

Ponderação de variáveis de índice trófico com aplicação em reservatórios no semiárido brasileiro

Weighting of variables of a trophic index with application in reservoirs in the Brazilian semi-arid

• **Data de entrada:**
07/05/2022
• **Data de aprovação:**
12/06/2023

Carlos Hugo Campos Camacho¹ | Luciane Mara Cardoso Freitas¹ | Gustavo Ross Ribeiro Lima^{1*} | DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.036>
Andrea Limaverde de Araújo² | Fernando José Araújo da Silva¹

ORCID ID

Camacho CHC  <https://orcid.org/0000-0003-0222-5716>
Freitas LMC  <https://orcid.org/0000-0002-5486-6198>

Lima GRR  <https://orcid.org/0000-0003-3720-6187>
Araújo AL  <https://orcid.org/0000-0001-9316-5362>
Silva FJA  <https://orcid.org/0000-0002-3260-8876>

Resumo

Neste estudo foram investigados 14 reservatórios no estado do Ceará, Nordeste do Brasil, utilizando dados anuais de monitoramento (2013 a 2020) sobre a qualidade da água. Os parâmetros considerados foram: nitrogênio total, fósforo total, clorofila *a*, profundidade de disco de Secchi, densidade de cianobactérias, fração da capacidade disponível nos reservatórios e precipitação. Abordou-se a ponderação dos parâmetros de qualidade através de dois métodos objetivos: entropia e coeficiente de variação. Discutiu-se o emprego da ponderação no cômputo do Índice de Estado Trófico (IET) e propôs-se um Índice de Nível Trófico (INT) como alternativa e complemento. A redução de volume nos reservatórios favorece o processo de eutrofização. Acrescentar parâmetros e consequentes subíndices contribui com a informação, mas pouco altera a classe trófica obtida com abordagem tradicional. O INT pode ser empregado como recurso adicional. A ponderação mostrou que clorofila *a* e densidade de cianobactérias têm maior peso. Os métodos de ponderação foram equivalentes entre si e são relevantes na averiguação do domínio dos parâmetros de qualidade.

Palavras-chave: Trópico semiárido. Eutrofização. Monitoramento da água. Ponderação objetiva.

Abstract

*In this study, 14 reservoirs were investigated in the state of Ceará, Northeast Brazil, using annual monitoring data (2013 to 2020) on water quality. The variables of the study were: total nitrogen, total phosphorus, chlorophyll *a*, Secchi disk depth, cyanobacteria density, fraction of reservoir capacity and rainfall. The weighting of quality parameters was addressed via two objective methods: entropy and coefficient of variation. The use of weighted variables in Trophic State Index (TSI) in different configurations was discussed and a Trophic Level Index (TLI) was proposed as an alternative and complement. The reduction in volume in the reservoirs favors the eutrophication process. Adding new parameters and consequent sub-indices supports the information, but changes little on trophic classification obtained by the traditional approach. The TLI can be used as an additional resource. The weighting showed that chlorophyll "a" and cyanobacteria density have greater values. The weighting methods were equivalent and are relevant in investigating the domain of quality parameters.*

Keywords: Semi-arid tropic. Eutrophication. Water monitoring. Objective weighting.

¹ Universidade Federal do Ceará – Fortaleza – Ceará – Brasil.

² Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará – Fortaleza – Ceará – Brasil.

* **Autor correspondente:** gustavo_ks4@hotmail.com

1 INTRODUÇÃO

O incremento do processo de eutrofização resulta, destacadamente, de antropismo (*e.g.*, supressão de vegetação, salinização, aporte de efluentes, resíduos de atividades agrônômicas e fertilizantes). O fator clima e suas variações sazonais são mais pertinentes às características do processo de eutrofização. Entretanto, importa considerar que variações de armazenamentos e alterações sazonais do clima independem de uma variação climática tendenciosa.

Esse último fenômeno é caracterizado pela elevação da temperatura e tem potencial de afetar intensamente as regiões semiráridas e áridas (Raulino; Silveira; Lima Neto, 2021; Wiegand *et al.*, 2021). Lopes *et al.* (2022) destacam a necessidade de avaliação dos impactos dos fenômenos climáticos como requisito para a mitigação de efeitos agravados.

A proliferação de algas é a consequência mais destacada da eutrofização e pode acarretar o surgimento de cianobactérias, revelando um aspecto de degradação hídrica muito importante (Barros *et al.*, 2019). Esses organismos são de grande capacidade adaptativa (Catherine *et al.*, 2013; Gaysina; Saraf; Singh, 2019) e apresentam maior relevância quanto ao potencial de impacto sobre a saúde humana e de animais. A lise celular é a principal via de liberação de metabólitos tóxicos, chamados cianotoxinas (Pearson *et al.*, 2016; Sepulveda-Jauregui *et al.*, 2018; Tanvir *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2021).

O monitoramento do processo de eutrofização tem suporte em métrica com modelos agregados de avaliação do *status* trófico, que envolve concentrações de nutrientes, produtividade primária e indicadores bióticos, conforme destacam Neverova-Dziopak e Kowalewski (2018). Esses autores relatam designações e formulações como: Índice da Condição de Lago (ICL), Índice de Eutrofização (IE), Método do Índice de Nutrientes

(MIN), Índice Total de Nutrientes (ITN), Índice de Nível Trófico (INT) e Avaliação do Estado Trófico (AET). Entretanto, o Índice de Estado Trófico (IET), proposto por Carlson (1977), firmou-se como o mais usado.

No estudo original de Carlson, o IET aponta três classes de trofia (oligo, meso e eutrófico) com base na profundidade do disco de Secchi (ou transparência da água) e nas concentrações de fósforo total e de clorofila a. Posteriormente, adaptações do índice propuseram mais classes e intervalos, com valores e formulações próprias, além de redução do número de parâmetros empregados e/ou inclusão de outros (*e.g.*, Cunha; Calijuri; Lamparelli, 2013; Kratzer e Brezonik, 1981; Paulic; Hand; Lord, 1996; Rolim *et al.*, 2019; Toledo *et al.*, 1983).

Os parâmetros que integram os índices de estado trófico subsidiam os critérios de classificação. Os pesos de critérios em problemas de classificação são essenciais e podem afetar os resultados e a interpretação deles. A abordagem mais simples é atribuir pesos iguais aos critérios (Keshavarz-Ghorabae *et al.*, 2021). No entanto, os resultados após agregação são influenciados pelos pesos dos critérios, de forma que pesos iguais podem ser imprecisos na representação da realidade. Quanto a isso, cabe lembrar que a média aritmética (*i.e.*, em que os pesos de todas as observações são iguais) é um caso particular da média ponderada.

Há distintos procedimentos para a obtenção de pesos de critérios, enquadrados em três categorias: métodos de ponderação subjetiva, métodos de ponderação objetiva e métodos híbridos. A ponderação objetiva trata as informações quantitativas como variáveis contínuas, proporcionando uma melhor compreensão do fenômeno sob estudo. A ponderação *per se* destaca o peso da variação de descritores, as escalas de grandeza numérica e a associação entre eles (Wang e Zhan, 2012). Os métodos objetivos geram pesos com base em dados medidos e quantificados. Dois deles bas-

tante empregados são: método de entropia e do desvio padrão (Zardari *et al.*, 2015).

