

# ANÁLISE E MODELAGEM DAS RELAÇÕES ENTRE NUTRIENTES E FITOPLÂNCTON EM RESERVATÓRIOS DO CEARÁ

ANALYSIS AND MODELING OF THE RELATIONS BETWEEN NUTRIENTS AND PHYTOPLANKTON IN RESERVOIRS OF CEARÁ

**Sofia Midauar**

**Gondim Rocha** 

Graduada em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC) – Fortaleza (CE), Brasil.

**Janine Brandão de**

**Farias Mesquita** 

Doutoranda em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) pela UFC. Professora assistente da Universidade Federal do Ceará (UFC) – Crateús (CE), Brasil.

**Iran Eduardo Lima Neto** 

Professor associado do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC – Fortaleza (CE), Brasil.

**Endereço para correspondência:**

Janine Brandão de Farias Mesquita – Av. Humberto Monte, s/n, campus do Pici, bl. 713, Pici – CEP 60440-593 – Fortaleza (CE), Brasil –  
E-mail: janine@crateus.ufc.br

**Recebido em:** 22/09/2019

**Aceito em:** 10/12/2019

## RESUMO

Este trabalho objetivou analisar a relação entre os nutrientes fósforo total (P) e nitrogênio total (N) e a clorofila *a* (Cla) em um pequeno açude urbano e em açudes rurais. Realizou-se a análise dos parâmetros de qualidade da água em um açude localizado em Fortaleza (CE), por meio de estudo de campo, além do levantamento do histórico de monitoramento dos mesmos parâmetros em 35 açudes rurais, no semiárido do Nordeste brasileiro, no estado do Ceará. Geraram-se correlações empíricas entre os nutrientes e o fitoplâncton. Posteriormente, analisaram-se cenários de redução das cargas de nutrientes com a aplicação de um modelo de qualidade da água de mistura completa, cujo coeficiente de decaimento do P é para regiões semiáridas, e das equações empíricas obtidas. Verificou-se que P melhor descreveu a concentração de Cla em todos os açudes, com o ajuste de equações do tipo potência. As concentrações de P no açude urbano foram superiores às dos demais açudes, com uma média de 1,76 mg/L e a relação N:P em torno de 1; nos açudes rurais, as concentrações médias variaram entre 0,04 e 0,59 mg/L e a relação N:P variou entre 5 e 50. A análise dos cenários mostrou que diferentes níveis de redução da carga de P poderiam ser adotados em função de distintas metas de redução das concentrações de P e Cla. Concluiu-se que os modelos propostos são aplicáveis e constituem ferramentas úteis de auxílio à tomada de decisão na gestão dos recursos hídricos.

Palavras-chave: eutrofização; açude; qualidade da água; semiárido.

## ABSTRACT

This research aimed to analyze the relationships between total phosphorus (P), total nitrogen (N), and chlorophyll *a* (Cla) in a small urban reservoir and in rural reservoirs. A field study was carried out on the urban reservoir, located at Fortaleza, Ceará, to analyze the water quality parameters and then compare the results with historical data of 35 rural reservoirs located in the semiarid region of the Brazilian northeast, in the state of Ceará. Empirical correlations were developed among these nutrients and Cla. Then, different levels of nutrient load reduction were analyzed with the empirical correlations obtained and the water quality complete moisture hypothesis, whose phosphorus decay coefficient used was the one developed for semiarid regions. The results showed that P best described the concentration of Cla in all reservoirs, using power adjustment equations. It was also shown that the concentrations of P in the urban reservoir were higher than those of the rural ones, with a mean of 1,76 mg/L and a N:P correlation of approximately 1, while the rural reservoirs had mean concentrations between 0,04 – 0,59 mg/L and N:P between 5 – 50. The analysis of the different load scenarios showed that different levels of P load reduction could be adopted depending on the P and Cla concentrations desired. Finally, it was concluded that the models proposed are applicable and useful as a means to aid decision making in the management of water resources.

**Keywords:** eutrophication; dams; water quality; semiarid.

## INTRODUÇÃO

A eutrofização tem provocado sérios impactos socioeconômicos e ambientais relacionados à proliferação de algas em diversos lagos e reservatórios do planeta (SMITH; SCHINDLER, 2009; PAERL; OTTEN, 2013; IBELINGS *et al.*, 2016). No Brasil, esse problema tem sido potencializado principalmente pelas elevadas cargas de nutrientes lançadas nos corpos hídricos, além da escassez hídrica recorrente na região semiárida (VON SPERLING, 1996; BARBOSA; CIRILO, 2015; WIEGAND; PIEDRA; ARAÚJO, 2016; LOPES *et al.*, 2017; PACHECO; LIMA NETO, 2017; ARAÚJO; LIMA NETO; BECKER, 2019; MOURA *et al.*, 2019; FRAGA; ROCHA; LIMA NETO, 2020; LIRA; MEDEIROS; LIMA NETO, 2020; MESQUITA; PEREIRA; LIMA NETO, 2020).

A relação entre parâmetros de qualidade da água em lagos e reservatórios vem sendo bastante estudada ao longo dos anos, especialmente nas regiões de clima temperado e tropical, com a derivação de correlações empíricas e modelos matemáticos (CHAPRA, 2008; CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013; CARNEIRO *et al.*, 2014; JIAO *et al.*, 2017; WU *et al.*, 2017). Toné (2016) avaliou o coeficiente de decaimento do fósforo na região semiárida do Brasil. Seus resultados mostraram coeficientes quatro e duas vezes maiores que aqueles das regiões temperadas e tropicais, respectivamente, o que evidencia a particularidade do clima estudado.

Além disso, diversos trabalhos avaliam as influências dos nutrientes na produção de algas, com diferentes abordagens (ANDRADE *et al.*, 2019; ATIQUÊ; AN, 2020; BARROS *et al.*, 2019; LUCENA-SILVA *et al.*, 2019; MAMUN; AN, 2017; REEDER, 2017; TANG *et al.*, 2019). A literatura relata que as concentrações de fósforo total (P) e nitrogênio total (N) têm grande influência na produtividade de ecossistemas aquáticos como parte do metabolismo do fitoplâncton, incluindo cianobactérias. Por conseguinte, diversos estudos discutem a importância da relação N:P para a determinação do nutriente limitante em corpos hídricos (REDFIELD, 1958; KIM *et al.*, 2007; KOLZAU *et al.*, 2014). De maneira alternativa, outros estudos propõem correlações empíricas para predição da concen-

tração de cianobactérias ou clorofila *a* (Cla) com base nas concentrações de P e N, entre outros parâmetros (DILLON; RIGLER, 1974; RAST; LEE, 1978; BARTSCH; GAKSTATTER, 1978; FILSTRUP *et al.*, 2014; FILSTRUP; DOWNING, 2017). Tang *et al.* (2019) avaliaram as concentrações de P e Cla em 189 corpos hídricos localizados na China, a fim de estudar a influência das precipitações nas concentrações, tendo em vista o impacto desses nutrientes na qualidade da água. Já Xu, Yang e Xiong (2020) concluíram, por meio da análise de cenários utilizando modelos aditivos generalizados em um lago raso nos Estados Unidos, que a carga de P a longo prazo tem uma influência mais significativa na biomassa das algas do que cargas externas de curto prazo.

