



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

GUSTAVO ROSS RIBEIRO LIMA

INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA NOS RESERVATÓRIOS
ACARAPE DO MEIO E GAVIÃO

FORTALEZA

2019

GUSTAVO ROSS RIBEIRO LIMA

INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA NOS RESERVATÓRIOS
ACARAPE DO MEIO E GAVIÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) da Universidade Federal do Ceará como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil (Recursos Hídricos). Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.

FORTALEZA

2019

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

L698i Lima, Gustavo Ross Ribeiro.
Indicadores de qualidade de água nos reservatórios Acarape do Meio e Gavião / Gustavo Ross Ribeiro
Lima. – 2019.
78 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2019.
Orientação: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.

1. Trópico semiárido. 2. Eutrofização. 3. Qualidade de água. I. Título.

CDD 628

GUSTAVO ROSS RIBEIRO LIMA

INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA NOS RESERVATÓRIOS
ACARAPE DO MEIO E GAVIÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) da Universidade Federal do Ceará como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil (Recursos Hídricos). Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 10/07/2019.

BANCA EXAMINADORA

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

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

Prof. Dr. Germário Marcos Araújo
Instituto Federal do Ceará (IFCE)

À minha família e amigos.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, José Amarildo Ribeiro Lima e Ivanete Lourdes Ross Ribeiro, por todo o carinho, dedicação, apoio e amor incondicional concedido a mim.

Ao meu amigo e orientador, Fernando José Araújo da Silva, pelos ensinamentos, sensatez, disposição, paciência e objetividade para o desenvolvimento desse projeto e experiências futuras.

Aos meus irmãos, Afonso Ross Ribeiro Lima e Jessé Ross Ribeiro Lima, pelo apoio e compreensão irrefutável durante toda minha vida.

À minha namorada, Milena de Brito Ricarte, pelo amor, companheirismo e apoio inegável ao longo do nosso relacionamento.

Aos meus colegas de pós-graduação, especialmente aos meus amigos de turma: Dayvson Guedes de Oliveira, Francisco Klayton Marques de Alencar e Stephanie de Oliveira Souza, pela convivência, amizade e ajuda.

A toda minha família pela força e suporte no decorrer da minha jornada.

A todos meus amigos e colegas pela amizade, companheirismo e troca de conhecimento ao longo dos anos.

À Universidade Federal do Ceará (UFC), em especial ao corpo administrativo e docente do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA).

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo suporte financeiro.

À Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH) pela disponibilização dos dados utilizados nesse estudo.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

“Não há fatos eternos, como não há verdades absolutas.”

Friedrich Nietzsche

RESUMO

A incerteza ao acesso à água de qualidade aceitável, principalmente para o abastecimento humano, define o cenário crítico enfrentado atualmente por entidades gestoras de recursos hídricos. Diversos fatores contribuem significativamente para agravar tal situação, em especial aqueles relacionados a ações antrópicas. O trópico semiárido brasileiro, encontrado em grande parte do sertão nordestino, possui algumas peculiaridades que intensificam a escassez de água, como temperaturas elevadas, baixos índices pluviométricos e altas taxas de evaporação. Diante disso, há necessidade urgente na execução de planos estratégicos e programas de monitoramento, a fim de preservar os reservatórios utilizados e aumentar a margem de garantia do serviço ofertado. A eutrofização, fenômeno bastante comum em sistemas lênticos, caracteriza-se pelo acúmulo de nutrientes e consequente aumento da produtividade primária. Para se determinar o grau de trofia de determinado corpo aquático, utiliza-se o Índice de Estado Trófico (IET), usando valores de concentração, basicamente, de fósforo e clorofila *a*. Outro índice amplamente empregado é o Índice de Qualidade de Água (IQA), que quantifica a qualidade da água com base em diversos parâmetros. O presente trabalho teve como objetivo avaliar os indicadores e índices de qualidade, bem como suas relações, nos reservatórios Acarape do Meio e Gavião. A partir dos dados de monitoramento dos dois reservatórios considerados, desenvolveu-se o Índice de Estado Trófico modificado para o trópico semiárido (IET_{MSA}). Esse índice contém parâmetros usuais na representação do grau de trofia (fósforo total e nitrogênio total), exclui a profundidade do disco de Secchi e considera a contagem total de cianobactérias. O IET_{MSA} apresentou boa correlação com os diferentes modelos de IET ($0,888 \leq r \leq 0,922$). A contagem total de cianobactérias (CB), em ambos os reservatórios, foi estimada através da clorofila *a* e dos nutrientes fósforo total e nitrogênio total. A regressão múltipla não linear explicou 85,2% da variação semestral de CB. Para a análise da qualidade da água, três índices foram adaptados e utilizados: IQA_{NSF}, IQA_R e IQA_{CCME}. Na utilização do IQA_{CCME}, realizou-se pré-seleção de parâmetros (CB, CTT, OD e pH) e seleção através do teste *t* (P_T e SDT). Obteve-se relevante associação entre os diferentes modelos de IET e o IQA_R ($0,735 \leq r \leq 0,829$). Apesar dessa aparente relação, os dois índices possuem finalidades distintas.

Palavras-chave: Trópico semiárido. Eutrofização. Qualidade de água.

ABSTRACT

Uncertain access to acceptable water quality, especially for human supply, shows the critical scenario currently faced by water managers. Several factors contribute significantly to aggravate this situation, especially those related to anthropogenic actions. The Brazilian semi-arid tropic, located in the northeastern region of the country, has some peculiarities that intensify the scarcity of water, such as high temperatures, low rainfall and high evaporation rates. Therefore, it is urgent to execute strategic plans and monitoring programs, in order to preserve the reservoirs and to increase the reliability of the water industry. Eutrophication, a phenomenon quite common in lentic systems, is characterized by the accumulation of nutrients and consequent increase of primary productivity. In order to determine the trophic status of a particular aquatic body, the Trophic State Index (TSI) is applied, using basically concentration values of phosphorus and chlorophyll *a*. Another widely used index is the Water Quality Index (WQI), which quantifies water quality based on several parameters. This work presented the evaluation of quality indicators and indexes, as well as their relationships, in the Acarape do Meio and Gavião reservoirs. It was developed a modified Trophic Status Index for the semi-arid tropics (TSI_{MSA}) using the monitoring data of the two reservoirs considered. This index contains usual parameters in the trophic degree representation (total phosphorus and total nitrogen), excludes Secchi disk depth and considers the cyanobacteria density. The TSI_{MSA} showed good correlation with the different TSI models ($0.888 \leq r \leq 0.922$). It was estimated the cyanobacteria density (CB), in both reservoirs, through chlorophyll *a*, total phosphorus and total nitrogen. Non-linear multiple regression explained 85.2% of the semester variation of CB. For water quality analysis, three indices were adapted and used: WQI_{NSF} , WQI_R and WQI_{CCME} . In the case of WQI_{CCME} , it was performed a pre-selection of parameters (CB, DO, FC and pH) and selection through *t*-test (P_T and TDS). There was a relevant association between the different TSI models and the WQI_R ($0.735 \leq r \leq 0.829$). Despite of this apparent relationship, the two indexes have different purposes.

