

Análise da qualidade da água e do estado trófico em um reservatório da Bacia Hidrográfica do Rio Potengi, região semiárida do Nordeste

Kívia Soares de Oliveira^{1*} , Wédina Rodrigues de Lima¹ , Jean Leite Tavares² 

1 Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN), Avenida Senador Salgado Filho, 1559 - Tirol, CEP 59015-000, Natal-RN, Brasil.

2 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte - IFRN, Avenida Senador Salgado Filho, 1559 - Tirol, CEP 59015-000, Natal-RN, Brasil.

*Autor para correspondência: kiviaoliv@yahoo.com.br

Recebido em 05 de janeiro de 2022.

Aceito em 20 de julho de 2022.

Publicado em 23 de setembro de 2022.

Resumo - A água é um recurso natural essencial para a manutenção da vida no planeta. Todavia, o uso não sustentável desse recurso, sobretudo devido ao acelerado crescimento demográfico e a intensificação de atividades antrópicas vêm ocasionado a perda da qualidade e a sua escassez. Nesse contexto, objetivou-se com este estudo avaliar os parâmetros físico-químicos e biológicos da qualidade da água e o Índice de Estado Trófico (IET) da Barragem Campo Grande/RN. Os parâmetros avaliados foram: oxigênio dissolvido (OD), pH, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal, fósforo total, sólidos totais, temperatura da água, clorofila a, *Escherichia coli* e fitoplâncton. As informações sobre os parâmetros no reservatório foram obtidas através de dados secundários, disponibilizados pelo Programa QUALIÁGUA, que realizou o monitoramento do reservatório, no período de 2018 a 2019. Os parâmetros que não atenderam aos limites preconizados pela resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água classe 2 foram as variáveis DBO, Fósforo Total e *E. coli*. Os dados do monitoramento demonstraram maior IET para o período chuvoso, categorizado com média Hipereutrófico, enquanto o período seco foi categorizado com índice Eutrófico.

Palavras-chave: Recursos hídricos. Semiárido. Eutrofização. Monitoramento ambiental.

Analysis of water quality and trophic state in a reservoir of the Potengi River Basin, semi-arid region of the Northeast

Abstract - Water is an essential natural resource for sustaining life on the planet. However, the unsustainable use of this resource, especially due to accelerated demographic growth and the intensification of human activities, has caused scarcity the loss in its quality. In this context, the aim of this study was to evaluate the physical-chemical and biological parameters, the water quality, and the Trophic State Index (TSI) of Barragem Campo Grande/RN. The evaluated parameters were

dissolved oxygen (DO), pH, turbidity, biochemical oxygen demand (DBO), ammoniacal nitrogen, total phosphorus, total solids, water temperature, chlorophyll-a, *Escherichia coli* and phytoplankton. The information on the reservoirs parameters was obtained through secondary data, made available by the QUALIÁGUA Program, which conducted the reservoir monitoring, between 2018 and 2019. The parameters that failed to meet the by CONAMA resolution 357/2005 class 2 water bodies recommended limits were the variables DBO, total phosphorus and *E. coli*. The monitoring data showed a higher IET for the rainy period, categorized with a Hypereutrophic mean, while the dry period was categorized with a Eutrophic index.

Keywords: Water resources. Semi-arid. Eutrophication. Environmental monitoring.

Análisis de la calidad del agua y del estado trófico en un embalse de la Cuenca del Río Potengi, región semiárida del Nordeste

Resumen - El agua es un recurso natural esencial para mantener la vida en el planeta. Sin embargo, el uso no sostenible de este recurso, especialmente debido al acelerado crecimiento demográfico y a la intensificación de las actividades antrópicas, ha provocado la pérdida de calidad y su escasez. En este contexto, el objetivo de este estudio fue evaluar los parámetros físicos, químicos y biológicos de la calidad del agua y el Índice de Estado Trófico (del inglés TSI) de la Presa Campo Grande/RN. Los parámetros evaluados fueron: oxígeno disuelto (OD), pH, turbidez, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitrógeno amoniacal, fósforo total, sólidos totales, temperatura del agua, clorofila-a, *Escherichia coli* y fitoplancton. La información acerca de los parámetros en el embalse se ha obtenido a través de datos secundarios, facilitados por el Programa QUALIÁGUA, que ha realizado el seguimiento del embalse, en el período de 2018 a 2019. Los parámetros que no cumplieron con los límites recomendados por la resolución CONAMA n° 357/2005 para los cuerpos de agua de clase 2 fueron las variables DBO, Fósforo Total y *E. coli*. Los datos del seguimiento mostraron un IET más alto para el período lluvioso, categorizado como media hipereutrífica, mientras que el período seco fue categorizado con índice eutrífico.

Palabras clave: Recursos hídricos. Semi-árido. Eutrofización. Monitoreo ambiental.

Introdução

A água é um recurso natural essencial à vida, porém nas últimas décadas as discussões em torno da sua importância socioeconômica, política e cultural têm se tornado cada vez maior devido à sua distribuição irregular no planeta (Guimaraes et al. 2020). Além disso, o uso não sustentável desse recurso pelas atividades humanas vem intensificando os problemas relativos à baixa qualidade dos recursos hídricos e à sua escassez (Buzelli e Cunha-Santino 2013). Dentre os fatores que contribuem para esse cenário destacam-se a intensa diversificação dos usos múltiplos, a supressão de matas ciliares, a poluição e a contaminação dos corpos hídricos (Tundisi 2003).

Nos últimos anos, a aceleração do crescimento populacional no Brasil tem intensificado os impactos econômico e ambiental na exploração dos recursos naturais, em especial os recursos hídricos, para atender uma demanda crescente de consumo da sociedade (Hoekstra 2017). Logo, as modificações ocorridas nas bacias hidrográficas em virtude do intenso processo de urbanização gerado pelo homem tornam-se mais evidentes em razão da descaracterização do seu entorno, o que reforça a necessidade de uma gestão integrada dos recursos hídricos e do meio ambiente (Almeida et al. 1999).

Nesse contexto, a degradação da qualidade da água vem sendo gerada por diversas fontes, dentre elas, o lançamento de efluentes domésticos e industriais, caracterizados como fontes pontuais, e pelas cargas difusas urbana e agrícola (fertilizantes, herbicidas, inseticidas, entre outros), que implicam no uso desses recursos para os seus diversos fins (Vasco et al. 2011). Frente a isso, a qualidade da água vem se tornando um dos maiores desafios da atualidade, devido aos seus fortes efeitos sobre o meio ambiente natural e à vida humana.

Diante desse cenário, o monitoramento ambiental configura-se como importante instrumento para avaliar as condições dos recursos hídricos. A avaliação da qualidade da água propicia um amplo diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica, permitindo analisar o comportamento dos ambientes aquáticos aos impactos antrópicos na sua área de drenagem ou de influência (Cunha e Calijuri 2010). Logo, o uso de estratégias que visem o equilíbrio na disponibilidade hídrica é um subsídio para a sustentabilidade, pois é uma forma de assegurar a oferta e a preservação da água para os múltiplos usos (Santos et al. 2011).

A escassez de recursos hídricos é uma realidade da região Nordeste do Brasil, porém a degradação dos corpos hídricos é a realidade de várias regiões do país (Santos et al. 2018). A região semiárida, por exemplo, caracteriza-se pela irregularidade na distribuição das chuvas durante o ano e está sujeita a longos períodos de estiagem (Rangel Junior et al. 2018). Além dos fatores dependentes do ciclo hidrológico, a qualidade da água em reservatórios apresenta variações espaço-temporais significativas e dinâmicas dos parâmetros físicos (sólidos suspensos, turbidez, sólidos totais), químicos (pH, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido) e biológicos (coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* e clorofila “a”) (Abreu e Cunha 2017). Tais variações denotam tal comportamento por dependerem de fatores ecológicos, em especial da tipologia vegetal, tipo de solo e aspectos climáticos (Cunha 2013).

Por outro lado, um dos principais problemas que afetam a qualidade das águas em mananciais e que tem sido acentuado pelas atividades antrópicas é a eutrofização (Silva et al. 2018). Esse fenômeno é causado pelo aumento de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, oriundos de lançamentos de efluentes domésticos ou industriais, e que são transportados para os reservatórios em grandes quantidades (Vidal e Capelo Neto 2014; Silva et al. 2018). Esse cenário favorece o crescimento excessivo das algas ou de macrófitas aquáticas nos corpos hídricos, tornando essas águas com baixo padrão de qualidade (Vidal e Capelo Neto 2014; Silva et al. 2017).

Em ecossistemas aquáticos, o aumento no grau de trofia pode ocorrer naturalmente (Silva et al. 2018). Porém, o enriquecimento da biomassa de organismos fotossintéticos (algas e plantas aquáticas) em decorrência do aumento de nutrientes faz com que a luz solar não penetre na água, o que leva a morte de grande parte da biomassa fotossintética, e sua decomposição favorece a proliferação de bactérias aeróbias que consomem o oxigênio dissolvido na água (Kohatsu et al. 2020). Logo, ocorre a perda da biodiversidade e da qualidade da água, gerando altos custos para o tratamento da água (Schindler et al. 2016; Jeppesen et al. 2017).