Cabe salientar, porém, que a literatura ainda carece de estudos deste tipo para lagos e reservatórios do Nordeste brasileiro, que considerem a influência dos diferentes domínios climáticos (tropical e semiárido) e os diversos graus de urbanização para a predição da relação entre nutrientes e aumento da biomassa algal, especialmente utilizando-se de indicadores empregados no monitoramento da qualidade das águas no país e no diagnóstico do grau de trofia dos corpos hídricos superficiais (ANA, 2012). Além disso, evidencia-se a carência de estudos com a aplicação de modelos matemáticos de qualidade da água adaptados às condições do semiárido brasileiro (TONÉ, 2016; TONÉ; LIMA NETO, 2020). Posto isto, o presente trabalho visa contribuir não apenas para a compreensão dos processos e da influência das peculiaridades locais, mas também para a oferta de ferramentas preditivas, com possibilidade de fácil operacionalização, para a análise de diversos cenários nos ambientes estudados.

Dessa forma, o objetivo do presente estudo é analisar as relações entre P, N e Cla em um pequeno açude urbano localizado em Fortaleza (CE), sujeito a elevadas cargas afluentes de esgotos, e comparar os resultados com os obtidos para açudes localizados na zona rural do semiárido cearense.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

Os estudos de campo foram realizados no Açude Santo Anastácio (ASA), localizado no município de Fortaleza, conforme indicado esquematicamente na Figura 1. For-

teza é uma cidade litorânea, possui precipitação média anual de 1.338 mm, com período chuvoso de janeiro a maio e clima tropical quente subúmido (CEARÁ, 2016).

O ASA é um pequeno açude, com profundidade máxima de 4 m, capacidade de 0,3 hm<sup>3</sup> e tempo de residência hidráulica em torno de 10 dias. Sua principal afluência provém de um canal de drenagem urbana com seção retangular de 5 m de largura e extensão de 2,5 km. Ao longo desse canal existem inúmeras ligações clandestinas de esgoto que mantêm o nível d'água variando entre 0,2 e 0,3 m, mesmo durante o período seco, o que normalmente ocorre de julho a dezembro.

O ASA é parte integrante de uma bacia experimental que vem sendo monitorada desde 2013, com o intuito de investigar aspectos hidrológicos e de qualidade da água de bacias hidrográficas urbanas e de compará-los com bacias rurais do semiárido, cujos dados fazem parte do monitoramento da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH). O ASA possui dimensões típicas de corpos hídricos urbanos, enquanto

### Análise de tendências e correlações

Além das campanhas de amostragem no ASA, foi realizado o levantamento do histórico de monitoramento dos parâmetros P, N e Cla no banco de dados da COGERH com o intuito de obter informações que possibilitassem a análise de tendências em uma ampla rede de reservatórios pertencentes ao mesmo domínio climático, nesse caso, o semiárido cearense. Foram considerados todos os reservatórios com dados disponíveis, totalizando um espaço amostral de 35 açudes, moni-

torados entre 2008 e 2017, com amostras coletadas e analisadas a cada três meses, em média, conforme detalhado na Tabela 1. Posteriormente, foram realizadas análises e comparações com o ASA, utilizando o *software* MS Excel, a fim de evidenciar a disparidade de corpos hídricos urbanos quando comparados com os rurais, observando as tendências e correlações entre os parâmetros, bem como comparando-as com diversos modelos disponíveis na

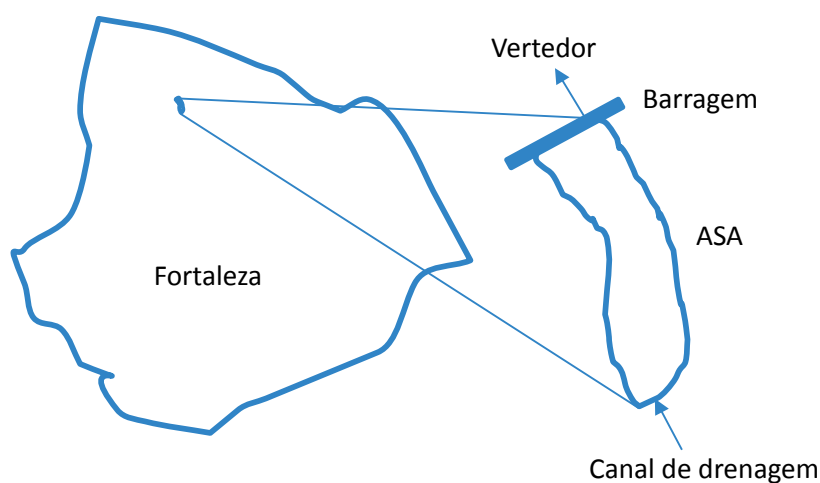


Figura 1 – Localização do Açude Santo Anastácio (ASA) na cidade de Fortaleza (CE).

**Tabela 1 – Dados dos açudes analisados no presente estudo, incluindo o Açude Santo Anastácio (ASA) e 35 açudes monitorados pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH).**

Açude	Ano de construção	Capacidade [hm <sup>3</sup> ]	Período de monitoramento	Número de coletas
Santo Anastácio	1918	0,3	2016	12
Amanary	1921	11,0	2009–2017	14
Aracape do Meio	1924	31,5	2008–2017	62
Araras	1958	891,0	2009–2017	25
Ayres de Souza	1936	104,4	2008–2017	21
Banabuiú	1966	1.601,0	2008–2017	22
Capitão Mor	1988	6,0	2008–2017	22
Castanhão	2003	6.700,0	2008–2016	16
Cedro	1906	125,7	2008–2016	17
Figueiredo	2013	519,6	2014–2017	14
Forquilha	1927	50,1	2008–2017	26
Gameleira	2012	52,6	2014–2017	15
Gangorra	1999	62,5	2010–2017	21
Gavião	1973	32,9	2008–2017	57
General Sampaio	1935	322,2	2008–2017	30
Itapajé	2012	4,9	2014–2017	13
Itapebussu	2006	8,8	2009–2017	20
Itaúna	2001	77,5	2011–2017	22
Lima Campos	1932	66,4	2010–2017	19
Manoel Balbino	1985	37,2	2011–2017	18
Mundaú	1988	21,3	2008–2017	24
Olho D'Água	1998	21,0	2008–2017	23
Orós	1961	1.940,0	2008–2017	21
Pacoti	1981	380,0	2008–2017	33
Patos	1918	7,6	2009–2017	20
Pedras Brancas	1978	434,1	2008–2017	18
Pentecoste	1957	395,6	2008–2017	35
Poço da Pedra	1958	52,0	2010–2017	23
Poço Verde	1955	13,7	2008–2017	24
Riachão	1981	47,0	2008–2017	28
Sítios Novos	1999	126,0	2008–2017	34
Taquara	2012	274,0	2012–2017	17
Thomás Osterne	1982	28,8	2011–2017	17
Trici	1987	16,5	2008–2017	17
Trussu	1996	301,0	2008–2017	20
Tucunduba	1919	41,4	2008–2017	18

literatura (DILLON; RIGLER, 1974; RAST; LEE, 1978; BARTSCH; GAKSTATTER, 1978). O objetivo principal foi obter correlações empíricas que pudessem ser utilizadas para predição da concentração de Cla com base nas concentrações de P e N, conforme a Equação 1.