Keywords: Brazilian semi-arid tropic. Eutrophication. Water quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização da Bacia Metropolitana no Ceará e dos reservatórios estudados ..	38
Figura 2 – Fluxograma para o cálculo do IET_{MSA} e sua classificação	43
Figura 3 – Fluxograma para composição do IQA_{CCME} adaptado	46
Figura 4 – Percentual de amostras do estudo conforme a razão molar N_T/P_T em ambos os reservatórios	48
Figura 5 – Relação entre a razão molar N_T/P_T e a concentração semestral de P_T ($\mu\text{g/L}$) em ambos os reservatórios (valores agrupados)	49
Figura 6 – Correlação entre os valores observados de $\ln(\text{CB})$ e os valores calculados de $\ln(\text{CB})$ em ambos os reservatórios (valores agrupados)	51
Figura 7 – Variação semestral de $\ln(\text{CB})$ com linha de tendência estimada por regressão múltipla nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião	52
Figura 8 – Variação dos parâmetros (a) fósforo total, (b) nitrogênio total, (c) clorofila a e (d) contagem total de cianobactérias nos reservatórios estudados	53
Figura 9 – Evolução temporal do IET_{MSA} e classificação semestral do estado trófico nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião	54
Figura 10 – Correlação entre os diferentes modelos de IET ($0,885 \leq r \leq 1,000$)	55
Figura 11 – Evolução temporal do IQA_{NSF} nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião	57
Figura 12 – Evolução temporal do IQA_R nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião	58
Figura 13 – Evolução temporal do IQA_{CCME} nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião	59
Figura 14 – Relação entre turbidez e fósforo total no reservatório Acarape do Meio	60
Figura 15 – Relação entre turbidez e clorofila a no reservatório Gavião	61
Figura 16 – Variação semestral da concentração de oxigênio dissolvido com linha de tendência estimada por regressão múltipla nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião	62
Figura 17 – Variação semestral da concentração de ferro dissolvido com linha de tendência estimada por regressão múltipla nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião	63

Figura 18 – Relação entre (a) VD% e DBO no reservatório Acarape do Meio e (b) VD% e <i>Cl_a</i> no reservatório Gavião	64
Figura 19 – Comparação e classificação dos diferentes IQA e tendência média da qualidade nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião	65
Figura 20 – Relação entre o IET _{MSA} e o IQA _R nos reservatórios em estudo	66

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Vantagens e desvantagens do IQA _{CCME}	34
------------------------------------------------------------------	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros do Índice de Qualidade de Água (IQA_{NSF}) e seus respectivos pesos	31
Tabela 2 – Classificação dos valores de IQA_{NSF}	31
Tabela 3 – Variáveis do IQA_R de acordo com as classes de qualidade	32
Tabela 4 – Parâmetros do Índice de Qualidade de Água (IQA_R) e seus respectivos pesos	32
Tabela 5 – Classificação dos valores de IQA_R	33
Tabela 6 – Características dos reservatórios do estudo	38
Tabela 7 – Equações de diferentes modelos para cálculo de IET	39
Tabela 8 – Valores dos limites nas escalas de IET para os diferentes estados (níveis) tróficos	40
Tabela 9 – Divisão em classes para cálculo do IET_{MSA} de acordo com a concentração de cada parâmetro	43
Tabela 10 – Classificação do reservatório de acordo com o IET_{MSA}	43
Tabela 11 – Parâmetros do IQA_R adaptado e seus pesos redistribuídos	44
Tabela 12 – Estatística descritiva para as variáveis consideradas em cada reservatório	47
Tabela 13 – Resultados dos diferentes modelos de IET em ambos os reservatórios	49
Tabela 14 – Regressão múltipla para predição da contagem total de cianobactérias (CB, cel/mL) através da clorofila <i>a</i> (Cl_a , $\mu\text{g/L}$), fósforo total (P_T , mg/L P) e nitrogênio total (N_T , mg/L N)	51
Tabela 15 – Peso de cada parâmetro sobre o sistema	53
Tabela 16 – Equações relacionando os diferentes modelos de IET e o IET_{MSA}	56
Tabela 17 – Valores estipulados para os parâmetros que compõem o IQA_{CCME}	58

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACA	Reservatório Acarape do Meio
ANA	Agência Nacional das Águas
CB	Contagem total de cianobactérias (cel/mL)
CCME	<i>Canadian Council of Ministers of the Environment</i>
Cla	Clorofila <i>a</i> (µg/L)
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTT	Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)
CV	Coefficiente de variação
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio (mg/L)
DQO	Demanda química de oxigênio (mg/L)
GAV	Reservatório Gavião
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IET	Índice de Estado Trófico
IET _{MSA}	Índice de Estado Trófico modificado para o trópico semiárido
IQA	Índice de Qualidade de Água
IQA _{CCME}	Índice de Qualidade de Água desenvolvido pelo CCME (2001)
IQA _{NSF}	Índice de Qualidade de Água desenvolvido pela NSF (1970)
IQA _R	Índice de Qualidade de Água em reservatórios proposto pelo IAP (2004)
NSF	<i>National Sanitation Foundation</i>
N _T	Nitrogênio total (mg/L)
OD	Oxigênio dissolvido (mg/L)
pH	Potencial hidrogeniônico
P _T	Fósforo total (mg/L)
SD	Profundidade do disco de Secchi (m)
SRH	Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará
SDT	Sólidos dissolvidos totais (mg/L)
T	Temperatura (°C)
VD%	Volume disponível (%)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	Considerações iniciais	15
1.2	Motivação do estudo	16
1.3	Hipóteses	16
1.4	Objetivos	17
1.5	Estrutura do trabalho	17
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1	Águas superficiais	18
2.1.1	<i>Reservatórios artificiais</i>	<i>18</i>
2.2	Reservatórios no semiárido brasileiro	19
2.3	Parâmetros de qualidade de água	20
2.3.1	<i>Temperatura</i>	<i>20</i>
2.3.2	<i>Cor</i>	<i>21</i>
2.3.3	<i>Turbidez</i>	<i>21</i>
2.3.4	<i>Série de sólidos</i>	<i>22</i>
2.3.5	<i>Cloreto</i>	<i>22</i>
2.3.6	<i>pH</i>	<i>23</i>
2.3.7	<i>Ferro e manganês</i>	<i>23</i>
2.3.8	<i>Fósforo</i>	<i>24</i>
2.3.9	<i>Nitrogênio</i>	<i>25</i>
2.3.10	<i>Sulfato</i>	<i>25</i>
2.3.11	<i>Oxigênio dissolvido (OD)</i>	<i>26</i>
2.3.12	<i>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)</i>	<i>26</i>
2.3.13	<i>Coliformes totais e termotolerantes</i>	<i>27</i>
2.3.14	<i>Clorofila a</i>	<i>27</i>
2.3.15	<i>Cianobactérias</i>	<i>28</i>
2.4	Indicadores de qualidade de água	29
2.4.1	<i>Índice de Estado Trófico (IET)</i>	<i>29</i>
2.4.2	<i>Índice de Qualidade de Água (IQA)</i>	<i>30</i>
2.4.2.1	<i>IQA_{NSF}</i>	<i>30</i>
2.4.2.2	<i>IQA_R</i>	<i>32</i>