A classificação do corpo hídrico em diferentes graus de trofia para determinar a qualidade da água pode ser feita através do Índice de Estado Trófico (IET) que é um meio adequado para mensurar a relação entre as alterações nas concentrações de nutrientes (fósforo, nitrogênio) e a biomassa algal (medida pela clorofila “a”) (Pereira e Rodrigues 2006; Silva et al. 2017). Segundo Lamparelli (2004), o fósforo atua como nutriente limitante para processos biológicos e a clorofila “a” indica a biomassa fitoplanctônica presente no reservatório. Logo, devido à facilidade e a pequena quantidade de variáveis necessárias para sua obtenção, pode ser utilizado como um instrumento eficaz e econômico para avaliar os efeitos da sazonalidade da eutrofização sobre os reservatórios (Silva et al. 2018).

Diversos autores destacam a importância dos estudos de estado trófico, já que podem ajudar a entender as alterações na qualidade das águas nos corpos hídricos (Liu et al. 2016; Pinho et al. 2018; Santos et al. 2018). Além disso, o IET associado ao estudo dos parâmetros físico-químicos e biológicos são capazes de detectar possíveis alterações na qualidade da água, bem como avaliar tendências sazonais, que se configuram em alterações do habitat ou no comportamento de organismos aquáticos. Logo, esses estudos podem evidenciar dados valiosos sobre a variação dos indicadores de qualidade das águas e dos estados tróficos desses locais (Silva et al. 2018).

Tendo em vista a problemática ambiental e social que envolve a perda de qualidade da água e à escassez dos recursos hídricos, este estudo destaca a necessidade de estudar o reservatório Campo Grande, localizado na Bacia Hidrográfica do Rio Potengi, microrregião Agreste Potiguar, já que seu entorno vem sendo amplamente ocupado e poucos estudos foram realizados nessa área (Lopes et al. 2018; Lopes 2019; Torres et al. 2019).

Nesse contexto, o presente estudo objetivou avaliar os parâmetros físico-químicos e biológicos da qualidade da água e o Índice de Estado Trófico (IET) da Barragem Campo Grande/RN, visando identificar as possíveis causas da degradação e comprometimento da qualidade da água do reservatório.

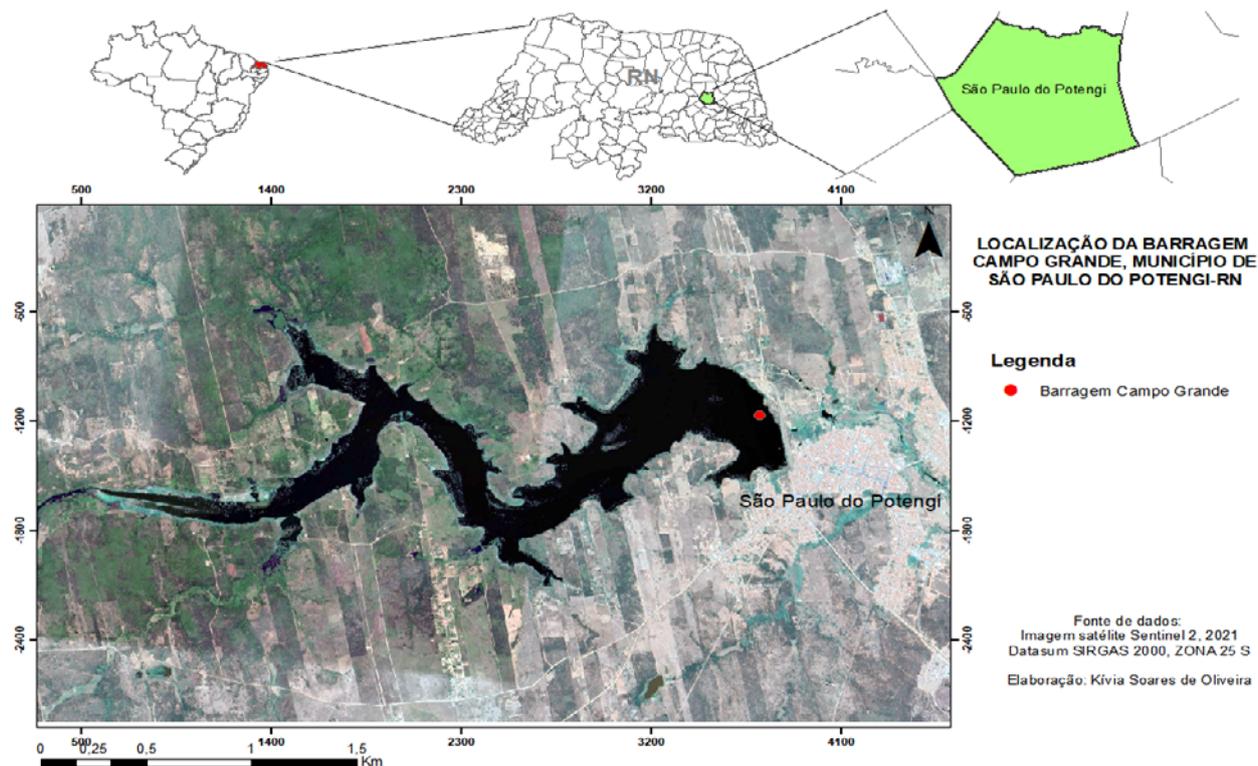
Material e métodos

Área de estudo

O município de São Paulo do Potengi encontra-se com 100% do seu território inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Potengi, microrregião Agreste Potiguar, e ocupa uma área de 240,44 km², equivalente a 0,46 % da superfície estadual (IDEMA 2008). Possui clima quente e semiárido, com temperatura média anual de 27,2°C e índice pluviométrico de 584,9 mm/ano, sendo o período chuvoso de março a junho. A cobertura vegetal da região é formada por vegetação de Caatinga Hiporxerófila, típica do clima semiárido, apresentando arbustos e árvores com espinhos (IDEMA 2008). Apresenta solos do tipo planossolo solódico, com textura argilosa e arenosa, que favorece o desenvolvimento de atividades agropecuárias.

Nessa região destaca-se como reservatório hídrico a Barragem Campo Grande (Figura 1), construída no leito principal do médio Rio Potengi, considerado o segundo maior reservatório da bacia, atualmente com capacidade máxima de armazenamento de 23.139.587 m³ (SEMARH 2018). No seu entorno são desenvolvidas atividades da pesca artesanal, piscicultura em tanques-rede, cultivo de hortaliças e plantas forrageiras, sendo estas últimas realizadas especialmente em períodos de estiagem. Por localizar-se na zona urbana, suas margens são ocupadas por residências e bares, e usada para o turismo (Lopes 2019).

Figura 1. Localização da Barragem Campo Grande na Bacia Hidrográfica Potengi, município de São Paulo do Potengi/RN, Brasil.



Procedimentos metodológicos

Este estudo resultou de um levantamento de dados secundários provenientes dos relatórios do Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água – QUALIÁGUA, com convênio entre: Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte (IGARN) e Agência Nacional das Águas (ANA), visando obter informações sobre o monitoramento dos parâmetros físico-químicos e biológicos da qualidade da água da Barragem Campo Grande, localizada no município de São Paulo do Potengi-RN.

Os relatórios apresentam dados sobre parâmetros de qualidade da água: Sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total, oxigênio dissolvido (OD), turbidez, potencial hidrogeniônico (pH), temperatura da água, nitrogênio amoniacal, condutividade, *E. coli*, clorofila “a” e fitoplâncton. As amostragens das águas superficiais foram realizadas trimestralmente entre o período de janeiro de 2018 a setembro de 2019, na Barragem Campo Grande/RN (Tabela 1).

Tabela 1. Relatórios do programa QUALIÁGUA avaliados no estudo.

Ano	Período da campanha	Ano	Período da campanha
2018	Janeiro	2018	Dezembro
2018	Abril	2019	Março
2018	Julho	2019	Junho
2018	Setembro	2019	Setembro

Para a coleta da água superficial nos respectivos locais e obtenção dos dados foram utilizados: vidros de âmbar (capacidade de 1L) e frascos de polietileno (capacidade de 500mL), empregando os métodos para as análises dos parâmetros do fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e da clorofila “a” ($\mu\text{g.L}^{-1}$), seguindo as instruções do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA 2005), com os procedimentos analíticos realizados no laboratório da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado do Rio Grande do Norte (EMPARN).

Para avaliar a variação da qualidade da água nos períodos seco e chuvoso buscou-se analisar o regime de sazonalidade da região. Os dados pluviométricos de precipitação anual da bacia hidrográfica do Rio Potengi, no período de janeiro de 2018 a setembro de 2019, foram obtidos do banco de dados da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado do Rio Grande do Norte (EMPARN, 2019).