## Modelagem e simulação de cenários

Finalmente, combinou-se modelagem matemática às correlações empíricas obtidas neste estudo para avaliar o impacto de medidas mitigadoras nas concentrações de nutrientes e fitoplâncton dos açudes, tomando como referência analítica das concentrações a Resolução CO-NAMA nº 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005).

Para isso, a predição da concentração de P no ASA foi realizada por meio do modelo matemático proposto por Toné (2016) adaptado de Vollenweider (1976), como mostrado na Equação 2, utilizando a hipótese de mistura completa (Equação 3), bem como com os valores médios de carga de P, concentração inicial, volume do açude e vazão de saída disponíveis em Araújo (2016).

$$K = \frac{4}{\sqrt{TR}} \quad (2)$$

Em que:

K= coeficiente de decaimento do fósforo, em s<sup>-1</sup>;

$$Cla = f(P, N) \quad (1)$$

Avaliou-se também a relação N:P para o ASA e os 35 açudes monitorados pela COGERH, visando analisar o seu efeito na forma das correlações empíricas obtidas.

TR = tempo de residência do reservatório, em anos.

$$P(t) = P_o \times e^{-\lambda t} + \frac{w}{\lambda v} (1 - e^{-\lambda t}) \quad (3)$$

Em que:

P (t) = fósforo total, em mg/m<sup>3</sup>;

P<sub>o</sub> = concentração inicial de fósforo total, em mg/m<sup>3</sup>;

λ = taxa de recuperação do corpo hídrico, em ano<sup>-1</sup>;

t = tempo, em ano;

w = carga afluente de fósforo ao lago, em mg/ano;

V = volume do reservatório, em m<sup>3</sup>.

Em seguida, utilizaram-se as equações empíricas (Equação 1) propostas no presente trabalho para a conversão dos valores de concentração de P, obtidos na modelagem, em Cla. De posse desses valores, os cenários de melhoria da qualidade da água traçados tiveram como metas os parâmetros estabelecidos na citada resolução para reservatórios de classe II.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

As Figuras 2A e 2B apresentam respectivamente os dois conjuntos de dados de P, N e Cla obtidos na primeira (3 e 4 de outubro de 2018) e na segunda (10 e 11 de outubro de 2018) campanhas de monitoramento no ASA. Observa-se que em ambos os casos os valores de Cla seguem a mesma tendência de variação de P, enquanto N parece não afetar significativamente a dinâmica fitoplanctônica no açude. Tal resultado é consistente com as observações de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) e Carneiro *et al.* (2014), em que P foi o principal preditor de Cla em 38 reservatórios localizados nas regiões Sudeste e Centro-Oeste do Brasil. Resultados semelhantes também têm sido relatados para lagos e reservatórios temperados (CHAPRA, 2008; FILSTRUP *et al.*, 2014; XU; YANG; XIONG, 2020).

A Figura 3A confirma a boa correlação entre Cla e P no ASA, resultando na seguinte equação (Equação 4) empírica do tipo potência (R<sup>2</sup> = 0,6508):

$$Cla = 43,509p^{0,7537} \quad (4)$$

O coeficiente R<sup>2</sup> obtido demonstra a representatividade do modelo, apesar de a fração de fósforo assimilável pelos microrganismos para o aumento da produtividade ser o ortofosfato, resultante da mineralização do fósforo orgânico (TUNDISI; TUNDISI, 2008), isto é, uma parcela do fósforo total. O P apresenta-se como um bom preditor da concentração de Cla, possibilitando inferir que a maior parte das cargas de P são oriundas de fontes de poluição orgânica, a exemplo do esgoto doméstico (ARAÚJO, 2016; ARAÚJO; LIMA NETO, 2019). Em contrapartida, a Figura 3B indica fraca correlação entre Cla e N (R<sup>2</sup> = 0,0231), demonstrada na Equação 5:

$$Cla = 72,247N^{-0,126} \quad (5)$$

Como o P foi apontado como o principal preditor da concentração de Cla no açude, a Figura 4 mostra uma

compilação dos dados de P e Cla obtidos para o ASA e os açudes monitorados pela COGERH. Pode-se observar que as concentrações de P do ASA são substancialmente superiores às dos demais açudes, com todos os valores acima de 1 mg/L, enquanto as médias dos açudes rurais variaram entre 0,04 e 0,59 mg/L. Isso pode ser atribuído às elevadas contribuições de esgotos dispostos indevidamente no canal de drenagem urbana (ver Figura 1), diferentemente dos açudes monitorados pela COGERH, os quais estão localizados em zonas ru-

rais. Em consequência desse comportamento anômalo, ajustou-se outra correlação para os demais açudes do Ceará, dada pela Equação 6 ( $R^2 = 0,3487$ ), a seguir:

$$Cla = 166,25p^{0,8428} \quad (6)$$

Conforme Tundisi e Tundisi (2008), em muitos lagos de regiões temperadas essa correlação pode atingir coeficientes de regressão de 0,9, indicando que a maior parte de P está em estado particulado e que o fitoplâncton constitui a maior parcela desse P particulado. Nessa lógica, os meno-