2.4.2.3	<i>IQA_{CCME}</i>	33
3	METODOLOGIA	37
3.1	Caracterização do estudo	37
3.2	Reservatórios do estudo	37
3.3	Parâmetros analíticos	39
3.4	Formulações para cômputo do Índice de Estado Trófico	39
3.5	IET modificado para o trópico semiárido (IET_{MSA})	41
3.5.1	<i>Proposição do índice</i>	41
3.5.2	<i>Fluxograma para construção do IET_{MSA}</i>	43
3.6	Adaptação dos IQAs	44
3.6.1	<i>IQA_{NSF} adaptado</i>	44
3.6.2	<i>IQA_R adaptado</i>	44
3.6.3	<i>IQA_{CCME} adaptado</i>	45
3.6.3.1	<i>Seleção de parâmetros para o IQA_{CCME} adaptado</i>	45
3.6.3.2	<i>Fluxograma para a composição do IQA_{CCME} adaptado</i>	46
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
4.1	Índices de Estado Trófico com diferentes modelos	47
4.2	Resultados com o IET_{MSA}	50
4.2.1	<i>Estimativa da densidade de cianobactérias</i>	50
4.2.2	<i>Peso das variáveis componentes do IET_{MSA}</i>	52
4.3	Resultados com o IQA_{NSF} adaptado	56
4.4	Resultados com o IQA_R adaptado	56
4.5	Resultados com o IQA_{CCME} adaptado	57
4.6	Associações entre parâmetros e modelos	60
5	CONCLUSÃO	67
	REFERÊNCIAS	70
	APÊNDICE A – PARÂMETROS ANALISADOS NOS RESERVATÓRIOS EM ESTUDO	77

1 INTRODUÇÃO

1.1 Considerações iniciais

As águas superficiais são fundamentais tanto para o equilíbrio ambiental quanto para o atendimento às demandas de uso humano. Quanto a isto, um fator determinante é seu aspecto qualitativo. No que diz respeito aos corpos lânticos, a disponibilidade de nutrientes - notadamente nitrogênio e fósforo - tem relação com a diversidade de espécies e suas interações. Há também fatores abióticos, como luz, temperatura e mineralogia de solo, que favorecem à dinâmica dos ecossistemas lacustres (ESTEVEES, 2011).

No Nordeste brasileiro, especialmente no Estado do Ceará, há grande quantidade de reservatórios artificiais, destinados principalmente a reservação hídrica. No entanto, há considerável variação quantitativa e qualitativa. Algumas características, como elevadas temperaturas e baixos índices pluviométricos, potencializam as taxas de evaporação, o que torna a região semiárida bastante vulnerável em períodos de estiagem.

Além dessas particularidades da região e dos fenômenos naturais intrínsecos, as ações antrópicas contribuem consideravelmente para a degradação das águas dos reservatórios e áreas circunvizinhas. O despejo de efluentes domésticos e industriais, e as atividades agrônômicas propiciam o acúmulo de matéria orgânica e a adição de nutrientes aos corpos d'água, afetando a qualidade da água e provocando o processo de eutrofização.

A eutrofização é um problema crescente em reservatórios do semiárido brasileiro. A superabundância de nutrientes e, conseqüentemente, de biomassa algal, degrada a qualidade da água. Assim, pode ocorrer variação e depleção de oxigênio no reservatório, odor e sabor em águas de abastecimento, colmatação de filtros em plantas de tratamento de água, além de restrições em usos recreacionais.

A variação espaço-temporal dos constituintes da qualidade da água em reservatórios é bastante influenciada pelo complexo transporte de massa e pela cinética bioquímica na coluna d'água. Logo, há necessidade de condensar informações para se obter uma visão geral do sistema.

A partir de dados de monitoramento, os parâmetros (físicos, químicos e biológicos) analisados podem compor índices que quantificam e avaliam a qualidade das águas dos reservatórios. Cada índice contém particularidades e funciona como ferramenta importante no gerenciamento e sustentabilidade dos recursos hídricos.

1.2 Motivação do estudo

A utilização de indicadores de qualidade de água já é difundida em estudos sobre águas superficiais no trópico semiárido (*e.g.* FERREIRA *et al.*, 2015; SANTOS, 2017). No entanto, a variedade de modelos e a aplicabilidade destes, apresentam limitações, especialmente relacionadas ao caráter climático da região. Isto se dá em razão da necessidade de adequação de índices desenvolvidos em regiões de clima temperado. Destaca-se também o uso de diferentes parâmetros de qualidade para um mesmo modelo, como a substituição de fósforo e nitrogênio por fosfato e nitrato, por exemplo.

Devido à dinâmica trófica e à consequente variação espaço-temporal, novas abordagens surgem com o propósito de melhor representar e até mesmo esclarecer o comportamento em ambientes aquáticos. Todavia, o desenvolvimento para tal explicação deve ponderar a complexidade de biosistemas e a condensação de informações.

O presente estudo tem relevância científica por cotejar uma melhor compreensão da dinâmica da qualidade da água de reservatórios do Estado do Ceará. Destaque é dado para a aplicabilidade de diferentes índices utilizados para avaliação das condições tróficas e da qualidade da água. O trabalho pode subsidiar melhor a gestão da água no trópico semiárido no que tange ao planejamento de intervenções para melhoria da qualidade de água consumida.

1.3 Hipóteses

- No corpo aquático, o Índice de Estado Trófico (IET) e o Índice de Qualidade de Água (IQA) comunicam estados diferentes. O Índice de Qualidade de Água em Reservatórios (IQA_R) situa-se entre o IET e o IQA.
- Os modelos empregados no cálculo do IET e IQA são limitados para representar o estado trófico e a qualidade da água, respectivamente, em corpos lênticos do Trópico Semiárido. Assim, é importante incorporar e adaptar parâmetros analíticos que descrevam melhor esses índices em águas de reservatórios do semiárido brasileiro.
- Em cada reservatório, os diferentes parâmetros de qualidade apresentam relações e dinâmicas distintas. Especialmente, a densidade de cianobactérias pode ser estimada a partir das concentrações de clorofila *a* e dos nutrientes fósforo total e nitrogênio total.