Índice de Estado Trófico (IET)

O IET tem como objetivo classificar corpos d’água em diferentes graus de trofia, ou seja, avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito quanto ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas (CETESB 2016).

Neste estudo foram adotados os cálculos do IET propostos por Carlson e modificado por Lamparelli (2004), onde foi utilizado ‘Clorofila a’ e ‘Fósforo Total’, sendo estabelecido para ambientes lênticos (reservatórios: açudes e barragens), conforme equações (1) e (2):

$$\text{IET}_{\text{CL}} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2)) \quad (1)$$

$$\text{IET}_{\text{PT}} = 10 \times (6 - ((1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) \quad (2)$$

em que:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g. L}^{-1}$;

CL: concentração de clorofila “a” medida à superfície da água, em $\mu\text{g. L}^{-1}$;

ln: logaritmo natural.

Após obtenção dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila “a”, efetuou-se uma média aritmética simples dos índices para obtenção do valor final do IET, de acordo com a equação (3):

$$\text{IET} = [\text{IET}_{\text{PT}} + \text{IET}_{\text{CL}}] / 2 \quad (3)$$

A escala de avaliação do IET pode ser expressa por faixas de classificação de estado tróficos, conforme descrito na Tabela 2. Foram calculados os IETs para cada mês amostrado, resultando na média do estado trófico para o reservatório. O cálculo referente ao Índice do Estado Trófico (IET) foi feito através do aplicativo disponibilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB.

Tabela 2. Características e classificação do Índice de Estado Trófico de acordo com limites estabelecidos para diferentes classes de trofia para rios.

Classes de Estado trófico	Ponderação	Características
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam prejuízos aos usos da água.
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	Corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes.
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	Corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.
Hipertrófico	$IET > 67$	Corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios de florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos.

Fonte: CETESB (2016), Lamparelli (2004).

Para a caracterização dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da qualidade da água foi realizada a estatística descritiva, sendo calculados os valores mínimo, máximo e média. Devido à não normalidade das variáveis (teste de Shapiro-Wilk), o teste de correlação de Spearman foi utilizado para correlacionar os parâmetros com a média de precipitação mensal. Todas as análises foram feitas utilizando o software IBM SPSS versão 20.0.

Resultados e discussão

A estatística descritiva dos parâmetros analisados neste estudo, bem como os limites definidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água classe 2, estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água monitorados no período chuvoso e seco (2018-2019), na Barragem Campo Grande/RN, município de São Paulo do Potengi/RN.

Parâmetros avaliados	Período de coleta							
	Período chuvoso				Período seco			
Parâmetros Físicos	NA	Mín.	Max.	Média	Mín.	Máx.	Média	VMP
Temperatura da água (°C)	8	26,5	30,21	28,27	26	28	26,93	-
Condutividade (µS/cm)	8	621,5	36.813,8	14.584,12	935,2	1.017,0	971,53	100 ⁽²⁾
Turbidez (NTU)	8	3,14	47,62	21,94	9,17	37,6	25,6	100 ⁽¹⁾
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	7	359	30.002	11.092,8	589,6	678,5	634,05	-
Sólidos totais dissolvidos (STD)	7	529	22890	8060	585,6	671,5	628,55	500
Sólidos em suspensão (mg L ⁻¹)	7	6	910	208,90	4	10	5,50	-
Parâmetros Químicos								
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (mg L ⁻¹)	7	6,04	20,23	13,10	1,99	1,99	1,99	5,00 ⁽¹⁾
Potencial Hidrogeniônico (pH)	8	8,16	8,94	8,42	8,02	8,27	8,14	6 - 9 ⁽¹⁾
O ₂ dissolvido (OD) (mg L ⁻¹)	7	2,79	8,9	6,30	7,07	7,18	7,11	5,0 ⁽¹⁾
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹ de NH ₃)	7	0,08	1,05	0,52	0,15	0,28	0,22	3,7
Fósforo total (µg. L ⁻¹ P)	7	60	290	148	10	120	65	30 ^{(1)*}
Parâmetros Biológicos								
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	7	3	2419	737	3	17	10	<1 ⁽¹⁾
Fitoplâncton (cel. L ⁻¹)	5	4.890	19.000	14.096	36.570	60.500	48.535	-
Clorofila "a" (µg. L ⁻¹)	7	0,71	12,4	7,66	2,06	3,94	3,0	30,0 ⁽¹⁾

NA: Número de amostras analisadas; (1) Resolução CONAMA nº 357/05 para água doce classe 2; (2) Estudos de Marcos Von Sperling (2014). *ambientes lênticos.

Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

Parâmetros químicos

Quanto ao nível de oxigênio dissolvido (OD), verificou-se que os valores médios encontrados nos períodos seco e chuvoso (Tabela 3) estão dentro dos limites mínimos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, que não devem ser inferiores a 5 mg O₂.L⁻¹ para água doce classe 2 (Brasil 2005). Logo, os resultados indicam que o reservatório apresenta concentração de oxigênio adequada para a manutenção da qualidade de vida dos organismos aquáticos. Conforme Abreu e Cunha (2017),

os valores aceitáveis de OD indicam eficiente capacidade de aeração do reservatório, sem desconsiderar potenciais contribuições fotossintéticas de algas.

No tocante à carga orgânica, os resultados observados para DBO no período chuvoso (13,10 mg L⁻¹) apresentaram concentrações médias superiores aos resultados obtidos para o período seco (1,99 mg. L⁻¹). Nota-se que à medida que a concentração de DBO se eleva, há uma redução nos níveis de oxigênio dissolvido no meio aquático. Logo, pode-se inferir que os maiores valores de DBO no período chuvoso é devido à maior entrada de matéria orgânica no reservatório, o que demanda maior consumo de OD para degradá-la (Matos et al. 2013).

Já no período chuvoso, as concentrações foram superiores aos limites exigidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água classe 2 que não devem ser superiores a 5 mg. L⁻¹. Todavia, é importante ressaltar que segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, os valores de DBO podem ser eventualmente superados, desde que sejam mantidas as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido (OD) estabelecidas para os corpos d'água classe 2. Pode-se inferir, portanto, que a diluição proporcionada pelo aumento da vazão, no período chuvoso, não foi suficiente para diminuir a concentração de DBO, já que as atividades de agricultura no entorno da barragem favorecem o lançamento de fertilizantes para os corpos hídricos pelo processo de lixiviação. Logo, nesse período ocorre maior lançamento de partículas de solo e material orgânico no reservatório, aumentando a carga orgânica e, portanto, o valor da DBO.

Ressalta-se que os maiores aumentos de DBO em corpos hídricos geralmente estão associados a despejos de matéria orgânica que em concentrações altas pode levar ao completo esgotamento do oxigênio na água, ocasionando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida (CETESB 2009).

Os valores de DBO indicam a poluição orgânica produzida em sistemas aquáticos e interferem negativamente na qualidade das águas (Coradi et al. 2009). Logo, pode-se inferir que, no período seco, a redução da matéria orgânica biodegradável refletida pelas concentrações de DBO favoreceu a manutenção dos valores de oxigênio dissolvido elevados.

Os resultados das análises de pH para os períodos chuvoso e seco (Tabela 3) indicam condições de caráter básico resultante da forte influência dos processos fotossintéticos do fitoplâncton. Para níveis hidrobiológicos e formação de ecossistemas aquáticos, os resultados encontrados são adequados, pois as amostras analisadas neste estudo indicaram o pH dentro dos limites mínimos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos de água classe 2 (6,0 a 9,0) (Brasil 2005).

As comunidades aquáticas podem influenciar os valores de pH do meio através de assimilação do CO₂ durante o processo fotossintético, quando as algas podem elevar o pH do meio, favorecendo a ocorrência de florações de algas e crescimento de densas comunidades aquáticas submersas (Esteves 1998). Por outro lado, Carvalho et al. (2000) apontam que com o aumento das chuvas, o pH tende a elevar e aproximar-se da neutralidade, pois ocorre maior diluição dos compostos dissolvidos e rapidez no escoamento.

Quanto às concentrações de fósforo total (Tabela 3), tanto o período chuvoso quanto o período seco apresentaram valores elevados, os quais mantiveram-se superiores a 0,030 mg. L⁻¹ (30 µg. L⁻¹), limite máximo preconizado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para as águas doces de classe 2 em ambientes lênticos (Brasil 2005). Nesse aspecto, pode-se inferir que as concentrações de fósforo total provenientes de fertilizantes agrícolas e de esgotos domésticos podem ter contribuído para manter elevadas as concentrações desse nutriente durante o período seco, já que não há o efeito diluidor provocado pelas precipitações atmosféricas (Buzelli e Cunha-Santino 2013).