2 OBJETIVOS

A investigação aqui empreendida se justifica a partir da necessidade de uma ponderação que represente tais componentes. É relevante aprimorar a aplicação desse tipo de métrica de qualidade de água, oferecendo interpretações complementares. Importa, também, considerar a densidade de cianobactérias na verificação do grau de trofia.

Ante o exposto no parágrafo acima, este estudo tem como propósito aplicar duas técnicas objetivas de ponderação das variáveis componentes de um IET tipo Carlson (1977), bem como propor um INT em formato adaptado a reservatórios no trópico semiárido.

3 METODOLOGIA

3.1 Caracterização dos reservatórios e dados utilizados

Para o estudo foram considerados 14 reservatórios localizados no Estado do Ceará, Nordeste do Brasil (Figura 1). A região em que estão localizados os corpos lânticos do estudo é tropical semiárida e apresenta dois tipos climáticos: semiárido quente (BSh, 37,7% da área do estado) e tropical de savana (As, 62,3% da área do estado), segundo Alvares *et al.* (2013). As médias térmicas são elevadas (25 a 29° C), com probabilidade de episódios de seca $\geq 60\%$, taxas de evaporação de até 2000 mm/ano e precipitações de 600 a 800 mm/ano (Brasil, 2005a; 2006; Cavalcante *et al.*, 2020; Rodrigues *et al.*, 2021). Todos os reservatórios do estudo são destinados a usos múltiplos, com sumário de informações na Tabela 1.

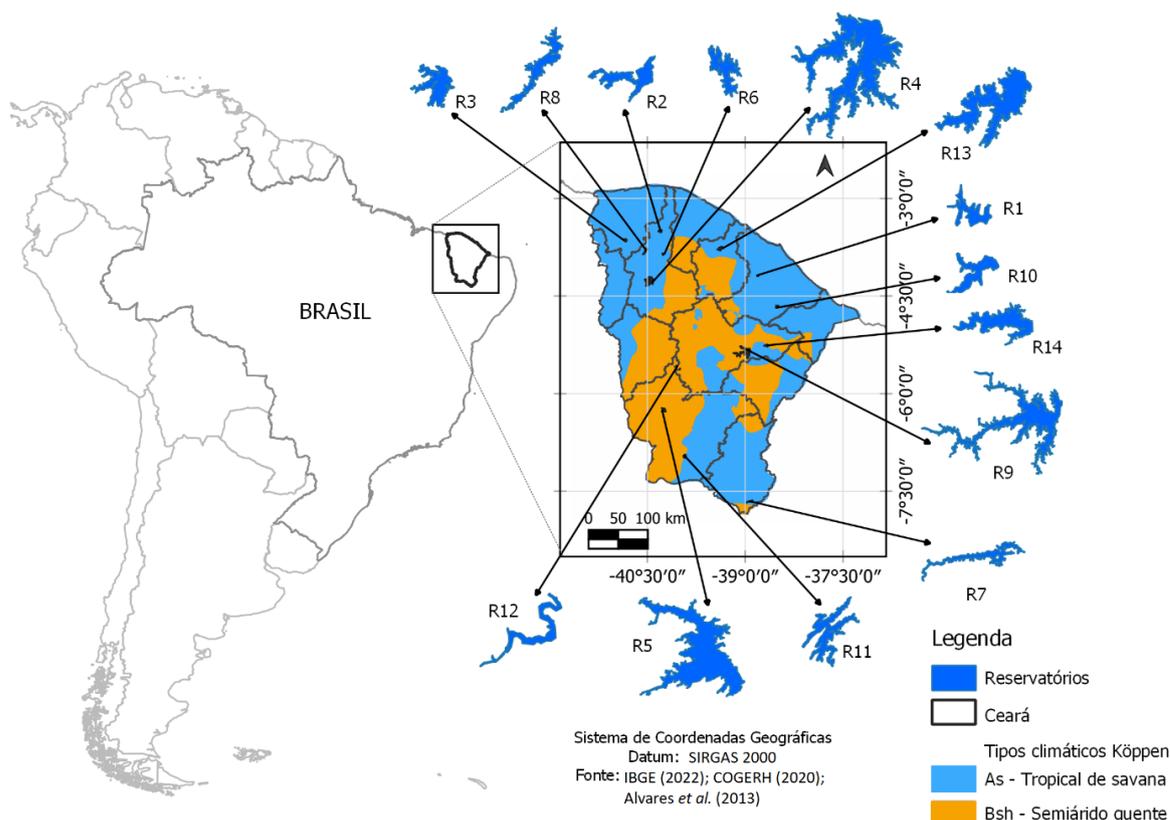


Figura 1 – Mapa de localização dos reservatórios do estudo.

Fonte: Ferreira *et al.* (2023).

A Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará (COGERH) disponibilizou os dados do estudo referentes ao monitoramento dos reservatórios no período de 2013 a 2020. As amostras foram coletadas em ponto próximo ao barramento de cada reservatório, à profundidade de cerca de 30 cm abaixo da superfície da coluna líquida. As coletas ocorreram no período da manhã, entre nove e dez horas da manhã.

Com frequência trimestral foram determinados os parâmetros de condutividade elétrica (CE), de

transparência do disco de Secchi (Z), de fósforo total (P), de nitrogênio total (N), de clorofila *a* (Cl_a) e de contagem total de cianobactérias (CB). Os procedimentos analíticos e de coleta de amostras seguiram as técnicas descritas em American Public Health Association (2005). A investigação foi complementada com dados da fração de volume disponível nos reservatórios no momento da coleta (VD) e de precipitação (Pp) obtidos na Secretaria dos Recursos Hídricos do Ceará (SRH) (2022).

Tabela 1 – Sumário descritivo dos reservatórios do estudo.

Reservatório	Bacia	VT (Hm ³)	H (m)	Porte	Classe (Hm ³)	E – N
Acarape do Meio – R ₁	Metropolitana	29,60	27,1	M	7,5 a 75,0	522.254 – 9.536.421
Acaraú Mirim – R ₂	Acaraú	36,71	13,0	M	7,5 a 75,0	357.908 – 9.612.424
Angicos – R ₃	Coreaú	56,05	14,0	M	7,5 a 75,0	297.763 – 9.597.943
Araras – R ₄	Acaraú	859,53	30,5	MC	> 750,0	339.149 – 9.534.550
Arneiroz II – R ₅	Alto Jaguaribe	187,70	25,0	G	75,0 a 750,0	365.223 – 9.307.088
Arrebita – R ₆	Acaraú	18,53	14,5	M	7,5 a 75,0	357.889 – 9.576.971
Atalho – R ₇	Salgado	72,55	35,0	M	7,5 a 75,0	511.655 – 9.155.375
Ayres de Sousa – R ₈	Acaraú	96,80	24,5	G	75,0 a 750,0	333.157 – 9.580.522
Banabuiú – R ₉	Banabuiú	1601,00	54,0	MC	> 750,0	508.724 – 9.411.109
Batente – R ₁₀	Metropolitana	37,00	11,6	M	7,5 a 75,0	556.704 – 9.485.892
Canoas – R ₁₁	Alto Jaguaribe	69,25	42,0	M	7,5 a 75,0	396.126 – 9.232.100
Capitão Mor – R ₁₂	Banabuiú	6,00	18,8	P	< 7,5	389.385 – 3.978.077
Caxitoré – R ₁₃	Curu	202,00	30,0	G	75,0 a 750,0	460.586 – 9.586.484
Cipoada – R ₁₄	Banabuiú	86,09	15,0	G	75,0 a 750,0	539.615 – 9.418.100

V_T = volume total; H = profundidade máxima junto à soleira do vertedouro; P, M, G e MC = pequeno, médio, grande e macro, respectivamente.