1.4 Objetivos

O objetivo geral do estudo é efetuar uma revisão sobre diferentes cálculos de Índice de Estado Trófico (IET) e Índice de Qualidade de Água (IQA), aplicando-os em dois reservatórios localizados na Bacia Metropolitana do Estado do Ceará. Os objetivos específicos são:

- Avaliar os reservatórios empregando diferentes modelos de IET e IQA;
- Propor um Índice de Estado Trófico modificado para o trópico semiárido brasileiro, bem como desenvolver uma metodologia de classificação trófica com base nos dados de qualidade de água dos reservatórios em estudo;
- Analisar os reservatórios de acordo com o comportamento dos parâmetros de qualidade ao longo do período em estudo;
- Verificar o grau de associação entre os parâmetros de qualidade, os índices de qualidade de água e o nível operacional dos reservatórios em estudo.

1.5 Estrutura do trabalho

O trabalho foi dividido em cinco capítulos. O primeiro capítulo é de introdução e apresenta um escopo geral sobre o problema a ser estudado, contendo ainda a motivação, com caráter de justificativa e as hipóteses do estudo. Neste capítulo são estabelecidos ainda os objetivos e a estrutura do trabalho como um todo, referindo-se ao seu aspecto organizacional.

O segundo capítulo trata do referencial teórico e apresenta uma revisão bibliográfica, com definição de termos, conceitos fundamentais e discussões prospectivas necessárias ao desenvolvimento do texto.

O terceiro capítulo é referente ao método do estudo, com tipificação da investigação, recursos, enfoque e objeto de estudo.

O quarto capítulo trata dos resultados e discussão dos achados, com análise pertinente e explicações congruentes com os objetivos do estudo.

O estudo tem conclusão apresentada no quinto capítulo, com destaque para os achados mais relevantes e análises pertinentes.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Águas superficiais

A água doce disponível no planeta é representada por 2,5% do total. Desse percentual, aproximadamente 0,3% está disponível em rios e lagos (ANA, 2018). Apesar de ser parcela ínfima do total, as águas superficiais são essenciais. A interação entre fatores bióticos e abióticos facilitam a dinâmica de carbono e nutrientes, que favorece o desenvolvimento e sustentação de diferentes populações das distintas espécies e o equilíbrio dos ecossistemas. Além disso, as águas superficiais são frequentemente as principais fontes de abastecimento de água potável.

As águas superficiais são formadas pelas drenagens e rios que coletam águas de chuva que não se infiltram nem evaporam. O balanço hídrico geral pode ser representado pela precipitação, evapotranspiração e escoamento superficial. Esse modelo apresenta a disponibilidade de água em uma bacia hidrográfica.

Quanto ao escoamento e disponibilidade no tempo, há três tipos de águas superficiais: perenes, intermitentes e artificiais. As perenes fluem durante todo o ano e quando há pouca ou nenhuma chuva, o nível da água é mantido pelas águas subterrâneas. As intermitentes desaparecem em períodos de estiagem, e são comuns em áreas áridas e semiáridas. E as artificiais são águas represadas para diversos fins, como abastecimento, tratamento de efluentes e piscicultura.

A qualidade das águas superficiais varia, principalmente, devido às condições climáticas e interferências antrópicas. Os corpos d'água superficiais são mais vulneráveis graças à facilidade de despejo de esgotos em bacias e sub-bacias hidrográficas. Em relação ao tempo, as variações na qualidade da água podem refletir as formas de uso e ocupação do solo.

2.1.1 Reservatórios artificiais

O clima pode causar grandes variações de vazão nos cursos d'água, podendo alternar períodos de enchentes e de secas. Há assim, a necessidade de represar água tanto para prevenir desastres naturais quanto para armazenamento. Além disso, outras atividades, como o abastecimento humano, industrial e agrícola, fazem uso recorrente de águas armazenadas artificialmente, o que demonstra a importância de tal prática.

Os reservatórios artificiais, denominados no nordeste brasileiro de açudes, são áreas criadas pela barragem de riachos ou rios utilizados principalmente com o propósito de abastecimento de água. Esses reservatórios variam no tamanho e complexidade, e normalmente estão sob usos múltiplos (irrigação, uso doméstico, indústrias, pecuária *etc.*). No entanto, alguns fatores diminuem a vida útil dos açudes, como problemas de erosão e depósito de sedimentos, infiltração e evaporação (especialmente em zonas tropicais).

O crescimento populacional e econômico associado à diminuição dos lençóis freáticos e da qualidade das águas superficiais enfatizam a importância do armazenamento de água em reservatórios. O abastecimento de água natural disponível não corresponde à demanda requerida, portanto os açudes são necessários para assegurar melhor fornecimento de água potável.

2.2 Reservatórios no semiárido brasileiro

A região nordeste do Brasil é caracterizada por clima tropical semiárido, tipificado por elevadas temperaturas, altas taxas de evaporação e índices pluviométricos erráticos e, muitas vezes, baixos (BARBOSA *et al.*, 2012; ALVALÁ *et al.*, 2017). Esse perfil climático torna a região bastante vulnerável em tempos de escassez de água. Em razão disto, com o propósito de reservar água para suprimento de demanda em períodos de estiagem, implantou-se ao longo do último século um grande número de reservatórios artificiais (GUNKEL *et al.*, 2015).

A incerteza climática e sua variação intrínseca afetam a quantidade e a qualidade das águas acumuladas nos reservatórios. Quanto a este último aspecto, o impacto pode ser mais complexo se houver mediação biótica, como no caso da produtividade primária e a respectiva dinâmica de nutrientes. Este processo reflete o estado de trofia do corpo aquático, a partir de indicadores como concentrações de fitopigmentos, de nutrientes e da própria diversidade de espécies constituintes da cadeia trófica.

A precipitação, importante fenômeno do ciclo hidrológico, possibilita a recarga hídrica do reservatório. Em períodos de estiagem, frequentes no semiárido brasileiro, a qualidade da água é degradada, afetando as propriedades dos ecossistemas aquáticos. Assim, os reservatórios dessa região estão sujeitos a grandes oscilações em seus volumes em razão das chuvas irregulares em eventos de seca (BRAGA *et al.*, 2015).