Estes resultados são preocupantes, uma vez que o efeito conjugado do fósforo e do nitrogênio está associado à proliferação excessiva de algas, floração de algas indesejáveis e a uma redução na vegetação aquática submersa (Neff et al. 2000). Além disso, concentrações elevadas de fósforo podem tornar esses cursos de água eutrofizados, uma vez que o fósforo é fundamental para o crescimento de organismos e pode ser o nutriente limitante da produtividade primária de um corpo d'água (Coradi et al. 2009). Portanto, esse elemento é considerado o principal fator responsável pela eutrofização dos sistemas aquáticos (Esteves 1998).

De acordo com Buzelli e Cunha-Santino (2013), o acúmulo desse nutriente na água favorece a proliferação de algas e macrófitas aquáticas, contribuindo para intensificar a produção primária, que leva ao processo de eutrofização e ao aumento da concentração de clorofila na água devido ao crescimento do fitoplâncton no corpo hídrico.

As concentrações de nitrogênio amoniacal verificadas nos períodos chuvoso e seco (Tabela 3) estão dentro do limite permitido ($1,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$) para valores de pH na faixa de 8,0 e $\geq 8,5$, estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05, para águas doces de Classe 2.

Parâmetros físicos

A variação sazonal dos solutos totais (ST) apresentou uma média mais alta no período de baixa pluviosidade em comparação com o período de chuvas (Tabela 3). Os valores obtidos estão acima do limite preconizado pela resolução CONAMA nº 357/2005.

Os sólidos em suspensão (SS) apresentaram maior média no período chuvoso em comparação com o período seco (Tabela 3). Ressalta-se que o maior valor desta variável foi registrado no mês de abril (2018), que apresentou menor média de precipitação pluviométrica dentre os meses referentes ao período chuvoso.

A variabilidade sazonal do parâmetro turbidez apresentou resultado não significativo, com maior média (25,6 NTU) no período seco, e a menor (21,94 NTU) no período chuvoso (Tabela 3). Com o aumento da precipitação, e consequente aumento dos sólidos em suspensão, esperava-se que os valores de turbidez nos meses chuvosos fossem maiores, porém a turbidez foi consideravelmente baixa nesse período.

Com relação à condutividade elétrica (CE), ressalta-se que os valores acima de $100 \mu\text{S/cm}$ verificados nos períodos seco e chuvoso (Tabela 3) indicam que existe a possibilidade de entrada de esgoto doméstico no ambiente, que pode ser justificado pela expansão da urbanização nos entornos da barragem. Logo, pode-se inferir que os valores registrados são um indicativo de alto comprometimento desse trecho do reservatório por cargas poluidoras, independente da variação sazonal.

Vale ressaltar que o parâmetro CE está associado à presença de íons, partículas carregadas eletricamente, dissolvidos na água. Logo, quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica da água, que pode sofrer alterações conforme a temperatura e o pH (Cruz et al. 2007). Segundo Li e Liu (2019a), a condutividade também pode estar associada a vários outros fatores, como redução do fluxo de água, maior taxa de evaporação e maior temperatura da água, bem como o impacto da poluição.

O parâmetro temperatura da água variou de $26,5 \text{ }^\circ\text{C}$ a $30,21 \text{ }^\circ\text{C}$, com média de $28,27 \text{ }^\circ\text{C}$ no período chuvoso, e de $26 \text{ }^\circ\text{C}$ a $28 \text{ }^\circ\text{C}$ com média de $26,93 \text{ }^\circ\text{C}$ no período seco (Tabela 3). A Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil 2005) não estabelece padrões para esse parâmetro, todavia deve-se

considerar que a temperatura exerce forte influência nas características físicas e na velocidade das reações químicas e bioquímicas da água (Santos 2020).

Conforme Jardim et al. (2014), em regiões com estiagem prolongada, a ausência de chuvas provoca uma baixa taxa de escoamento da água, que associado a um balanço ideal de nutrientes e à elevação da temperatura favorecem à ocorrência de florações de algas e de cianobactérias na água dos reservatórios. Ressalta-se ainda que esse fenômeno está relacionado aos processos de eutrofização que interferem diretamente na qualidade da água (Jardim et al. 2014).

Parâmetros biológicos

Quanto às concentrações de *E. coli*, os resultados apresentaram médias variando entre 10 e 737 NMP.100 mL⁻¹, no período seco e chuvoso, respectivamente (Tabela 3). Os valores obtidos estão dentro dos limites preconizados pela Resolução CONAMA nº 274/2000. O maior índice de *E. coli* foi registrado no mês de janeiro de 2018 (2.419,6 NMP.100 mL⁻¹). Portanto, os resultados reforçam que a qualidade da água da barragem é imprópria para o consumo humano. Vale salientar que esse patógeno pode ser potencialmente perigoso para a saúde humana, quando ingerido ou presente nos alimentos (Osbuild e Vasseur 2008).

As concentrações médias da clorofila “a” no reservatório Campo Grande, nos períodos chuvoso e seco (Tabela 3), indicam que o reservatório apresentou baixa biomassa fitoplanctônica, sobretudo no período seco. Todavia, os valores para todo o período do monitoramento estiveram dentro do que é preconizado pela resolução CONAMA nº 357/2005, que é de 30 µg/L Cl “a” para as águas doces de classe 2.

A clorofila “a” é um importante parâmetro para determinar a trofia de um ecossistema, além de proporcionar uma estimativa da biomassa fitoplanctônica (Fernandes et al. 2017). Está diretamente associada à quantidade de algas presentes na água.

Em relação ao fitoplâncton foi observado maior biomassa fitoplanctônica no período seco quando comparado ao período chuvoso (Tabela 3). Nesse aspecto, pode-se inferir que no período seco, caracterizado por menor nível da precipitação (de agosto a dezembro), há o aumento da insolação e a hidrodinâmica das águas está mais estável devido a menor perturbação da precipitação, logo, tais condições favoreceram o aumento da biomassa fitoplanctônica.

As chuvas exercem forte influência na composição das espécies fitoplanctônicas e na biomassa total, por atuarem como um fator diluidor e, ao mesmo tempo, como um fator de perturbação das comunidades aquáticas (Rangel Junior et al. 2018). Em contrapartida, a estação seca, que geralmente coincide com a instabilidade da coluna d'água, é um fator determinante das alterações da comunidade fitoplanctônica (Carvalho 2003).

Apesar de o fitoplâncton desempenhar importante função pelo fato de pertencer ao primeiro nível trófico da cadeia produtiva, diversos fatores interferem na variação da composição de sua estrutura, sobretudo a disponibilidade de nutrientes dissolvidos, a radiação e a salinidade (Silva 2009). Nesse aspecto, a comunidade fitoplanctônica é utilizada como indicador biológico em função de seu caráter dinâmico, com elevadas taxas de reprodução e perda, respondendo rapidamente às alterações físico-químicas do ecossistema (Eskinazi-Leça et al. 2004).

Análise da correlação entre parâmetros físico-químicos e biológicos versus precipitação

Verificou-se correlação significativa ($p < 0,05$) na matriz de correlação de Spearman para a maioria dos parâmetros de qualidade da água (DBO, sólidos em suspensão, nitrogênio amoniacal, fitoplâncton, fósforo total, clorofila “a”, condutividade, pH e OD) (Tabela 4).

Tabela 4. Matriz de correlação de Spearman para os parâmetros de qualidade da água da Barragem Campo Grande, no monitoramento realizado no período de 2018-2019.

Variáveis	Pr	DBO	ST	SS	NA	<i>E.coli</i>	FP	FT	Cl“a”	T	CE	pH	OD
Pr	1,00												
DBO	0,81*	1,00											
ST	0,32	0,63	1,00										
SS	0,63	0,84*	0,56	1,00									
NA	0,14	0,59	0,32	0,76*	1,00								
<i>E. coli</i>	0,45	0,79*	0,81*	0,48	0,43	1,00							
FP	-0,54	-0,87*	-0,38	-0,78*	-0,85*	-0,67	1,00						
FT	0,41	0,73	0,81*	0,71	0,63	0,78*	-0,62	1,00					
Cl “a”	0,82*	0,77*	0,43	0,68	0,18	0,41	-0,52	0,26	1,00				
T	0,20*	0,70	0,75	0,56	0,07	0,65	-0,31	0,74	0,57	1,00			
CE	0,27	0,63	0,96**	0,47	0,28	0,86*	-0,41	0,70	0,46	0,56	1,00		
pH	0,60	0,58	0,79*	0,20	-0,07	0,85*	-0,27	0,52	0,46	0,69	0,76*	1,00	
OD	0,11	-0,40	-0,54	-0,72	-0,82*	-0,31	0,52	-0,59	-0,18	-0,12	-0,45	0,10	1,00
TU	-0,44	0,20	0,36	0,32	0,61	0,31	-0,43	0,18	0,11	-0,36	0,45	-0,05	-0,71*

Pr= Precipitação; DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L^{-1}); ST= Sólidos totais (mg L^{-1}); SS= Sólidos em suspensão (mg L^{-1}); NA= Nitrogênio amoniacal; FP= Fitoplâncton (cel. L^{-1}); FT= Fósforo Total ($\mu\text{g. L}^{-1}$); Cl “a” = Clorofila “a” ($\mu\text{g. L}^{-1}$); T= Temperatura; CE= Condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$); pH= Potencial hidrogeniônico; OD= Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1}); *E. coli* = *Escherichia coli* (NMP/100 mL); TU= Turbidez (NTU). *Correlação significativa ao nível de 0,05. **Correlação significativa ao nível de 0,01.

Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

Houve correlação positiva elevada dos parâmetros DBO, clorofila “a” e temperatura com a média de precipitação (Tabela 4), sugerindo forte dependência da variação desses com o ciclo hidrológico ou período sazonal (vazão/precipitação). Todavia, não foi observado comportamento similar para os demais parâmetros analisados. O aumento nos acumulados mensais de chuva parece aumentar a DBO que também apresentou correlação positiva com solutos em suspensão. Logo, os resultados evidenciam que ocorre maior aporte de nutrientes do solo para a água no período chuvoso (Ward et al. 2013).

No período chuvoso, a maior média registrada para DBO provavelmente está associada às cargas difusas urbana e agrícola, lançamento de efluentes domésticos, às partículas de solo, material orgânico e ao aumento da autodepuração, ou seja, a ação decompositora dos microrganismos sobre a matéria

orgânica, com conseqüente aumento do consumo de oxigênio (Gentil et al. 2008). Vasco et al. (2011) verificaram que a diluição proporcionada pelo aumento da vazão, no período chuvoso, não foi suficiente para reduzir a concentração de DBO, pois, nesse período, ocorre um maior lançamento de partículas de solo e material orgânico no reservatório, aumentando a carga orgânica e, portanto, o valor da DBO.

O aumento da quantidade de matéria orgânica no período chuvoso, quando houve maiores concentrações de clorofila “a”, também pode ter interferido na quantidade de fitoplâncton, que apresentou correlação negativa significativa com a DBO, possivelmente, pelo fato do maior teor de nutrientes nas camadas superficiais da coluna d’água afetar a produção de biomassa fitoplanctônica.

Com relação aos parâmetros DBO e sólidos totais observou-se uma forte correlação com *E. coli*, provavelmente devido ao lançamento de efluentes domésticos no reservatório. Em estudos realizados por Souza e Gastadini (2014) na sub-bacia do Rio Vacacaí-Mirim, no município de Santa Maria/RS, também foi observada correlação significativa entre *E. coli* e DBO. Conforme os autores, os resultados encontrados podem ser justificados devido à área urbana possuir maior carga de efluente doméstico lançado no rio sem tratamento.

O pH não variou significativamente ao longo do período de monitoramento, mas foi observada correlação positiva com os sólidos totais, *E. coli* e condutividade elétrica ($p < 0,05$) (Tabela 4). O parâmetro condutividade também apresentou correlação positiva muito forte com os sólidos totais.

Observou-se uma correlação negativa forte para os parâmetros fitoplâncton, oxigênio dissolvido e sólidos em suspensão com o nitrogênio amoniacal (Tabela 4). O nitrogênio é o principal nutriente do crescimento microbiano aquático e chega à água através de despejo de esgotos domésticos e industriais, e pelo carreamento de adubos e fertilizantes agrícolas que são varridos pela água da chuva. Nesse aspecto, em condições de maior teor de nitrogênio amoniacal diminui a taxa de OD, e conseqüentemente, a produção de fitoplâncton. Logo, o NA atua como um indicador de poluição orgânica por despejos domésticos e está relacionado com o despejo de esgotos com alta concentração de matéria orgânica, sendo encontrado também em condições de anaerobiose.

Ressalta-se que o nitrato é a forma mais comum de nitrogênio encontrado em águas naturais não poluídas, enquanto em ambientes poluídos predominam as formas de nitrogênio orgânico e amoniacal, condição esta esperada em corpos d’água que receberam aporte recente de esgotos domésticos ou naqueles em que a nitrificação está inibida (Vasco et al. 2011).

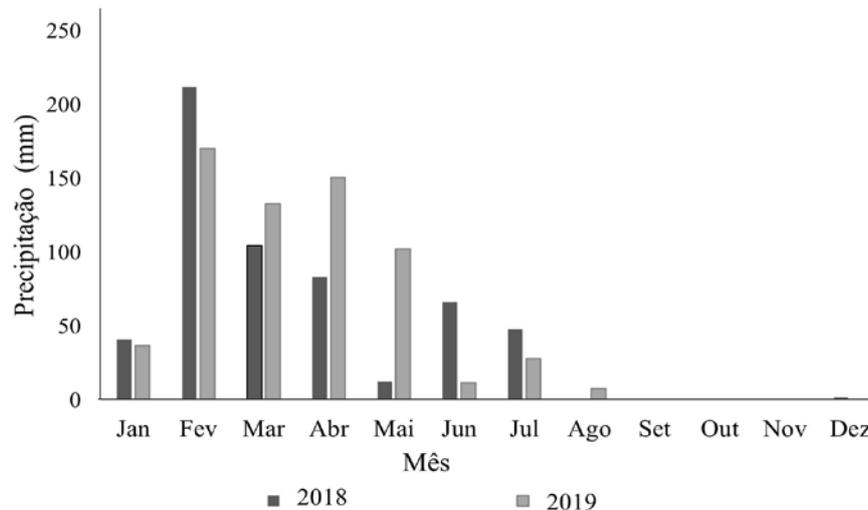
Em relação à turbidez, observou-se uma correlação negativa forte com o parâmetro oxigênio dissolvido. Isso indica que o aumento da turbidez afeta negativamente a quantidade de oxigênio dissolvido na água. Conforme Rocha e Pereira (2016), a relação entre a turbidez e OD é inversamente proporcional, pois o aumento da turbidez reduz a incidência dos raios solares no corpo d’água, que interfere na produtividade dos organismos fotossintetizantes, assim, reduzindo a produção de OD no ecossistema aquático.

A turbidez mede a resistência da água à passagem de luz, causada pela presença de partículas em suspensão e coloidal, como argila, silte, matéria orgânica e inorgânica, plâncton e outros organismos microscópicos (Li e Liu 2019b). Em condições de alta turbidez, ocorre a redução da taxa fotossintética de vegetação submersa e algas, diminuição do teor de oxigênio dissolvido e interfere nas comunidades biológicas aquáticas. Logo, interfere negativamente nos usos doméstico, industrial e recreacional de um corpo hídrico (CETESB 2014).

Índice de estado trófico com base na concentração de fósforo total e clorofila a

O regime de precipitações no município de São Paulo do Potengi/RN apresenta comportamento pluviométrico que evidencia ciclo anual marcado por estação chuvosa, que ocorre nos meses de fevereiro a julho, e estação seca nos meses de agosto a janeiro. O total anual indica a sazonalidade do regime de precipitações. Logo, considerando-se que a região semiárida é marcada por chuvas irregulares, os maiores volumes de precipitação acumulada foram registrados no período de janeiro a julho (Figura 2).

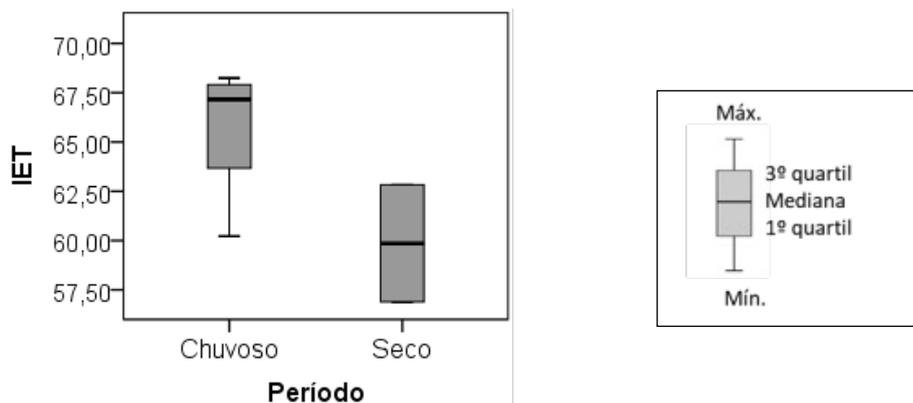
Figura 2. Distribuição mensal do regime de precipitação pluvial (mm) do Reservatório Campo Grande, município de São Paulo do Potengi/RN (2018- 2019).



Fonte: Elaboração própria a partir de dados disponíveis no site da EMPARN (2021).