Fonte: SRH (2022).

3.2 Abordagem do estudo

Propõe-se um índice de nível trófico, com intervalos de classificação para cada parâmetro. Para todo intervalo foi definido um nível trófico e respectivo escore. Essa abordagem é encontrada em estudos como os de Yu; Fang; Ru (2010), Markad *et al.* (2019), Nojavan *et al.* (2019) e Lima *et al.* (2020). A densidade de cianobactérias foi adicionada

como variável do índice, com intervalos de classe representados por valores transformados (Log₁₀). A Tabela 2 mostra os intervalos e as classes definidores dos subíndices empregados tanto para o IET quanto para o INT.

O cômputo do índice de estado trófico seguiu as formulações de Carlson (1977), por meio das Equações de 1 a 4. Foi incluído o subíndice para

nitrogênio proposto por Kratzer e Brezonik (1981). Os valores e intervalos foram adaptados com base nos estudos anteriormente citados e nos seguintes: Brasil (2005b) e Cunha; Calijuri; Lamparelli (2013). Para o IET também foi incorporada a densidade de cianobactérias. Neste caso, empregou-se a Equação 5, construída com função que passa pelos valores e intervalos correspondentes às concentrações dos limites de cada classe. Para a função foram impostas as seguintes restrições: contagem total de cianobactéria ≤ 15000 células/mL e ≥ 250000 células/mL devem ter escores de 25 e 85, respectivamente.

$$IET_P = 14,42 \cdot \ln(P) + 4,15 \quad (1)$$

$$IET_{Cla} = 9,81 \cdot \ln(Cla) + 30,60 \quad (2)$$

$$IET_Z = 60,0 - 14,41 \cdot \ln(Z) \quad (3)$$

$$IET_N = 14,43 \cdot \ln(N) + 54,45 \quad (4)$$

$$IET_{CB} = 48,9 \cdot \log_{10}(CB) - 179 \quad (5)$$

Z é dado em m; fósforo total (P) em $\mu\text{g/L}$ P, nitrogênio total (N) em mg/L N e clorofila a (Cla) em $\mu\text{g/L}$; densidade de cianobactérias (CB) é expressa como células/mL.

Tabela 2 – Parâmetros, classes e intervalos definidos para o INT e o IET do estudo.

Grau de trofia	INT	IET	Cla (mg/L)	P (mg/L)	N (mg/L)	Z (m)	CB (Log ₁₀ Cél/mL)
Ultraoligotrófico	1	< 35	< 1,6	< 8	< 0,26	> 5,6	< 4,38
Oligotrófico	2	35 - 45	1,6 - 4,4	8 - 17	0,26 - 0,52	2,7 - 5,6	4,38 - 4,59
Mesotrófico	3	46 - 60	4,5 - 20,0	18 - 48	0,53 - 1,47	1,0 - 2,6	4,60 - 4,88
Eutrófico	4	61 - 70	20,1 - 55,5	49 - 95	1,48 - 2,94	0,6 - 0,9	4,89 - 5,10
Supereutrófico	5	71 - 75	55,6 - 92,5	96 - 136	2,95 - 4,15	0,3 - 0,5	5,11 - 5,20
Hipereutrófico	6	> 75	> 92,5	> 136	> 4,15	< 0,3	> 5,20

Fonte: adaptado de Carlson (1977), Kratzer e Brezonik (1981), Brasil (2005), Cunha; Calijuri; Lamparelli (2013) e Markad *et al.* (2019).

O primeiro método de ponderação empregado no estudo foi o de entropia, que é fundamentado na Teoria de Informação de Shannon (1948). Este recurso tem aplicação em diferentes investigações na área ambiental e de qualidade da água, como visto em Delgado e Romero (2016), Singh *et al.* (2019), Bao *et al.* (2020) e Zhu; Tian; Yan (2020).

Para a matriz de normalização $X = (x_{i,j})_{m \times n}$ empregaram-se os valores médios de cada parâmetro ($x_{i,j}$) em cada reservatório, obtidos durante o intervalo considerado no estudo (2013 a 2020). A matriz admitiu o critério não benéfico (ou seja,

quanto menos melhor), computado a partir da Equação 6.

$$p_{i,j} = x_{i,j} / \sum_{i=1}^n x_{i,j} \quad (6)$$

O índice de entropia (E_j) foi computado conforme a Equação 7, em que $p_{i,j}$ é o valor da variável e n é o número de objetos do conjunto do estudo (14 reservatórios).

$$E_j = -\frac{1}{\ln(n)} \cdot \sum_{i=1}^n p_{i,j} \cdot \ln(p_{i,j}) \quad (7)$$

Na teoria da informação, o peso de entropia (w_j) representa a informação útil do índice de avaliação. Quanto maior o peso de entropia, mais útil é a informação, computado de acordo com a Equação 8.

$$w_j = \frac{1 - E_j}{\sum_{j=1}^n (1 - E_j)} \quad (8)$$

Em outra abordagem de ponderação, empregou-se o coeficiente de variação (CV), que depende do desvio padrão amostral. Os dados referentes a cada variável nos reservatórios foram agrupados para formar um único corte amostral. Dessa maneira, formou-se uma amostra mais representativa, com representação de estados dos distintos reservatórios para cada variável. Em seguida, sob a hipótese de distribuição lognormal foram calculados os intervalos de confiança (IC) para $\alpha = 0,01$. Os dados contidos nos ICs de cada variável foram submetidos ao teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov (KS). O software utilizado foi o RStudio.

Uma vez confirmada a aderência à função lognormal, efetuou-se o cálculo do respectivo coeficiente de variação (CV_{Ln}), como demonstra a Equação 9, em que σ_{Ln}^2 é a variância dos dados transformados. O procedimento seguiu os fundamentos descritos em Koopmans, Owen e Rosenblatt (1964) e em Niwitpong (2013). A utilização da distribuição lognormal para dados ambientais tem respaldo em estudos diversos, como em Blackwood (1992), Van Buren; Watt; Marsalek (1997), Limpert; Stahel; Abbt (2001), Caviness; Fox; Deliman (2006) e Jung *et al.* (2020). A ponderação foi determinada conforme a Equação 10.

$$CV_{Ln} = \sqrt{\left[\exp(\sigma_{Ln}^2) \right] - 1} \quad (9)$$

$$w_i = \frac{CV_{Ln\ i}}{\sum_{i=1}^n CV_{Ln\ i}} \quad (10)$$

O valor agregado do INT foi computado pela Equação 11, que representa a média ponderada (somatório) dos subíndices componentes. Os resultados de ponderação também foram aplicados ao cômputo do IET.

$$INT_{i,j} = \sum_{i=1}^m (w_i \cdot INT_i) \quad (11)$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A variação na parcela de volume disponível nos reservatórios (VD) é mostrada na Figura 2. A redução de VD resultou a elevação de CE, N, P e Cla, com coeficientes de correlação linear de $-0,434$; $-0,421$; $-0,411$ e $-0,318$, respectivamente (para $\alpha = 0,05$). Os valores dizem respeito ao conjunto de reservatórios, a partir das médias anuais. Particularmente, alguns reservatórios foram mais afetados que outros. As elevações de VD, naturalmente, correlacionaram positivamente ($r = 0,515$) com as precipitações anuais. É claro que, individualmente, alguns reservatórios foram mais impactados que outros. Fatores como topografia, vegetação, pedologia, uso do solo, características hidrológicas e morfológicas das bacias e outros constituintes da água dão caráter de unicidade a cada reservatório. Tal distinção tem suporte em Richardson *et al.* (2018), que investigaram um conjunto de 494 lagos. Destaca-se, ainda, que também há aspectos intrínsecos de cada reservatório, como sua morfologia, curva cota-área-volume, direções preferenciais e intensidades de vento que provocam turbulências e ondulações da massa d'água superficial, correntes no próprio corpo do reservatório, presença de intensa vegetação nas margens com contribuição de quedas sazonais de folhas (ácido húmico) etc.