Especialmente no trópico semiárido, a qualidade da água tende a diminuir quanto mais o período de estiagem se estende, causando sérios problemas no abastecimento regional

de água. Entender como os ciclos de renovação da água e as flutuações no nível de água dos açudes podem afetar a qualidade da água é uma importante ferramenta no monitoramento e gerenciamento dos reservatórios dessa região (LEITE; BECKER, 2019).

No Estado do Ceará, alguns estudos relacionados à qualidade da água em reservatórios propõem diferentes metodologias e adaptações, bem como observações e análise de impactos antrópicos em corpos d'água (BARROS, 2013; ARAÚJO, 2016; ROLIM, 2016; CHAVES *et al.*, 2019).

2.3 Parâmetros de qualidade de água

Na caracterização da água de um reservatório, são determinados diversos parâmetros, os quais representam as características físicas, químicas e biológicas do corpo aquático. Esses parâmetros são indicadores da qualidade da água e podem atingir valores máximos (ou mínimos), estabelecidos em norma, para determinado uso.

A seguir, os parâmetros considerados no estudo são especificados, com definições, propriedades e valores permitidos regulamentados.

2.3.1 Temperatura

A temperatura pode ser definida como a medida da energia térmica média de um fluido. A energia térmica corresponde à soma das energias cinéticas de átomos e moléculas devido aos movimentos de translação, vibração ou rotação. Logo, a temperatura pode também ser descrita como um nível de agitação entre partículas (LIBÂNIO, 2010).

A temperatura possui papel importante em ambientes aquáticos, pois influencia diversos outros parâmetros e pode alterar as propriedades físico-químicas da água. Esse parâmetro afeta diretamente a densidade e viscosidade da água, o pH, a condutividade e salinidade, o oxigênio dissolvido, os compostos tóxicos, as taxas metabólicas e a produção fotossintética (TUNDISI, 2012). A alteração da temperatura da água pode decorrer de fontes naturais (principalmente energia solar) ou fontes antropogênicas (despejos industriais, por exemplo).

A Resolução CONAMA N° 430/2011 estabelece que o lançamento de efluentes em corpos hídricos seja inferior a 40°C e que a variação de temperatura do corpo receptor não exceda a 3°C no limite da zona de mistura.

2.3.2 Cor

A cor é um parâmetro indicativo da presença de metais (Fe e Mn), substâncias húmicas (mistura complexa de compostos orgânicos proveniente da degradação de material vegetal), plâncton (conjunto de plantas e animais microscópicos em suspensão), dentre outras substâncias dissolvidas na água (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 2002).

Divide-se em cor verdadeira e aparente, sendo a primeira determinada em amostras sem turbidez (após filtração, por exemplo), e a última, em amostras com turbidez (material coloidal ou em suspensão).

Geralmente, águas com cor derivada de substâncias naturais não apresentam propriedades nocivas nem tóxicas. Entretanto, a aparência destas águas pode diminuir sua qualidade devido a razões estéticas. A desinfecção por cloração de águas com cor pode resultar em compostos organoclorados, que causam efeitos ambientais adversos.

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece para a cor verdadeira o nível de cor natural do corpo d'água em mg/L Pt em águas Classe 1. Para as Classes 2 e 3 o limite é de até 75 mg/L Pt. A Portaria de Consolidação N° 5/2017 Anexo XX do Ministério da Saúde designa como padrão de potabilidade da água o valor máximo permitido de 15 mg/L Pt para a cor aparente.

2.3.3 Turbidez

A turbidez é um parâmetro que analisa opticamente a transparência da água. Esse parâmetro é baseado na quantidade de luz absorvida e espalhada por partículas na coluna d'água. A turbidez pode originar-se de sedimento suspenso, como silte ou argila, materiais inorgânicos ou matéria orgânica, como algas, plânctons e material em decomposição (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 2002).

Além de dar um aspecto desagradável à água, a turbidez causa problemas no processo de tratamento da água, como nas etapas de filtração e desinfecção. É também frequentemente utilizada como indicativo da possibilidade de presença de bactérias.

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece para a turbidez o limite de 40 unidades nefelométricas de turbidez (UNT) para a Classe 1 e 100 UNT para as Classes 2 e 3. A Portaria de Consolidação N° 5/2017 Anexo XX do Ministério da Saúde designa o valor máximo permitido de 1,0 UNT em 95% das amostras por filtração lenta, e 0,5 UNT em águas provenientes de filtros rápidos, que são os mais empregados.

2.3.4 Série de sólidos

A determinação das diversas frações de sólidos presentes na água fornece um entendimento das diferentes partículas existentes na amostra com relação ao tamanho (dissolvidos ou em suspensão) e à natureza química (fixos ou inorgânicos e voláteis ou orgânicos). O ensaio da série de sólidos considera nove frações diferentes de sólidos quantificáveis em uma amostra de matriz aquosa (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 2002).

Os sólidos totais (ST) representam as partículas suspensas e dissolvidas na água, e podem ser divididos em sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT). O primeiro é representado pela concentração de sólidos filtráveis, e o último, pela concentração de sólidos filtrados. Nos sólidos filtráveis, encontram-se os sólidos suspensos fixos (SSF) e os sólidos suspensos voláteis (SSV). Há ainda, dentro dos sólidos filtrados, os sólidos dissolvidos fixos (SDF) e os sólidos dissolvidos voláteis (SDV). A soma das frações fixas constitui os sólidos fixos totais (SFT) e a soma das frações voláteis correspondem aos sólidos voláteis totais (SVT). Uma descrição pormenorizada sobre a determinação das parcelas de sólidos é encontrada em APHA (2012) e em edições mais recentes.

Os sólidos totais podem se depositar nos leitos d'água e causar assoreamento, e assim, ocasionar danos a organismos aquáticos que estão presentes no sedimento. Os sólidos em suspensão implicam em turbidez da água e, conseqüentemente, reduzem a atividade fotossintética, comprometendo a cadeia trófica no corpo aquático. Na irrigação, o excesso de sólidos dissolvidos na água pode levar a graves problemas de salinização do solo. A presença de sólidos dissolvidos está relacionada à condutividade elétrica da água.

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece para SDT o limite de 500 mg/L para todas as Classes. A Portaria de Consolidação N° 5/2017 Anexo XX do Ministério da Saúde recomenda como padrão de potabilidade da água o limite de 1000 mg/L de sólidos dissolvidos totais.

2.3.5 Cloreto

O íon cloreto está presente em todas as águas naturais em concentrações variadas. Normalmente, o teor de cloreto aumenta com o aumento do conteúdo mineral (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 2002).

Águas utilizadas para irrigação são controladas quanto ao teor de cloreto, pois em plantações sensíveis à salinidade, há dificuldade de absorção de água causada pela diferença

de pressão osmótica. Em concentrações razoáveis, o cloreto não apresenta efeitos nocivos aos seres vivos.

