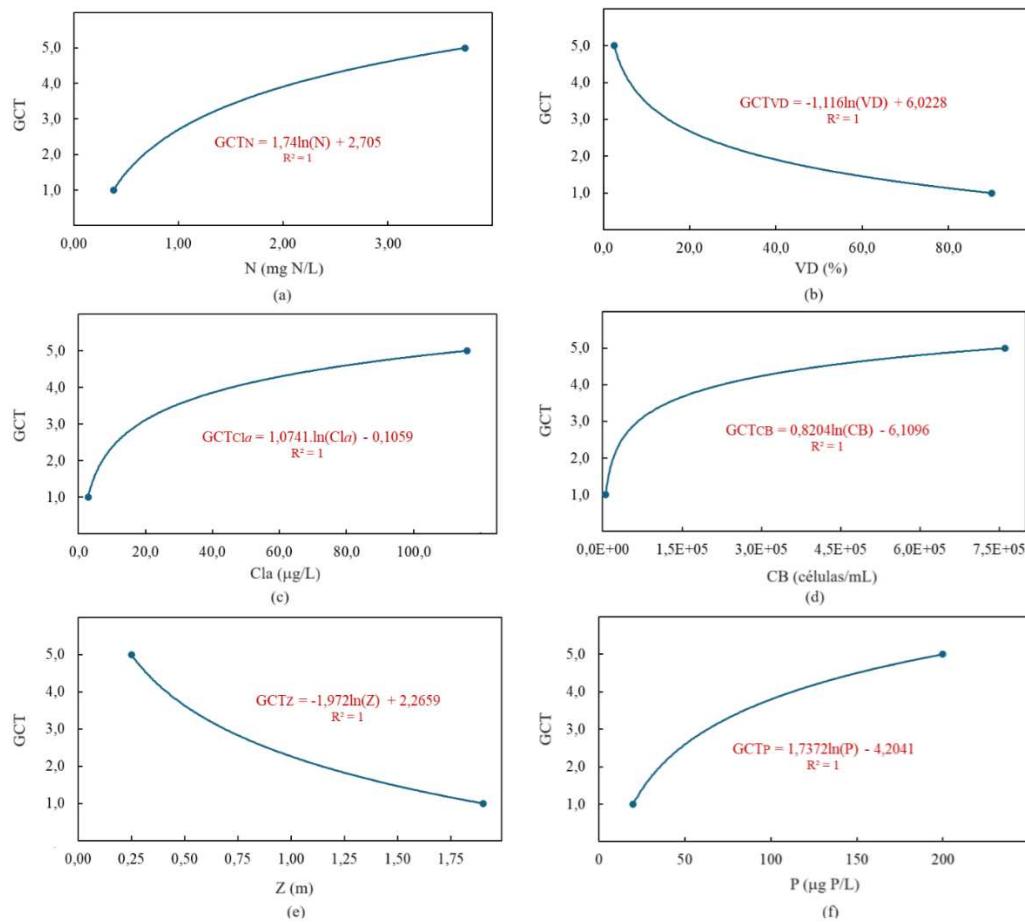
Fonte: Autora (2024).

Figura 12 - Box-plot de variação do IET_{CE} comparado com outros IETs de escala normalizadas (0 a 100) aplicados em açudes do estudo (2015 a 2021).



Fonte: Autora (2024).

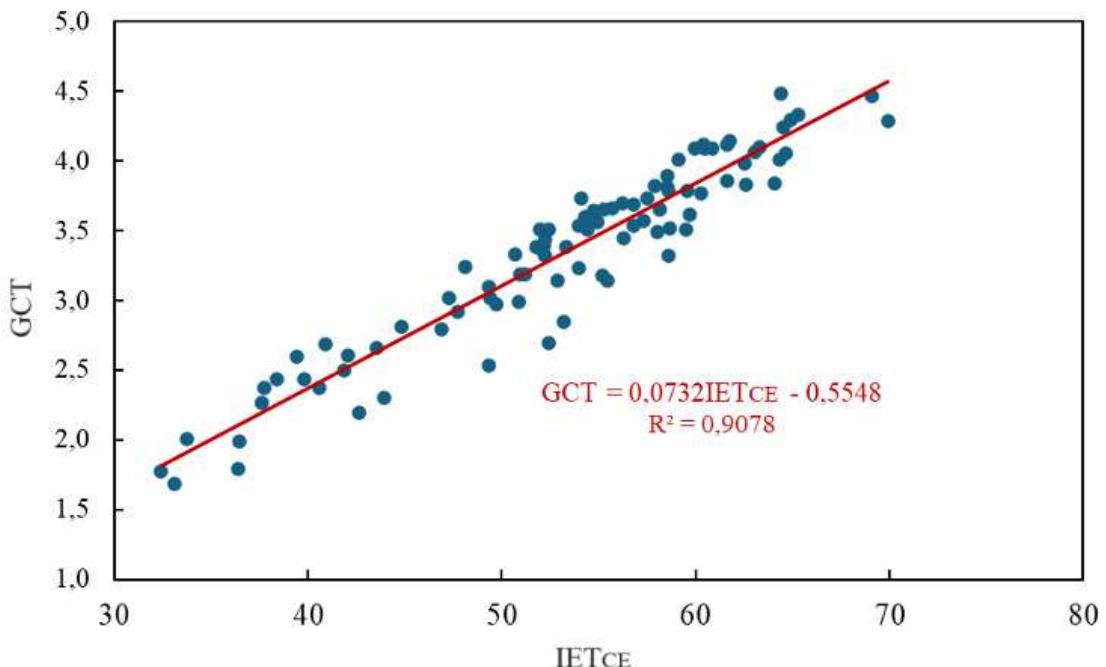
Figura 13 - Correlação das variáveis nitrogênio (a), volume disponível (b), clorofila a (c), cianobactérias (d), transparência (e) e fósforo (f) com GCT.



Fonte: Autora (2024).

O GCT é mais sensível ainda, com CV de cerca 25%. Isto pode se dever tanto à inclusão da variável física VD (volume disponível) quanto à adoção da ponderação das variáveis pela Entropia de Shannon. A correlação com o IET_{CE} é mostrada na Figura 14.

Figura 14 - Correlação entre IET_{CE} e GCT nos reservatórios do estudo (2015 a 2021).



Fonte: Autora (2024).

5.5 Desafios sobre a Eutrofização no Semiárido Brasileiro

5.5.1 O desafio do uso e ocupação do solo

O controle das fontes de poluição nas bacias hidrográficas e medidas de ações de recuperação ambiental de entorno podem contribuir para uma melhor gestão da eutrofização dos mananciais lênticos do Ceará. Para isto, é necessário investimento humano e capital permeando as ações políticas na caracterização e acesso dos órgãos de controle ao uso e ocupação do solo das bacias dessas estruturas.

Nesse aspecto do uso e ocupação do solo, tem-se uma ampla e diversificada temática a se aprofundar envolvendo infraestrutura de saneamento; tipos de atividades desenvolvidas que são grandes consumidores de água, assim como grandes geradoras de efluentes; coleta eficiente e destinação adequada de resíduos sólidos.

Esgotos sanitários costumam ser referidos como as maiores fontes de poluição dos reservatórios. Porém, são limitados os estudos quantitativos mais objetivos e consistentes, principalmente em relação às outras fontes, sejam pontuais ou difusas. Também, é evidente o baixo investimento público no setor de saneamento em áreas não urbanas, com pouco interesse em áreas de baixa densidade populacional através do uso de tecnologias sociais e sustentáveis.

Pouco é sabido também sobre o caso de efluentes de origem industrial e seu potencial poluidor ou tratamento. Tal enfoque, trata de conhecimento complexo podendo exigir até mesmo tratamentos avançados de forma a encarecer o processo e haver a disputa decisória: permitir a atividade para contribuir com desenvolvimento econômico da região estabelecendo padrões e condições de lançamento de efluentes em corpos hídricos de forma pouco rigorosa ou estabelecer esses critérios de acordo com a real capacidade de diluição do efluente nos reservatórios e estado de eutrofização dos mesmos.

A coleta e destinação adequada de resíduos sólidos ainda entra nesse desafio em razão da quantidade de lixões existentes nos municípios cearenses, baixa articulação colaborativa entre municípios para solução do problema e fiscalização precária dos geradores, coletores e destino de resíduos. Nos últimos anos, tem-se obtido algum avanço através de consórcios municipais, com implementação de aterros sanitários, porém a urgência em que se encontra o nível de poluição gerada pelas atividades antrópicas é uma condição necessária urgente a ser atendida.

As atividades agronômicas nas bacias dos reservatórios devem ser incentivadas de forma que suas práticas sejam não apenas rentáveis, mas também sustentáveis. A compatibilidade solo-clima-água oferecerá um caráter econômico mais viável à atividade agrícola no semiárido cearense.

Por fim, destaca-se a relevância de recuperação de áreas degradadas nas bacias hidrográficas e principalmente bacias hidráulicas, destacando-se as matas ciliares dos reservatórios. A vegetação atua como filtro de retenção de poluentes, incluindo nutrientes.

5.5.2 Importância de estudos de morfometria de lagos do trópico semiárido

A análise morfométrica de lagos utiliza parâmetros de medidas como profundidade máxima, volume total, área do lago, área de contribuição da superfície, comprimento máximo, largura máxima. E ainda, quando se trata de avaliar a morfometria das bacias podem ser

incluídos ordem e frequência do fluxo, densidade de drenagem, fator de forma, razão de alongamento, relevo da bacia, razão de relevo. Entre diversas abordagens, a importância do estudo desses parâmetros se dá na dinâmica de disposição de nutrientes na coluna d'água.

Reservatórios de regiões de clima semiárido possuem características específicas, como bem mencionado ao longo deste trabalho, que torna a análise morfométrica fundamental para avaliação da eutrofização desses corpos hídricos. Em função da intensa evaporação de água, chuvas inconstantes, longos períodos de estiagem e das mudanças climáticas previstas, a capacidade de diluição de poluentes e recuperação da qualidade das águas pode tornar-se mais previsível a partir do uso das variáveis morfométricas, alinhadas tanto ao estudo do uso e ocupação dos solos das bacias hidrográficas, como dos nutrientes nitrogênio e fósforo em cada reservatório.

Após a disponibilização dos dados e análises dos resultados da presente pesquisa, será possível um enfoque maior nas recomendações realizadas de aprofundamento em outras análises para complementar o estudo dos reservatórios do Ceará. Dessa forma, acrescentam-se maiores esforços na determinação de parâmetros de relevância para gestão das bacias hidrográficas do Ceará, servindo como base para resolução de conflitos nas disputas de águas; previsão de atividades econômicas a serem desenvolvidas em cada região; adoção de medidas de conservação da água e do solo, assim como prevenção contra os efeitos das mudanças climáticas.

6 CONCLUSÕES

O presente estudo tratou da métrica de índice de estado trófico aplicado a 93 reservatórios do estado do Ceará, predominantemente de trópico Semiárido. Abordou-se o peso das variáveis fração de volume disponível no reservatório (VD), nitrogênio total, (N), fósforo total (P), clorofila a (Cla), transparência (Z) e contagem total de cianobactérias (CB) através da entropia de Shannon. A ordem dos resultados dos pesos foi CB > Cla > VD > P > N > Z. Consideradas somente as variáveis componentes do IET a ordem foi Cla > P > N > Z.

O conjunto total de microdados ($n = 2521$) permitiu a proposição de um índice próprio chamado IET_{CE}, bem como um índice auxiliar denominado Grau de Comprometimento Trófico (GCT) que tem em sua composição as variáveis CB e VD.

A variável CB foi incluída por seu significado sanitário, em função das cianobactérias representarem uma contaminação dos sistemas. Entretanto, priorizar sua medida, bem como outras, pode proporcionar resultados exclusivos e, idealmente, seria necessário encontrar as variáveis de maior peso para cada reservatório.

O IET_{CE} obteve resultados semelhantes aos modelos tradicionais, conseguindo ser replicado e por isso pode ser utilizado como ferramenta complementar na avaliação da eutrofização dos reservatórios do Estado. O grau de comprometimento trófico também demonstrou ser uma boa ferramenta para o estudo da qualidade das águas, podendo trazer aplicação e interpretação elucidativa. Ambos apresentaram boa sensibilidade e devem ser considerados como recurso auxiliar e com potencial a ser aprimorado.

REFERÊNCIAS

- ADIMALLA, N.; QIAN, H.; LI, P. Entropy water quality index and probabilistic health risk assessment from geochemistry of groundwaters in hard rock terrain of Nanganur County, South India. **Geochemistry**, v. 80, n. 4, e125544, 2020. DOI:10.1016/j.chemer.2019.125544
- AGUIRREZABALA-CAMPANO, T.; GONZALEZ-VALENCIA, R.; CERVANTES, F.J.; THALASSO, F. Overall spatiotemporal dynamics of greenhouse gasses and oxygen in two subtropical reservoirs with contrasting trophic states. **Water Research**, v. 196, e117056, 2021. DOI:10.1016/j.watres.2021.117056
- ALINEZHAD, A.; KHALILI, J. New methods and applications in multiple attribute decision making (MADM). **International Series in Operations Research & Management Science**, 2019. 233p. DOI:10.1007/978-3-030-15009-9
- AMORIM, Cihelio Alves; MOURA, Ariadne do Nascimento. Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning, **Science of the Total Environment**, Volume 758, 2021, 143605, ISSN 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143605>.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, 2005.
- ARAÚJO, J.C.; MAMEDE, G.L.; LIMA, B.P. Hydrological guidelines for reservoir operation to enhance water governance: application to the brazilian semiarid region. **Water**, v. 10, e1628, 2018. DOI:10.3390/w10111628
- ARAUJO, A.S.F.; PEREIRA, A.P. de Araujo; MELO, V.M.M. et al. Environmental DNA Sequencing to Monitor Restoration Practices on Soil Bacterial and Archaeal Communities in Soils Under Desertification in the Brazilian Semiarid. **Microb Ecol** 85, p. 1072–1076, 2023. DOI: 10.1007/s00248-022-02048-y
- AYELE, H. S.; ATLABACHEW, M. Review of characterization, factors, impacts, and solutions of Lake eutrophication: lesson for lake Tana, Ethiopia. **Environmental Science Pollution Research**, v. 28, p.14233–14252, 2021. DOI:10.1007/s11356-020-12081-4
- BARROS, L.R. **O índice do estado trófico e sua adaptação para os sistemas lênticos do semiárido cearense**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Ceará. Centro de Tecnologia. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Fortaleza, 2013. 77p.
- BARRETO, Flávio Ataliba Flexa Daltro; FRANÇA, João Mário Santos de; PEREIRA, Ricardo Antônio de Castro. **Evidências Socioeconômicas Recentes no Ceará: Choques Adversos, Avanços e Desafios**. 2022. Disponível em: <https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2022/12/EVIDENCIAS_SOCIOECONOMICAS_RECENTES_NO_CEARA.pdf> Acesso em: 11 jul. 2024

BARROSO, Francisco Rony Gomes; GOMES, Vaneicia dos Santos; CARVALHO, Carlos Eduardo; LEDRU, Marie-Pierre; FAVIER, Charly; ARAÚJO, Francisca Soares; BREMOND, Laurent. Phytoliths from soil surfaces and water reservoirs of the Brazilian semi-arid Caatinga. **Journal of South American Earth Sciences**, vol. 108, p. 103180, 2021. DOI: 10.1016/j.jsames.2021.103180

BEN-NAIM, A. Entropy and information theory: uses and misuses. **Entropy**, v. 21, 1170, 2019. DOI:10.3390/e21121170

BERMAN, M. C.; LLAMES, M. E.; MINOTTI, P.; FERMANI, P.; QUIROGA, M. V.; FERRARO, M. A.; METZ, S.; ZAGARESE, H.Z. Field evidence supports former experimental claims on the stimulatory effect of glyphosate on picocyanobacteria communities. **Science of the Total Environment**, v. 701, e34601, 2020. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.134601

BICUDO, Carlos Eduardo de Mattos; MENEZES, Mariângela. **Gêneros de Algas de Águas Continentais no Brasil: Chave para identificação e descrição**. 3 ed. São Carlos: RiMa, 2020.