Os resultados do monitoramento de qualidade da água nos reservatórios são apresentados na Tabela 3. Sob escopo geral, os reservatórios R_9 , R_{13} e R_{14} apresentaram maiores concentrações de nutrientes e clorofila a, enquanto R_1 , R_2 e R_8 apresentaram

menor nível de comprometimento. Cabe ressaltar que a qualidade da água pode ser afetada por antropismo, como aporte de efluentes urbanos ou fertilizantes. Não há, entretanto, estudos detalhados sobre tais tensores. Ao considerar a Conama

n. 357/2005 e os padrões para Águas Classe 2 e Classe 3, os resultados mostraram maior grau de não conformidade com P (limites de 30 e 50 mg P/L, respectivamente) e CB (limites de $5,0E + 4$ e $1,0E + 5$ células/mL, respectivamente).

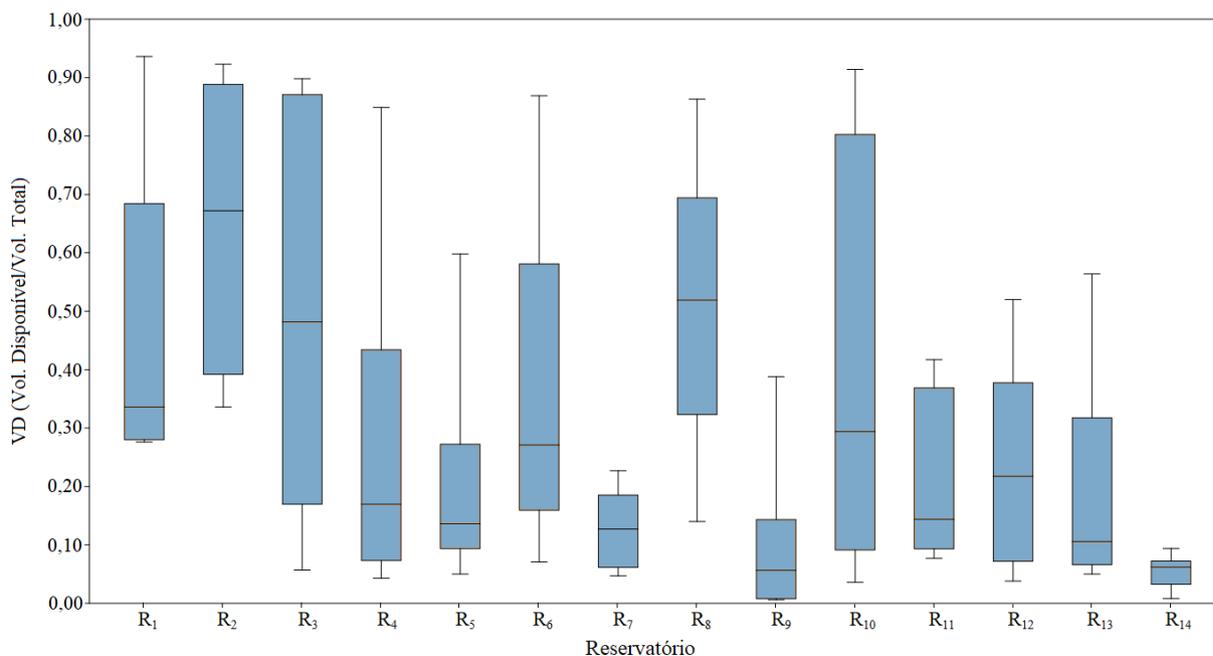


Figura 2 – Variação de VD nos reservatórios do estudo (2013 a 2020).

Tabela 3 – Resultados das variáveis de qualidade de água nos reservatórios do estudo.

Reservatório	CE (mS/cm)	N (mg/L)	P (mg/L)	Cl _a (mg/L)	CB (Cél/mL)	Z (m)
R ₁	334	0,83	0,058	11,2	3,81E + 04 (1,78E + 04)b	1,24
	(38)	(0,22)	(0,018)	(14,5)	(5,89E + 04)	(0,35)
R ₂	266	1,35	0,071	27,9	9,49E + 04 (5,21E + 04)	0,92
	(110)	(0,98)	(0,040)	(16,9)	(1,07E + 05)	(0,41)
R ₃	312	2,27	0,083	85,1	3,90E + 05 (2,13E + 05)	0,69
	(109)	(1,32)	(0,056)	(63,6)	(4,39E + 05)	(0,35)
R ₄	318	1,41	0,093	25,6	6,54E + 04 (4,56E + 04)	1,00
	(97)	(0,36)	(0,040)	(19,1)	(8,13E + 04)	(0,40)
R ₅	524	1,54	0,108	46,1	1,93E + 05 (7,62E + 04)	1,05
	(198)	(1,29)	(0,069)	(65,8)	(3,49E + 05)	(0,59)

continua...

Tabela 3 – Continuação...

Reservatório	CE (mS/cm)	N (mg/L)	P (mg/L)	Cl _a (mg/L)	CB (Cél/mL)	Z (m)
R ₅	461	1,39	0,072	29,6	1,63E + 05 (1,21E + 05)	0,89
	(193)	(0,36)	(0,022)	(13,0)	(1,64E + 05)	(0,30)
R ₇	379	1,97	0,086	80,7	1,85E + 05 (1,16E + 05)	0,74
	(77)	(1,28)	(0,057)	(86,9)	(1,72E + 05)	(0,32)
R ₈	225	1,52	0,048	23,3	1,12E + 05 (8,62E + 04)	1,18
	(72)	(0,86)	(0,024)	(23,9)	(7,69E + 04)	(0,33)
R ₉	679	2,59	0,167	48,0	1,89E + 05 (9,23 + 04)	0,83
	(278)	(1,61)	(0,095)	(38,1)	(2,26E + 05)	(0,57)
R ₁₀	1308	1,73	0,105	30,6	1,92E + 05 (9,80E + 04)	0,73
	(1262)	(0,95)	(0,060)	(23,8)	(2,42E + 05)	(0,29)
R ₁₁	555	1,88	0,095	37,1	1,84E + 05 (1,26E + 05)	0,65
	(131)	(0,51)	(0,035)	(24,6)	(1,67E + 05)	(0,20)
R ₁₂	1348	1,99	0,139	42,5	1,03E + 05 (4,53E + 04)	0,98
	(909)	(2,28)	(0,142)	(66,6)	(1,27E + 05)	(0,51)
R ₁₃	926	2,08	0,113	83,1	3,87E + 05 (2,21E + 05)	0,81
	(340)	(1,16)	(0,069)	(68,9)	(5,01E + 05)	(0,48)
R ₁₄	1151	3,66	0,141	127,8	3,52E + 05 (2,03E + 05)	0,51
	(1257)	(2,36)	(0,122)	(132,4)	(3,83E + 05)	(0,26)

b Média geométrica.