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece para cloreto total o limite de 250 mg/L Cl^- para todas as Classes de água doce, bem como a Portaria de Consolidação N° 5/2017 Anexo XX do Ministério da Saúde quanto à potabilidade.

2.3.6 pH

O pH é um parâmetro que representa a acidez ou a basicidade de uma solução aquosa. Esse parâmetro expressa a concentração molar de íons hidrogênio e varia de 0 a 14 em escala logarítmica. A 25°C, soluções com pH menor que 7 são ácidas, maiores que 7 são básicas e iguais a 7 são neutras (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 2002).

Apesar do pH e a alcalinidade de uma solução estarem fortemente relacionados, possuem definições distintas. A alcalinidade de uma solução é a capacidade dessa solução de tamponar ou neutralizar ácidos fracos. Ou seja, a alcalinidade mede a habilidade da água em resistir a mudanças no pH.

Vários fatores podem alterar o pH da água, como a interação com rochas carbonáceas, a precipitação de chuvas ácidas, o despejo de esgotos e o dióxido de carbono dissolvido. O pH também pode afetar a solubilidade e a toxicidade de compostos químicos e metais pesados na água.

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece para o pH a faixa entre 6,0 e 9,0 para todas as Classes. A Portaria de Consolidação N° 5/2017 Anexo XX do Ministério da Saúde também recomenda como padrão o intervalo de 6,0 a 9,0.

2.3.7 Ferro e manganês

Os íons metálicos ferro e manganês geram alguns problemas em águas de abastecimento público. Apesar destes íons não apresentarem efeitos nocivos aos seres vivos, ambos podem sofrer oxidação e aumentar a turbidez da água. O ferro, especialmente, favorece o crescimento de ferrobactérias e, em pequenas concentrações, dá sabor à água (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 2002).

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece para ferro dissolvido o limite de 0,3 mg/L Fe^{2+} para as Classes 1 e 2, e 5,0 mg/L Fe^{2+} para a Classe 3. A Portaria de

Consolidação N° 5/2017 Anexo XX do Ministério da Saúde recomenda como padrão de potabilidade da água o limite de 0,3 mg/L de ferro.

2.3.8 Fósforo

O fósforo é um elemento essencial para o desenvolvimento de algas e cianobactérias. Quando corpos d'água apresentam elevadas concentrações desse nutriente mineral, há um crescimento exagerado de organismos fotossintetizantes, desencadeando desequilíbrios ambientais. A importância do fósforo para os seres vivos dá-se pelo fato deste elemento ter participação fundamental na formação do seu metabolismo, tais como armazenamento de energia (molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (fosfolipídios) (ESTEVES, 2011).

Em ambientes aquáticos, o fósforo pode tornar-se elemento limitante à produção primária, apresentando-se na forma orgânica (particulada ou dissolvida) e inorgânica. Na forma dissolvida, é o resultado da excreção de organismos planctônicos e da matéria orgânica particulada. Já o fósforo inorgânico presente na coluna d'água, apresenta-se na forma de ortofosfatos (FERREIRA *et al.*, 2005). O ortofosfato tem maior relevância por ser a principal forma de fósforo assimilada pelos vegetais aquáticos, sem necessidade de conversão a formas mais simples.

Este elemento pode estar presente no ambiente por origem natural, através da dissolução do solo e pela decomposição da matéria orgânica. Entretanto, essa contribuição é irrelevante quando comparada a atividades antrópicas, como despejos domésticos e industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes agrícolas (VON SPERLING, 1996).

Diferente do nitrogênio, o fósforo não tem troca com a atmosfera. Assim, a partir da detecção das fontes originárias deste elemento dentro da bacia hidrográfica, ações de controle podem ser tomadas, reduzindo impactos em ambientes aquáticos.

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece para o fósforo total o limite de 0,02 mg/L P, 0,03 mg/L P e 0,05 mg/L P para as Classes 1, 2 e 3, respectivamente, em ambientes lênticos.

2.3.9 Nitrogênio

O nitrogênio é um dos principais constituintes das células de seres vivos e, assim como o fósforo, é indispensável para o desenvolvimento da vida aquática. Apesar da abundância, ele não está disponível para a maioria dos seres vivos, pois se encontra aproximadamente 99,9% na forma gasosa (N_2) (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 2002).

Na biosfera, dentro do seu ciclo, o nitrogênio se alterna entre as seguintes formas: nitrogênio molecular (N_2) - pode ser assimilado da atmosfera e fixado por algumas espécies de algas, o que permite o crescimento desses organismos quando outras formas de nitrogênio não estão disponíveis na massa líquida; nitrogênio orgânico - constituído pela forma dissolvida (compostos nitrogenados orgânicos) e em suspensão (biomassa de organismos); amônio (NH_4^+) e amoníaco (NH_3) - formas reduzidas de nitrogênio encontradas em condições de anaerobiose e que servem como indicador do lançamento de esgotos de alta carga orgânica; nitrito (NO_2^-) - forma intermediária do processo de oxidação e que apresenta forte instabilidade no meio aquoso; e nitrato (NO_3^-) - forma mais oxidada de nitrogênio.

Naturalmente, suas principais fontes são as chuvas, material orgânico introduzido ao meio e à própria fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio corpo hídrico; já artificialmente pode ser incorporado ao meio aquático através de despejos domésticos e industriais, excretas e fertilizantes, como resultado de atividades antrópicas desenvolvidas no entorno de mananciais hídricos (ESTEVES, 2011; VON SPERLING, 1996).

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece limite de 10 mg/L N para nitrato, e de 1 mg/L N para nitrito, para todas as Classes. Já para o nitrogênio amoniacal total, estipula-se o valor entre 0,5 e 3,7 mg/L N (dependendo do pH) para as Classes 1 e 2, e entre 1,0 e 13,3 mg/L N (dependendo do pH) para a Classe 3. A Portaria de Consolidação N° 5/2017 Anexo XX do Ministério da Saúde também recomenda como padrão de potabilidade da água os valores anteriores para o nitrato e nitrito, e estabelece o valor máximo permitido de 1,5 mg/L N para a amônia.

2.3.10 Sulfato

O íon sulfato é um dos ânions mais abundantes encontrados em águas naturais. Sua importância em águas para abastecimento público se dá pelo fato de apresentar efeito catártico, quando presente em grandes quantidades, em seres vivos. (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 2002).

No tratamento de efluentes, um problema associado ao sulfato é a liberação de gás odorante e corrosivo. Tal problema resulta da redução do sulfato a sulfeto em condições anaeróbias. No abastecimento industrial, o sulfato pode provocar incrustações em caldeiras e trocadores de calor.