BILGIN, A. Trophic state and limiting nutrient evaluations using trophic state/level index methods: a case study of Borçka Dam Lake. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, 794, 2020. DOI:10.1007/s10661-020-08741-0.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DOU nº 53, p. 58-63, 18 de março de 2005.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, de 13 de maio de 2011. Brasília, 2011.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. Conselho Deliberativo. **Resolução nº 107 de 27 de julho de 2017**. Estabelece critérios técnicos e científicos para delimitação do Semiárido Brasileiro procedimentos para revisão de sua abrangência. 2017. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/3c8b249e-8ec3-4db1-b188-bab3c3c3240f/attachments/Resolucao-107-2017-CONDEL-SUDENE.pdf>> Acesso em: 10 jul. 2024

_____. **Resolução nº 115 de 23 de novembro de 2017**. Aprova a Proposição nº 113/2017, que acrescenta municípios a relação aprovada pela Resolução CONDEL nº 107, de 27 de julho de 2017. 2017. Disponível em: <<https://www.gov.br/sudene/pt-br/centrais-de-conteudo/resolucao1152017-pdf/view>> Acesso em: 10 jul. 2024

BONSDORFF, E. Eutrophication: Early warning signals, ecosystem-level and societal responses, and ways forward. *Ambio*, 50, p. 753–758 (2021). DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01432-7>

BOTTINO, F.; CASALI, S.P.; CUNHA-SANTINO, M.B.; CALIJURI, M.C.; BIANCHINI JÚNIOR, I. Potential of the retention capability of a Neotropical reservoir (São Paulo State, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensis*, 2023, v. 35, e.4, 2023. DOI: 10.1590/S2179-975X6922

BURNS, N. M.; BRYERS, G.; BOWMAN, E. **Protocols for monitoring trophic levels of New Zealand lakes and reservoirs.** New Zealand Ministry for the Environment. Wellington, NZ. 138 p., 2000. Disponível em: <<http://www.mfe.govt.nz/publications/water/monitoring-trophic-status-of-nz-lakes01.html>> Acesso em: 03 jul. 2024

BURNHAM, J. P. Climate change and antibiotic resistance: a deadly combination. **Therapeutic Advances in Infectious Disease**, v. 8, p. 1-7, 2021.
DOI:10.1177/2049936121991374

CALIJURI, M. C.; SANTOS, A. C. A. dos. Temporal variations in phytoplankton primary production in a tropical reservoir. *Hydrobiologia*, v. 445, n. 1/3, p. 11-26, 2001.
DOI:10.1023/a:1017554829992

CARACO, N. F.; COLE, J. J. Human impact on nitrate export: An analysis using major world rivers. *Ambio*, v. 28, p. 167–170, 1999.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977. DOI:10.4319/lo.1977.22.2.0361

CARLSON, R. E.; SIMPSON, J. **A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods.** North American Lake Management Society, 96 p., 1996.
CEARÁ. Resolução Coema nº 02, de 02 de fevereiro de 2017. **Dispõe sobre lançamento de efluentes líquidos lançados por fontes poluidoras.** Disponível em:
<<https://www.semace.ce.gov.br/resolucao-2017-coema/>> Acesso em: 13 jun. 2024.

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCENE). Portal Eletrônico. **Calendário das Chuvas.** 2024b. Disponível em: <<http://www.funceme.br/>>. Acesso em: 01 fev. 2023.

CEARÁ. Portal Hidrológico. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Secretaria de Recursos Hídricos, Governo do Estado do Ceará. Fortaleza, CE. Disponível em: <<http://www.funceme.br/hidro-ce-zend/>> Acesso em: 05 dez. 2023.

CHANG, C. L.; LIU, H. C. Applying the Back-Propagation Neural Network model and fuzzy classification to evaluate the trophic status of a reservoir system. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 9, p. 00-00, 13 ago. 2015. DOI: 10.1007/s10661-015-4513-7

CHAVES, L.C.G.; LOPES, F.B.; MAIA, A.R.S.; MEIRELES, A.C.M.; ANDRADE, E.A. Water quality and anthropogenic impact in the watersheds of service reservoirs in the

Brazilian semi-arid region. **Revista Ciência Agronômica**, v. 50, n. 2, p. 223-233, abr-jun, 2019. DOI: 10.5935/1806-6690.20190026

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSItsr). **Ecological Engineering**, v. 60, n. 1, p. 126-134, 2013. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.07.058

CUNHA, T. J. F.; PETRERE, V. G.; SILVA, D. J.; MENDES, A. M. S.; MELO, R. F. de; OLIVEIRA NETO, M. B. de; SILVA, M. S. L. da; ALVAREZ, I. A. Principais solos do semiárido tropical brasileiro: caracterização, potencialidades, limitações, fertilidade e manejo. In: SA, I. B.; SILVA, P. C. G. da. (Ed.). **Semiárido brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2010. cap. 2, p. 57-87.

DUTTA, S.; CHOUDHURY, A. K. An assessment of the temporal alterations in the trophic status and habitat heterogeneity of the anthropogenically influenced Bhagirathi–Hooghly estuary in reference to phytoplankton community and environmental variables. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 48681–48705, 2021. DOI: 10.1007/s11356-021-14005-2

ELLINA, G.; PAPASCHINOPoulos, G.; PAPADOPOULOS, B. K. Variables' classification via equivalence relations for the trophic state of a Mediterranean ecosystem. **Research Article**, v. 95, n. 1, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/wer.1565>

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: InterciênciA, 2011.

FERREIRA, L. K. R.; FREITAS, L. M. C.; LIMA, G. R. R.; ARAÚJO, A. L.; SILVA, F.J.A. Uma análise quantitativa sobre o estado trófico em reservatórios no Ceará, semiárido brasileiro. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 16, p. 971-986, 2023. DOI:10.22201/iingen.0718378xe.2023.16.3.83606

FRANCESCHINI, I. M.; BURLINGA, A. L.; REVIRS, B.; PRADO, J. F. RÉZIG, S. H. **Algas: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. 1^a edição. Porto Alegre: Artmed, 2010. 322p.

FUNCAP - FUNDAÇÃO CEARENSE DE APOIO AO DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E TECNOLÓGICO *et al.* **Diagnóstico da Região Hidrográfica do Acaraú**. 2021a. Disponível em: <portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2021/11/DIAGNOSTICO_ACARAU_versaocorrigida.pdf> Acesso em: 02 jul. 2024.

_____. **Diagnóstico da Região Hidrográfica do Alto Jaguaribe**. 2022a. Disponível em: <[https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2022/08/DIAGN%C3%93STICO-ALTO-JAGUARIBE_compressed.pdf](http://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2022/08/DIAGN%C3%93STICO-ALTO-JAGUARIBE_compressed.pdf)> Acesso em: 02 jul. 2024

_____. **Diagnóstico da Região Hidrográfica do Baixo Jaguaribe**. 2023a. Disponível em: <[https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2023/04/Diagn%C3%B3stico-CSBHBJ_compressed-1.pdf](http://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2023/04/Diagn%C3%B3stico-CSBHBJ_compressed-1.pdf)> Acesso em: 02 jul. 2024

_____. **Diagnóstico da Região Hidrográfica do Coreaú.** 2022b. Disponível em: <<https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2022/03/DIAGN%C3%93STICO-COREA%C3%A3o-Final.pdf>> Acesso em: 02 jul. 2024

_____. **Diagnóstico da Região Hidrográfica do Curu.** 2021b. Disponível em: <<https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2021/07/Diagn%C3%B3stico-da-Regi%C3%A3o-Hidrogr%C3%A3fica-do-Curu.pdf>> Acesso em: 02 jul. 2024

_____. **Diagnóstico da Região Hidrográfica do Médio Jaguaribe.** 2023b. Disponível em: <[https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2023/04/DIAGN%C3%93STICO-METROPOLITANA-VERS%C3%83O-FINAL.pdf](https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2023/04/DIAGN%C3%93STICO-M%C3%89DIO-JAGUARIBE-VERS%C3%83O-FINAL_compressed.pdf)> Acesso em: 02 jul. 2024

_____. **Diagnóstico da Região Hidrográfica da Região Metropolitana de Fortaleza.** 2023c. Disponível em: <<https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2023/04/DIAGN%C3%93STICO-METROPOLITANA-VERS%C3%83O-FINAL.pdf>> Acessado em: 02 jul. 2024

_____. **Diagnóstico da Região Hidrográfica do Rio Banabuiú.** 2022c. Disponível em: <<https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2022/08/DIAGN%C3%93STICO-BANABUI%C3%A3O-OFCIAL.pdf>> Acesso em: 02 jul. 2024.

_____. **Diagnóstico da Região Hidrográfica do Rio Salgado.** 2022d. Disponível em: <https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2022/08/Diagnostico_Salgado_apos_aprovacao-Amanda_def_com_CT.pdf> Acesso em: 02 jul. 2024

_____. **Diagnóstico da Região Hidrográfica da Serra de Ibiapaba.** 2021c. Disponível em: <https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2021/09/DIAGN%C3%93STICO_RHSI.pdf> Acesso em: 02 jul. 2024

_____. **Diagnóstico da Região Hidrográfica dos Sertões de Crateús.** 2021d. Disponível em: <https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2021/07/DIAGN%C3%93STICO_RHSC_corrigido_FINAL.pdf> Acesso em: 02 jul. 2024

GUILDFORD, S. J.; HECKY, R. E. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? **Limnology and Oceanography**, v. 45, n. 6, p. 1213-1223, 2000. DOI: 10.4319/lo.2000.45.6.1213

GONÇALVES, S. T. N; VASCONCELOS JÚNIOR, F. d. C.; SILVEIRA, C. d. S; CID, D. A. C.; MARTINS, E. S. P. R.; COSTA, J. M. F. d. Análise comparativa de índices de seca no monitoramento hidrológico nas bacias do semiárido cearense, Brasil. **Water**, vol. 15, n. 7, p. 1259, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/w15071259>

HAN, C.; ZHENG, B.; QIN, Y.; MA, Y.; YANG, C.; LIU, Z.; CAO, W.; CHI, M. Impact of upstream river inputs and reservoir operation on phosphorus fractions in water-particulate

phases in the Three Gorges Reservoir. **Science of the Total Environment**, v. 610-611, p. 1546–1556, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.109

HANAZAKI, N.; PETRUCIO, M.; ZANK, S.; MAYER, F.P. **Introdução à Ecologia**. 2^a edição. Florianópolis: biologia/ead/UFSC, 2013. 86p.

HATVANI, I.G.; BARROS, V.D.; TANOS, P.; KOVÁCS, J.; KOVÁCS, I.S.; CLEMENT, A. Spatiotemporal changes and drivers of trophic status over three decades in the largest shallow lake in Central Europe, Lake Balaton. **Ecological Engineering**, v. 151, e105861, 2020. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2020.105861

HUO, Shouliang; M. A., Chunzi; X. I., Beidou; S. U., Jing; Z. A. N., Fengyu; J. I., Danfeng; H. E., Zhuoshi. Establishing eutrophication assessment standards for four lake regions, China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 10, p. 2014-2022, out. 2013. DOI: 10.1016/s1001-0742(12)60250-2.

IPECE – Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. IPECEDATA. Sistema de Informações Geossocioeconômicas do Ceará. **Índices de Desenvolvimento. Índice de Desenvolvimento Humano de 2010**. Disponível em: <<http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/>> Acesso em: 01 jul. 2024

_____. **Índices de Desenvolvimento. Índice de Desenvolvimento Social de 2015**. Disponível em: <<http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/>> Acesso em: 01 jul. 2024

_____. **Índices de Desenvolvimento. Índice de Desenvolvimento Municipal de 2018**. Disponível em: <<http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/>> Acesso em: 01 jul. 2024

_____. **Produto interno Bruto**. 2019. Disponível em:
<<http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/>> Acesso em: 01 jul. 2024

ISLAM, A. R. T.; MAMUNA, A. A.:RAHMANB, M.; ZAHID, A. Simultaneous comparison of modified-integrated water quality and entropy weighted indices: Implication for safe drinking water in the coastal region of Bangladesh. **Ecological Indicators**, v. 113, e. 106229, 2020. DOI:10.1016/j.ecolind.2020.106229

JI, Bin; LIANG, Jiechao; CHEN, Rong. Bacterial eutrophic index for potential water quality evaluation of a freshwater ecosystem. **Environmental Science And Pollution Research**, v. 27, n. 26, p. 32449-32455, 18 jun. 2020. DOI:10.1007/s11356-020-09585-4

JANSSEN, A. B. G. et al. Characterizing 19 thousand Chinese lakes, ponds and reservoirs by morphometric, climate and sediment characteristics. **Water Research**, v. 202, n. 1, 07 2021.

JIN. Lake Environment in China. **Ocean Press**, Beijing, 1995.

JUNGER, P. C.; DANTAS, F. C. C.; NOBRE, R. L. G.; KOSTEN, S.; VENTICINQUE, E.M.; ARAÚJO, F. C.; SARMENTO, H.; ANGELINI, R.; TERRA, I.; GAUDÊNCIO, A.; THEY, N-H.; BECKER, V.; CABRAL, C. R.; QUESADO, L.; CARNEIRO, L. S.; CALIMAN, A.; AMADO, A. M. Effects of seasonality, trophic state and landscape properties on CO₂

saturation in low-latitude lakes and reservoirs. **Science of The Total Environment**, v. 664, p. 283-295, 2019. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.01.273

KARYDIS, M. Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. **Global NEST Journal**, vol. 11, n. 4, p. 373, 2013. DOI:10.30955/gnj.000626

KRAEMER, B. M. Rethinking discretization to advance limnology amid the ongoing information explosion. **Water Research**, v. 178, jul. 2020.

KRATZER, C. R.; BREZONIK, P. L. A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. **Water Resources Bulletin**, v. 17, n. 4, p. 713-715, 1981. DOI:10.1111/j.1752-1688.1981.tb01282.x.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. São Paulo, 2004. 235 p.

LASPIDOU, C. *et al.* Investigation of factors affecting the trophic state of a shallow Mediterranean reconstructed lake. **Ecological Engineering**, v. 103, n. A, 06 2017.

LEDRU, Marie-Pierre; JESKE-PIERUSCHKA, Vivian; BREMOND, Laurent; DEVELLE, Anne-Lise; SABATIER, Pierre; MARTINS, Eduardo Sávio Passos Rodrigues; FREITAS FILHO, Manuel Rodrigues de; FONTENELE, Diógenes Passos; ARNAUD, Fabien; FAVIER, Charly; BARROSO, Francisco Rony Gomes; ARAÚJO, Francisca Soares. When archives are missing, deciphering the effects of public policies and climate variability on the Brazilian semi-arid region using sediment core studies. **Science of the Total Environment**, vol. 723, p. 137989, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137989

LEMOS, Maria Carmen; OLIVEIRA, João Lúcio Farias de. Can Water Reform Survive Politics? Institutional Change and River Basin Management in Ceará, Northeast Brazil, **World Development**, vol. 32, n. 12, p. 2121-2137, 2004. DOI: 10.1016/j.worlddev.2004.08.002.

LIMA, G. R. R; SOUZA, S. O.; ALENCAR, F. K. M.; ARAÚJO, A. L.; SILVA, F. J. A. O que comunicam os índices de qualidade de água e de estado trófico em um reservatório do semiárido brasileiro? **Geociências**, v. 39, n. 1, p. 181-190, 2020. DOI: 10.5016/geociencias.v39i1.14206

LI, Y.; GENG, M.; YU, J.; DU, Y.; XU, M.; ZHANG, W.; WANG, J.; SU, H.; WANG, R.; CHEN, F. Eutrophication decrease compositional dissimilarity in freshwater plankton communities. **Science of the Total Environment**, v. 821, e153434, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153434

LI, L.; GENG, S.; WU, C.; SONG, K.; SUN, F.; VISVANATHAN, C; XIE, F.; WANG, Q. Microplastics contamination in different trophic state lakes along the middle and lower reaches of Yangtze River Basin. **Environmental Pollution**, v. 254, Part A, e112951, 2019. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.07.119

LIN, S. et al. Approach based on TOPSIS and Monte Carlo simulation methods to evaluate lake eutrophication levels. **Water Research**, v. 187, n. 1, 2020. DOI:10.1016/j.watres.2020.116437.

LIU, H.; HE, B.; ZHOU, Y.; KUTSER, T.; TOMING, K.; FENG, Q.; YANG, X.; FU, C.; YANG, F.; LI, W.; PENG, F. Trophic state assessment of optically diverse lakes using Sentinel-3-derived trophic level index. **International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation**, v. 14, e103026, 2022. DOI:10.1016/j.jag.2022.103026

LIU, Wen-wen; ZHAO, Enmin; KUO, Yi-Ming; JANG, Cheng-Shin. Identifying the relationships between trophic states and their driving factors in the Shihmen Reservoir, Taiwan, **Limnologica**, v. 64, p. 38-45, 2017. DOI: 10.1016/j.limno.2017.04.004.

LOPES, Olandia Ferreira; ROCHA, Felizardo Adenilson; SOUSA, Lucas Farias de; SILVA, Daniela Mariano Lopes da; AMORIM, Andrique Figueiredo; GOMES, Ronaldo Lima; SILVA JUNIOR, André Luiz Sampaio da; JESUS, Raildo Mota de. Influence of land use on trophic state indexes in northeast Brazilian river basins. **Environmental Monitoring And Assessment**, v. 191, n. 2, p. 00-00, 16 jan. 2019. DOI:10.1007/s10661-019-7188-7

MAMEDE, G.L.; GUENTNER, A.; MEDEIROS, P.H.A.; ARAÚJO, J.C.; BRONSTERT, A. Modeling the effect of multiple reservoirs on water and sediment dynamics in a semiarid catchment in Brazil. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 23, n. 12, e.05018020, 2018. DOI:10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.000170

MARENGO, JOSÉ A.; BETTS, RICHARD *et al.* **Riscos das Mudanças Climáticas no Brasil Análise Conjunta Brasil-Reino Unido sobre os Impactos das Mudanças Climáticas e do Desmatamento na Amazônia**. 2011. Disponível em: <http://mtc-m16d.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m19/2013/02.19.13.05/doc/relatorio_port.pdf> Acesso em:

MARENGO, JOSÉ A.; BERNASCONI, Mauro. Regional differences in aridity/drought conditions over Northeast Brazil: present state and future projections. **Climatic Change**, Springer, vol. 129, n. 1, p. 103-115, 2015. DOI: 10.1007/s10584-014-1310-1

MARKAD, Adinath T.; LANDGE, Asha T.; NAYAK, Binaya B.; INAMDAR, Arun B.; MISHRA, Akhil K. Trophic state modeling for shallow freshwater reservoir: a new approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 9, 22 ago. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-019-7740-5>

MINGZHU, W. et al. Phytoplankton absorption and chlorophyll-specific absorption coefficients characteristics of different trophic level lakes. **Journal of Lake Sciences**, v. 25, n. 4, p. 505-513, 2013. (Em chinês – FONTE importante de WEN et al., 2016).