Apesar de distinções entre reservatórios, a CE correlacionou positivamente com as concentrações de nutrientes e clorofila *a*. A despeito disso, as correlações mais destacadas ocorreram entre N e as variáveis P e Cl_a. A densidade de cianobactérias apresentou menor grau de correlação, sem associação direta com as concentrações de fósforo ou com a condutividade elétrica. A Figura 3 contém a matriz de correlação e os respectivos coeficientes ($\alpha = 0,05$).

Após o cômputo individual dos valores de IET, efetuou-se uma análise gráfica baseada em Carlson e Havens (2005), que trata do desvio dos valores de IETZ e de IETP em relação ao valor do IET_{Cl_a} (Figura 4).

No quadrante Q1 ocorreram 27,7% das observações, com indicativo de domínio de grandes partículas contendo P. Nesse domínio também podem ocorrer grandes partículas contendo Cl_a associadas à formação de grupos filamentosos ou colônias, característicos de florações de cianobactérias.

O quadrante Q2 contou com somente 5,4% das observações. Entretanto, os valores foram mais próximos de zero, com indicação de que a biomassa das algas domina a atenuação da luz. Concorre ainda o fato de que a cor dissolvida (*i.e.*, material coloidal) afeta a transparência, mas não as concentrações de Cl_a ou de P. Em tal situação, a transparência não é um indicador adequado em relação à biomassa de algas. Em paralelo, em

razão da limitação de P é possível que alterações nesse nutriente afetem diretamente a biomassa de algas.

Dois terços dos resultados ficaram com valores negativos para $IET_{Cla} - IET_P$ (35,7% no quadrante Q3 e 31,2% no Q4). Os autores apontam que no quadrante Q3 o material particulado não-algal domina a atenuação da luz, além de pontuarem que as partículas contêm P, mas não Cla, apesar

de haver associação entre o nutriente e a transparência. Destacam ainda que a transparência (Z) não deve ser um indicador adequado em relação à biomassa de algas. A limitação de luz pode estar impedindo a proliferação de algas. No caso do quadrante Q4 o consumo por zooplâncton pode reduzir a quantidade de partículas menores, deixando partículas maiores. Além disso, a biomassa pode ter sido reduzida abaixo dos níveis de demanda por P.

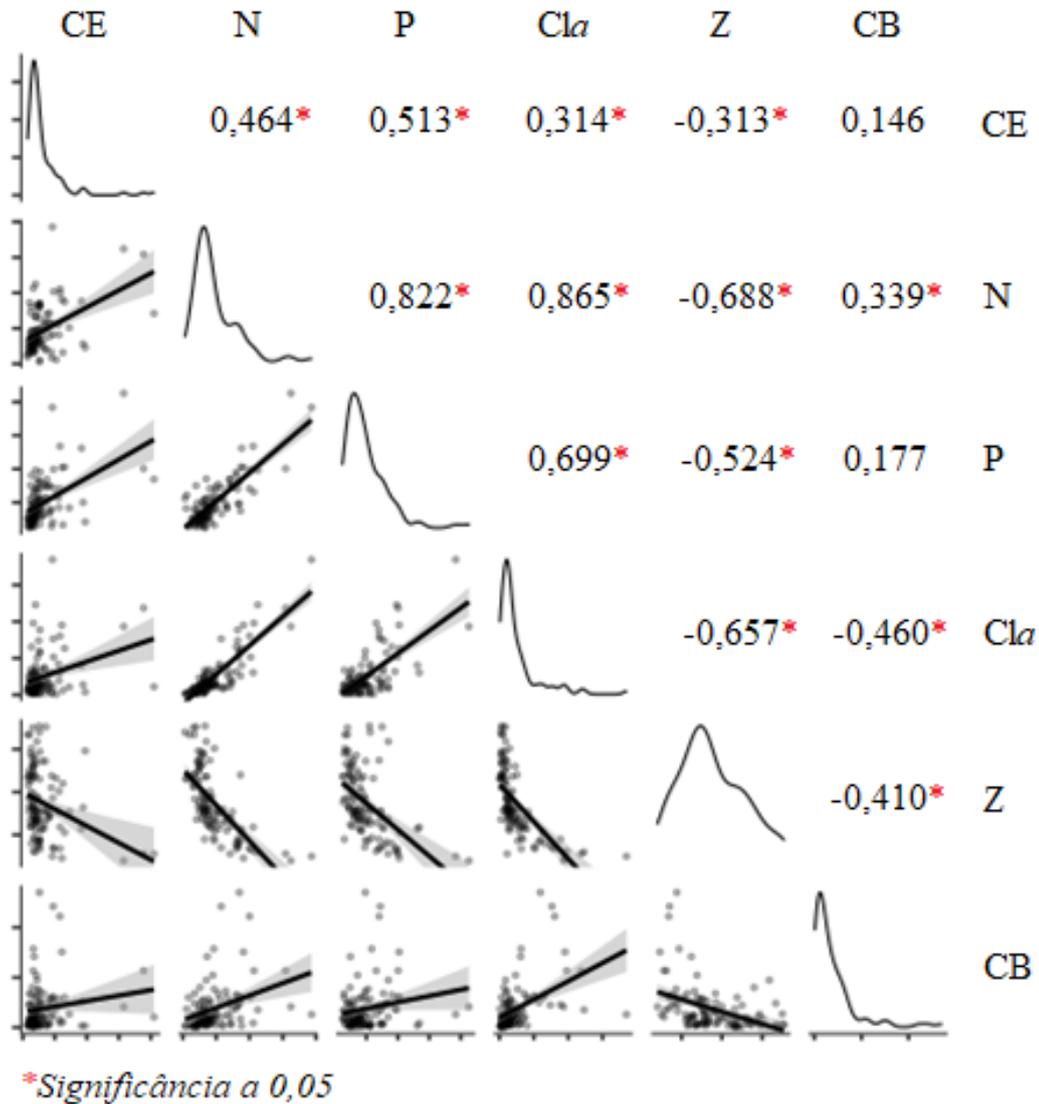


Figura 3 – Matriz de correlação de Pearson entre os parâmetros de qualidade de água dos reservatórios do estudo (2013 a 2020).