Com as concentrações de fósforo total e clorofila “a” foi possível determinar o estado trófico da Barragem Campo Grande. Os dados demonstraram que o reservatório se encontrou eutrofizado durante todo o período do monitoramento. Considerando-se a sazonalidade da precipitação, o período chuvoso foi o que apresentou o maior IET, categorizado com índice supereutrótico, ou seja, extremamente eutrofizado, enquanto o período seco foi categorizado com índice eutrótico (Figura 3).

Figura 3. Valores máximos, médios e mínimos do Índice de Estado Trófico (IET) da Barragem Campo Grande, no período chuvoso e seco, monitorado no período de abril de 2018 a setembro de 2019.

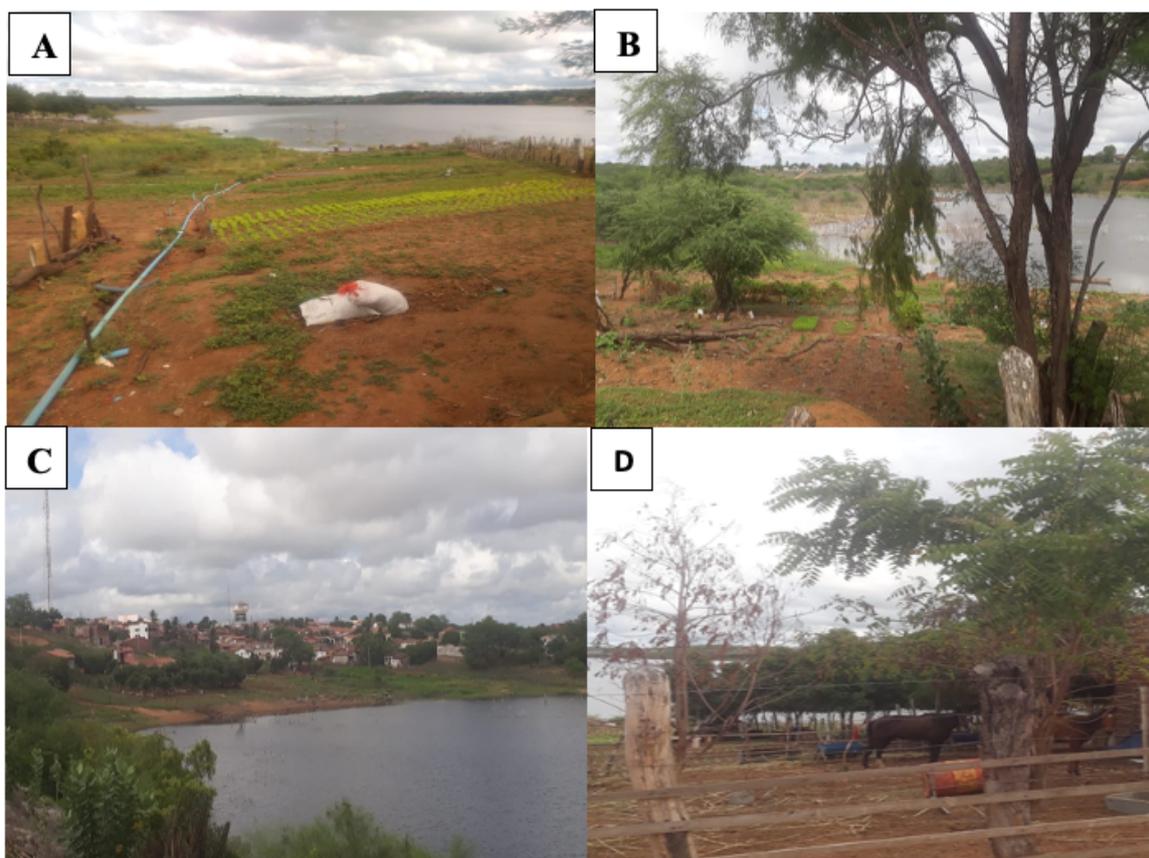


Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

Os valores de IET encontrados sugerem elevado nível de eutrofização do reservatório. A variação entre os estados supereutrófico e eutrófico durante o período chuvoso e seco, respectivamente, indicam que o corpo hídrico apresenta altas concentrações de nutrientes, alta produtividade primária e produtividade intermediária. Portanto, o estado supereutrófico apresenta alto potencial ou capacidade de gerar impactos à qualidade da água e a biota aquática no reservatório.

Os altos valores de IET observados no período chuvoso podem estar associados ao nível de exposição deste corpo hídrico a entrada de fontes difusas, como atividades agrícolas, sobretudo o cultivo irrigado de hortaliças (pimentão, tomate, alface, cebolinha, cheiro verde, milho e feijão verde) e atividades agropecuárias observadas às margens da Barragem (Figura 4). Esses fatores contribuem para aumentar as concentrações de nutrientes no corpo hídrico, influenciando diretamente na qualidade da água. Além disso, no período chuvoso, o processo de lixiviação contribui para o lançamento de agrotóxicos para o reservatório.

Figura 4. A-B) Atividades agrícolas; C) expansão urbana; D) atividade agropecuária no entorno da Barragem Campo Grande, município de São Paulo do Potengi/RN.



Vale ressaltar que o elevado IET verificado no reservatório Campo Grande também está relacionado ao aporte de nutrientes tanto do escoamento superficial quanto de seus corpos de água contribuintes. Tais fatores, associados às características lânticas dos reservatórios, têm como consequência o estabelecimento da comunidade fitoplanctônica, levando a uma piora nas condições tróficas desses corpos de água (CETESB 2020).

Verificou-se ainda que os valores de fósforo total foram bastante elevados quando comparados às concentrações de clorofila “a”. Isso pode estar relacionado ao uso de fertilizantes na agricultura e ao lançamento de esgotos domésticos, já que a barragem está localizada em área urbana e é influenciada pelo processo de expansão das residências no seu entorno. Logo, pode-se inferir que o aumento nas concentrações desse nutriente contribuiu para elevar o IET, e conseqüentemente, desencadeou o processo da eutrofização, já que o fósforo é um nutriente limitante para os processos biológicos.

No período de estiagem, a Barragem Campo Grande apresentou estado eutrófico, sugerindo que esse corpo d’água apresenta alta produtividade de nutrientes em relação às condições naturais, ou seja, com possíveis implicações na qualidade da água, como redução da transparência e alterações indesejáveis, que comprometem os seus múltiplos usos. Sugere-se que esse nível de trofia pode ter sido intensificado por atividades agropecuárias presentes no entorno da barragem que influenciam na contaminação. Esse tipo de atividade é frequente no semiárido do nordeste brasileiro em áreas de agricultura familiar e pecuária, resultando em um cenário de intensa exploração (Coelho et al. 2014).

Atualmente, apesar da barragem não ser usada para o abastecimento humano, utiliza-se desse recurso para a produção agrícola, pecuária, piscicultura, dessedentação de animais (principalmente bovinos e equinos) e para o turismo (Lopes 2019). Conforme os autores, a redução da vegetação nas margens do reservatório contribuiu para a implantação de atividades agropecuárias e ainda tem provocado o aceleração da urbanização (Figura 5A-D). Além disso, a retirada de vegetação de mata ciliar contribuiu para aumentar o processo de assoreamento, reduzindo drasticamente a capacidade volumétrica da barragem Campo Grande, estimada inicialmente em 34 milhões de m³ (Lopes et al. 2018). Os autores também verificaram que nas áreas de elevado nível de assoreamento, a concentração de sedimentos no reservatório tem sido utilizada para o cultivo de capim (*Pennisetum purpureum*). Além disso, verificou-se o uso de queimadas na agricultura (Figura 5C-D).

Figura 5. A-B) Área urbana à jusante da barragem Campo Grande; C-D) Remoção e queimada de vegetação ciliar às margens do reservatório.



Nesse aspecto, verificou-se que os principais impactos no entorno da Barragem Campo Grande estão associados à redução das matas ciliares, usos inadequados do solo, seja para cultivos agrícolas, criação de bovinos ou pastagens nativas agregadas ao plantio do capim elefante. Essas práticas, possivelmente estão promovendo alterações nas propriedades físico-químicas dos solos, gerando processos erosivos, que desregulam o fluxo hídrico da rede de drenagem e comprometem a qualidade das águas do reservatório. Além disso, os próprios afluentes podem estar contribuindo para o assoreamento e contaminação do reservatório.

Souza et al. (2018) em estudos realizados no açude Pentecoste/CE, observaram que para o IET preponderou a classificação eutrófica, exibindo uma forte correlação negativa entre a fração de volume disponível anual e o IET, o que demonstra o aumento do grau de trofia em conformidade com a redução do volume disponível do açude. Segundo os autores, as altas taxas de evaporação aliadas às precipitações irregulares ao longo do ano favoreceram a redução do volume dos reservatórios e a concentração de solutos e nutrientes na água, assim, gerando mudanças no estado trófico do reservatório. Além disso, o aumento do grau de trofia com a redução do volume do reservatório evidencia a influência dos aspectos climáticos da região sobre a produtividade primária do reservatório.