MOE, C. L.; RHEINGANS, R. D. Global challenges in water, sanitation and health. **Journal of Water & Health**, v. 4, supplement 1, p. 41-57, 2006. DOI: 10.2166/wh.2006.0043

MORAIS, N. W. S.; DOS SANTOS, A. B. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. **Revista DAE**, v. 67, p. 40-55, 2019. DOI: 10.4322/dae.2019.004

NEMERY, J. *et al.* Carbon, nitrogen, phosphorus, and sediment sources and retention in a small eutrophic tropical reservoir. **Aquatic Sciences**, v. 78, p. 171–189, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0416-5>

NEVEROVA-DZIOPAK, Elena; KOWALEWSKI, Zbigniew. Foundation and Application of New Method of Trophic State Assessment. **Geomatics and Environmental Engineering**, v. 12, n. 2, p. 63, 2018. AGHU University of Science and Technology Press. DOI: 10.7494/geom.2018.12.2.63

NIZZOLI, D.; WELSH, D. T.; VIAROLI, P. Denitrification and benthic metabolism in lowland pit lakes: The role of trophic conditions. **Science of The Total Environment**, v. 703, e134804, 2020. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.134804

NISAR, U. B.; REHMAN, W.; SALEEM, S.; TAUFAIL, K.; REHMAN, F.; FAROOQ, M.; EHSAN, S. A. Assessment of water quality using entropy-weighted quality index, statistical methods and electrical resistivity tomography, Moti village, northern Pakistan. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 264, e104368, 2024. DOI: 10.1016/j.jconhyd.2024.104368

NOJAVAN, A. F.; KREAKIE, Betty J.; HOLLISTER, Jeffrey W.; QIAN, Song S. Rethinking the lake trophic state index. **PeerJ**, v. 7, p. 00-00, 12 nov. 2019. PeerJ. DOI:10.7717/peerj.7936

OCHOCKA, A. ZIPLAS: Zooplankton Index for Polish Lakes' Assessment: a new method to assess the ecological status of stratified lakes. **Environmental Monitoring Assessement**, v. 193, e664, 2021. DOI:10.1007/s10661-021-09390-7

ODUM, Eugene; BARRET, Gary. **Fundamentos de ecologia**. 5 ed. São Paulo: Cengage Learning, 2006.

OLOKOTUM, M. et al. A review of the socioecological causes and consequences of cyanobacterial blooms in Lake Victoria. **Harmful Algae**, v. 96, n. 1, p. 101584, 2020. DOI: 10.1016/j.hal.2020.101584.

PAULIC, M.; HAND, J.; LORD, L. **Water-quality assessment for the state of Florida**. Section 305(b) Main Report. In accordance with the Federal Clean Water Act. Bureau of Water Resources Protection. Division of Water Facilities. Florida Department of Environmental Protection. Tallahassee, Florida. December, 1996. 317 p.

PAVLUK, T.; BIJ DE VAATE, A. Trophic index and efficiency. **Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences**. Elsevier, p. 3602-3608, 2013. DOI: 0.1016/B978-0-12-409548-9.00608-4

PAERL, H. W.; BARNARD, M. A. Mitigating the global expansion of harmful cyanobacterial blooms: Moving targets in a human- and climatically-altered world. **Harmful Algae**, v. 96, n. 1, p. 101845, 2020. DOI: 10.1016/j.hal.2020.101845.

POMPÊO, Marcelo; MOSCHINI-CARLOS, Viviane. Avaliação da degradação da qualidade da água do reservatório Carlos Botelho em Itirapina, São Paulo, Brasil, por meio de imagens do satélite Sentinel 2. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 27, n. 2, 2022. DOI:10.1590/S1413-415220210002

PREISNER, Michał; NEVEROVA-DZIOPAK, Elena; KOWALEWSKI, Zbigniew. An Analytical Review of Different Approaches to Wastewater Discharge Standards with Particular Emphasis on Nutrients. **Environmental Management**, v. 66, n. 4, p. 694-708, 12 ago. 2020. Springer Science and Business Media LLC. DOI:10.1007/s00267-020-01344-y

ROLIM, H.O. **Proposta de índice de estado trófico em reservatórios do semiárido a partir de dados da bacia do Banabuiú, Estado do Ceará**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Ceará. Centro de Tecnologia. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Fortaleza, 2016. 114p.

ROLIM, H. O.; NUNES, A. B. A.; NASCIMENTO, F. J. S. C.; CHAVES, J. R. Proposal of a trophic state index in semiarid reservoirs using data of the Banabuiú Basin, state of Ceará, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 31, e26, 2019.

REDFIELD, A.C. The Biological Control of Chemical Factors in the Environment. **American Scientist**, v. 46, p. 205-221, 1958.

ROCHA, M.J.D.; LIMA NETO, I. E. Internal phosphorus loading and its driving factors in the dry period of Brazilian semiarid reservoirs. **Journal of Environmental Management**, v. 312. e114983, 2022. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.114983

SCHREIDAH, C. M.; RATNAYAKE, K.; SENARATH, K.; KARUNARATHNE, A. Microcystins: biogenesis, toxicity, analysis, and control. **Chemical Research in Toxicology**, v. 33, n. 9, p. 2225–2246, 2020. DOI: 10.1021/acs.chemrestox.0c00164

SEPULVEDA-JAUREGUI, A.; HOYOS-SANTILLAN, J.; MARTINEZ-CRUZ, K.; ANTHONY, K.M.W.; CASPER, P.; BELMONTE-IZQUIERDO, Y.; THALASSO, F. Eutrophication exacerbates the impact of climate warming on lake methane emission. **Science of the Total Environment**, v. 636, p. 411-419, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.283

SHANG, Y.; JACINTHE, P-A.; LI, L.; WEN, Z.; LIU, G.; LYU, L.; FANG, C.; ZHANG, B.; HOU, J.; SONG, K. Variations in the light absorption coefficients of phytoplankton, non-algal particles and dissolved organic matter in reservoirs across China. **Environmental Research**, v. 201, e111579, 2021. DOI:10.1016/j.envres.2021.111579

SHANNON, C.E. A Mathematical Theory of Communication. **Bell System Technical Journal**, 27, 379-423. 1948. DOI: 10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x

SHI, W.; QIN, B. Sediment and Nutrient Trapping by River Dams: A Critical Review Based on 15-Year Big Data. **Current Pollution Reports**, v. 9, p. 165–173, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40726-023-00258-7>

SILVINO, R. F.; BARBOSA, F. A. R. Eutrophication potential of lakes: an integrated analysis of trophic state, morphometry, land occupation, and land use. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 3, p. 607-615, 2015. DOI:10.1590/1519-6984.18913

SILVA, T. T.; SARAIVA, M. A.; BECKER, H. Proposal for a trophic status index for brazilian semi-arid reservoirs. **Rev. Caatinga**, Mossoró, v. 37, e12405, 2024. DOI: 10.1590/1983-21252024v3712405rc

SINGH, K. R.; DUTTA, R.; KALAMDHAD, A. S.; KUMAR, B. Information entropy as a tool in surface water quality assessment. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, 15p, 2019. DOI: 10.1007/s12665-018-7998-x

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA). **Série Histórica**. 2023. Disponível em: <<http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>> Acesso em: 07 ago. 2023

SRH - Secretaria de Recursos Hídricos do Ceará. **Comitê de Bacias hidrográficas**. 2023. Disponível em: <<https://www.srh.ce.gov.br/comites-de-bacias-hidrograficas/>> Acesso em: 03 jul. 2024

SRUTHY, G. S.; PRIYA, K.L.; MADHU, Athul M.; CHELLAPPAN, Suchith; ADARSH, S.; HADDOOT, S. Fuzzy logic approach for the assessment of trophic state of water bodies. **Ecological Engineering**, v. 169, nov. 2021. DOI:10.1016/j.ecoleng.2021.106314

SUN, H.; LU, X.; YU, R.; YANG, J.; LIU, X.; CAO, Z.; ZHANG, Z.; LI, M.; GENG, Y. Eutrophication decreased CO₂ but increased CH₄ emissions from lake: a case study of a shallow Lake Ulansuhai. **Water Research**, v. 201, e17363, 2021. DOI:10.1016/j.watres.2021.117363

TOLEDO Jr., A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Camboriú. **Anais[...]** Camboriú, 1983. p. 1-57.

TOLEDO Jr., A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais**. São Paulo: CETESB, 1990. 12p. (Relatório Interno CETESB).

TOWNSEND, Colin R.; BEGON, Michael; HARPER, Jonh L.; DE OLIVEIRA, Paulo L. **Fundamentos em Ecologia**. 3 ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.

TUNDISI, José Galizia; MATSUMURA TUNDISI, Takako. **Limnologia**. 1 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

- UDDIN, M. G.; NASH, S.; OLBERT, A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. **Ecological Indicators**, v. 122, p. 107-218, 2021.
- VOLLENWEIDER, R. Avanços na definição de níveis de carga crítica para fósforo na eutrofização de lagos. **Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia**, v. 33, n. 1, p. 53 – 83, 1976
- VERMA, M.; LOGANATHAN, V.A.; BHATT, V.K. Development of entropy and deviation-based water quality index: Case of river Ganga, India. **Ecological Indicators**, v. 143, e. 109319, 2020. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.109319
- VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. **Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data - a guide for students, researchers and practitioners**. IWA Publishing, London, UK, 2020. 644p.
- WANG, M.C.; LIU, X.Q.; ZHANG, J.H. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication. **Environmental Monitoring in China**, v. 18, n. 5, p. 47–49, 2002. DOI: 10.19316/j.issn.1002-6002.2002.05.023
- WANG, Y.; ZHANG, X.; WU, Y. Eutrophication assessment based on the cloud matter element model. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 334, n. 1, p. 1-20, 2020. DOI: 10.3390/ijerph17010334
- WEN, Gen.; LI, Xuan; QIU, Xiaopeng; CHENG, Ya; SUN, Yuankui; HUANG, Tinglin. Characteristics of Water Pollution in Typical Reservoirs. In: HUANG, Tinglin (ed.). Water Pollution and Water Quality Control of Selected Chinese Reservoir Basins, **The Handbook of Environmental Chemistry**, vol. 38, p. 25-94, 2016. DOI: 10.1007/978-3-319-20391-1_2
- WIEGAND, Mário César; NASCIMENTO, Antônia Tatiana Pinheiro do; COSTA, Alexandre Cunha; LIMA NETO, Iran Eduardo. Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **Journal of Arid Environments**, v. 184, p. 00-00, jan. 2021. DOI:10.1016/j.jaridenv.2020.104321
- YANG, Nan; ZHANG, Chi; WANG, Linqiong; LI, Yi; ZHANG, Wenlong; NIU, Lihua; ZHANG, Huanjun; WANG, Longfei. Nitrogen cycling processes and the role of multi-trophic microbiota in dam-induced river-reservoir systems. **Water Research**, v. 206, n. 1, p. 117730, nov. 2021. DOI:10.1016/j.watres.2021.117730
- ZALEGA, Krzysztof *et al.* **Combater a eutrofização no mar Báltico: são necessárias medidas adicionais e mais eficazes**. 3 ed., Publications Office of the UE, 2016. 76 p. Disponível em:
https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR16_03/SR_BALTIC_PT.pdf Acesso em: 02 jul. 2024> DOI:10.2865/945601
- ZARDARI, N. H.; AHMED, K.; SHIRAZI, S. M.; YUSOP, Z. B. **Weighting methods and their effects on multi-criteria decision making model outcomes in water resources management**. Springer Briefs in Water Science and Technology, London, 2015. 166p.

ZHANG, Jianying; WANMIN, N. I.; LUO, Yang; STEVENSON, R. Jan; QI, Jiaguo. Response of freshwater algae to water quality in Qinshan Lake within Taihu Watershed, China. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 36, n. 9-11, p. 360-365, jan. 2011. DOI: 10.1016/j.pce.2010.04.018

ZHANG, Yan; LI, Mingxuan; DONG, Jiefeng; YANG, Hong; VAN ZWIETEN, Lukas; LU, Hui; ALSHAMERI, Aref; ZHAN, Zihan; CHEN, Xin; JIANG, Xueding. A Critical Review of Methods for Analyzing Freshwater Eutrophication. **Water**, v. 13, n. 2, p. 225, 18 jan. 2021. DOI:10.3390/w13020225

ZHANG, Y.; ZHOU, Y.; SHI, K.; QIN, B.; YAO, X.; ZHANG, Y. Optical properties and composition changes in chromophoric dissolved organic matter along trophic gradients: Implications for monitoring and assessing lake eutrophication. **Water Research**, v. 131, p. 255–263, 2018. DOI:10.1016/j.watres.2017.12.051

ZHOU, J.; HAN, X.; BROOKES, J. D.; QIN, B. High probability of nitrogen and phosphorus co-limitation occurring in eutrophic lakes. **Environmental Pollution**, v. 292, Part A, e118276, 2022. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.118276

ZORZAL-ALMEIDA, St fano; BARTOZEK, Elaine C. Rodrigues; BICUDO, Denise C. Homogenization of diatom assemblages is driven by eutrophication in tropical reservoirs. **Environmental Pollution**, v. 288, nov. 2021. DOI:10.1016/j.envpol.2021.117778

APÊNDICE A

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continua)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_1 (n = 28)	VD	55,6	28,6	13,0	100,0	48,0	49,3
	N	0,99	0,60	0,30	2,58	0,85	0,75
	P	0,071	0,060	0,013	0,264	0,053	0,049
	Cla	14,9	13,6	2,4	56,3	10,3	11,2
	CB	2,84E+05	5,86E+05	6,72E+02	2,03E+06	4,67E+04	3,86E+04
	Z	1,15	0,41	0,50	2,00	1,08	1,20
R_2 (n = 27)	VD	73,8	25,7	21,9	100,0	68,3	81,1
	N	0,59	0,36	0,03	1,56	0,46	0,55
	P	0,049	0,021	0,015	0,092	0,045	0,046
	Cla	13,0	16,2	1,0	86,0	8,3	8,6
	CB	3,76E+04	4,45E+04	1,82E+03	1,55E+05	1,86E+04	1,80E+04
	Z	1,39	0,56	0,40	3,20	1,29	1,30
R_3 (n = 28)	VD	63,9	36,0	3,6	100,0	45,3	74,7
	N	1,46	0,88	0,30	4,83	1,27	1,39
	P	0,060	0,044	0,019	0,194	0,049	0,049
	Cla	64,7	53,7	1,0	222,0	41,7	48,4
	CB	3,59E+05	3,33E+05	1,35E+04	1,29E+06	2,27E+05	2,57E+05
	Z	0,72	0,35	0,30	2,10	0,65	0,65
R_4 (n = 28)	VD	40,4	26,8	6,4	88,1	31,5	30,3
	N	1,51	0,50	0,81	2,84	1,44	1,48
	P	0,087	0,059	0,024	0,291	0,073	0,066
	Cla	47,6	21,2	25,5	134,6	44,4	42,8
	CB	3,36E+05	3,04E+05	1,04E+04	1,42E+06	2,16E+05	2,85E+05
	Z	0,74	0,19	0,40	1,20	0,71	0,70
R_5 (n = 28)	VD	36,3	33,9	3,4	100,0	20,5	18,6
	N	1,87	1,29	0,39	5,41	1,51	1,48
	P	0,110	0,079	0,026	0,358	0,085	0,088
	Cla	71,3	71,5	3,8	219,6	39,5	32,5
	CB	3,63E+05	5,37E+05	1,42E+03	2,15E+06	1,52E+05	1,82E+05
	Z	1,05	0,75	0,20	3,10	0,80	0,90
R_6 (n = 28)	VD	30,6	32,8	3,2	95,8	17,9	13,1
	N	3,06	1,23	1,29	6,04	2,82	2,79
	P	0,144	0,052	0,060	0,284	0,134	0,139
	Cla	129,0	76,2	35,8	319,6	107,8	123,4
	CB	5,26E+05	4,53E+05	2,51E+04	1,56E+06	3,37E+05	3,63E+05
	Z	0,38	0,14	0,20	0,70	0,36	0,40