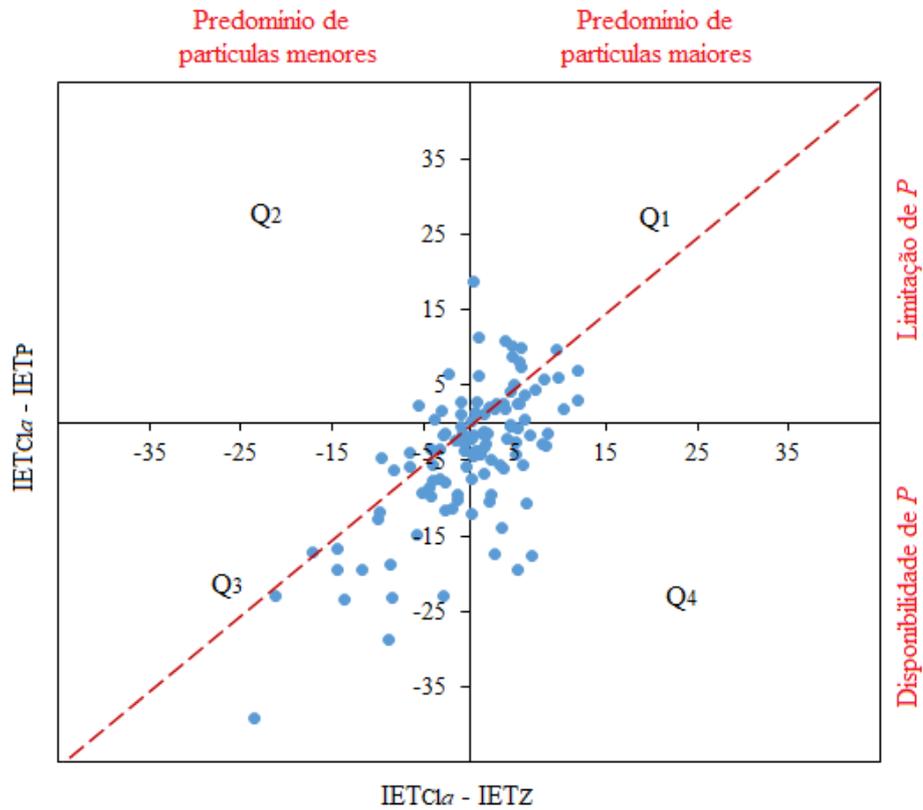


Figura 4 – Desvio do IET nos reservatórios do estudo (2013-2020).

Fonte: Adaptado de Carlson e Havens (2005).

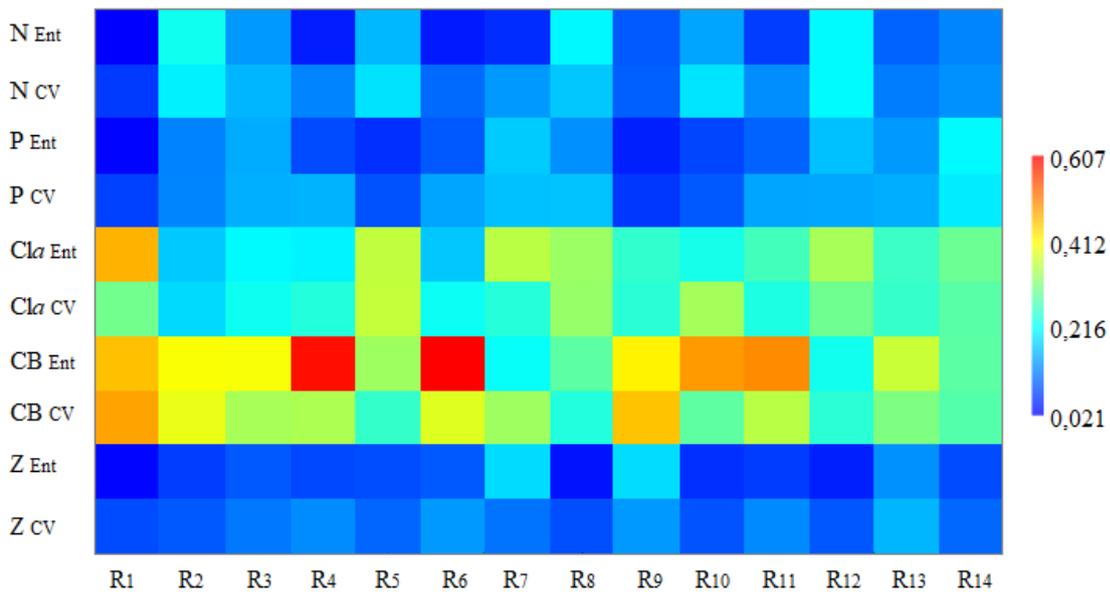


Figura 5 – Matriz de ponderação das variáveis associadas ao estado/nível trófico nos reservatórios sob estudo no trópico semiárido (2013-2020).

Os resultados de ponderação seguiram a seguinte ordem geral: $w_{CB} > w_{Cla} > w_N \cong w_P > w_Z$. Os valores em si variaram entre reservatórios, mas a ponderação evidenciou a limitação do uso da transparência no caso dos reservatórios do estudo, em razão de menor sensibilidade, que se somaram aos argumentos da análise gráfica conforme Carlson e Havens (2005). Na Figura 5 é mostrada a variação da ponderação nos reservatórios, com os dois métodos objetivos.

A Tabela 4 contém os valores de ponderação para os dados agrupados dos reservatórios. Na tabela são apresentados oito esquemas de ponderação, iniciando com N, P, Cla, Z e CB. A partir do conjunto inicial são mostradas distintas agregações com retirada de uma ou mais variáveis, de forma a redistribuir os pesos conforme os métodos. Com base no grupo dos arranjos propostos, a razão

média entre os resultados de ponderação (w_{Ent}/w_{CV}) foi de 0,915 ($\pm 0,362$), e o coeficiente de correlação de Pearson entre os oito arranjos foi de 0,894 ($\alpha = 0,05$).

Para o período de estudo, o IET médio nos reservatórios apresentou a seguinte ordem: $R_1 < R_8 < R_{12} < R_5 < R_2 < R_6 < R_4 < R_{10} < R_7 < R_{11} < R_3 < R_9 < R_{13} < R_{14}$. Os dois primeiros ficaram na classe mesotrófico (IET de 57 e 59, respectivamente) e o último na classe supereutrófico (IET de 74). Os demais ficaram na classe eutrófico, com IET variando de 63 a 70. Esses resultados são referentes ao cálculo com base nas formulações de Carlson (1977) e na média aritmética dos subíndices de Cla, P e Z. Os valores do índice para o conjunto de reservatórios corresponderam a 4, 31, 39, 11 e 15% para os estados de oligotrofia, mesotrofia, eutrofia, supereutrofia e hipertrofia, respectivamente.

Tabela 4 – Peso das variáveis associadas ao estado/nível trófico com base nos dados agrupados dos reservatórios do estudo e com diferentes arranjos.

N		P		Cla		Z		CB	
Entropia	CV								
0,119	0,185	0,111	0,143	0,374	0,249	0,055	0,122	0,341	0,301
0,181	0,265	0,168	0,204	0,567	0,356	0,084	0,175	-	-
0,198	0,321	0,183	0,248	0,619	0,431	-	-	-	-
-	-	0,126	0,175	0,424	0,305	0,063	0,149	0,387	0,371
-	-	0,205	0,278	0,693	0,485	0,102	0,237	-	-
-	-	0,134	0,206	0,453	0,359	-	-	0,413	0,435
-	-	0,228	0,365	0,772	0,635	-	-	-	-
-	-	-	-	0,523	0,452	-	-	0,477	0,548

A adição ou a retirada de parâmetros da formulação do conjunto original afetou muito pouco a redistribuição de valores e classes associadas à variação dos resultados. Isso pode ser verificado pelo coeficiente de variação. A provocação em análise é decidir se um conjunto mais sensível (*i.e.*, com CV maior) oferece melhor interpretação

do que um mais robusto. É claro, porém, que a adição de variáveis e os respectivos cálculos individuais dos subíndices oferece um espectro mais rico sobre o estado trófico do corpo aquático.