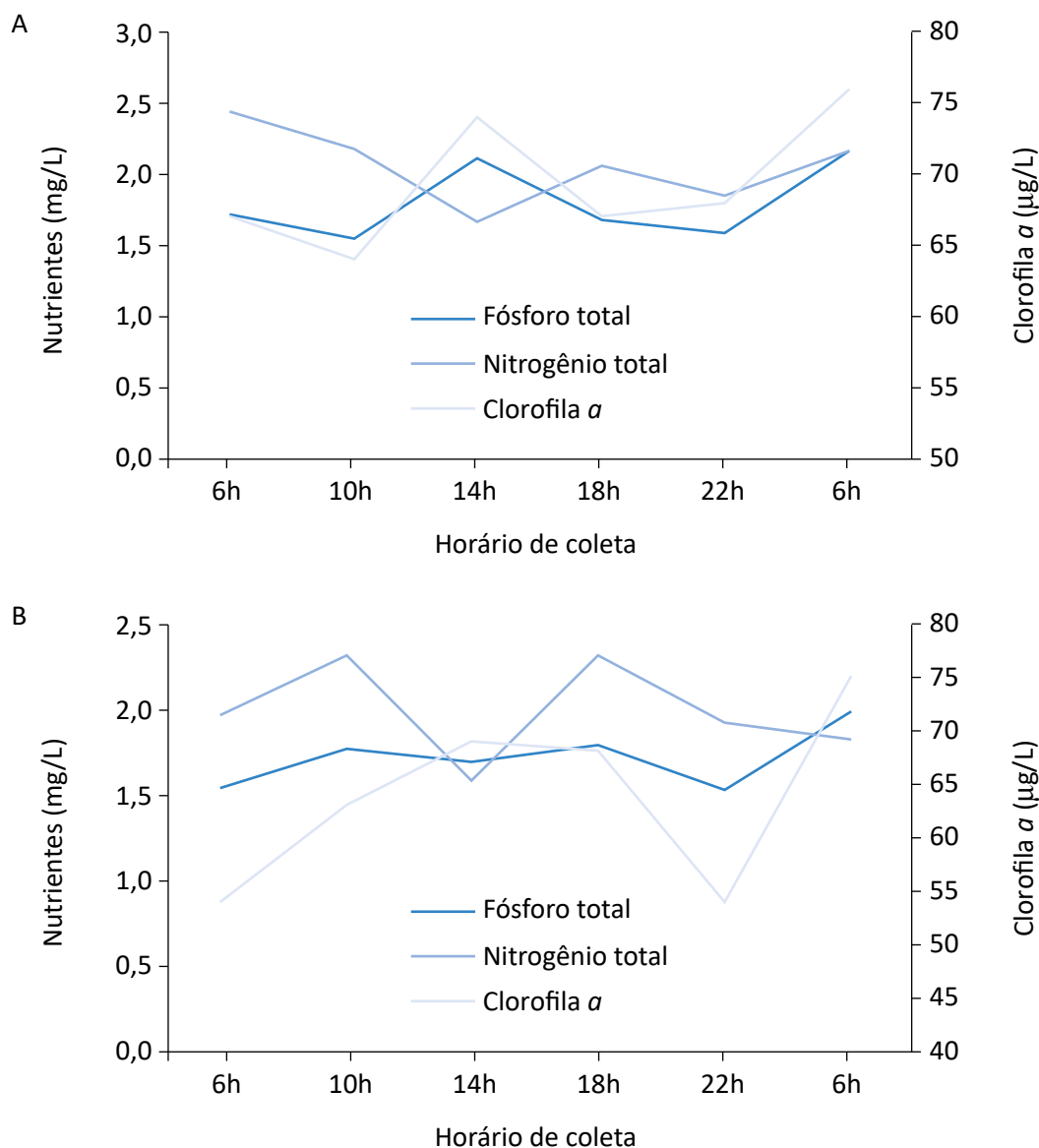


Figura 2 – Variação diária das concentrações de P, N e Cla no Açude Santo Anastácio (ASA): (A) campanha de 3 e 4 de outubro de 2018 e (B) campanha de 10 e 11 de outubro de 2018.

res valores dos coeficientes  $R^2$  obtidos no presente trabalho podem indicar que uma parte considerável de P está em outros estados, além da provável interferência da excessiva carga orgânica lançada nos ambientes em estudo (ARAÚJO,

2016; WIEGAND; PIEDRA; ARAÚJO, 2016; PACHECO; LIMA NETO, 2017; ARAÚJO; LIMA NETO, 2019; ARAÚJO; LIMA NETO; BECKER, 2020), apesar da maior capacidade de autodepuração desses corpos de água, em vista dos maio-

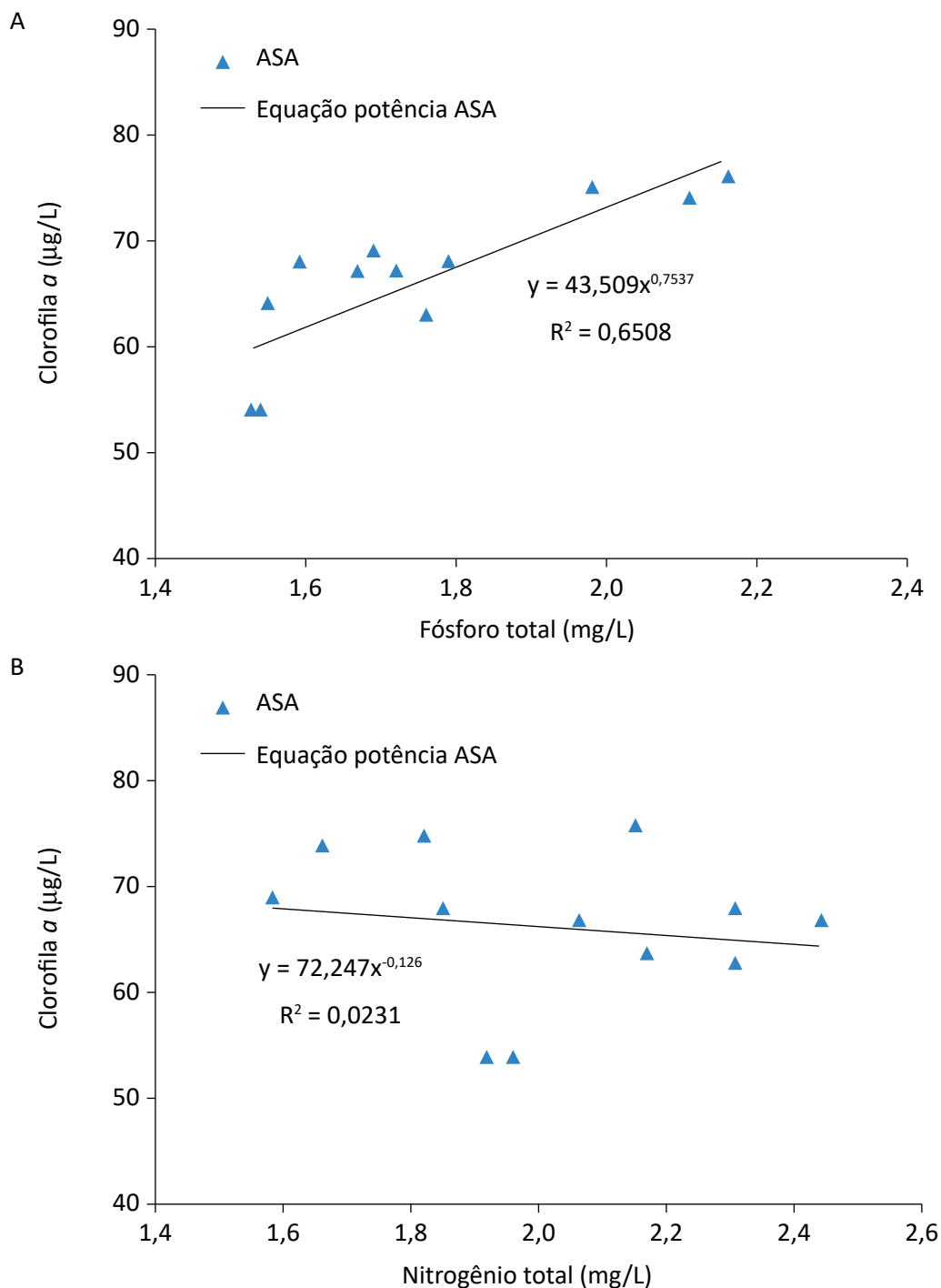


Figura 3 – Correlações empíricas entre (A) Cla e P e (B) Cla e N, obtidas para o Açude Santo Anastácio (ASA).

res coeficientes de decaimento de P constatados (TONÉ, 2016). Mesquita (2009), ao avaliar seis reservatórios da bacia do rio Seridó, localizada no estado do Rio Grande do Norte e inserida no semiárido brasileiro, verificou também uma correlação positiva entre Cla e P, com coeficientes de correlação da ordem de 0,4, e apontou como possível justificativa para estes não serem altos a influência de outras variáveis do crescimento de Cla.