Vale ressaltar que as bacias hidrográficas da região semiárida do Brasil possuem algumas particularidades que intensificam o aporte de nutrientes aos reservatórios da região (Oyama e Nobre 2004). A presença de solos rasos com pouca cobertura vegetal, devido à vegetação esparsa e de pequeno porte do bioma caatinga, associados a eventos chuvosos concentrados em poucos dias do ano, favorecem a lixiviação dos solos da região fazendo com que os nutrientes sejam carreados em grande escala para os corpos d'água superficiais, durante o período chuvoso (Oyama e Nobre 2004).

Tendo em vista que a qualidade da água é determinada por fatores como uso da terra, condições hidrológicas e atividades antropogênicas (Zhou et al. 2017), os diversos usos do corpo hídrico inviabilizam seu manejo e acelera o processo de eutrofização, causando a perda da qualidade da água e a redução considerável de seu valor econômico e ambiental (Heo e Kim 2004). Logo, é imperativa a necessidade de desenvolver planos de gestão e estratégias de manejo dos recursos hídricos que visem à conservação e recuperação desses ambientes degradados (Buzelli e Cunha-Santino 2013).

Em virtude da intensificação do processo de eutrofização e a perda da qualidade da água para o abastecimento dos municípios é recomendável a realização de estudos contínuos nos reservatórios da região semiárida para a observação de padrões de redução ou aumento das cargas de nutrientes recebidas pelos reservatórios (Bezerra et al. 2014). Nesse aspecto, estudos adicionais são necessários para compreender as mudanças provocadas no reservatório Campo Grande, e ainda poderão subsidiar ações de recuperação e conservação dos corpos hídricos.

Conclusões

Os parâmetros que apresentaram as maiores médias de não atendimento à resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos hídricos de classe 2 referem-se às variáveis DBO, sólidos totais, fósforo total, *E. coli* e a condutividade. Dentre as variáveis presentes no esgoto doméstico ou que indicam a sua presença no corpo hídrico, destacam-se a *E. coli*, DBO e fósforo total que não atenderam ao padrão de qualidade do reservatório Campo Grande. Portanto, compreende-se que os principais impactos para os corpos hídricos nessa região estão relacionados às fontes difusas agrícolas e ao lançamento de efluentes domésticos, indicado pela presença de *E. coli* e elevados valores de DBO. Esses efluentes

favorecem a eutrofização, evidenciada pelas classificações do IET, que por sua vez contribui para o crescimento de algas e cianobactérias nesses corpos de água.

A Barragem Campo Grande, no período chuvoso, apresentou elevado grau de trofia, caracterizando-se como supereutrófico, ou seja, extremamente poluído, em decorrência das fontes difusas de poluição (agricultura, criação de animais e esgoto doméstico). Já no período seco apresentou estado eutrófico, isto é, com alta produtividade, intensificada pelas atividades antrópicas. Tais aspectos comprometem a qualidade da água e seus usos múltiplos pela região.

É importante destacar que apesar dos resultados obtidos para o reservatório Campo Grande estarem fora dos padrões estabelecidos pela resolução CONAMA para corpo hídrico de classe 2, deve-se considerar esses padrões para fins de gerenciamento. Esses resultados envolvem uma série de questões que contribuem para a eutrofização na região e, também evidenciam a necessidade de investimentos para melhoria da qualidade da água no reservatório. Logo, para reverter ou minimizar esse cenário é necessário adotar algumas medidas, como por exemplo: investir em saneamento básico e implantação de rede de esgotos, recuperação de mata ciliar no entorno do reservatório, desenvolver ações de educação ambiental e de combate a erosão, promover o uso adequado do solo, fiscalização e medidas de controle no uso de queimadas na agricultura.

Por fim, os resultados desta pesquisa poderão contribuir para o planejamento, a gestão e as tomadas de decisão para conservação do ecossistema aquático e recuperação da qualidade ambiental nesse reservatório, que está sob fortes impactos das atividades antrópicas, expansão urbana e sobre influência das próprias condições climáticas da região.

Participação dos autores: KSO - levantamento bibliográfico, coleta de dados primários e secundários, tabulação de dados, análise de dados, preparação e revisão do manuscrito; WRL - levantamento bibliográfico, coleta de dados primários, coleta de dados secundários e redação do manuscrito; JLT - orientador da pesquisa e revisão do manuscrito.

Aprovação ética ou licenças de pesquisa: Para o presente estudo não foi necessária aprovação ética ou licenças de pesquisa. Os dados do programa QUALÁGUA foram disponibilizados pelo Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte (IGARN) e Agência Nacional das Águas (ANA).

Disponibilidade dos dados: Os dados do artigo foram utilizados em trabalho acadêmico e estão disponibilizados no repositório do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN).

Fomento: Não houve fonte de fomento.

Conflito de Interesses: os autores declaram não haver conflito de interesses.

Referências

- Abreu CHM de, Cunha AC. 2017. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. Engenharia Sanitária e Ambiental 22 (1): 45-56. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016144803>
- Almeida JR. et al. 1999. Planejamento ambiental: caminho para participação popular e gestão ambiental para nosso futuro comum. Uma necessidade, um desafio. Rio de Janeiro: Ed. Thex Ltda/Biblioteca Estácio de Sá.
- APHA. American Public Health Association. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21 ed. Washington: APHA, 1268 p.
- Brasil. Resolução CONAMA 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. Diário

Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 18 mar. 2005. seção 1, p. 58-63. Disponível em: <<https://www.jusbrasil.com.br/diarios/501408/pg-58-secao-1-diario-oficial-da-uniao-dou-de-18-03-2005>>. Acesso em: 29 fev. 2020.

Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Diário Oficial da União, Brasília. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/01/RESOLU%C3%87%C3%83O-CONAMA-n%C2%BA-274-de-29-de-novembro-de-2000.pdf>>. Acesso em: 07 julho 2022.

Bezerra AFM, Becker V, Mattos A. 2014. Balanço de Massa de Fósforo Total e o Estado Trófico em Reservatórios do Semiárido Brasileiro. RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos 12(2): 67-76. Doi: <https://doi.org/10.21168/RBRH.V19N2.P67-76>

Buzelli GM, Cunha-Santino MB. 2013. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). Revista Ambiente & Água 8 (1): 186-205. Doi: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.930>

Carvalho AR, Schlittler FHM, Tornisielo VL. 2000. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. Química Nova 23 (5): 618-622.

Carvalho MC. 2003. Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no Estado de São Paulo. Tese (Doutorado em Saúde Ambiental), Universidade de São Paulo, São Paulo, 167p.

CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Variáveis de qualidade de água. São Paulo. 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#transparencia>>. Acesso em: 05 set. 2021.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2016. IET - Índice do Estado Trófico. São Paulo/SP, p.3. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/04.pdf>> Acesso em: 22 fev. 2020.

CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2020. Relatório de Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2020. São Paulo: CETESB, 246 p. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wpcontent/uploads/sites/12/2021/09/RelatorioQualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2020.pdf>>. Acesso em: 05 set 2021.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Apêndice D - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade. São Paulo, 2014. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wpcontent/uploads/sites/12/2013/11/Ap%C3%AAndice-D-Significado-Ambiental-eSanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade.pdf>>. Acesso em: 09 set. 2021

Coradi PC, Fia R, Pereira-Ramirez O. 2009. Avaliação da qualidade da água superficial dos cursos de água do município de Pelotas-RS, Brasil. Ambiente & Água 4 (2): 46-56. Doi: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.85>

Cunha DGF, Calijuri MC. 2010. Análise probabilística de ocorrência de incompatibilidade da qualidade da água com o enquadramento legal de sistemas aquáticos – estudo de caso do rio Pariquera-Açu (SP). Engenharia Sanitária e Ambiental 15 (43): 37-346. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000400006>

Cunha AC. 2013. Revisão descritiva sobre qualidade da água, parâmetros e modelagem de ecossistemas aquáticos tropicais. Biota Amazonia 3(1): 124-143. Doi: <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v3n1p124-143>

Cruz P, Reis L, Barros A, Neves J, Câmara F. 2007. Estudo comparativo da qualidade físico-química da água no período chuvoso e seco na confluência dos rios Poti e Parnaíba em Teresina/Pi. In: Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica, 2., 2007, João Pessoa. Anais... João Pessoa: IFS.

Esteves FA. 1998. Fundamentos de limnologia. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 602p.

Eskinazi-Leça E, Neumann-Leitão S, Costa MF. (org.). 2004. Oceanografia: um cenário tropical. 761. Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Departamento de Oceanografia, Recife.

Fernandes RTV, Oliveira JF de, Novaes JLC, Fernandes R, Costa RS da. 2017. Composição da comunidade fitoplanctônica no estuário do Rio Apodi-Mossoró, Semiárido brasileiro. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável 12 (2): 325-337. Doi: <http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v12i2.4592>.