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continuação)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_7 (n = 27)	VD	41,6	31,7	3,2	91,1	28,2	29,4
	N	1,86	1,61	0,39	8,43	1,44	1,44
	P	0,068	0,033	0,015	0,145	0,059	0,066
	Cla	46,1	53,0	6,2	280,4	30,3	33,9
	CB	2,23E+05	2,36E+05	1,93E+04	1,05E+06	1,30E+05	1,76E+05
	Z	1,10	0,83	0,10	3,50	0,83	0,70
R_8 (n = 28)	VD	21,0	23,9	2,8	88,8	13,3	14,9
	N	1,50	0,93	0,36	4,94	1,29	1,34
	P	0,058	0,023	0,019	0,113	0,054	0,055
	Cla	63,4	47,2	3,0	187,2	44,2	56,0
	CB	7,02E+05	2,11E+06	1,16E+04	1,14E+07	1,78E+05	1,93E+05
	Z	0,69	0,35	0,30	1,80	0,61	0,60
R_9 (n = 28)	VD	52,5	26,5	10,5	99,7	44,1	55,6
	N	1,06	0,32	0,36	1,81	1,01	1,03
	P	0,093	0,072	0,037	0,339	0,076	0,066
	Cla	18,4	17,0	1,0	78,5	11,5	15,2
	CB	2,28E+05	4,40E+05	5,18E+03	2,02E+06	6,50E+04	4,54E+04
	Z	0,98	0,52	0,10	2,00	0,77	1,00
R_{10} (n = 28)	VD	4,9	4,4	0,4	14,2	2,7	4,9
	N	2,0	1,2	0,4	5,1	1,7	1,6
	P	0,108	0,053	0,041	0,270	0,098	0,094
	Cla	24,9	18,7	1,8	64,1	17,0	18,8
	CB	1,19E+05	1,72E+05	1,20E+03	8,42E+05	4,92E+04	5,73E+04
	Z	1,02	0,51	0,30	2,00	0,90	0,80
R_{11} (n = 27)	VD	51,5	37,6	3,3	99,2	32,8	66,7
	N	2,30	1,33	0,59	6,31	1,99	1,91
	P	0,098	0,067	0,035	0,301	0,082	0,075
	Cla	43,2	23,7	1,0	91,0	34,0	43,6
	CB	5,22E+05	1,22E+06	7,77E+02	6,29E+06	1,22E+05	1,29E+05
	Z	0,64	0,23	0,30	1,20	0,60	0,60
R_{12} (n = 28)	VD	20,7	14,3	2,6	54,7	15,9	15,4
	N	3,19	1,85	0,99	7,75	2,71	2,84
	P	0,082	0,042	0,029	0,182	0,072	0,078
	Cla	113,1	106,5	10,9	418,3	68,2	73,6
	CB	3,51E+05	2,36E+05	3,11E+04	1,07E+06	2,66E+05	3,35E+05
	Z	0,46	0,25	0,15	1,00	0,39	0,43

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continuação)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_{13} (n = 28)	VD	79,1	20,7	35,8	100,0	76,0	83,9
	N	2,43	1,38	0,79	6,01	2,07	2,15
	P	0,111	0,043	0,053	0,246	0,104	0,103
	Cla	98,0	83,5	14,2	273,4	66,2	75,7
	CB	3,14E+05	4,52E+05	8,36E+03	2,19E+06	1,51E+05	1,25E+05
	Z	0,47	0,24	0,20	1,00	0,42	0,40
R_{14} (n = 27)	VD	20,7	18,1	5,5	59,8	15,4	12,5
	N	2,50	1,73	0,41	5,76	1,90	1,87
	P	0,113	0,088	0,022	0,367	0,088	0,092
	Cla	79,2	72,3	1,1	260,4	40,8	54,3
	CB	3,71E+05	8,28E+05	9,75E+03	4,32E+06	1,40E+05	1,76E+05
	Z	0,92	0,89	0,20	4,20	0,65	0,70
R_{15} (n = 28)	VD	9,0	5,5	2,5	22,9	7,6	7,8
	N	1,36	0,54	0,65	2,39	1,26	1,20
	P	0,119	0,055	0,046	0,236	0,109	0,102
	Cla	31,4	22,1	2,8	93,6	23,8	24,9
	CB	1,63E+05	1,51E+05	2,59E+03	5,54E+05	9,26E+04	9,24E+04
	Z	1,33	0,64	0,50	3,00	1,20	1,20
R_{16} (n = 27)	VD	32,8	29,1	3,8	84,0	20,5	13,8
	N	3,19	1,37	0,81	6,35	2,91	2,78
	P	0,161	0,128	0,037	0,455	0,120	0,103
	Cla	114,1	65,7	1,6	310,2	90,1	100,8
	CB	5,04E+05	4,25E+05	5,44E+03	1,63E+06	3,07E+05	3,44E+05
	Z	0,46	0,18	0,30	1,10	0,43	0,40
R_{17} (n = 26)	VD	64,9	21,7	4,8	100,0	58,7	62,2
	N	2,78	1,70	0,81	7,86	2,36	2,47
	P	0,074	0,045	0,024	0,200	0,063	0,059
	Cla	78,5	79,6	3,2	314,0	44,1	43,5
	CB	4,71E+05	6,07E+05	1,56E+04	2,21E+06	2,13E+05	1,91E+05
	Z	0,62	0,22	0,30	1,20	0,58	0,60
R_{18} (n = 28)	VD	20,0	19,5	3,5	97,1	13,8	11,8
	N	1,74	0,92	0,55	3,91	1,53	1,41
	P	0,071	0,041	0,016	0,206	0,062	0,062
	Cla	37,5	28,4	1,6	147,8	29,0	29,4
	CB	1,81E+05	2,42E+05	5,44E+03	1,25E+06	9,92E+04	1,13E+05
	Z	1,06	0,41	0,40	1,97	0,98	1,05

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continuação)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_{19} (n = 27)	VD	4,1	2,8	0,1	9,9	3,0	4,0
	N	3,40	3,29	1,38	18,40	2,76	2,34
	P	0,086	0,057	0,034	0,293	0,074	0,073
	Cla	70,8	70,7	9,8	250,8	44,2	40,7
	CB	3,48E+05	4,26E+05	3,11E+03	1,61E+06	1,38E+05	1,78E+05
	Z	0,64	0,24	0,20	1,25	0,60	0,65
R_{20} (n = 25)	VD	50,8	27,7	0,7	96,2	36,6	48,8
	N	1,81	1,06	0,38	4,54	1,55	1,46
	P	0,161	0,156	0,044	0,755	0,120	0,091
	Cla	62,8	71,9	5,4	256,3	41,3	46,5
	CB	2,71E+05	4,36E+05	3,11E+03	1,41E+06	7,76E+04	4,72E+04
	Z	0,61	0,25	0,20	1,20	0,55	0,60
R_{21} (n = 27)	VD	66,4	17,0	5,4	99,5	61,6	67,4
	N	1,84	0,68	0,42	3,29	1,68	1,86
	P	0,148	0,053	0,072	0,254	0,139	0,152
	Cla	69,2	28,9	16,2	128,2	62,5	61,6
	CB	3,50E+05	3,02E+05	2,44E+04	1,24E+06	2,31E+05	2,64E+05
	Z	0,63	0,18	0,20	1,08	0,60	0,60
R_{22} (n = 27)	VD	41,4	23,4	8,6	82,8	33,9	42,9
	N	1,03	0,56	0,59	3,16	0,93	0,79
	P	0,033	0,018	0,010	0,084	0,029	0,029
	Cla	8,6	9,3	1,0	49,8	6,3	6,2
	CB	9,05E+04	8,34E+04	5,18E+02	2,40E+05	4,46E+04	4,51E+04
	Z	1,93	0,58	1,10	3,50	1,85	2,00
R_{23} (n = 27)	VD	64,3	23,9	23,9	100,0	59,5	66,7
	N	1,2	0,4	0,7	2,8	1,1	1,1
	P	0,0	0,1	0,0	0,4	0,0	0,0
	Cla	10,8	6,6	2,4	29,9	9,1	8,9
	CB	1,97E+05	2,29E+05	3,55E+02	8,72E+05	7,20E+04	1,18E+05
	Z	1,11	0,29	0,40	1,80	1,07	1,10
R_{24} (n = 28)	VD	46,4	30,7	7,6	99,2	35,4	46,4
	N	1,64	0,88	0,34	3,93	1,45	1,48
	P	0,075	0,049	0,027	0,295	0,066	0,064
	Cla	27,6	22,2	1,0	86,4	20,1	20,3
	CB	1,89E+05	2,64E+05	2,31E+03	9,57E+05	6,92E+04	6,11E+04
	Z	0,71	0,19	0,40	1,20	0,69	0,70

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continuação)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_{25} (n = 27)	VD	38,1	21,5	10,0	80,0	32,1	34,6
	N	2,58	1,03	1,35	4,84	2,40	2,43
	P	0,104	0,052	0,039	0,314	0,095	0,099
	Cla	98,0	67,6	13,0	246,6	74,2	94,3
	CB	4,36E+05	2,45E+05	2,39E+04	1,03E+06	3,52E+05	4,09E+05
	Z	0,56	0,28	0,20	1,30	0,50	0,40
R_{26} (n = 26)	VD	3,3	2,7	0,0	8,2	1,1	3,1
	N	1,49	0,90	0,70	4,15	1,31	1,16
	P	0,115	0,121	0,036	0,623	0,087	0,071
	Cla	16,1	17,6	3,2	86,8	11,8	9,2
	CB	1,53E+05	1,85E+05	6,96E+02	6,44E+05	5,91E+04	6,24E+04
	Z	0,85	0,51	0,15	1,70	0,68	0,85
R_{27} (n = 24)	VD	15,0	19,1	0,3	58,7	5,2	4,9
	N	2,15	1,95	0,48	9,58	1,70	1,58
	P	0,219	0,195	0,044	0,826	0,155	0,165
	Cla	53,2	65,6	4,4	285,9	32,0	31,5
	CB	1,78E+05	2,54E+05	2,40E+03	1,17E+06	7,26E+04	7,92E+04
	Z	0,56	0,35	0,04	1,50	0,45	0,50
R_{28} (n = 28)	VD	34,8	30,9	0,9	98,4	19,7	19,5
	N	3,18	4,43	0,84	21,63	1,99	1,41
	P	0,135	0,185	0,031	0,998	0,090	0,072
	Cla	112,8	206,3	3,3	840,6	34,9	19,3
	CB	6,78E+05	9,73E+05	1,45E+04	4,89E+06	2,40E+05	3,86E+05
	Z	0,78	0,41	0,10	1,60	0,65	0,90
R_{29} (n = 27)	VD	34,5	36,2	1,4	100,0	14,2	16,3
	N	3,40	2,71	0,62	9,75	2,45	2,46
	P	0,125	0,097	0,026	0,321	0,091	0,115
	Cla	84,2	85,2	7,6	266,0	43,6	35,4
	CB	1,73E+05	1,66E+05	7,31E+03	7,21E+05	1,11E+05	1,22E+05
	Z	0,89	0,55	0,24	1,76	0,71	0,87
R_{30} (n = 28)	VD	82,9	18,6	9,9	100,0	78,5	83,4
	N	1,24	0,55	0,45	2,35	1,12	1,18
	P	0,061	0,028	0,028	0,135	0,056	0,054
	Cla	36,5	37,3	1,8	158,1	22,6	23,7
	CB	1,95E+05	2,14E+05	1,20E+03	1,02E+06	1,08E+05	1,34E+05
	Z	1,25	1,51	0,48	8,70	0,99	0,89

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continuação)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_{31} (n = 28)	VD	58,7	29,1	12,2	100,0	49,7	67,9
	N	1,64	0,74	0,19	3,83	1,46	1,53
	P	0,044	0,016	0,012	0,082	0,041	0,042
	Cla	50,5	26,0	5,9	105,0	42,1	41,9
	CB	3,70E+05	4,28E+05	2,23E+04	1,65E+06	1,83E+05	1,50E+05
	Z	0,79	0,30	0,40	1,60	0,74	0,80
R_{32} (n = 28)	VD	85,3	5,2	79,5	100,0	85,2	83,8
	N	1,30	0,45	0,24	2,41	1,20	1,30
	P	0,092	0,059	0,031	0,274	0,079	0,070
	Cla	52,9	17,9	25,4	92,9	50,0	48,4
	CB	4,81E+05	5,42E+05	7,60E+03	2,55E+06	2,59E+05	2,65E+05
	Z	0,82	0,14	0,50	1,10	0,81	0,80
R_{33} (n = 27)	VD	13,3	8,2	1,5	24,8	9,7	14,9
	N	1,54	0,47	0,43	2,34	1,46	1,50
	P	0,090	0,044	0,024	0,266	0,082	0,082
	Cla	30,3	20,3	4,1	77,5	22,4	29,8
	CB	1,75E+05	2,40E+05	3,99E+03	1,09E+06	6,59E+04	5,39E+04
	Z	0,99	0,43	0,36	2,27	0,91	0,90
R_{34} (n = 27)	VD	30,9	30,3	1,4	100,0	16,7	17,2
	N	1,93	0,94	0,91	4,83	1,75	1,64
	P	0,097	0,049	0,035	0,204	0,086	0,085
	Cla	30,2	27,0	7,5	97,2	22,2	17,4
	CB	1,04E+06	5,09E+06	4,63E+02	2,65E+07	3,50E+04	3,06E+04
	Z	0,86	0,36	0,20	1,53	0,77	0,88
R_{35} (n = 27)	VD	70,6	27,0	6,3	100,0	62,1	76,1
	N	1,22	1,40	0,40	7,88	0,96	0,85
	P	0,100	0,177	0,027	0,940	0,063	0,048
	Cla	21,4	12,9	5,9	57,3	18,0	16,5
	CB	4,26E+05	1,31E+06	1,09E+04	6,87E+06	1,04E+05	1,19E+05
	Z	1,07	0,42	0,20	1,97	0,98	1,06
R_{36} (n = 26)	VD	69,3	26,7	9,7	100,0	62,1	71,4
	N	1,22	0,61	0,40	2,56	1,09	0,94
	P	0,176	0,108	0,054	0,427	0,150	0,134
	Cla	13,8	14,7	0,2	57,7	7,9	6,3
	CB	5,89E+04	7,44E+04	7,80E+02	2,97E+05	2,86E+04	3,52E+04
	Z	0,89	0,20	0,60	1,70	0,87	0,84

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continuação)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_{37} (n = 27)	VD	75,0	21,6	19,8	100,0	71,0	75,8
	N	0,87	0,73	0,12	2,61	0,62	0,56
	P	0,036	0,018	0,014	0,089	0,033	0,032
	Cla	19,4	21,9	1,0	59,4	9,1	7,8
	CB	1,28E+05	1,21E+05	5,18E+02	4,82E+05	6,38E+04	9,34E+04
	Z	1,47	0,87	0,60	3,60	1,24	1,30
R_{38} (n = 28)	VD	40,9	23,3	12,8	84,9	34,5	32,9
	N	0,63	0,27	0,23	1,65	0,59	0,63
	P	0,024	0,011	0,010	0,057	0,022	0,022
	Cla	3,9	1,3	1,0	7,0	3,7	3,7
	CB	8,84E+04	9,83E+04	7,99E+02	3,11E+05	3,36E+04	2,76E+04
	Z	2,19	0,58	0,60	3,40	2,10	2,10
R_{39} (n = 25)	VD	10,9	8,2	0,3	34,7	6,8	10,6
	N	3,09	4,45	0,64	21,04	1,89	1,35
	P	0,452	0,468	0,125	2,033	0,337	0,300
	Cla	83,4	135,6	1,7	459,2	32,3	26,0
	CB	2,28E+05	2,66E+05	1,38E+03	9,91E+05	8,42E+04	7,03E+04
	Z	0,48	0,22	0,10	0,90	0,42	0,50
R_{40} (n = 24)	VD	13,8	16,5	0,3	53,1	4,6	3,6
	N	3,84	3,78	0,80	15,15	2,55	2,41
	P	0,230	0,207	0,024	0,814	0,144	0,208
	Cla	101,7	162,8	5,7	783,3	43,3	50,3
	CB	2,80E+05	5,11E+05	1,07E+04	2,02E+06	8,83E+04	8,12E+04
	Z	0,86	0,68	0,10	2,30	0,62	0,60
R_{41} (n = 28)	VD	78,5	20,4	36,6	100,0	75,2	80,3
	N	0,58	0,34	0,12	1,60	0,50	0,48
	P	0,028	0,010	0,013	0,054	0,026	0,027
	Cla	8,0	6,8	1,3	38,9	6,6	7,7
	CB	6,98E+04	1,00E+05	5,18E+02	4,44E+05	2,66E+04	3,39E+04
	Z	2,06	0,40	1,30	3,10	2,02	2,13
R_{42} (n = 26)	VD	13,7	9,1	0,1	31,8	8,6	12,4
	N	1,76	1,01	0,80	4,85	1,56	1,39
	P	0,061	0,042	0,033	0,248	0,054	0,048
	Cla	20,6	23,9	3,2	133,4	16,1	15,4
	CB	1,73E+05	3,05E+05	3,37E+03	1,46E+06	6,51E+04	7,04E+04
	Z	0,81	0,25	0,25	1,20	0,76	0,90

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continuação)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_{43} (n = 25)	VD	19,6	12,3	3,8	53,4	15,8	18,9
	N	2,08	1,67	0,57	6,79	1,60	1,48
	P	0,106	0,099	0,020	0,395	0,076	0,073
	Cla	49,4	87,7	2,2	431,4	20,3	18,0
	CB	2,92E+05	4,33E+05	5,78E+03	1,68E+06	9,45E+04	9,64E+04
	Z	1,12	0,89	0,10	3,10	0,78	1,00
R_{44} (n = 28)	VD	19,2	17,3	2,8	57,2	12,9	11,4
	N	2,38	1,46	0,21	5,60	1,87	2,11
	P	0,103	0,054	0,026	0,227	0,090	0,084
	Cla	74,9	73,1	12,0	281,6	52,1	50,6
	CB	4,34E+05	3,24E+05	8,04E+04	1,20E+06	3,35E+05	3,07E+05
	Z	0,52	0,31	0,15	1,60	0,45	0,43
R_{45} (n = 27)	VD	22,0	13,0	3,0	43,8	16,8	21,9
	N	2,74	1,48	1,15	5,93	2,42	2,22
	P	0,103	0,059	0,035	0,271	0,089	0,074
	Cla	77,6	50,9	1,0	188,3	56,8	64,4
	CB	4,65E+05	5,47E+05	1,22E+04	2,43E+06	2,56E+05	2,65E+05
	Z	0,55	0,21	0,30	1,00	0,51	0,50
R_{46} (n = 28)	VD	37,7	32,6	1,5	100,0	22,2	23,6
	N	3,20	2,01	0,96	8,92	2,61	3,18
	P	0,159	0,127	0,013	0,425	0,110	0,125
	Cla	123,1	148,8	10,6	572,2	64,1	60,8
	CB	3,19E+05	2,83E+05	3,23E+04	1,15E+06	2,15E+05	2,37E+05
	Z	0,68	0,31	0,30	1,20	0,60	0,75
R_{47} (n = 28)	VD	39,2	22,5	5,4	76,4	31,3	41,9
	N	0,91	0,85	0,18	4,21	0,71	0,69
	P	0,046	0,035	0,010	0,139	0,036	0,035
	Cla	7,0	6,0	1,0	30,3	5,2	5,3
	CB	9,91E+04	1,45E+05	6,60E+02	5,01E+05	3,10E+04	2,58E+04
	Z	1,73	0,85	0,30	5,10	1,55	1,65
R_{48} (n = 28)	VD	7,2	2,3	3,4	11,3	6,8	7,1
	N	0,91	0,35	0,28	1,84	0,84	0,85
	P	0,047	0,039	0,019	0,230	0,040	0,038
	Cla	9,2	12,1	1,6	68,0	6,7	6,4
	CB	4,99E+04	8,02E+04	5,80E+01	3,25E+05	1,50E+04	1,87E+04
	Z	1,58	0,75	0,60	3,60	1,42	1,35