Nesse contexto, Batista *et al.* (2013) estudaram as variações de Cla, P, temperatura e transparência no reservatório Orós, localizado na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe, região semiárida do estado do Ceará. Esse estudo verificou a influência da temperatura na concentração de Cla como fator mais determinante que o aporte de P, cenário que pode indicar uma alternativa para os menores valores de  $R^2$  obtidos no presente estudo.

Além disso, embora os coeficientes multiplicativos de P (43,509 e 166,25) das Equações 4 e 6, respectivamente, difiram entre si cerca de quatro vezes, os expoentes de P (0,7537 e 0,8428) têm a mesma ordem de grandeza. Isso pode ser verificado na Figura 4, mediante extrapolações das curvas de potência dadas pelas Equações 4 e 6. É interessante destacar também que as curvas clássicas propostas por Dillon e Rigler (1974), Rast e Lee (1978) e Bartsch e Gakstatter (1978) apresentaram coeficientes de correlação de, respectivamente, 0,1311, 0,3072 e 0,2951, os quais são inferiores aos obtidos pelas equações propostas no presente estudo

(Equações 4 e 6). Salienta-se, porém, que as correlações de Rast e Lee (1978) e Bartsch e Gakstatter (1978) apresentaram tendências semelhantes à da Equação 6. Ante esses resultados, sugere-se que as Equações 4 e 6 sejam usadas para previsão de cenários no ASA e nos demais açudes do Ceará, respectivamente.

Outro ponto analisado no presente estudo foi a relação N:P do ASA e dos 35 açudes monitorados pela COGERH. Nota-se na Figura 5 que os valores de N e P para o ASA são da mesma ordem de grandeza, enquanto para os demais açudes do Ceará a relação N:P varia entre 5 e 50, conforme as faixas de valores típicos reportadas por Wiegand, Piedra e Araújo (2016). Logo, como as concentrações de N no esgoto doméstico são tipicamente superiores às concentrações de P (VON SPERLING, 1996), infere-se que o ASA retém parcela muito superior de P do que do outro nutriente. Ainda, conforme indicado nas Figuras 3A e 3B, as concentrações de Cla apresentam melhor correlação com P do que com N, assim como observado por Mamun e An (2017) em reservatórios agrícolas coreanos. No entanto, o P encontra-se em excesso no meio, de modo que o reservatório atinge a sua capacidade máxima de produtividade e consome grande parte do N disponível, mantendo o padrão de crescimento fitoplanctônico com a captação de N na forma gasosa, nesse caso, demonstrado pela relação N:P próxima a 1, além da forte correlação de Cla com P e da fraca de Cla com N, conforme mencio-

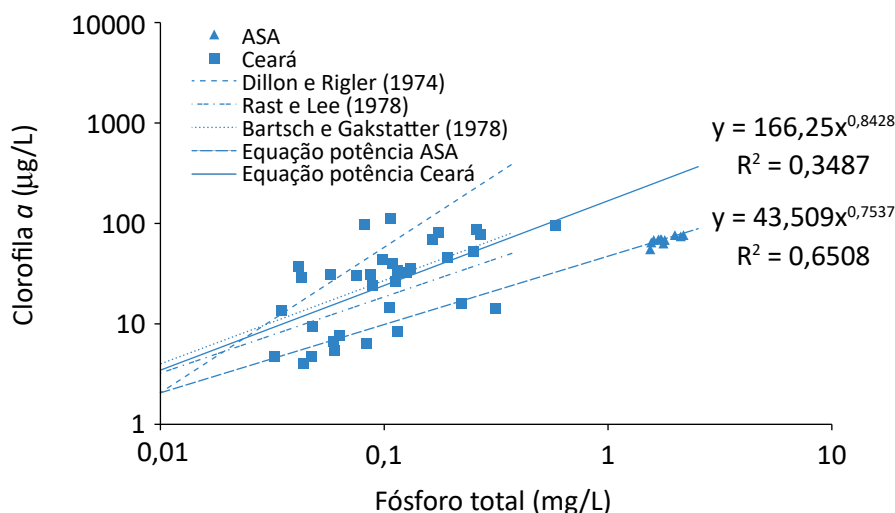


Figura 4 – Relações entre Cla e P para o Açude Santo Anastácio (ASA) e os açudes monitorados pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH), destacando as curvas de potência ajustadas (Equações 4 e 6) e curvas clássicas disponíveis na literatura.

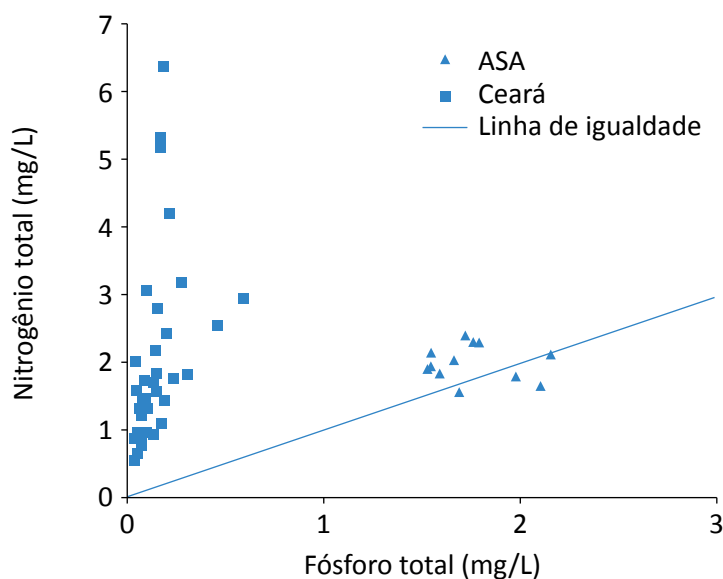


nado, sugerindo que o P não é o nutriente limitante, mas o N (THOMANN; MUELLER, 1987).