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece para sulfato total o limite de 250 mg/L SO_4^{2-} para todas as Classes. A Portaria de Consolidação N° 5/2017 Anexo XX do Ministério da Saúde recomenda como padrão de potabilidade da água o limite de 250 mg/L de sulfato.

2.3.11 Oxigênio dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido refere-se à quantidade de oxigênio livre disponível em um ambiente aquático. Esse parâmetro tem papel fundamental em corpos d'água, pois influencia diretamente muitas formas de vida, como peixes, invertebrados, bactérias e plantas. Além disso, auxilia na decomposição de matéria orgânica, importante contribuinte na reciclagem de nutrientes (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 2002).

O oxigênio dissolvido pode entrar na água através do ar ou como subproduto da fotossíntese. Pelo ar, o oxigênio pode se difundir vagarosamente através da superfície da água ou ser misturado rapidamente por aeração, tanto natural quanto artificial. Pela fotossíntese, o oxigênio dissolvido pode ser produzido por organismos fitoplanctônicos.

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece limite para OD não inferior a 6 mg/L O_2 , 5 mg/L O_2 e 4 mg/L O_2 para as Classes 1, 2 e 3, respectivamente.

2.3.12 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é um parâmetro que mede a concentração de matéria orgânica relacionada à oxidação bacteriana (biodegradação ou bio-oxidação). O valor de DBO é normalmente expresso em miligramas de oxigênio consumido por litro de amostra durante 5 dias de incubação a 20°C. A análise de DBO não indica a presença de matéria não biodegradável nem considera o efeito tóxico ou inibidor de substâncias sobre a atividade microbiana (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 2002).

Conforme os níveis de DBO aumentam, os níveis de OD diminuem, pois o oxigênio disponível na água vai sendo consumido pelos micro-organismos. Assim, pode

haver mortandade de peixes e desaparecimento de outros organismos aquáticos. A presença de fosfatos e nitratos também pode contribuir no aumento de DBO.

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece limite para DBO 5 dias a 20°C de 3 mg/L O₂, 5 mg/L O₂ e 10 mg/L O₂ para as Classes 1, 2 e 3, respectivamente.

2.3.13 Coliformes totais e termotolerantes

Os coliformes totais são grupos de bactérias gram-negativas, aeróbias ou anaeróbias, não esporuladas, que fermentam a lactose e produzem ácido e gás a 35°C - 37°C. Dentre esses coliformes, há os termotolerantes (anteriormente designados como fecais), que são bactérias encontradas no trato intestinal do homem e de animais de sangue quente. Representam um parâmetro que expressa o potencial de contaminação por patógenos de origem fecal (LIBÂNIO, 2010).

Os coliformes termotolerantes são utilizados como indicadores de contaminação fecal. Dentre estas bactérias está o gênero *Escherichia*, que inclui organismos que se originam de fezes. Assim, a bactéria *E. coli* é utilizada especificamente como micro-organismo indicador para outros patógenos que possam estar nas fezes. A presença de coliformes termotolerantes na água pode não apresentar perigo, e não indica necessariamente a presença de fezes.

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece limite para coliformes termotolerantes de 200 NMP/100 mL, 1000 NMP/100 mL e 4000 NMP/100 mL para as Classes 1, 2 e 3, respectivamente. A Portaria de Consolidação N° 5/2017 Anexo XX do Ministério da Saúde estabelece como padrão de potabilidade da água a ausência em 100 mL para coliformes totais.

2.3.14 Clorofila a

As clorofilas são pigmentos naturais comuns em todas as células fotossintéticas e são essenciais na conversão da energia luminosa em energia química. Dentre os diferentes tipos de clorofila: a clorofila *a* está presente em todos os organismos que realizam fotossíntese oxigênica; a clorofila *b*, em vegetais superiores, algas verdes e algumas bactérias; a clorofila *c*, em feófitas e diatomáceas; a clorofila *d*, em algas vermelhas; e a clorofila *f*, em algumas cianobactérias (STREIT *et al.*, 2005).

A clorofila *a* é um pigmento fotossintético usado como indicador de matéria viva existente em um corpo hídrico num dado período. Representa cerca de 1 a 2% do peso seco do material orgânico em todas as algas planctônicas.

Por ser a mais conhecida das clorofilas (*a*, *b*, *c*, *d* e *f*) e universalmente distribuída, a clorofila *a* é utilizada: para demonstrar o potencial orgânico local em termos de biomassa fitoplanctônica e o grau de eutrofização de um ambiente aquático; em estudos de produtividade primária; e no estudo da poluição orgânica ou industrial (CETESB, 2014).

Por ter estrutura quimicamente instável, a clorofila *a* é facilmente degradada a feofitina *a* e feoforbídeo *a*. Esses fitopigmentos interferem na determinação de clorofila *a*, pois absorvem luz e fluorescem na mesma região do espectro.

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece para a clorofila *a* o limite de 10 µg/L, 30 µg/L e 60 µg/L para as Classes 1, 2 e 3, respectivamente.

2.3.15 Cianobactérias

As cianobactérias são organismos procarióticos fotossintetizantes que constituem parte das comunidades microbianas da superfície marinha e das águas doces (VAN DER MERWE, 2014). São importantes produtores primários em ambientes aquáticos, pois realizam fotossíntese oxigênica e possuem ampla distribuição em corpos d'água.

As temperaturas elevadas e a disponibilidade de nutrientes em sistemas lênticos facilitam a floração de cianobactérias. Esse grupo de bactérias tem importância em ambientes aquáticos, principalmente em águas destinadas ao abastecimento, pois as florações estão relacionadas à saúde pública, já que alguns gêneros de cianobactérias produzem substâncias tóxicas (cianotoxinas), colmatam filtros e alteram o odor e sabor da água tratada (CHORUS; BARTRAM, 1999; BACKER *et al.*, 2015).

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece para a densidade de cianobactérias o limite de 20000 cel/mL, 50000 cel/mL e 100000 cel/mL para as Classes 1, 2 e 3, respectivamente. A Portaria de Consolidação N° 5/2017 Anexo XX do Ministério da Saúde estabelece como padrão de cianotoxinas na água para consumo o valor máximo permitido de 1,0 µg/L de microcistinas e 3,0 µg/L STX de saxitoxinas.

2.4 Indicadores de qualidade de água

Há certo equívoco sobre o significado de indicador e índice, muitas vezes utilizados erroneamente como sinônimos. Pode-se dizer que um indicador é uma ferramenta que permite a obtenção de informações sobre uma dada realidade. Já um índice é o valor agregado final de todo um procedimento de cálculo em que se utilizam, inclusive, indicadores como variáveis que o compõem. De modo geral, um índice é simplesmente um indicador de alta categoria (SICHE *et al.*, 2007).