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continuação)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_{49} (n = 27)	VD	70,7	25,1	28,9	100,0	65,5	76,2
	N	2,67	1,11	0,94	5,76	2,45	2,38
	P	0,341	0,207	0,105	1,074	0,291	0,311
	Cla	141,8	79,7	40,3	338,6	120,3	135,0
	CB	6,80E+05	6,20E+05	3,34E+04	2,17E+06	4,09E+05	4,55E+05
	Z	0,37	0,08	0,30	0,60	0,36	0,30
R_{50} (n = 28)	VD	41,0	28,6	8,1	96,5	30,5	38,3
	N	2,72	1,80	0,98	7,85	2,28	1,89
	P	0,056	0,038	0,010	0,207	0,047	0,049
	Cla	76,7	118,7	9,0	608,3	42,4	39,7
	CB	5,45E+05	5,49E+05	3,21E+04	1,74E+06	3,02E+05	2,79E+05
	Z	0,43	0,26	0,10	1,30	0,37	0,40
R_{51} (n = 28)	VD	51,9	32,2	8,2	100,0	40,0	60,0
	N	2,05	0,80	0,59	3,66	1,89	1,99
	P	0,079	0,032	0,044	0,204	0,074	0,072
	Cla	72,3	40,9	26,3	168,5	62,9	55,7
	CB	5,64E+05	6,70E+05	1,45E+04	2,63E+06	2,28E+05	3,20E+05
	Z	0,60	0,21	0,28	1,07	0,57	0,56
R_{52} (n = 27)	VD	58,1	26,2	10,5	100,0	51,5	50,7
	N	0,9	0,5	0,3	2,2	0,8	0,7
	P	0,067	0,035	0,026	0,185	0,059	0,060
	Cla	28,1	17,2	4,3	64,9	21,8	32,7
	CB	1,24E+05	1,19E+05	3,48E+03	4,41E+05	7,07E+04	8,74E+04
	Z	1,27	0,64	0,60	2,94	1,14	1,00
R_{53} (n = 24)	VD	32,7	25,8	5,7	91,6	24,6	23,0
	N	0,55	0,45	0,03	2,00	0,36	0,50
	P	0,033	0,014	0,014	0,086	0,031	0,033
	Cla	3,6	2,1	1,0	10,6	3,1	3,4
	CB	2,79E+04	2,87E+04	2,40E+03	1,03E+05	1,73E+04	1,74E+04
	Z	3,16	1,86	1,10	10,80	2,85	2,73
R_{54} (n = 28)	VD	36,0	12,0	14,9	58,2	33,9	37,4
	N	0,61	0,34	0,03	1,79	0,50	0,58
	P	0,039	0,049	0,012	0,278	0,030	0,026
	Cla	6,7	3,2	2,5	16,0	6,1	6,7
	CB	1,30E+05	1,85E+05	5,68E+03	7,50E+05	5,46E+04	4,92E+04
	Z	1,71	0,52	0,30	2,90	1,61	1,65

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continuação)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_{55} (n = 28)	VD	19,4	12,8	4,8	46,4	15,3	18,6
	N	1,59	0,39	0,98	2,41	1,54	1,66
	P	0,089	0,029	0,010	0,138	0,082	0,091
	Cla	38,1	18,2	9,2	100,1	34,6	33,2
	CB	2,21E+05	2,17E+05	1,50E+04	8,53E+05	1,43E+05	1,19E+05
	Z	0,74	0,20	0,40	1,50	0,71	0,70
R_{56} (n = 28)	VD	45,5	26,8	9,3	93,7	37,1	43,8
	N	0,98	0,53	0,39	2,39	0,87	0,82
	P	0,120	0,110	0,033	0,575	0,093	0,086
	Cla	7,9	4,4	0,2	16,6	6,2	7,0
	CB	6,11E+04	1,32E+05	1,03E+03	6,87E+05	2,25E+04	1,71E+04
	Z	0,73	0,22	0,30	1,20	0,70	0,70
R_{57} (n = 28)	VD	40,2	20,3	8,3	86,0	34,7	38,7
	N	1,51	0,62	0,51	2,93	1,38	1,29
	P	0,104	0,055	0,041	0,263	0,093	0,086
	Cla	50,4	19,4	22,8	89,2	46,7	45,7
	CB	3,04E+05	2,44E+05	2,24E+04	9,95E+05	2,16E+05	2,33E+05
	Z	0,82	0,13	0,50	1,00	0,81	0,83
R_{58} (n = 26)	VD	46,9	25,9	1,7	96,7	37,2	46,2
	N	2,00	0,96	0,79	5,16	1,83	1,74
	P	0,200	0,161	0,035	0,707	0,153	0,134
	Cla	47,3	64,1	1,0	300,8	25,2	26,1
	CB	8,91E+04	1,71E+05	2,09E+02	8,88E+05	3,67E+04	4,88E+04
	Z	0,83	0,37	0,20	1,82	0,75	0,74
R_{59} (n = 28)	VD	11,0	8,9	0,8	30,4	7,3	8,8
	N	2,61	1,38	0,68	5,25	2,25	2,24
	P	0,119	0,077	0,010	0,302	0,094	0,093
	Cla	98,4	90,1	8,1	351,1	62,7	70,9
	CB	3,26E+05	3,00E+05	4,07E+03	1,25E+06	1,91E+05	2,30E+05
	Z	0,71	0,47	0,20	2,00	0,60	0,60
R_{60} (n = 28)	VD	10,1	4,1	3,7	18,2	9,3	9,8
	N	2,15	0,82	0,58	3,90	1,99	2,01
	P	0,044	0,019	0,020	0,086	0,040	0,035
	Cla	24,5	31,4	0,7	112,5	11,4	10,1
	CB	2,42E+05	4,65E+05	4,26E+03	2,34E+06	8,34E+04	1,07E+05
	Z	1,40	0,47	0,60	2,15	1,30	1,60

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continuação)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_{61} (n = 24)	VD	43,1	31,3	5,4	100,0	32,0	38,9
	N	1,53	0,78	0,40	3,18	1,36	1,25
	P	0,129	0,129	0,028	0,624	0,096	0,077
	Cla	29,0	39,3	6,9	206,9	20,8	22,0
	CB	1,27E+05	2,16E+05	1,14E+04	1,02E+06	5,97E+04	5,21E+04
	Z	0,70	0,25	0,30	1,20	0,65	0,70
R_{62} (n = 27)	VD	8,5	7,6	0,1	24,3	4,5	6,3
	N	2,1	2,2	0,4	11,3	1,6	1,4
	P	0,1	0,1	0,0	0,8	0,1	0,1
	Cla	57,7	60,9	13,3	286,0	41,6	42,7
	CB	2,28E+05	2,20E+05	1,08E+04	7,70E+05	1,19E+05	1,12E+05
	Z	0,68	0,26	0,20	1,20	0,63	0,70
R_{63} (n = 28)	VD	21,9	15,8	3,9	54,6	16,6	14,6
	N	3,06	1,29	1,25	5,54	2,81	2,62
	P	0,121	0,100	0,039	0,500	0,100	0,087
	Cla	149,7	93,4	6,1	366,1	115,1	142,2
	CB	8,82E+05	7,59E+05	2,80E+03	2,55E+06	4,57E+05	7,97E+05
	Z	0,43	0,21	0,30	1,40	0,41	0,40
R_{64} (n = 25)	VD	4,6	3,3	0,0	12,1	2,8	4,5
	N	3,79	3,97	0,85	14,48	2,45	1,50
	P	0,141	0,132	0,061	0,620	0,112	0,095
	Cla	71,0	78,0	4,2	333,2	42,1	29,0
	CB	3,74E+05	5,63E+05	5,18E+03	2,57E+06	1,34E+05	1,95E+05
	Z	0,53	0,25	0,10	1,00	0,47	0,50
R_{65} (n = 25)	VD	11,3	9,4	0,2	30,0	6,3	9,6
	N	2,07	0,68	1,33	3,91	1,98	1,79
	P	0,143	0,131	0,012	0,531	0,100	0,092
	Cla	19,2	11,2	6,8	47,1	16,6	15,6
	CB	1,87E+05	2,12E+05	3,99E+03	6,73E+05	7,63E+04	7,17E+04
	Z	0,67	0,34	0,20	1,30	0,57	0,70
R_{66} (n = 27)	VD	65,4	21,4	28,4	100,0	61,8	67,4
	N	1,9	1,0	0,4	4,5	1,7	1,7
	P	0,2	0,1	0,1	0,6	0,1	0,1
	Cla	53,2	54,2	1,4	233,4	33,9	29,9
	CB	3,80E+05	5,69E+05	5,57E+03	2,44E+06	9,47E+04	1,07E+05
	Z	0,51	0,22	0,18	1,10	0,47	0,50

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continuação)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_{67} (n = 27)	VD	6,0	2,4	2,6	12,1	5,6	5,5
	N	4,2	1,2	1,6	6,4	4,0	3,9
	P	0,178	0,132	0,061	0,595	0,147	0,132
	Cla	90,8	70,0	4,2	278,0	63,4	74,7
	CB	1,47E+05	1,64E+05	1,39E+03	6,73E+05	5,76E+04	1,06E+05
	Z	0,61	0,20	0,30	0,90	0,57	0,60
R_{68} (n = 27)	VD	28,9	14,9	8,7	59,5	24,9	27,2
	N	0,8	0,6	0,1	3,1	0,7	0,7
	P	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
	Cla	8,5	8,1	1,0	42,8	6,3	6,2
	CB	1,80E+05	3,06E+05	2,09E+03	1,49E+06	6,25E+04	7,75E+04
	Z	1,33	0,49	0,50	2,70	1,24	1,30
R_{69} (n = 27)	VD	73,1	29,0	10,4	100,0	65,0	90,5
	N	1,1	0,5	0,2	2,5	1,0	1,1
	P	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,1
	Cla	52,8	31,3	12,0	132,2	44,6	44,8
	CB	3,66E+05	3,58E+05	1,24E+04	1,39E+06	2,18E+05	2,65E+05
	Z	0,60	0,20	0,30	1,22	0,57	0,60
R_{70} (n = 28)	VD	9,2	6,7	1,5	21,9	6,6	10,3
	N	2,1	2,0	0,5	10,8	1,6	1,6
	P	0,2	0,3	0,0	1,7	0,1	0,1
	Cla	26,5	23,1	3,0	110,6	19,2	20,3
	CB	1,79E+05	3,30E+05	3,99E+02	1,66E+06	5,06E+04	4,59E+04
	Z	0,77	0,44	0,10	1,70	0,63	0,75
R_{71} (n = 28)	VD	8,0	10,5	0,5	36,6	3,4	2,1
	N	3,21	2,00	0,48	7,60	2,56	3,13
	P	0,163	0,119	0,037	0,463	0,124	0,131
	Cla	85,7	74,9	12,3	267,1	56,4	65,4
	CB	6,12E+05	2,17E+06	4,15E+03	1,15E+07	1,04E+05	7,56E+04
	Z	0,58	0,41	0,10	1,60	0,45	0,45
R_{72} (n = 28)	VD	46,3	17,4	26,2	86,2	43,4	43,4
	N	1,47	0,66	0,43	3,79	1,36	1,33
	P	0,090	0,050	0,041	0,236	0,080	0,071
	Cla	45,0	17,8	18,0	88,6	41,6	44,9
	CB	2,34E+05	1,84E+05	4,17E+04	7,93E+05	1,77E+05	1,77E+05
	Z	1,28	2,21	0,30	12,50	0,92	0,90

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continuação)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_{73} (n = 26)	VD	5,8	3,7	0,0	12,1	3,8	5,7
	N	2,44	2,29	0,80	10,05	1,89	1,70
	P	0,190	0,287	0,012	1,134	0,107	0,088
	Cla	24,4	26,1	1,9	132,7	17,4	16,7
	CB	1,69E+05	1,91E+05	8,04E+03	5,86E+05	8,00E+04	5,11E+04
	Z	0,68	0,38	0,10	1,90	0,58	0,65
R_{74} (n = 27)	VD	50,6	26,5	14,6	100,0	43,3	50,2
	N	0,62	0,29	0,09	1,36	0,55	0,54
	P	0,033	0,017	0,010	0,097	0,030	0,034
	Cla	6,9	6,3	1,0	30,3	5,2	5,4
	CB	1,14E+05	1,87E+05	3,48E+02	7,40E+05	3,72E+04	3,19E+04
	Z	1,74	0,88	0,30	3,90	1,52	1,70
R_{75} (n = 27)	VD	62,0	31,9	8,1	100,0	49,7	70,4
	N	1,7	1,1	0,8	5,4	1,5	1,3
	P	0,104	0,058	0,023	0,296	0,089	0,090
	Cla	37,5	45,3	3,4	215,0	21,1	18,1
	CB	8,57E+04	1,17E+05	2,59E+02	5,45E+05	3,53E+04	4,64E+04
	Z	0,77	0,36	0,20	1,36	0,67	0,85
R_{76} (n = 27)	VD	40,7	29,4	6,0	100,0	29,7	32,1
	N	4,1	5,1	1,2	24,8	2,7	1,9
	P	0,141	0,128	0,024	0,561	0,101	0,095
	Cla	75,1	94,8	7,4	432,6	45,9	39,3
	CB	5,23E+05	1,00E+06	3,63E+03	5,20E+06	1,52E+05	1,87E+05
	Z	0,67	0,33	0,10	1,25	0,56	0,77
R_{77} (n = 27)	VD	18,8	17,3	0,0	51,0	8,8	12,2
	N	0,87	0,43	0,19	1,90	0,76	0,84
	P	0,041	0,040	0,010	0,179	0,031	0,027
	Cla	13,0	31,5	1,6	163,8	5,3	4,1
	CB	7,76E+04	1,29E+05	5,18E+02	5,17E+05	2,33E+04	2,12E+04
	Z	1,57	0,88	0,20	3,90	1,29	1,50
R_{78} (n = 25)	VD	29,7	26,8	0,0	85,3	12,1	15,8
	N	2,05	1,40	0,71	5,96	1,73	1,48
	P	0,216	0,288	0,034	1,250	0,132	0,095
	Cla	70,8	90,8	17,2	362,8	47,6	40,7
	CB	1,93E+05	2,26E+05	7,31E+03	7,15E+05	8,80E+04	7,41E+04
	Z	0,63	0,29	0,20	1,30	0,57	0,60

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continuação)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_{79} (n = 26)	VD	76,5	20,7	39,6	100,0	73,4	81,1
	N	1,22	0,86	0,08	3,79	0,97	1,13
	P	0,051	0,027	0,023	0,148	0,046	0,041
	Cla	30,9	26,8	2,1	91,6	19,9	23,4
	CB	1,53E+05	1,92E+05	5,18E+02	7,99E+05	6,68E+04	7,65E+04
	Z	1,09	0,59	0,40	2,55	0,96	0,85
R_{80} (n = 27)	VD	19,4	22,2	0,3	65,6	7,5	4,3
	N	2,57	1,77	0,88	6,53	2,10	1,84
	P	0,145	0,129	0,013	0,606	0,102	0,110
	Cla	38,7	32,4	4,3	113,2	27,1	21,7
	CB	1,59E+05	1,82E+05	3,55E+02	7,55E+05	6,72E+04	9,91E+04
	Z	0,62	0,25	0,30	1,00	0,57	0,60
R_{81} (n = 28)	VD	59,2	29,5	12,8	100,0	51,0	64,0
	N	1,66	0,59	0,26	2,86	1,53	1,59
	P	0,127	0,129	0,054	0,740	0,103	0,089
	Cla	41,4	30,5	6,1	134,6	33,1	36,9
	CB	5,13E+05	7,42E+05	1,30E+03	3,76E+06	1,99E+05	3,68E+05
	Z	0,66	0,22	0,20	1,30	0,62	0,60
R_{82} (n = 25)	VD	48,6	33,4	0,9	100,0	29,4	53,1
	N	1,84	1,39	0,58	6,53	1,55	1,38
	P	0,144	0,122	0,047	0,524	0,110	0,097
	Cla	37,8	55,7	3,4	264,3	21,8	19,6
	CB	3,03E+05	5,51E+05	6,48E+03	2,67E+06	1,15E+05	1,19E+05
	Z	0,68	0,26	0,15	1,00	0,62	0,70
R_{83} (n = 28)	VD	37,5	24,4	9,1	77,7	29,6	29,1
	N	0,68	0,21	0,20	1,15	0,65	0,69
	P	0,029	0,012	0,010	0,060	0,027	0,028
	Cla	13,2	15,3	4,8	85,4	10,2	8,4
	CB	2,66E+05	3,34E+05	6,96E+02	9,58E+05	7,99E+04	7,14E+04
	Z	1,77	0,38	1,10	2,90	1,73	1,75
R_{84} (n = 28)	VD	40,8	14,0	14,0	74,3	38,2	40,9
	N	0,50	0,56	0,03	3,15	0,34	0,40
	P	0,034	0,022	0,010	0,118	0,028	0,028
	Cla	3,7	3,2	1,0	14,5	2,9	2,7
	CB	4,69E+04	1,32E+05	3,11E+03	6,94E+05	1,47E+04	1,53E+04
	Z	2,79	0,88	1,20	4,20	2,62	3,11