A literatura clássica considera limitação do fitoplâncton por P quando a relação N:P é superior a 16 (REDFIELD, 1958), no entanto trabalhos recentes de Schindler *et al.* (2008) e Kolzau *et al.* (2014) demonstraram que, independentemente da relação N:P, o P permanece sendo o fator limitante para a produtividade de ecossistemas terrestres. Tundisi e Tundisi (2008) falam que a definição da limitação de nutrientes (N e/ou P) é de difícil generalização, já que depende do sistema lacustre em análise e de suas inter-relações, pois a individualidade dos lagos é muito característica. Portanto, em alguns casos, o N e/ou P podem ser limitantes. Os autores dizem ainda que a relação 16N:1P não é o fator limitante ao crescimento fitoplanctônico, devendo-se analisar para essa conclusão as parcelas de N e P biodisponíveis, e não apenas o N e o P. Além disso, Filstrup e Downing (2017) também relatam que ambientes extremamente poluídos (como o ASA) podem produzir diferentes correlações entre nutrientes e Cla, justificando-se as diferenças observadas entre as Equações 4 e 6.

As Figuras 4 e 5 mostram ainda que todos os açudes avaliados estão em desacordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (classe II) com relação ao fósforo total ( $P > 0,03 \text{ mg/L}$ ) e que 62,9% estão em desacordo com relação à clorofila  $a$  ( $Cl_a > 30 \mu\text{g/L}$ ).

Finalmente, a Figura 6 apresenta uma aplicação prática dos resultados obtidos neste estudo por meio da combinação de modelagem matemática com as correlações empíricas para avaliar o impacto de medidas mitigadoras nas concentrações de nutrientes e fitoplâncton dos açudes, conforme já descrito. Assim, as simulações indicam a necessidade de reduções da carga de P de 98 e 55% para manter o ASA nos limites definidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (classe II) com relação aos parâmetros P e Cla, respectivamente, demonstrando que diferentes níveis de remoção de P poderiam ser adotados em função de diferentes metas a serem atingidas. Ou seja, para reduzir os custos com tratamento de água para abastecimento, utilizar-se-ia uma eficiência de remoção de P de 55%, de modo que o ASA passasse de classe III para II com relação à concentração de clorofila  $a$  ( $Cl_a = 30 \mu\text{g/L}$ ). Em contrapartida, para restaurar a qualidade da água do ASA do ponto de vista ecológico ( $P = 0,03 \text{ mg/L}$ ), seria necessário aumentar a eficiência de remoção para 98%. Araújo e Lima Neto (2019) fizeram uma avaliação de cenários de redução de cargas poluentes para o ASA. Mediante o modelo matemático aplicado pelos autores, verificou-se a necessidade de redução de 75% da concentração afluyente para atingir os limites do CONAMA para a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), para reservatórios de classe II, similar ao realizado no presente trabalho.



**Figura 5 – Valores de N e P para o Açude Santo Anastácio (ASA) e os açudes monitorados pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH).**

## CONCLUSÕES

Este trabalho analisou as relações entre P, N e Cla no ASA, localizado em Fortaleza, e em 35 açudes localizados na zona rural do semiárido cearense. Com base nos resultados obtidos, conclui-se que o P é o principal pre-

ditor de Cla em todos os açudes analisados, demonstrado por meio das equações do tipo potência ajustadas. Já as curvas clássicas disponíveis na literatura, comparadas às obtidas no presente trabalho, apresentaram

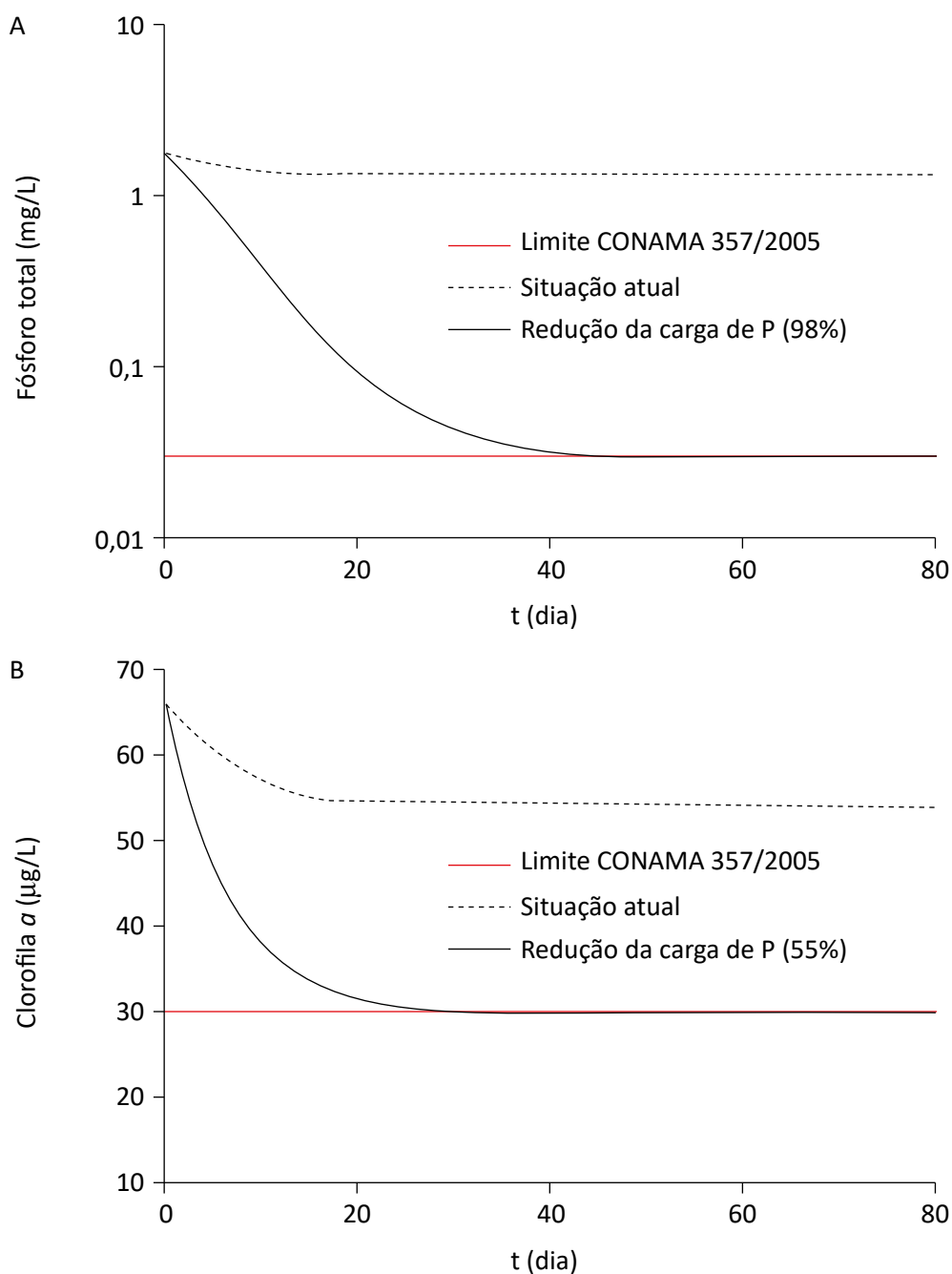


Figura 6 – Simulação do impacto de medidas mitigadoras nas concentrações de (A) P e (B) Cla do Açude Santo Anastácio (ASA), considerando a modelagem matemática e a Equação 2.

coeficientes de determinação inferiores, reforçando a aplicabilidade dos modelos empíricos para os ambientes analisados. Além disso, as concentrações de P no ASA foram significativamente superiores às dos demais açudes, o que se atribuiu às elevadas contribuições de esgotos domésticos dispostos indevidamente no canal de drenagem urbana afluente ao ASA, apontando a influência do uso e da ocupação do solo na bacia urbana, bem como das condições sanitárias insuficientes no aporte superior de poluentes ao reservatório.