Uma análise semelhante pode ser dada à ponderação de variáveis aplicada ao cálculo dos índices

tróficos. A ponderação é importante para verificar o domínio de atributo de cada variável em um reservatório ou um conjunto destes. Porém, os valores médios dos índices são pouco afetados, de maneira que no teste Anova tem-se $F_{\text{Teste}} > F_{\text{Crítico}}$ ($p > 0,05$).

Uma discussão necessária é verificar a relevância de um índice equivalente, como o INT. Os resultados de valor agregado do INT mostraram para o conjunto de reservatórios níveis de oligotrofia, mesotrofia,

eutrofia, supereutrofia e hipertrofia correspondentes a 5, 23, 40, 18 e 14%, respectivamente. O cálculo desse índice é menos restrito se comparado ao IET, pois trata de um intervalo de concentração com uma categoria ou classe representada em valor único. Apesar de menor sensibilidade, é possível observar mudanças com mais clareza e consistência. Quanto a isso, a Figura 6 mostra, para o conjunto de médias dos índices observadas nos reservatórios, as representações dos subíndices do IET e INT, com base em Cla, P e Z.

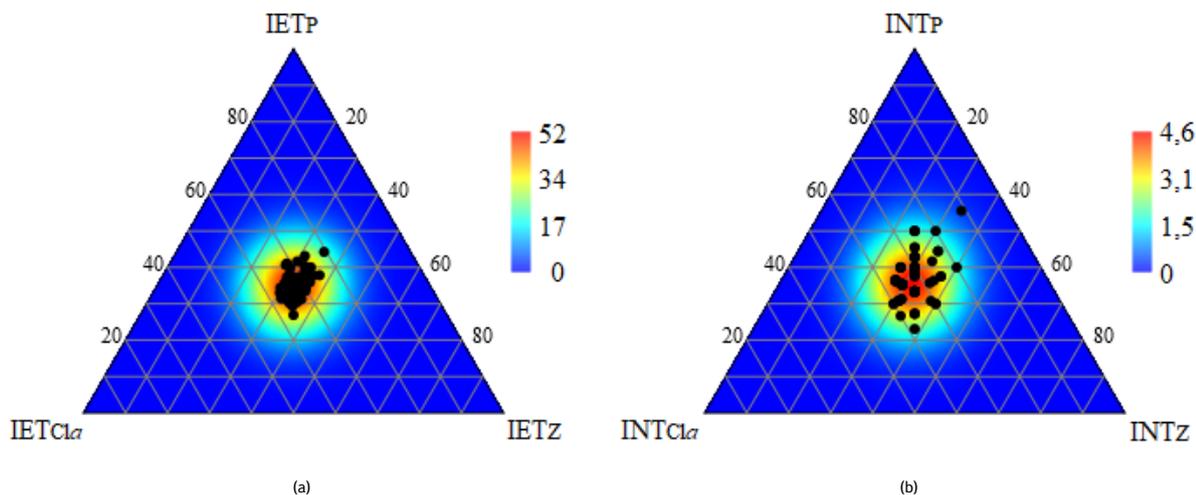


Figura 6 – Diagrama triangular com subíndices de Cla, P e Z para o IET (a) e INT (b).

5 CONCLUSÃO

O estudo mostrou que a redução de volume nos reservatórios beneficia o acúmulo de nutrientes e incrementa o processo de eutrofização. Graus mais elevados de não conformidade de qualidade foram observados para os parâmetros fósforo total e densidade de cianobactérias. A análise gráfica do desvio dos subíndices de IET mostrou a coocorrência de grandes partículas contendo P, de material particulado não-algal para atenuação da luz e que o consumo por zooplâncton pode reduzir a quantidade de partículas menores, deixando partículas maiores.

O IET agregado mostrou o domínio da classe eutrófica, seguida da mesotrófica e supereutrófica. O INT proposto no estudo pode ser empregado como recurso adicional e, mais simples, para a classificação do grau de trofia. O INT apontou achados bem próximos dos verificados com o IET. Em ambos os índices, acrescentar ou remover parâmetros alterou muito pouco a classificação, de maneira que o uso de Cla, P e Z permanece sendo o mais adequado. Entretanto, a adição de parâmetros como nitrogênio e densidade de cianobactérias oferece uma visão mais completa sobre o estado trófico.

Quanto à ponderação, as variáveis clorofila *a* e densidade de cianobactérias apresentaram maior peso, enquanto a transparência apresentou menor valor. Os métodos empregados podem ser considerados equivalentes entre si. A ponderação é importante para verificar o domínio de atributo de cada variável. Apesar disso, os valores médios dos índices (tanto o IET quanto o INT) variaram pouco e praticamente não impactaram as classificações tróficas. A ponderação pode ser aplicada a um conjunto de reservatórios ou individualmente. Ressalta-se, assim, que os achados aqui se restringem aos reservatórios do estudo. Porém, a metodologia utilizada pode ser aplicada em outras estruturas lânticas.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o incentivo e suporte das seguintes instituições: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) e Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará (COGERH).

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Camacho CHC, Freitas LMC, Silva FJA; **Metodologia:** Camacho CHC, Freitas LMC, Lima GRR, Araújo AL; **Redação:** Camacho CHC, Freitas LMC, Lima GRR; **Revisão, Edição e Supervisão:** Lima GRR, Araújo AL, Silva FJA.

8 REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, DC: APHA-AWWA-WEEF, 2005.

BAO, Q. et al. Can entropy weight method correctly reflect the distinction of water quality indices? *Water Resources Management*, Berlín, v. 34, n. 11, p. 3667-3674, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02641-1>

BARROS, M. U. et al. Environmental factors associated with toxic cyanobacterial blooms across 20 drinking water reservoirs in a semi-arid region of Brazil. *Harmful Algae*, Amsterdã, v. 86, p. 128-137, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.05.006>

BLACKWOOD, L. G. The lognormal distribution, environmental data, and radiological monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*, Dordrecht, v. 21, p. 193-210, 1992. <https://doi.org/10.1007/BF00399687>

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. **Relatório final do grupo de trabalho interministerial para redelimitação do semiárido nordestino e do polígono das secas**. Brasília, DF: Governo Federal, 2005a.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA n. 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. **Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2005b**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 10 jan. 2022.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretaria de Políticas de Desenvolvimento Regional. **Nova delimitação do semiárido brasileiro**. Brasília, DF: Governo Federal, 2006.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, Washington, DC, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>

CARLSON, R. E.; HAVENS, K. E. Simple graphical methods for the interpretation of relationships between trophic state variables. *Lake and Reservoir Management*, Abingdon, v. 21, n. 1, p. 107-118, 2005. <https://doi.org/10.1080/07438140509354418>

CATHERINE, Q. et al. A review of current knowledge on toxic benthic freshwater cyanobacteria – Ecology, toxin production and risk management. *Water Research*, Amsterdã, v. 47, n. 15, p. 5464-5479, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.042>

CAVALCANTE, R. F. et al. Razão N/P, cianobactérias e índice de estado trófico em três reservatórios sob estiagem prolongada no Nordeste. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, São Paulo, v. 13, n. 2, p. 334-349, 2020. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.2.67205>

CAVINESS, K. S.; FOX, G. A.; DELIMAN, P. N. Modeling the Big Black River: a comparison of water quality models. *Journal of the American Water Resources Association*, Herdon, v. 42, n. 3, p. 617-627, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2006.tb04480.x>

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSItsr).