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(continuação)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_{85} (n = 28)	VD	21,8	11,8	8,0	47,1	19,1	17,6
	N	0,66	0,30	0,03	1,30	0,56	0,64
	P	0,032	0,013	0,013	0,064	0,029	0,028
	Cla	8,1	6,3	1,4	28,2	6,2	6,6
	CB	1,00E+05	1,33E+05	7,10E+01	6,10E+05	3,75E+04	5,32E+04
	Z	1,96	1,17	0,60	6,80	1,73	1,70
R_{86} (n = 27)	VD	11,9	7,9	0,7	27,2	8,5	11,7
	N	1,83	1,33	0,38	6,53	1,50	1,33
	P	0,073	0,062	0,018	0,279	0,055	0,050
	Cla	26,5	46,2	2,0	206,3	11,6	9,0
	CB	1,44E+05	2,27E+05	2,39E+03	1,07E+06	6,81E+04	6,48E+04
	Z	1,15	0,75	0,30	3,40	0,96	0,90
R_{87} (n = 26)	VD	70,5	31,9	20,7	100,0	61,2	85,1
	N	1,27	0,68	0,40	2,85	1,11	1,01
	P	0,086	0,098	0,013	0,501	0,060	0,058
	Cla	17,7	21,2	1,6	104,3	11,2	9,5
	CB	7,53E+04	1,22E+05	1,77E+03	5,98E+05	3,65E+04	3,42E+04
	Z	0,44	0,18	0,30	1,10	0,42	0,40
R_{88} (n = 28)	VD	60,5	25,6	17,6	100,0	54,2	63,2
	N	1,95	1,26	0,74	5,94	1,66	1,67
	P	0,063	0,035	0,020	0,189	0,055	0,055
	Cla	57,2	58,7	3,1	200,2	30,7	37,9
	CB	2,90E+05	2,94E+05	3,11E+03	1,14E+06	1,55E+05	1,65E+05
	Z	0,79	0,56	0,20	2,40	0,63	0,60
R_{89} (n = 28)	VD	17,0	11,8	1,3	45,9	12,3	17,4
	N	1,66	1,17	0,02	5,28	1,10	1,46
	P	0,088	0,087	0,008	0,378	0,059	0,065
	Cla	42,7	50,7	1,1	202,8	19,4	23,9
	CB	3,21E+05	6,06E+05	1,19E+04	2,58E+06	1,04E+05	8,90E+04
	Z	1,28	0,96	0,20	3,10	0,93	0,85
R_{90} (n = 28)	VD	76,9	21,0	21,3	100,0	73,3	77,1
	N	0,85	0,34	0,49	1,71	0,80	0,77
	P	0,067	0,103	0,025	0,581	0,048	0,044
	Cla	7,5	5,1	1,2	23,9	6,0	5,6
	CB	6,38E+04	9,41E+04	2,48E+02	4,76E+05	2,59E+04	3,31E+04
	Z	1,18	0,42	0,50	2,30	1,11	1,15

Tabela A - Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2015-2021).

(comclusão)

Reservatório	Variável	μ	σ	Mín.	Máx.	M. Geom.	Med.
R_{91} (n = 28)	VD	42,8	26,1	19,5	98,1	37,0	30,4
	N	1,11	0,55	0,21	3,09	0,99	1,04
	P	0,067	0,031	0,033	0,170	0,062	0,062
	Cla	18,4	14,6	2,6	72,6	14,0	18,1
	CB	1,80E+05	2,10E+05	2,07E+03	7,62E+05	7,87E+04	9,82E+04
	Z	1,27	0,82	0,30	3,89	1,08	1,09
R_{92} (n = 28)	VD	67,3	29,4	7,5	100,0	56,9	76,3
	N	0,58	0,34	0,19	1,58	0,51	0,50
	P	0,034	0,023	0,010	0,100	0,028	0,030
	Cla	4,3	4,1	1,0	16,7	3,0	3,0
	CB	6,86E+04	1,39E+05	6,81E+02	6,35E+05	1,47E+04	1,98E+04
	Z	1,71	1,32	0,10	5,30	1,19	1,35
R_{93} (n = 27)	VD	56,3	31,5	6,1	100,0	43,9	57,1
	N	1,50	1,03	0,45	4,02	1,24	1,10
	P	0,064	0,032	0,028	0,189	0,059	0,058
	Cla	23,2	19,7	2,2	95,5	17,2	16,3
	CB	1,66E+05	2,23E+05	5,18E+03	7,47E+05	6,69E+04	5,08E+04
	Z	0,79	0,25	0,30	1,30	0,75	0,80

VD é dado em %; N em mg/ N/L; P em mg P/L; Cla em $\mu\text{g}/\text{L}$; CB em células/mL e Z em m.

APÊNDICE B

Tabela B1 – Aplicação dos IETs de Carlson (1977) e Kratzer e Brezonik (1981) aos dados do estudo.

(continua)

Reservatório	Carlson (1977)							Kratzer e Brezonik (1981)						
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
R ₁	68	60	64	54	54	55	58	67	60	62	52	53	53	56
R ₂	54	62	59	60	55	53	50	49	61	58	57	52	50	48
R ₃	71	70	71	67	62	59	59	69	68	69	66	61	57	57
R ₄	68	66	70	69	67	66	61	66	66	68	67	65	63	59
R ₅	76	81	72	65	65	55	51	73	79	71	64	63	54	50
R ₆	81	72	78	77	77	73	72	80	70	76	76	76	71	71
R ₇	68	72	71	63	62	55	53	66	72	71	63	61	54	53
R ₈	70	74	67	64	61	66	59	68	73	65	62	59	64	57
R ₉	63	69	59	60	61	61	61	59	67	58	59	60	59	60
R ₁₀	67	67	68	64	57	62	65	65	68	69	65	58	60	63
R ₁₁	72	73	72	64	62	66	65	71	74	70	64	62	64	64
R ₁₂	71	70	77	82	75	63	58	71	70	77	81	75	62	59
R ₁₃	75	75	73	72	74	72	66	74	73	72	71	72	71	64
R ₁₄	72	79	78	71	63	60	51	70	78	78	70	63	59	51
R ₁₅	57	64	67	68	71	61	61	55	64	66	66	69	60	59
R ₁₆	77	82	77	76	70	71	67	76	80	76	75	69	70	67
R ₁₇	67	72	69	75	70	62	60	68	72	70	74	70	61	60
R ₁₈	66	69	68	65	58	56	58	64	70	68	64	57	57	58
R ₁₉	69	79	65	63	66	61	70	70	81	65	64	66	61	70
R ₂₀	64	67	69	71	74	77	73	60	65	67	70	72	74	70
R ₂₁	68	72	73	71	76	74	67	64	70	72	69	73	71	66
R ₂₂	53	51	55	55	55	47	47	55	52	55	55	55	47	47
R ₂₃	54	55	64	56	56	55	55	55	56	63	56	55	54	56
R ₂₄	61	67	70	65	61	64	62	60	67	69	64	59	63	61
R ₂₅	75	77	77	73	70	65	63	74	77	75	72	68	64	63
R ₂₆	69	70	74	65	57	55	58	67	70	72	62	57	55	57
R ₂₇	76	71	80	82	75	66	60	72	69	80	80	71	64	58
R ₂₈	78	83	78	62	60	59	58	76	83	79	61	59	58	58
R ₂₉	77	78	79	72	61	57	56	76	78	80	73	61	56	56
R ₃₀	57	51	66	68	67	62	62	54	53	64	67	65	60	60
R ₃₁	64	64	66	67	64	63	56	63	64	65	67	63	62	56

Tabela B1 - Aplicação dos IETs de Carlson (1977) e Kratzer e Brezonik (1981) aos dados do estudo.
(continuação)

Reservatório	Carlson (1977)							Kratzer e Brezonik (1981)						
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
R ₃₂	65	67	72	68	66	64	65	63	64	69	66	64	63	63
R ₃₃	61	65	63	59	65	68	66	58	64	63	59	64	67	65
R ₃₄	70	68	63	68	61	65	62	68	69	63	67	61	64	61
R ₃₅	69	63	68	60	59	58	59	65	61	65	60	57	56	61
R ₃₆	64	63	70	58	65	66	64	64	64	67	56	62	62	61
R ₃₇	65	64	63	54	50	47	46	64	64	61	53	48	45	43
R ₃₈	46	50	49	48	47	47	45	48	49	50	49	46	45	45
R ₃₉	78	88	95	72	69	69	72	73	87	93	68	66	66	70
R ₄₀	81	88	75	82	65	58	53	80	88	74	81	64	57	53
R ₄₁	50	51	54	52	50	47	51	51	51	53	51	47	43	49
R ₄₂	57	63	69	62	62	58	62	58	63	69	64	61	58	62
R ₄₃	47	68	83	69	69	57	58	48	68	81	69	69	55	57
R ₄₄	65	74	78	76	71	68	62	61	73	76	75	70	67	63
R ₄₅	69	77	77	71	65	67	68	69	77	75	71	64	66	67
R ₄₆	81	69	75	81	75	60	61	80	70	74	80	74	59	60
R ₄₇	52	51	56	60	55	48	51	51	50	55	62	53	49	50
R ₄₈	58	54	56	60	50	51	51	56	54	57	59	51	51	51
R ₄₉	78	81	81	77	79	84	83	75	79	77	73	75	80	81
R ₅₀	72	78	74	68	62	60	62	73	77	74	67	62	59	62
R ₅₁	71	71	67	69	65	69	71	69	71	66	68	64	67	70
R ₅₂	63	67	65	65	56	56	54	60	66	62	63	54	54	52
R ₅₃	42	45	51	50	46	44	47	45	42	50	51	43	45	46
R ₅₄	48	51	54	54	52	57	50	45	51	52	54	51	54	49
R ₅₅	65	65	67	69	68	66	64	63	64	66	68	67	65	63
R ₅₆	68	65	65	63	59	58	56	65	65	62	60	56	56	54
R ₅₇	66	69	72	65	66	67	65	62	68	70	65	64	65	63
R ₅₈	68	72	77	69	60	67	67	67	71	75	68	60	65	66
R ₅₉	68	76	81	75	71	64	54	67	75	80	74	70	63	55
R ₆₀	51	50	64	63	52	58	62	52	53	66	64	54	59	63
R ₆₁	72	70	64	73	64	57	64	69	69	64	70	62	56	62
R ₆₂	72	78	74	64	63	65	67	68	77	75	63	61	64	66

Tabela B1 - Aplicação dos IETs de Carlson (1977) e Kratzer e Brezonik (1981) aos dados do estudo.
(conclusão)

Reservatório	Carlson (1977)							Kratzer e Brezonik (1981)						
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
R ₆₃	77	81	79	72	71	73	70	76	80	78	71	69	71	69
R ₆₄	75	77	88	65	64	65	67	75	79	89	63	62	63	66
R ₆₅	71	70	74	68	63	58	62	70	69	72	68	63	59	63
R ₆₆	63	71	75	74	66	69	77	60	69	73	71	65	66	76
R ₆₇	75	77	74	67	69	73	76	75	78	74	68	70	73	76
R ₆₈	49	55	56	58	52	56	51	49	53	57	58	50	54	51
R ₆₉	70	71	72	65	66	66	69	65	67	69	63	63	63	66
R ₇₀	66	72	77	72	62	58	58	64	71	77	69	61	57	59
R ₇₁	79	67	77	83	77	65	58	77	67	76	82	77	65	57
R ₇₂	65	69	71	65	57	64	64	63	69	69	64	57	62	62
R ₇₃	62	65	81	71	64	61	63	62	66	81	68	64	60	62
R ₇₄	52	54	56	54	50	48	49	50	54	54	52	49	46	48
R ₇₅	76	68	63	64	65	67	60	75	67	63	64	63	65	59
R ₇₆	79	86	72	69	63	60	62	80	87	71	69	62	60	62
R ₇₇	63	51	50	54	60	50	48	61	52	51	53	58	51	47
R ₇₈	90	75	78	71	66	61	64	84	75	77	68	65	60	63
R ₇₉	63	69	67	66	58	53	53	59	69	66	64	57	51	52
R ₈₀	76	76	73	66	64	60	60	76	77	72	65	63	58	60
R ₈₁	71	66	68	70	64	66	72	69	65	67	68	63	64	70
R ₈₂	71	73	80	69	60	62	61	68	72	79	67	59	61	60
R ₈₃	50	49	54	56	53	55	54	47	49	53	54	52	54	54
R ₈₄	42	47	51	44	46	46	55	40	45	52	42	44	45	54
R ₈₅	49	56	54	54	49	52	49	46	54	54	53	50	51	49
R ₈₆	55	58	66	75	66	51	48	54	58	67	75	65	52	49
R ₈₇	67	73	64	61	63	62	63	65	70	62	62	61	60	61
R ₈₈	73	70	70	68	66	53	56	72	70	70	67	65	53	55
R ₈₉	44	48	57	66	78	72	67	45	49	57	65	76	71	66
R ₉₀	59	56	62	57	55	56	51	58	55	59	56	53	54	51
R ₉₁	57	63	65	63	62	60	51	55	62	63	63	61	58	51
R ₉₂	54	56	61	47	54	42	42	53	55	58	46	53	42	40
R ₉₃	62	70	63	62	61	59	60	63	70	63	62	59	56	58

Tabela B2 - Aplicação dos IETs de Toledo *et al.* (1983) e Lamparelli (2004) aos dados do estudo.

(continua)

Reservatório	Toledo <i>et al.</i> (1983)							Lamparelli (2004)						
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
R ₁	63	54	58	48	49	49	53	69,6	64,7	68,1	63,0	62,0	62,4	65,6
R ₂	49	57	54	55	50	48	45	62,9	68,0	65,7	65,8	61,4	62,0	61,7
R ₃	65	65	66	62	57	54	54	71,7	70,6	71,5	69,1	66,3	65,1	65,3
R ₄	63	61	64	63	61	61	56	70,4	68,9	71,3	70,0	69,3	68,4	66,1
R ₅	70	76	67	60	60	50	45	73,7	75,5	73,0	68,3	69,1	63,8	62,1
R ₆	76	66	73	72	72	67	67	75,9	71,4	74,2	74,1	74,2	71,7	70,8
R ₇	63	67	65	58	57	49	48	69,1	70,8	71,7	67,0	68,0	63,7	64,2
R ₈	65	69	61	59	56	61	54	70,6	72,3	68,8	67,5	65,7	68,4	65,6
R ₉	58	63	53	55	56	55	56	66,9	65,2	64,7	66,0	66,8	66,8	67,1
R ₁₀	61	62	63	59	52	56	60	69,4	69,3	69,3	67,6	65,2	67,6	69,2
R ₁₁	66	67	66	59	57	61	60	71,2	71,3	70,8	67,2	67,0	68,8	68,4
R ₁₂	66	65	72	77	70	58	53	70,6	70,0	73,4	75,2	72,6	66,7	64,2
R ₁₃	70	70	68	67	69	67	60	73,2	72,9	72,6	71,7	72,4	71,9	67,6
R ₁₄	67	74	72	65	57	54	46	71,7	74,6	75,4	71,4	66,6	66,9	62,4
R ₁₅	51	59	62	63	66	56	55	65,9	69,4	70,6	70,3	72,2	67,8	66,9
R ₁₆	72	77	72	70	65	66	62	74,1	77,5	74,3	72,9	71,2	70,7	68,6
R ₁₇	62	67	64	70	64	57	55	69,4	72,2	70,5	72,9	71,1	66,3	64,9
R ₁₈	61	64	63	60	53	51	53	69,4	70,5	70,4	69,0	65,4	64,5	64,9
R ₁₉	64	74	60	58	61	56	65	70,6	74,9	68,1	66,8	68,9	66,1	70,4
R ₂₀	59	62	63	66	69	72	68	68,3	68,8	69,5	70,9	73,4	75,5	72,7
R ₂₁	63	66	68	66	70	68	62	69,8	72,3	73,0	72,3	73,1	72,7	70,2
R ₂₂	48	45	50	49	50	42	41	62,5	60,9	63,7	62,8	64,6	59,4	59,9
R ₂₃	49	50	59	50	50	50	50	62,3	63,2	67,6	63,1	62,7	62,6	62,8
R ₂₄	55	62	65	60	55	59	56	65,0	69,2	70,6	68,1	65,4	67,4	65,6
R ₂₅	69	72	72	68	65	59	58	72,6	74,3	74,1	71,9	70,5	68,1	67,7
R ₂₆	64	65	69	60	51	50	52	67,7	67,8	72,3	68,7	63,5	63,3	64,7
R ₂₇	70	66	75	77	69	61	54	72,6	70,0	76,0	76,2	72,9	69,8	65,1
R ₂₈	73	78	73	56	55	53	53	74,1	77,7	77,0	66,1	65,8	65,2	64,7
R ₂₉	72	73	74	67	56	52	51	73,9	74,4	75,5	73,1	67,3	65,0	64,1
R ₃₀	51	46	60	63	61	57	56	64,5	63,5	69,0	69,8	69,2	66,7	66,9
R ₃₁	58	58	61	62	59	58	51	68,6	67,3	68,9	68,9	66,9	66,7	63,7