A relação N:P do ASA apresentou-se em torno de 1, diferentemente dos demais açudes, em que N:P variou entre 5 e 50, sugerindo que o P não é o nutriente limitante no ASA, mas se encontra em excesso, possivelmente em vista do maior aporte e retenção de P em ambientes urbanos, em comparação aos reservatórios rurais. Também se constatou que todos os açudes analisados estão em desacordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (classe II) com relação ao fósforo total ( $P > 0,03 \text{ mg/L}$ ) e que 63% estão em desacordo com relação à clorofila *a* ( $Cl a > 30 \text{ } \mu\text{g/L}$ ). Dessa forma, combinando-se modelagem matemática com as correlações obtidas neste trabalho, verificou-se

que diferentes níveis de redução da carga de P poderiam ser adotados em função de diferentes metas de concentração a serem atingidas com relação ao atendimento à Resolução CONAMA nº 357/2005. Tal fato reforça a aplicabilidade dos modelos de qualidade da água para o estabelecimento de cenários que otimizem as análises em diversos ambientes, tais como urbanos e rurais, constituindo ferramentas de auxílio à tomada de decisão na gestão dos recursos hídricos.

O presente trabalho demonstrou que, apesar de todos os açudes analisados estarem no Nordeste brasileiro, o balanço de nutrientes e a produtividade podem ser fortemente influenciados pelas características do meio, a exemplo do ASA, caracterizado como um pequeno açude urbano, localizado em zona litorânea, com clima tropical quente subúmido e elevado aporte de poluentes, e dos demais reservatórios, localizados em região de clima semiárido, com capacidade de reserva superior e predominantemente rurais. Apesar de as concentrações de poluentes nestes últimos também ultrapassarem os limites legais, as características locais são determinantes para a manutenção do nível de poluição inferior ao dos reservatórios urbanos, mais antropizados.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) (Project # PNE-0112-00042.01.00/16) o apoio financeiro para realização do presente estudo, bem como ao Conse-

lho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), as bolsas de estudo concedidas à primeira e à segunda autoras, respectivamente.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil*. Brasília: ANA, 2012. 264 p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington, D.C.: APHA, 2005.
- ANDRADE, C.; ALCÂNTARA, E.; BERNARDO, N.; KAMPEL, M. An assessment of semi-analytical models based on the absorption coefficient in retrieving the chlorophyll-a concentration from a reservoir. *Advances in Space Research*, v. 63, n. 7, p. 2175-2188, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.asr.2018.12.023>
- ARAÚJO, G.M. *Análise e modelagem integrada da qualidade da água em um sistema urbano canal-reservatório eutrofizado, localizado em Fortaleza/CE*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.
- ARAÚJO, G.M.; LIMA NETO, I.E. Removal of organic matter in stormwater ponds: a plug-flow model generalization from waste stabilisation ponds to shallow rivers. *Urban Water Journal*, v. 15, n. 9, p. 918-924, 2019. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2019.1581231>

- ARAUJO, G. M.; LIMA NETO, I. E.; BECKER, H. Phosphorus dynamics in a highly polluted urban drainage channel-shallow reservoir system in the Brazilian semiarid. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 91, p. 1-8, 2019.
- ATIQUE, U.; AN, K.-G. Landscape heterogeneity impacts water chemistry, nutrient regime, organic matter and chlorophyll dynamics in agricultural reservoirs. *Ecological Indicators*, v. 110, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105813>
- BARBOSA, I.B.R.; CIRILO, J.A. Contribuição média de fósforo em reservatório de abastecimento de água: parte 1. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 39-46, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152201502000098008>
- BARROS, M.U.G.; WILSON, A.E.; LEITÃO, J.I.R.; PEREIRA, S.P.; BULEY, R.P.; FERNANDEZ-FIGUEROA, E.G.; CAPELO-NETO, J. Environmental factors associated with toxic cyanobacterial blooms across 20 drinking water reservoirs in a semi-arid region of Brazil. *Harmful Algae*, v. 86, p. 128-137, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.05.006>
- BARTSCH, A.F.; GAKSTATTER, J.H. Management decisions for lake systems on a survey of trophic status, limiting nutrients, and nutrient loadings. In: AMERICAN-SOVIET SYMPOSIUM ON USE OF MATHEMATICAL MODELS TO OPTIMIZE WATER QUALITY MANAGEMENT, 1978. *Anais...* 1978. p. 372-394
- BATISTA, A.A.; MEIRELLES, A.C.M.; ARAÚJO NETO, J.R.; ANDRADE, E.M.; PALÁCIO, H.A.Q. Parâmetros interferentes na eutrofização das águas superficiais do açude Orós, Ceará. *Revista Caatinga*, v. 26, n. 2, p. 1-8, 2013.
- BRASIL. *Resolução nº 357, de 17 de março 2005*. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2005.
- CARNEIRO, F.M.; NABOUT, J.C.; VIEIRA, L.C.G.; ROLAND, F.; BINI, L.M. Determinants of chlorophyll-a concentration in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, v. 740, p. 89-99, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1940-3>
- CEARÁ. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. *Perfil Básico Municipal*. Fortaleza, 2016. Disponível em: <[http://www.ipece.ce.gov.br/perfil\\_basico\\_municipal/2016/Fortaleza.pdf](http://www.ipece.ce.gov.br/perfil_basico_municipal/2016/Fortaleza.pdf)>. Acesso em: 9 out. 2017.
- CHAPRA, S.C. *Surface Water-Quality Modeling*. Long Grove: McGraw-Hill, 2008.
- CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C.; LAMPARELLI, M.C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSItsr). *Ecological Engineering*, v. 60, p. 126-134, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>
- DILLON, P.J.; RIGLER, F.H. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 19, n. 5, p. 767-773, 1974. <https://doi.org/10.4319/lo.1974.19.5.0767>
- FRAGA, R. F.; ROCHA, S. M. G. ; LIMA NETO, I. E. Impact of flow conditions on coliform dynamics in an urban lake in the Brazilian semiarid. *Urban Water Journal*, p. 1-11, 2020.
- FILSTRUP, C.T.; DOWNING, J.A. Relationship of chlorophyll to phosphorus and nitrogen in nutrient-rich lakes. *Inland Waters*, v. 7, n. 4, p. 385-400, 2017. <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1375176>
- FILSTRUP, C.T.; WAGNER, T.; SORANNO, P.A.; STANLEY, E.H.; STOW, C.A.; WEBSTER, K.E.; DOWNING, J.A. Regional variability among nonlinear chlorophyll-phosphorus relationships in lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 59, n. 5, p. 1691-1703, 2014. <https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.5.1691>
- IBELINGS, B.W.; BORMANS, M.; FASTNER, J.; VISSER, P.M. CYANOCOST special issue on cyanobacterial blooms: Synopsis-A critical review of the management options for their prevention, control and mitigation. *Aquatic Ecology*, v. 50, n. 3, p. 595-605, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10452-016-9596-x>
- JIAO, Y.; OUYANG, H.-L.; JIANG, Y.-J.; KONG, X.-Z.; HE, W.; LIU, W.-X.; YANG, B.; XU, F.-L. Effects of phosphorus stress on the photosynthetic and physiological characteristics of *Chlorella vulgaris* based on chlorophyll fluorescence and flow cytometric analysis. *Ecological Indicators*, v. 78, p. 131-141, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.010>