Ecological Engineering, Amsterdã, v. 60, n. 1, p. 126-134, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>

DELGADO, A.; ROMERO, I. Environmental conflict analysis using an integrated grey clustering and entropy-weight method: a case study of a mining project in Peru. **Environmental Modelling & Software**, Amsterdã, v. 77, p. 108-121, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.12.011>

FERREIRA, L. K. R. et al. Uma análise quantitativa sobre o estado trófico em reservatórios no Ceará, semiárido brasileiro. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, São Paulo, v. 16, n. 3, p. 971-986, 2023. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.16.3.83606>

GAYSINA, L. A.; SARAF, A.; SINGH, P. Cyanobacteria in diverse habitats. In: MISHRA, A. K.; TIWARI, D. N.; RAI, A. N. (ed.). **Cyanobacteria**. Cambridge: Academic Press, 2019.

JUNG, H. et al. Benchmarking inference methods for water quality monitoring and status classification. **Environmental Monitoring Assessment**, Berlim, v. 192, n. 4, p. 1-17, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8223-4>

KESHAVARZ-GHORABAE, M. et al. Determination of objective weights using a new Method Based on the Removal Effects of Criteria (MERIC). **Symmetry**, Basileia, v. 13, n. 4, p. 1-20, 2021. <https://doi.org/10.3390/sym13040525>

KOOPMANS, L. H.; OWEN, D. B.; ROSENBLATT, J. I. Confidence intervals for the coefficient of variation for the normal and lognormal distributions. **Biometrika**, Oxford, v. 51, n. 1-2, p. 25-32, 1964. <https://doi.org/10.2307/2334192>

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

LIMA, G. R. R. et al. O que comunicam os índices de qualidade de água e de estado trófico em um reservatório do semiárido brasileiro? **Geociências, São Paulo**, v. 39, n. 1, p. 181-190, 2020. <https://doi.org/10.5016/geociencias.v39i1.14206>

LIMPERT, E.; STAHEL, W. A.; ABBT, M. Log-normal distributions across the sciences: keys and clues. **BioScience**, Oxford, v. 51, n. 5, p. 341-352, 2001. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0341:LNDATS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0341:LNDATS]2.0.CO;2)

LOPES, T. M. X. M. et al. Identificação de impactos e respostas às secas para mitigação da vulnerabilidade hídrica: o caso de Fortaleza. **Revista DAE**, São Paulo, v. 70, n. 236, p. 195-207, 2022. <https://doi.org/10.36659/dae.2022.045>

MARKAD; A. T. et al. Trophic state modeling for shallow fresh-water reservoir: a new approach. **Environmental Monitoring Assessment**, Dordrecht, v. 191, p. 586, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7740-5>

NEVEROVA-DZIOPAK, E.; KOWALEWSKI, Z. Foundation and application of new method of trophic state assessment. **Geomatics and Environmental Engineering**, Cracóvia, v. 12, n. 2, p. 63-79, 2018. <http://dx.doi.org/10.7494/geom.2018.12.2.63>

NIWITPONG, S. Confidence intervals for coefficient of variation of lognormal distribution with restricted parameter space. **Applied Mathematical Sciences**, Ruse, v. 7, n. 77, p. 3805-3810, 2013. <http://dx.doi.org/10.12988/ams.2013.35251>

NOJAVAN, A. F. et al. Rethinking the lake trophic state index. **PeerJ Life & Environment**, Corte Madera, 2019. <https://doi.org/10.7717/peerj.7936>

PAULIC, M.; HAND, J.; LORD, L. **Water-quality Assessment for the State of Florida**. Section 305(b) Main Report. Tallahassee: Florida Department of Environmental Protection, 1996.

PEARSON, L. A. et al. The genetics, biosynthesis and regulation of toxic specialized metabolites of cyanobacteria. **Harmful Algae**, Amsterdã, v. 54, p. 98-111, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.11.002>

RAULINO, J. B. S.; SILVEIRA, C. S.; LIMA NETO, I. E. Assessment of climate change impacts on hydrology and water quality of large semi-arid reservoirs in Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, Abingdon, v. 66, n. 8, p. 1321-1336, 2021. <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1933491>

RICHARDSON, J. et al. Effects of multiple stressors on cyanobacteria abundance vary with lake type. **Global Change Biology**, Oxford, v. 24, n. 11, p. 5044-5055, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14396>

RODRIGUES, I. S. et al. Evaporation in Brazilian dryland reservoirs: spatial variability and impact of riparian vegetation. **Science of The Total Environment**, Amsterdã, v. 797, p. 1-15, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149059>

ROLIM, H. O. et al. Proposal of a trophic state index in semi-arid reservoirs using data of the Banabuiú Basin, state of Ceará, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 31, p. 1-10, 2019. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X12517>

SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS DO CEARÁ. **Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME)**. Portal Hidrológico. Disponível em: <http://www.funceme.br/>. Acesso em: 10 jan. 2022.

SEPULVEDA-JAUREGUI, A. et al. Eutrophication exacerbates the impact of climate warming on lake methane emission. **The Science of the Total Environment**, Amsterdã, v. 636, p. 411-419, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.283>

SHANNON, C. E. A mathematical theory of communications. **The Bell System Technical Journal**, Piscataway, v. 27, n. 3 p. 379-423, 1948. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>

- SINGH, K. R. et al. Information entropy as a tool in surface water quality assessment. **Environmental Earth Sciences**, Berlim, v. 78, p. 15, 2019. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7998-x>
- TANVIR, R. U. et al. Cyanobacterial community succession and associated cyanotoxin production in hypereutrophic and eutrophic freshwaters. **Environmental Pollution**, Barking, v. 290, p. 1-12, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118056>
- TOLEDO, A. et al. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 12., 1983, Camboriú. **Anais [...]**. Camboriú: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1983. p. 1-34.
- VAN BUREN, M. A.; WATT, W. E.; MARSALEK, J. Application of the log-normal and normal distributions to stormwater quality parameters. **Water Research**, Amsterdã, v. 31, n. 1, p. 95-104, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00246-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00246-1)
- WANG, H. et al. From unusual suspect to serial killer: cyanotoxins boosted by climate change may jeopardize megafauna. **The Innovation**, Cambridge, v. 2, n. 2, p. 1-3, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.xinn.2021.100092>
- WANG, Z.; ZHAN, W. Dynamic engineering multi-criteria decision making model optimized by entropy weight for evaluating bid. **Systems Engineering Procedia**, Amsterdã, v. 5, p. 49-54, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.sepro.2012.04.008>
- WIEGAND, M. C. et al. Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **Journal of Arid Environments**, Amsterdã, v. 184, p. 1-9, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104321>
- YU, F. C.; FANG, G. H.; RU, X. W. Eutrophication, health risk assessment and spatial analysis of water quality in Gucheng Lake, China. **Environmental Earth Sciences**, Berlim, v. 59, p. 1741-1748, 2010. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0156-8>
- ZARDARI, N. H. et al. **Weighting Methods and their effects on multi-criteria decision making model out comes in water resources management**. London: Springer, 2015.
- ZHU, Y.; TIAN, D.; YAN, F. Effectiveness of entropy weight method in decision-making. **Mathematical Problems in Engineering**, Londres, v. 2020, p. 1-5, 2020. <https://doi.org/10.1155/2020/3564835>