Tabela B2 - Aplicação dos IETs de Toledo *et al.* (1983) e Lamparelli (2004) aos dados do estudo.
(continuação)

Reservatório	Toledo <i>et al.</i> (1983)							Lamparelli (2004)						
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
R ₃₂	60	62	67	62	61	59	60	68,9	69,8	72,7	70,2	69,3	68,2	68,4
R ₃₃	56	60	58	54	59	63	60	65,9	68,5	68,4	66,2	68,1	69,7	69,6
R ₃₄	65	63	57	63	56	60	56	70,2	68,1	66,6	70,2	66,8	69,6	67,5
R ₃₅	64	58	62	55	54	53	54	69,4	67,3	71,4	66,2	65,6	65,1	65,7
R ₃₆	59	58	64	52	60	60	58	67,6	67,4	71,0	62,7	68,6	69,0	67,5
R ₃₇	59	59	58	49	45	42	40	67,6	67,2	66,9	62,1	60,5	59,5	58,8
R ₃₈	41	45	44	43	41	41	40	58,5	60,0	60,4	60,2	59,4	59,5	58,7
R ₃₉	72	82	89	66	64	64	67	75,0	79,6	82,9	71,4	69,4	70,1	71,8
R ₄₀	76	83	70	77	60	53	47	76,5	79,6	73,9	76,4	68,3	66,2	62,3
R ₄₁	44	46	49	47	44	41	45	61,3	61,5	63,3	62,2	60,5	59,4	62,3
R ₄₂	52	58	64	57	57	53	57	63,7	65,9	70,9	66,6	66,5	64,3	65,4
R ₄₃	42	62	78	63	64	51	53	59,7	70,3	76,7	71,2	70,2	64,0	64,1
R ₄₄	60	69	73	70	66	63	57	67,6	72,7	73,9	72,9	70,6	69,1	67,4
R ₄₅	63	71	72	66	60	62	63	70,0	73,9	73,7	71,1	68,4	69,3	69,8
R ₄₆	76	63	69	76	70	54	55	77,1	71,0	72,6	76,8	75,4	65,2	66,1
R ₄₇	47	46	51	55	49	42	45	61,2	60,9	64,1	65,9	63,9	60,3	61,0
R ₄₈	53	48	51	55	45	45	46	64,4	62,0	63,9	66,5	61,4	61,4	61,7
R ₄₉	73	76	76	72	73	78	78	75,5	76,9	76,3	74,0	75,0	77,8	77,6
R ₅₀	67	73	69	62	56	54	57	70,7	72,7	72,0	67,4	64,5	64,6	66,0
R ₅₁	65	66	61	63	60	64	66	71,0	70,4	69,0	70,6	68,5	70,2	70,9
R ₅₂	58	62	59	60	51	51	49	67,8	69,6	68,8	68,6	64,9	65,1	63,6
R ₅₃	37	40	45	45	40	39	41	57,2	59,4	62,1	61,4	58,6	61,0	60,1
R ₅₄	43	46	48	49	46	51	45	60,2	61,7	62,6	62,4	61,0	65,0	60,8
R ₅₅	60	60	62	64	62	61	59	67,9	68,1	69,3	70,6	70,1	68,9	67,5
R ₅₆	63	59	60	58	53	52	51	69,6	67,1	66,4	65,3	63,9	63,6	62,7
R ₅₇	60	64	67	60	61	62	60	69,1	71,2	73,0	69,0	69,2	69,7	68,7
R ₅₈	62	67	72	64	55	62	62	69,1	71,7	75,7	72,0	66,1	70,5	70,2
R ₅₉	63	71	75	70	66	58	49	69,6	73,8	76,0	74,0	71,5	68,2	63,1
R ₆₀	46	44	59	58	46	53	57	61,1	60,1	69,3	68,1	61,9	65,2	66,5
R ₆₁	67	64	59	68	59	52	58	71,8	70,0	67,7	71,4	67,9	63,7	67,2
R ₆₂	67	73	69	59	58	60	62	71,0	73,9	73,6	67,6	67,4	68,6	70,2

Tabela B2 - Aplicação dos IETs de Toledo *et al.* (1983) e Lamparelli (2004) aos dados do estudo.
(conclusão)

Reservatório	Toledo <i>et al.</i> (1983)							Lamparelli (2004)						
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
R ₆₃	72	76	73	67	65	67	65	74,3	76,3	75,3	72,5	70,4	71,2	70,1
R ₆₄	69	72	83	60	59	59	62	72,2	73,7	79,2	67,6	67,4	67,8	67,9
R ₆₅	65	65	68	63	58	53	57	69,4	68,5	69,7	69,9	67,3	64,5	66,7
R ₆₆	58	66	69	69	61	63	72	67,1	70,0	72,6	72,8	68,2	69,3	73,1
R ₆₇	70	72	69	61	64	67	71	74,6	75,4	74,0	69,2	70,4	72,2	73,5
R ₆₈	44	49	50	52	47	51	46	59,9	61,8	63,5	65,5	61,2	63,3	60,6
R ₆₉	64	66	66	60	61	61	64	69,6	70,5	71,8	67,9	68,4	68,9	69,9
R ₇₀	61	67	72	66	56	53	53	69,1	69,9	75,6	70,9	66,1	64,4	64,8
R ₇₁	74	62	72	78	72	60	53	74,9	69,3	74,0	76,5	73,5	69,0	64,9
R ₇₂	60	64	66	59	52	59	58	69,0	71,3	72,5	68,3	67,9	67,6	67,6
R ₇₃	57	60	76	66	59	55	58	66,1	68,1	76,1	71,6	67,1	65,3	66,7
R ₇₄	46	48	50	49	44	42	43	62,1	62,3	63,5	63,2	59,8	59,8	60,2
R ₇₅	70	63	58	59	60	62	55	73,2	69,6	66,8	68,8	68,2	69,1	64,9
R ₇₆	74	81	67	64	58	55	57	74,9	77,4	71,5	70,8	67,7	66,0	66,5
R ₇₇	58	46	45	48	54	45	43	67,6	61,3	60,6	61,8	66,4	60,6	60,0
R ₇₈	85	70	73	66	61	56	59	82,2	73,4	74,2	71,0	69,0	66,6	67,6
R ₇₉	57	64	61	60	53	47	48	66,8	69,8	69,3	68,3	65,1	62,0	62,8
R ₈₀	71	71	68	60	59	54	55	73,2	73,5	72,6	66,6	67,9	65,0	65,3
R ₈₁	66	61	63	65	59	61	67	71,5	67,9	70,0	71,0	68,1	68,4	71,5
R ₈₂	66	68	75	63	55	57	56	71,0	72,3	75,4	69,8	64,7	66,8	65,8
R ₈₃	44	44	48	51	48	50	49	61,0	60,3	63,4	64,9	62,2	63,5	63,3
R ₈₄	37	41	45	39	40	40	50	57,1	59,8	62,2	58,3	59,0	59,5	63,6
R ₈₅	43	51	49	48	44	47	43	61,6	63,2	62,8	62,5	60,9	62,6	60,3
R ₈₆	50	53	61	69	61	46	43	63,1	64,1	68,7	73,0	68,7	61,6	59,7
R ₈₇	61	68	58	56	58	57	58	66,9	72,3	65,4	63,8	64,4	64,4	64,8
R ₈₈	67	65	64	62	61	48	51	71,3	70,4	70,8	68,5	69,3	62,0	64,2
R ₈₉	39	43	52	61	73	67	62	57,7	60,2	65,8	69,3	74,0	72,7	68,5
R ₉₀	54	50	56	51	49	51	45	64,8	62,8	67,2	63,0	61,2	63,2	60,9
R ₉₁	51	58	60	58	57	55	45	65,1	67,4	68,4	66,6	66,3	66,8	61,9
R ₉₂	49	50	56	42	49	37	36	62,3	62,6	62,6	58,8	59,9	57,7	56,6
R ₉₃	57	65	58	57	56	53	54	66,6	70,5	67,5	66,0	65,1	64,4	65,4

Tabela B3 - Aplicação dos IETs de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) e Burns e Bryers (2000) aos dados do estudo.

(continua)

Reservatório	Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013)							Burns e Bryers (2000)						
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
R ₁	64,9	61,7	63,8	60,4	59,6	59,9	62,3	6,0	5,4	5,5	4,7	4,7	4,7	5,1
R ₂	60,3	64,0	62,2	62,4	59,1	59,6	59,5	4,4	5,6	5,2	5,1	4,6	4,5	4,4
R ₃	66,6	65,9	66,4	64,8	62,8	62,0	62,1	6,3	6,2	6,3	6,0	5,5	5,2	5,2
R ₄	65,6	64,6	66,2	65,4	64,8	64,3	62,7	6,0	6,0	6,2	6,0	5,9	5,7	5,4
R ₅	68,0	69,3	67,4	64,1	64,7	61,0	59,8	6,6	7,2	6,5	5,8	5,7	4,8	4,6
R ₆	69,5	66,4	68,3	68,3	68,3	66,6	65,9	7,2	6,3	6,8	6,8	6,9	6,4	6,4
R ₇	64,8	66,0	66,6	63,3	63,9	60,9	61,3	6,0	6,5	6,4	5,6	5,5	4,9	4,8
R ₈	65,9	67,0	64,6	63,6	62,5	64,3	62,3	6,2	6,7	5,9	5,6	5,4	5,8	5,1
R ₉	63,1	61,7	61,3	62,5	63,1	63,1	63,4	5,3	5,8	5,1	5,3	5,4	5,4	5,4
R ₁₀	64,9	64,8	64,7	63,5	61,8	63,5	64,7	5,8	6,1	6,2	5,8	5,2	5,4	5,7
R ₁₁	66,2	66,2	65,7	63,3	63,2	64,6	64,3	6,4	6,6	6,3	5,8	5,6	5,9	5,8
R ₁₂	65,9	65,5	67,8	69,1	67,2	63,1	61,3	6,4	6,3	7,0	7,3	6,8	5,6	5,3
R ₁₃	67,6	67,5	67,2	66,6	67,1	66,7	63,7	6,7	6,6	6,6	6,4	6,6	6,4	5,7
R ₁₄	66,6	68,6	69,1	66,4	62,9	63,1	59,9	6,3	7,0	7,1	6,3	5,6	5,3	4,6
R ₁₅	62,4	64,9	65,7	65,4	66,8	63,7	63,1	5,0	5,8	6,0	6,0	6,2	5,4	5,3
R ₁₆	68,1	70,5	68,3	67,4	66,2	66,0	64,5	6,9	7,3	6,9	6,8	6,3	6,3	6,1
R ₁₇	64,9	67,0	65,7	67,5	66,3	62,8	61,8	6,2	6,5	6,3	6,7	6,4	5,5	5,4
R ₁₈	64,9	65,8	65,6	64,6	62,1	61,5	61,8	5,8	6,3	6,2	5,8	5,2	5,1	5,2
R ₁₉	65,8	68,8	64,0	63,1	64,5	62,6	65,7	6,4	7,3	5,9	5,8	6,0	5,6	6,4
R ₂₀	63,9	64,3	65,0	65,9	67,7	69,1	67,3	5,3	5,8	6,0	6,3	6,6	6,8	6,4
R ₂₁	65,2	67,0	67,4	66,9	67,5	67,2	65,4	5,8	6,3	6,5	6,3	6,6	6,5	5,9
R ₂₂	60,2	58,9	60,8	60,3	61,5	58,0	58,1	5,0	4,7	4,9	5,0	5,0	4,3	4,2
R ₂₃	59,9	60,6	63,5	60,5	60,1	60,2	60,3	4,9	5,1	5,6	5,0	4,9	4,9	5,1
R ₂₄	61,8	64,7	65,7	63,9	62,0	63,6	62,2	5,4	6,0	6,2	5,8	5,3	5,7	5,5
R ₂₅	67,2	68,4	68,2	66,8	65,7	64,0	63,8	6,7	7,0	6,8	6,5	6,2	5,8	5,7
R ₂₆	63,6	63,6	66,8	64,2	60,7	60,6	61,6	5,9	6,1	6,5	5,6	5,1	4,9	5,1
R ₂₇	67,0	65,2	69,4	69,6	67,2	65,2	61,9	6,5	6,1	7,2	7,2	6,4	5,8	5,3
R ₂₈	68,2	70,8	70,2	62,5	62,4	61,9	61,6	6,8	7,6	7,2	5,5	5,3	5,2	5,2
R ₂₉	68,1	68,4	69,2	67,5	63,4	61,8	61,2	6,9	7,1	7,2	6,6	5,5	5,1	5,1
R ₃₀	61,3	60,8	64,6	65,3	64,9	63,1	63,2	4,8	4,8	5,8	6,1	5,8	5,5	5,5
R ₃₁	64,5	63,5	64,6	64,7	63,3	63,1	60,9	5,8	5,8	5,9	6,1	5,7	5,7	5,1

Tabela B3 - Aplicação dos IETs de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) e Burns e Bryers (2000) aos dados do estudo.

(continuação)

Reservatório	Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013)							Burns e Bryers (2000)						
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
R ₃₂	64,5	65,2	67,2	65,5	64,9	64,2	64,2	5,7	5,9	6,3	6,0	5,8	5,7	5,7
R ₃₃	62,4	64,2	64,1	62,7	64,0	65,1	65,0	5,2	5,8	5,7	5,3	5,8	6,0	5,9
R ₃₄	65,5	63,9	62,8	65,4	63,1	65,0	63,6	6,2	6,2	5,6	6,1	5,5	5,8	5,5
R ₃₅	64,8	63,5	66,1	62,6	62,3	61,9	62,4	5,8	5,5	5,8	5,4	5,2	5,0	5,6
R ₃₆	63,3	63,2	65,9	59,9	64,3	64,5	63,4	5,6	5,7	6,1	4,9	5,6	5,6	5,4
R ₃₇	63,8	63,5	63,2	59,7	58,6	58,0	57,4	5,8	5,8	5,5	4,7	4,3	4,1	3,9
R ₃₈	57,2	58,3	58,5	58,4	57,9	57,9	57,4	4,3	4,4	4,4	4,4	4,1	4,1	4,0
R ₃₉	68,7	71,8	74,2	66,1	64,7	65,2	66,5	6,6	7,8	8,4	6,1	5,9	5,9	6,3
R ₄₀	69,9	72,0	67,9	69,7	64,0	62,6	59,9	7,3	8,0	6,7	7,3	5,7	5,2	4,8
R ₄₁	59,3	59,4	60,6	59,8	58,6	57,8	60,0	4,6	4,6	4,7	4,6	4,2	3,9	4,5
R ₄₂	60,9	62,4	65,9	62,9	62,8	61,3	62,1	5,2	5,6	6,2	5,8	5,5	5,2	5,5
R ₄₃	58,0	65,5	70,0	66,1	65,4	61,1	61,2	4,3	6,2	7,3	6,3	6,2	4,9	5,1
R ₄₄	63,7	67,2	68,1	67,4	65,8	64,7	63,6	5,5	6,6	6,9	6,7	6,3	6,1	5,7
R ₄₅	65,4	68,0	68,0	66,1	64,2	64,9	65,3	6,2	7,0	6,8	6,4	5,8	6,0	6,1
R ₄₆	70,3	66,0	67,1	70,2	69,1	61,9	62,6	7,2	6,4	6,6	7,3	6,8	5,3	5,4
R ₄₇	59,1	58,9	61,1	62,4	61,0	58,5	59,0	4,6	4,5	4,9	5,5	4,8	4,4	4,5
R ₄₈	61,2	59,7	61,0	62,9	59,3	59,3	59,4	5,0	4,8	5,1	5,4	4,6	4,6	4,6
R ₄₉	69,1	70,1	69,7	68,1	68,8	70,7	70,6	6,8	7,1	7,0	6,6	6,8	7,3	7,3
R ₅₀	65,9	67,4	66,8	63,6	61,5	61,7	62,6	6,6	7,0	6,7	6,0	5,5	5,4	5,6
R ₅₁	66,1	65,7	64,6	65,7	64,3	65,6	66,1	6,2	6,4	6,0	6,1	5,8	6,1	6,3
R ₅₂	63,8	65,1	64,4	64,4	61,7	62,0	60,8	5,4	5,9	5,6	5,7	4,9	5,0	4,7
R ₅₃	56,3	57,8	59,7	59,2	57,2	58,9	58,2	4,0	3,8	4,5	4,6	3,8	4,1	4,1
R ₅₄	58,5	59,5	60,0	60,0	59,0	61,7	58,8	4,1	4,6	4,7	4,9	4,6	4,9	4,4
R ₅₅	63,9	64,0	64,9	65,7	65,4	64,6	63,6	5,7	5,8	6,0	6,1	6,0	5,8	5,6
R ₅₆	64,8	63,1	62,6	61,8	60,9	60,8	60,1	5,8	5,8	5,5	5,3	5,0	5,0	4,8
R ₅₇	64,7	66,2	67,4	64,6	64,7	65,1	64,4	5,6	6,2	6,4	5,8	5,8	5,9	5,7
R ₅₈	64,4	66,4	69,2	66,5	62,5	65,7	65,5	5,9	6,4	6,8	6,2	5,4	5,9	6,0
R ₅₉	65,1	68,1	69,6	68,1	66,5	64,1	60,5	6,1	6,8	7,2	6,7	6,4	5,7	4,9
R ₆₀	59,1	58,3	64,9	64,1	59,6	62,0	63,0	4,7	4,8	6,0	5,8	4,9	5,4	5,7
R ₆₁	66,4	65,2	63,6	66,4	63,7	60,8	63,3	6,2	6,2	5,7	6,3	5,6	5,0	5,6
R ₆₂	66,0	68,1	67,7	63,6	63,5	64,4	65,6	6,1	6,9	6,7	5,6	5,5	5,8	6,0

Tabela B3 - Aplicação dos IETs de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) e Burns e Bryers (2000) aos dados do estudo.