Gentil RC, Tucci, A, Sant'anna CL. 2008. Dinâmica da comunidade fitoplanctônica e aspectos sanitários de um lago urbano eutrófico em São Paulo, SP. *Hoehnea*, São Paulo 35 (2): 265-280. Doi: <https://doi.org/10.1590/S2236-89062008000200008>.

Guimaraes ÉA, Nunes, ERN, Silva VVM da, Carvalho AO, Santos GG dos. 2020. Proposta de utilização da pegada hídrica como indicador socioeconômico e ambiental na gestão dos recursos hídricos no estuário do rio Macaé. *Estudos de Administração e Sociedade* 5 (1): 44-51. Doi: <https://doi.org/10.22409/eas.v5i1.42173>

Heo W, Kim B. 2004. The Effect of Artificial Destratification on Phytoplankton in a Reservoir. *Hydrobiologia*, 524: 229-239. Doi: <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000036142.74589.a4>

Hoekstra AY. 2017. Water Footprint Assessment: Evolvement of a New Research Field. *Water Resour Manage*, 31, 3061–3081. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1618-5>.

IGARN. Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte–IGARN. 2017. Dados oficiais 2017. Disponível em: <<http://www.igarn.rn.gov.br/>>. Acesso em: 15 ago. 2021.

IDEMA. Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente. 2008. Perfil do município de São Paulo do Potengi. Disponível em: <<http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/idema/DOC/DOC00000000013839.PDF>>. Acesso em 31 ago. 2021.

Jardim FA, Sperling EV, Jardim BF de M, Almeida KC de B. 2014. Fatores determinantes das florações de cianobactérias na água do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Revista Engenharia Sanitária* 19 (3): 207-218. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001026>

Jeppesen E, Sondergaard M, Liu Z. 2017. Lake Restoration and Management in a Climate Change Perspective: An Introduction. *Water*, 9 (2). Doi: <https://doi.org/10.3390/w9020122>

Rangel Junior A, Santos RHL dos, Nascimento KJ do, Rangel AJ, Cavalcanti FC, Góes MIL, Lacerda SR. 2018. Composição de cianobactéria planctônicas em um reservatório de abastecimento público, Ceará, Brasil. *Revista Desafios* 5 (1): 100-110. Doi: <http://dx.doi.org/10.20873/uft.2359-3652.2018vol5n1p99>

Kohatsu MY, Jesus TA, Machado G, Harada J. 2020. Emprego da nanoargila na remoção de ortofosfato em ensaios de bancada: contribuição para a mitigação do processo de eutrofização. *Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação* 5 (1): 46-56. Doi: <https://doi.org/18554/rbcti.v5i1.4023>

Lamparelli MC. 2004. Grau de Trofia em Corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento. 235. Tese (Programa de Pós-Graduação em Ecologia) - Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo - USP, São Paulo/SP.

Li D, Liu S. 2019a. Chapter 4 - Water Quality Evaluation. In: Li D, Liu S. *Water Quality Monitoring and Management*, Academic Press, 113-159.

Li D, Liu S. 2019b. Chapter 7 - Detection of River Water Quality. In: Li D, Liu S. *Water Quality Monitoring and Management*, Academic Press, 303-328.

Liu HB, Pan D, Chen P. 2016. A two-year field study and evaluation of water quality and trophic state of a large shallow drinking water reservoir in Shanghai, China. *Desalination and Water Treatment* 57 (20): 13829-13838. Doi: <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1059370>

Lopes SR, Silveira AHM, Silva FM. 2018. Análise multitemporal da mata ciliar em trechos do Rio Potengi associada a educação ambiental. *Revista Educação Ambiental em Ação* 16 (63). Disponível em: <<http://revistaea.org/artigo.php?idartigo=3094>>. Acesso em: 08 nov 2021.

Lopes SR. 2019. Análise da qualidade ambiental do Rio Potengi como instrumento de educação ambiental. 94. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Matos AL de, Aguiar Netto A de O, Silva MG da, Nascimento AV do, Britto FB, Garcia CAB, Faccioli GG. 2013. Monitoramento ambiental das características físico-químicas das águas na nascente do Rio Poxim-Açu/SE. In: XX

Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013, Bento Gonçalves. Anais. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos 1: 1-8.

Neff R., Chang H, Knight CG, Najjar RG, Yarnal B, Walker HA. 2000. Impact of climate variation and change on mid-Atlantic Region hydrology and water resources. *Climate Research* 14 (3): 207-218. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/24867289>>. Acesso em: 13 nov 2021.

Osbild D, Vasseur P. 2008. Microbiological sensors for the monitoring of water quality. In: Colin, F. (Ed.). *Monitoring of water quality: the contribution of advanced technologies*. The Netherlands: Elsevier. p. 37-49.

Oyama MD, Nobre CA. 2004. Climatic consequences of a largue-scale desertification in Northeastern Brazil: a GCM Simulation study. *Journal of Climate* 17: 3203–3213. Doi: [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2004\)017%3C3203:CCOALD%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2004)017%3C3203:CCOALD%3E2.0.CO;2)

Pereira LAM, Rodrigues MAR. 2006. Estudo sobre a aplicabilidade do índice do estudo trófico de Carlson (1977) na região Lisboa e Vale do Tejo. Centro de Documentação e Informação / CCDR-LVT. Lisboa.

Pinho ES, Rosanova C, Matos FT, Honda RT, Bueno GW, Akama A. 2018. Avaliação do Índice de Estado Trófico como ferramenta para monitoramento de atividades aquícolas em reservatórios continentais. *Biotemas* 31(4): 23-34. Doi: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2018v31n4p23>

Rocha CHB, Pereira AM. 2016. Análise multivariada para seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora. *Revista Ambiente & Água* 11(1): 176-187. Doi: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1590>

Santos V da S., Curi WF, Curi RC. 2011. Um Modelo de Otimização Multiobjetivo para Análise de Sistema de Recursos Hídricos I: Metodologia. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 16 (4): 49-60. Doi: <https://doi.org/10.21168/rbrh.v16n4.p49-60>

Santos RCL, Lima AS, Cavalcanti EB, Melo CM de, Marques MN. 2018. Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 23 (1): 33-46. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017159832>

Santos RMS. 2020. Avaliação da qualidade de água e presença de compostos emergentes em rios no semiárido pernambucano. 181f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru-PE.

Schindler DW, Carpenter SR, Chapra SC, Hecky RE, Orihel DM. 2016. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environmental Science & Technology* 50 (17): 8923–8929. Doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02204>

Silva MH. 2009. Estrutura e produtividade da comunidade fitoplânctônica de um estuário tropical (Sirinhaém, Pernambuco, Brasil). 170f. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Silva IS, Mendonça MCS, Silva AF da, Garcia CAB, Gracia HL. 2017. Variabilidade do Índice de Estado Trófico do Reservatório da Marcela em Sergipe. In: XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos – SBRH. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Florianópolis/SC. 1-8.

Silva DCVR da, Queiroz LG, Alaminio DA, Fernandes JG, Silva SC da, Paiva TCB de, Pompêo MLM. 2018. Avaliação da eficiência de um índice de estado trófico na determinação da qualidade da água de reservatórios para abastecimento público. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 23 (4): 627-635. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018168445>

Souza SO. et al. 2018. Avaliação da relação entre o Índice de Qualidade da Água e o Índice de Estado Trófico em Reservatório do Semiárido. In: IX Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. São Bernardo do Campo/SP, 1-6. Disponível em: <<https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2018/VIII-017.pdf>> Acesso em: 05 jan 2022.

Souza MM, Gastaldini MCC. 2014. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 19 (3): 263-274. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001097>

Tundisi JG. 2003. Água no século XXI: enfrentando a escassez. São Carlos: Rima, 247p.

Vasco NA, Britto FB, Pereira APS, Mélo Júnior AV. 2011. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. *Ambiente & Água* 6 (1): 118-130. Doi: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.178>

Vidal TF, Capelo Neto J. 2014. Evolução temporal da qualidade da água do Açude Gavião/CE e sua correlação com outros fenômenos. *X Fórum Ambiental da Alta Paulista* 10 (12): 124-133. Doi: <https://doi.org/10.17271/1980082710122014909>

Zhou Y, Ma J, Zhang Y, Qin B, Jeppesen E, Shi K, Brookes JD, Spencer RGM, Zhu G, Gao G. 2017. Improving water quality in China: Environmental investment pays Dividends. *Water Research*, [s.l.], 118, 152-159. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.035>

Ward ND, Keil RG, Medeiros PM, Brito DC, Cunha AC, Dittmar T, Yager PL, Krusche AV, Richey JE. 2013. Degradation of terrestrially derived macromolecules in the Amazon River. *Nature Geoscience* 6: 530-533. Doi: <https://doi.org/10.1038/ngeo1817>



Esta obra está licenciada com uma *Licença Creative Commons Atribuição Não-Comercial 4.0 Internacional*.