- KIM, H.S.; HWANG, S.J.; SHIN, J.K.; AN, K.G.; YOON, C.G. Effects of limiting nutrients and N:P ratios on the phytoplankton growth in a shallow hypereutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, v. 581, n. 1, p. 255-267, 2007. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-006-0501-9>
- KOLZAU, S.; WIEDNER, C.; RÜCKER, J.; KÖHLER, J.; KÖHLER, A., DOLMAN, A.M. Seasonal Patterns of Nitrogen and Phosphorus Limitation in Four German Lakes and the Predictability of Limitation Status from Ambient Nutrient Concentrations. *PLoS One*, v. 9, n. 4, 2014. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0096065>
- LIRA, C. C. S.; MEDEIROS, P. H. A.; LIMA NETO, I. E. Modelling the impact of sediment management on the trophic state of a tropical reservoir with high water storage variations. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 92, p. e20181169, 2020.
- LOPES, A.M.M.B.; GOMES, L.N.L.; MARTINS, F.C.M.; CERQUEIRA, D.A.; MOTA FILHO, C.R.; VON SPERLING, E.; PÁDUA, V.L. Dinâmica de protozoários patogênicos e cianobactérias em um reservatório de abastecimento público de água no sudeste do Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 1, p. 25-43, 2017. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016143529>
- LUCENA-SILVA, D.; MOLOZZI, J.; SEVERIANO, J. dos S.; BECKER, V.; BARBOSA, J.E. de L. Removal efficiency of phosphorus, cyanobacteria and cyanotoxins by the “flock & sink” mitigation technique in semi-arid eutrophic waters. *Water Research*, v. 159, p. 262-273, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.057>
- MAMUN, M.; AN, K.-G. Major nutrients and chlorophyll dynamics in Korean agricultural reservoirs along with an analysis of trophic state index deviation. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, v. 10, n. 2, p. 183-191, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2017.04.001>
- MESQUITA, J. B. F.; PEREIRA, S. P.; LIMA NETO, I. E. Modelagem da drenagem urbana e avaliação das cargas bacteriológicas na vertente marítima de Fortaleza, Ceará. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 25, p. 205-216, 2020.
- MESQUITA, T.P.N. *Eutrofização e capacidade de carga de fósforo de seis reservatórios da bacia do rio Seridó, região semiárida do estado no RN*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2009.
- MOURA, D.S.; LIMA NETO, I.E.; CLEMENTE, A.; OLIVEIRA, S.; PESTANA, C.J.; MELO, M.A.; CAPELO-NETO, J. Modeling phosphorus exchange between bottom sediment and water in tropical semiarid reservoirs. *Chemosphere*, v. 246, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125686>
- PACHECO, C.H.A.; LIMA NETO, I.E. Effect of artificial circulation on the removal kinetics of cyanobacteria in a hypereutrophic shallow lake. *Journal of Environmental Engineering*, v. 143, 2017. [https://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-](https://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-)
- PAERL, H.W.; OTTEN, T.G. Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology*, v. 65, n. 4, p. 995-1010, 2013. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>
- RAST, W.; LEE, G.F. *Summary Analysis of The North American (US Portion) OCED Eutrophication Project: Nutrient Loading - Lake Response Relationships and Trophic State Indices*. 1978.
- REDFIELD, A.C. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, v. 46, n. 3, p. 205-221, 1958.
- REEDER, B.C. Primary productivity limitations in relatively low alkalinity, high phosphorus, oligotrophic Kentucky reservoirs. *Ecological Engineering*, v. 108, parte B, p. 477-481, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.009>
- SCHINDLER, D.W.; HECKY, R.E.; FINDLAY, D.L.; STANTON, M.P.; PARKER, B.R., PATERSON, M.J.; BEATY, K.G.; LYNG, M.; KASIAN, S.E.M. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 105, n. 32, p. 11254-11258, 2008. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0805108105>

SMITH, V.H.; SCHINDLER, D.W. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>

TANG, Q.; PENG, L.; YANG, Y.; LIN, Q.; QIAN, S.S.; HAN, B.-P. Total phosphorus-precipitation and Chlorophyll a-phosphorus relationships of lakes and reservoirs mediated by soil iron at regional scale. *Water Research*, v. 154, p. 136-146, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.038>

THOMANN, R.V.; MUELLER, J.A. *Principles of surface water quality modeling and control*. Nova York: Harper Collins, 1987. 644 p.

TONÉ, A.J.A. *Análise e modelagem de fósforo em reservatórios localizados em regiões semiáridas*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

TONÉ, A.J.A.; LIMA NETO, I.E. Modelagem simplificada do fósforo total em lagos e reservatórios brasileiros. *Revista DAE*, v. 68, n. 221, p. 142-156, 2020. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.012>

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

VOLLENWEIDER, R.A. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie Dell'istituto Italiano di Idrobiologia*, v. 33, n. 2, p. 53-83, 1976.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Belo Horizonte: DESA-UFMG, ABES, 1996. v. 1.

WIEGAND, M.C.; PIEDRA, J.I.G.; ARAÚJO, J.C. Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 2, p. 415-424, 2016. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016139527>

WU, D.; YAN, H.; SHANG, M.; SHAN, K.; WANG, G. Water eutrophication evaluation based on a semi-supervised classification: A case study in Three Gorges Reservoir. *Ecological Indicators*, v. 81, p. 362-372, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.004>

XU, T.; YANG, T.; XIONG, M. Time scales of external loading and spatial heterogeneity in nutrients-chlorophyll a response: Implication on eutrophication control in a large shallow lake. *Ecological Engineering*, v. 142, 105636, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105636>