(conclusão)

Reservatório	Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013)							Burns e Bryers (2000)						
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
R ₆₃	68,4	69,8	69,1	67,2	65,7	66,3	65,5	6,9	7,2	7,1	6,4	6,2	6,4	6,2
R ₆₄	67,0	68,0	71,7	63,4	63,5	63,8	63,8	6,8	7,1	8,0	5,7	5,5	5,7	5,9
R ₆₅	64,6	64,1	64,9	65,2	63,4	61,6	63,0	6,2	6,1	6,4	6,1	5,7	5,3	5,7
R ₆₆	63,2	65,2	67,0	67,2	64,0	64,9	67,6	5,4	6,1	6,5	6,4	5,8	6,0	6,8
R ₆₇	68,5	69,1	68,1	64,8	65,7	67,0	67,8	6,8	7,1	6,7	6,1	6,4	6,6	6,9
R ₆₈	58,2	59,6	60,7	62,2	59,2	60,6	58,7	4,4	4,7	5,1	5,2	4,5	4,8	4,5
R ₆₉	65,1	65,8	66,6	63,8	64,2	64,6	65,3	5,8	6,1	6,3	5,7	5,7	5,7	6,0
R ₇₀	64,6	65,1	69,1	65,8	62,5	61,3	61,6	5,8	6,4	6,9	6,2	5,5	5,1	5,3
R ₇₁	68,8	64,9	68,1	69,8	67,8	64,6	61,8	7,0	6,1	6,9	7,4	6,9	5,9	5,2
R ₇₂	64,6	66,3	67,0	64,1	63,9	63,7	63,7	5,7	6,2	6,3	5,7	5,3	5,6	5,6
R ₇₃	62,5	63,9	69,4	66,3	63,2	62,0	63,0	5,6	6,0	7,2	6,1	5,7	5,4	5,6
R ₇₄	59,8	59,9	60,7	60,6	58,1	58,1	58,4	4,5	4,9	4,8	4,7	4,4	4,1	4,3
R ₇₅	67,6	65,0	62,9	64,5	64,1	64,7	61,6	6,8	6,0	5,6	5,8	5,7	5,8	5,3
R ₇₆	68,8	70,5	66,3	65,9	63,7	62,6	63,0	7,2	7,8	6,4	6,2	5,7	5,4	5,6
R ₇₇	63,6	59,2	58,7	59,5	62,9	58,6	58,3	5,5	4,7	4,5	4,7	5,3	4,5	4,3
R ₇₈	73,7	67,7	68,1	66,0	64,6	63,0	63,7	7,7	6,8	6,9	6,1	5,8	5,4	5,7
R ₇₉	63,2	65,3	64,9	64,2	61,9	59,7	60,2	5,4	6,3	6,0	5,8	5,2	4,6	4,7
R ₈₀	67,6	67,7	67,0	62,8	63,7	61,8	62,0	6,8	6,9	6,5	5,8	5,6	5,2	5,4
R ₈₁	66,2	63,8	65,3	66,0	64,0	64,2	66,4	6,2	5,8	6,0	6,2	5,7	5,7	6,4
R ₈₂	65,8	66,8	69,1	65,0	61,5	63,1	62,4	6,1	6,5	7,1	6,0	5,3	5,5	5,4
R ₈₃	59,0	58,6	60,6	61,9	59,9	60,9	60,7	4,3	4,4	4,8	4,9	4,7	4,9	4,9
R ₈₄	56,2	58,1	59,7	57,0	57,6	57,9	60,8	3,6	4,1	4,7	3,8	4,0	4,0	4,8
R ₈₅	59,4	60,6	60,3	60,1	58,9	60,2	58,5	4,1	4,8	4,9	4,8	4,5	4,6	4,4
R ₈₆	60,4	61,1	64,4	67,4	64,4	59,4	58,1	4,9	5,2	6,0	6,7	5,9	4,7	4,4
R ₈₇	63,1	66,8	62,0	60,9	61,4	61,4	61,7	5,7	6,3	5,5	5,4	5,4	5,4	5,4
R ₈₈	66,3	65,7	65,9	64,3	64,9	59,7	61,3	6,5	6,3	6,3	6,0	5,9	4,8	5,0
R ₈₉	56,7	58,4	62,4	64,9	68,1	67,2	64,3	4,0	4,4	5,2	5,9	6,9	6,5	5,9
R ₉₀	61,7	60,2	63,1	60,3	59,0	60,5	58,9	5,2	4,9	5,3	5,0	4,7	4,8	4,5
R ₉₁	61,8	63,5	64,1	62,9	62,7	63,1	59,6	4,9	5,6	5,7	5,7	5,5	5,3	4,6
R ₉₂	59,9	60,2	60,0	57,4	58,0	56,7	55,9	4,7	4,9	5,1	4,1	4,6	3,8	3,6
R ₉₃	62,9	65,7	63,6	62,5	61,9	61,4	62,1	5,7	6,3	5,7	5,6	5,3	5,0	5,2

Tabela B4 - Aplicação dos IETs Zhang *et al.* (2021) e Silva *et al.* (2024) aos dados do estudo.

(continua)

Reservatório	Zhang <i>et al.</i> (2021)							Silva <i>et al.</i> (2024)						
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
R ₁	61	56	55	47	43	46	55	35,5	32,5	32,6	28,4	29,6	29,7	30,0
R ₂	42	61	52	53	40	43	43	28,3	31,9	31,0	31,2	30,4	28,3	26,6
R ₃	71	70	69	66	59	55	57	36,1	36,4	36,5	35,1	33,0	31,5	31,1
R ₄	64	65	65	66	63	64	58	34,9	34,6	35,4	35,5	34,5	34,4	32,2
R ₅	74	80	71	61	62	50	46	38,4	41,6	36,6	33,8	33,3	28,9	26,9
R ₆	81	69	75	76	76	70	71	41,5	37,1	39,8	39,4	39,6	37,5	37,9
R ₇	65	71	72	59	58	50	53	35,8	38,2	36,3	33,5	31,8	28,9	27,5
R ₈	69	75	65	60	59	65	53	36,5	38,8	34,8	33,9	32,3	34,4	30,8
R ₉	53	49	45	55	57	58	59	32,7	38,8	31,4	31,5	31,7	31,5	31,8
R ₁₀	62	66	63	58	50	55	60	34,3	35,5	36,2	34,2	30,1	31,6	33,0
R ₁₁	69	70	64	60	58	65	63	37,4	38,3	37,5	34,2	32,8	34,4	34,0
R ₁₂	71	70	78	82	76	59	54	37,3	36,9	40,5	42,7	39,5	33,7	31,8
R ₁₃	74	74	72	71	73	70	60	38,8	38,6	37,6	37,2	38,4	37,2	34,9
R ₁₄	70	78	78	69	58	57	46	36,9	40,6	39,3	36,4	33,5	30,7	27,1
R ₁₅	50	62	64	62	67	54	56	28,9	32,7	33,9	34,7	35,8	30,9	31,2
R ₁₆	73	81	74	74	70	72	68	39,6	40,8	39,3	39,4	35,8	37,0	35,7
R ₁₇	67	73	68	77	73	59	56	35,4	37,4	36,4	38,8	36,1	33,3	32,7
R ₁₈	64	70	66	62	53	54	55	33,8	36,3	35,2	33,4	30,3	30,0	30,9
R ₁₉	70	82	61	59	62	59	70	36,3	41,2	34,4	33,9	34,7	32,6	36,9
R ₂₀	52	59	63	67	72	74	71	32,5	35,2	35,7	36,9	37,5	38,2	37,0
R ₂₁	62	69	71	67	70	71	64	34,8	36,2	37,0	36,0	38,8	37,6	34,4
R ₂₂	52	45	48	50	53	42	39	28,9	28,1	29,5	29,9	28,8	26,1	25,5
R ₂₃	48	52	55	50	48	50	51	29,8	30,2	33,7	30,5	30,3	29,8	30,4
R ₂₄	55	64	65	60	54	61	56	32,9	35,2	36,2	34,2	32,4	33,9	33,4
R ₂₅	74	79	75	72	68	62	61	38,8	40,0	39,3	37,7	36,2	33,9	32,9
R ₂₆	57	59	67	56	49	49	51	37,4	38,4	38,3	33,3	30,8	29,7	30,4
R ₂₇	67	61	77	77	65	63	54	38,9	37,3	41,0	41,7	38,0	33,8	31,9
R ₂₈	75	87	81	55	54	54	53	40,1	42,2	39,0	32,8	31,8	31,2	31,1
R ₂₉	76	78	80	72	57	52	53	39,6	40,4	40,6	36,5	31,7	30,1	30,1
R ₃₀	46	51	62	68	64	59	59	29,5	26,9	33,8	35,5	34,5	32,5	32,2
R ₃₁	65	63	64	68	63	62	52	32,8	33,7	34,4	35,4	34,4	33,6	30,4

Tabela B4 - Aplicação dos IETs Zhang *et al.* (2021) e Silva *et al.* (2024) aos dados do estudo.

(continuação)

Reservatório	Zhang <i>et al.</i> (2021)							Silva <i>et al.</i> (2024)						
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
R ₃₂	59	65	68	65	64	63	62	33,3	34,2	36,1	34,5	34,2	33,4	33,6
R ₃₃	51	59	57	56	62	65	65	32,1	34,1	32,3	30,9	33,9	35,4	33,8
R ₃₄	65	62	56	64	57	62	60	36,4	37,1	33,4	35,1	32,2	33,2	32,0
R ₃₅	59	58	58	56	53	53	59	35,8	33,0	33,4	31,5	31,1	30,4	31,7
R ₃₆	51	52	61	42	57	57	54	33,9	33,4	35,4	31,8	33,3	33,5	33,1
R ₃₇	63	63	58	45	42	39	35	34,2	34,0	33,1	29,6	27,2	25,6	24,6
R ₃₈	40	41	42	41	40	38	38	26,4	27,7	27,1	26,6	25,6	25,3	25,0
R ₃₉	70	82	92	60	57	58	65	38,7	44,2	47,3	36,4	36,1	35,3	37,0
R ₄₀	81	89	71	78	58	53	47	41,2	44,6	38,2	41,8	33,8	29,8	28,4
R ₄₁	47	47	47	45	40	37	47	26,9	27,8	28,6	27,7	26,9	25,1	26,4
R ₄₂	52	57	67	59	57	53	56	31,2	34,2	35,5	33,3	32,9	31,6	33,7
R ₄₃	39	65	81	68	65	50	51	25,9	35,0	42,5	35,1	36,1	30,0	31,2
R ₄₄	60	73	76	74	68	63	61	34,1	38,5	40,4	39,2	37,2	35,9	32,7
R ₄₅	67	75	76	70	62	66	67	35,8	39,7	39,9	37,4	34,3	35,1	35,3
R ₄₆	81	70	72	83	76	54	57	40,4	35,6	38,6	41,3	37,2	31,8	32,1
R ₄₇	44	42	49	54	47	41	44	28,4	28,0	29,6	32,1	28,6	25,9	27,8
R ₄₈	47	47	50	57	45	44	44	30,9	29,3	30,3	31,5	27,4	27,5	27,6
R ₄₉	74	78	75	71	73	80	81	39,2	40,5	40,5	38,9	39,7	41,8	41,8
R ₅₀	73	79	74	63	57	59	59	38,6	41,5	39,1	36,8	34,1	32,4	33,7
R ₅₁	68	69	64	67	64	69	72	36,5	37,7	34,8	35,3	33,9	35,8	37,0
R ₅₂	58	64	59	63	49	53	47	32,6	34,8	32,9	33,6	29,0	29,2	28,4
R ₅₃	36	36	43	43	32	40	38	24,1	24,0	26,9	27,3	24,9	22,9	24,9
R ₅₄	40	45	44	48	45	47	42	25,6	27,7	28,7	29,7	28,3	29,2	27,3
R ₅₅	60	61	65	66	64	61	60	33,9	34,2	35,2	35,5	34,7	34,4	33,6
R ₅₆	56	56	49	48	46	49	44	34,9	34,7	34,9	34,1	31,8	31,3	30,6
R ₅₇	61	68	69	63	62	63	63	33,3	35,1	36,4	33,9	34,1	34,5	33,6
R ₅₈	56	66	74	64	54	66	66	35,5	37,3	38,5	34,5	32,0	34,1	34,4
R ₅₉	66	76	81	73	71	61	50	35,8	38,8	41,2	37,9	36,5	33,0	29,4
R ₆₀	46	44	66	65	47	58	61	28,2	28,3	33,4	32,8	28,5	31,0	33,1
R ₆₁	61	63	58	69	56	49	59	36,8	36,5	33,9	37,7	33,4	31,0	33,6
R ₆₂	64	75	71	57	57	63	68	37,0	40,5	38,0	33,4	32,7	33,9	34,5

Tabela B4 - Aplicação dos IETs Zhang *et al.* (2021) e Silva *et al.* (2024) aos dados do estudo.

(conclusão)

Reservatório	Zhang <i>et al.</i> (2021)							Silva <i>et al.</i> (2024)						
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
R ₆₃	77	82	80	72	69	72	69	39,2	41,0	40,0	36,6	36,8	37,9	36,7
R ₆₄	74	78	87	55	57	59	61	39,2	40,3	45,4	34,3	33,4	33,8	35,7
R ₆₅	57	58	60	63	59	56	59	37,5	37,7	39,8	35,5	33,2	31,2	33,3
R ₆₆	53	63	66	69	58	64	76	32,8	37,2	38,4	37,6	34,9	35,9	40,2
R ₆₇	73	78	72	64	70	74	76	37,7	39,0	37,4	35,1	36,1	37,7	39,7
R ₆₈	42	46	50	55	45	47	44	27,5	30,1	30,3	30,3	28,4	30,0	28,3
R ₆₉	63	67	68	60	61	62	64	36,0	36,6	36,4	34,0	34,1	34,1	35,7
R ₇₀	60	63	73	64	55	50	54	34,0	38,6	38,5	37,1	33,0	31,0	31,2
R ₇₁	77	65	75	81	74	62	53	40,3	35,3	39,8	43,0	40,1	33,6	31,0
R ₇₂	61	68	68	62	58	59	61	33,2	35,3	35,9	33,7	27,9	33,3	33,1
R ₇₃	56	59	74	63	58	55	57	33,6	34,6	41,3	36,3	34,3	32,7	33,5
R ₇₄	45	48	46	49	41	39	40	27,4	29,4	29,6	28,7	27,6	25,7	26,5
R ₇₅	75	63	53	62	61	61	51	39,1	35,4	33,5	33,2	33,7	34,6	32,4
R ₇₆	79	85	67	68	60	57	60	41,0	44,9	37,3	35,5	32,8	32,0	33,0
R ₇₇	56	46	42	45	60	43	41	32,4	28,0	27,9	29,4	31,0	27,7	26,2
R ₇₈	85	73	72	64	62	57	59	43,3	38,8	40,2	36,4	34,5	31,9	33,9
R ₇₉	58	69	64	62	55	46	47	32,7	36,5	34,6	34,2	30,6	28,3	28,5
R ₈₀	73	74	68	55	56	53	56	39,4	39,6	37,5	35,6	33,5	31,7	32,5
R ₈₁	62	61	63	66	61	61	70	36,4	34,9	35,1	36,1	33,3	34,4	37,4
R ₈₂	61	68	77	60	50	58	55	36,4	37,4	40,9	35,6	32,5	32,9	32,4
R ₈₃	42	45	48	54	46	52	51	26,4	26,9	28,5	28,8	28,4	29,3	29,1
R ₈₄	31	38	43	33	37	37	47	23,3	25,1	27,0	24,0	24,9	24,6	29,3
R ₈₅	41	49	48	48	44	47	41	25,0	30,0	29,3	28,9	26,8	27,6	26,6
R ₈₆	48	52	62	73	62	46	42	29,9	31,6	35,1	38,6	34,4	27,8	26,9
R ₈₇	56	66	53	51	53	53	54	36,1	37,1	34,8	34,4	34,7	34,4	34,4
R ₈₈	72	71	69	65	65	47	51	38,1	37,0	36,2	36,1	34,2	29,1	29,7
R ₈₉	37	42	54	65	74	70	63	25,1	26,3	29,8	34,3	40,1	36,7	35,7
R ₉₀	54	48	49	48	42	46	43	31,6	30,3	31,6	31,0	30,5	29,9	27,8
R ₉₁	50	58	58	58	55	56	45	29,1	33,2	33,6	33,8	33,1	30,9	27,1
R ₉₂	47	49	46	36	37	36	31	29,3	30,5	34,4	26,1	30,8	23,4	23,3
R ₉₃	59	67	60	57	53	51	54	33,1	37,0	33,3	33,5	33,0	31,4	31,4