A utilização de índices de qualidade de água auxilia no planejamento e gestão dos recursos hídricos. Os parâmetros físico-químicos e biológicos são bastante relevantes para a avaliação de impactos sobre o ecossistema e técnicas de remediação. A variação da qualidade da água pode representar um determinado grau de degradação ambiental e ameaçar usos da água, como no abastecimento, na agricultura e em indústrias.

De modo geral, os índices condensam informações em um único número. Apesar de facilitar o entendimento do público leigo, nesse processo há perda de informação sobre os parâmetros analisados. Portanto, qualquer análise mais detalhada deve considerar cada parâmetro individualmente. Os índices mais utilizados são: Índice de Estado Trófico (IET) e Índice de Qualidade de Água (IQA).

2.4.1 Índice de Estado Trófico (IET)

A adição de nutrientes em excesso e outros poluentes em rios e lagos, ocasionada pela atividade humana, causa mudanças significativas em ambientes aquáticos. Essa abundância de nutrientes acelera bastante o processo de eutrofização e diminui a disponibilidade dos recursos hídricos.

A eutrofização pode ser definida como o acúmulo de nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio) em corpos d'água e os efeitos do acréscimo desses nutrientes, como a proliferação de micro-organismos e a depleção de oxigênio dissolvido. A eutrofização é um processo natural que pode ser agravado por ações antrópicas. Na tentativa de quantificar esse processo e, em seguida, classificar o corpo d'água, surgiram índices para estimar o nível de trofia de rios e lagos.

Os índices de estado trófico (IET) foram desenvolvidos com o objetivo de classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avaliar a qualidade da água

quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo de algas.

Inicialmente a atenção trazia enfoque monocritério (carga de matéria orgânica ou de nutrientes), como em Rodhe (1969) e Beeton e Edmondson (1972). A adição de dimensões complementares (*e.g.* BREZONIK; SHANNON, 1971; MICHALSKI; CONROY, 1972) tentaram transmitir informações de maior espectro, tanto pela classificação tradicional categórica quanto contínua.

O índice proposto por Carlson (1977) é um dos mais utilizados para estimar o estado trófico de sistemas lênticos. Esta metodologia relaciona as concentrações de fósforo total, clorofila *a* e transparência da água para avaliar a situação de ambientes lacustres. Por ter sido originalmente desenvolvido para climas temperados, algumas adaptações surgiram para aplicação em regiões tropicais.

No Brasil, com regiões mais quentes, há consideráveis variações da metodologia de Carlson de acordo com Toledo Jr. *et al.* (1983), Lamparelli (2004) e Cunha *et al.* (2013). Outros dois índices tipo Carlson desenvolvidos e empregados são o de Paulic, Hand e Lord (1996) e Wen *et al.* (2016). Há ainda outra abordagem, mostrada em Pavluk e Bij de Vaate (2013), que utilizam o conceito de Índice de Nível Trófico (INT) no lugar de Índice Estado Trófico.

Basicamente, outros índices propostos seguem a metodologia de Carlson, inter-relacionando os nutrientes fósforo total e nitrogênio total, clorofila *a* e profundidade do disco de Secchi. O dinamismo trófico é influenciado pelo clima e suas derivações, portanto cada caso deve ser analisado detalhadamente.

2.4.2 Índice de Qualidade de Água (IQA)

2.4.2.1 IQA_{NSF}

O Índice de Qualidade de Água (IQA_{NSF}) foi desenvolvido pela organização americana *National Sanitation Foundation (NSF)* por meio de opiniões de especialistas em gerenciamento de recursos hídricos. Para o cálculo do índice foram escolhidos parâmetros e seus respectivos pesos, estabelecendo curvas de variação da qualidade da água (BROWN *et al.*, 1970).

As nove variáveis de qualidade que fazem parte do índice são: oxigênio dissolvido, coliforme termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato

total, temperatura, turbidez e sólidos totais. Não é um índice flexível, pois existe a necessidade de que todas variáveis sejam avaliadas e não permite a inclusão de novas variáveis de qualidade da água.

Os nove parâmetros de qualidade que compõe o IQA_{NSF} e seus pesos correspondentes são listados na tabela abaixo.

Tabela 1: Parâmetros do Índice de Qualidade de Água (IQA_{NSF}) e seus respectivos pesos.

Parâmetros	Pesos (w)
Oxigênio Dissolvido	0,17
Coliformes Termotolerantes	0,16
pH	0,11
DBO	0,11
Temperatura	0,10
Nitrato	0,10
Fosfato Total	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos Totais	0,07

Fonte: Brown *et al.* (1970).

O IQA_{NSF} é calculado pelo produtório ponderado dos pesos atribuídos a cada parâmetro de qualidade de água, e é expresso pela seguinte equação:

$$IQA_{NSF} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

O índice é uma grandeza adimensional que corresponde a um número de 0 a 100; q_i representa a qualidade do parâmetro i obtido através da curva média específica de cada parâmetro de qualidade; e w_i o peso entre 0 e 1 atribuído a cada parâmetro de qualidade. Os valores de IQA_{NSF} são classificados em classes, conforme a Tabela 2.

Tabela 2: Classificação dos valores de IQA_{NSF} .

Faixas de Qualidade	Qualidade da Água
$79 < IQA_{NSF} \leq 100$	Ótima
$51 < IQA_{NSF} \leq 79$	Boa
$36 < IQA_{NSF} \leq 51$	Regular
$19 < IQA_{NSF} \leq 36$	Ruim
$IQA_{NSF} \leq 19$	Péssima

Fonte: Brown *et al.* (1970).

2.4.2.2 IQA_R

O Índice de Qualidade de Água em Reservatórios (IQA_R) foi criado pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP) para analisar a degradação da qualidade da água de reservatórios. Esse índice apresenta seis classes de qualidade da água estabelecidas com base no cálculo dos percentis (10%, 25%, 50%, 75% e 90%) das variáveis selecionadas, mostradas na Tabela 3.

Tabela 3: Variáveis do IQA_R de acordo com as classes de qualidade.

Variáveis	Classes de Qualidade (q)					
	1	2	3	4	5	6
OD_d (%)	≤ 5	6 - 20	21 - 35	36 - 50	51 - 70	> 70
Cl_a (µg/L)	≤ 1,5	1,6 - 3,0	3,1 - 5,0	5,1 - 10,0	10,1 - 32,0	> 32,0
P_T (µg/L P)	≤ 10	11 - 25	26 - 40	41 - 85	86 - 210	> 210
SD (m)	≥ 3,0	3,0 - 2,3	2,2 - 1,2	1,1 - 0,6	0,5 - 0,3	< 0,3
DQO (mg/L)	≤ 3	3 - 5	6 - 8	9 - 14	15 - 30	> 30
t_R (dias)	≤ 10	11 - 40	41 - 120	121 - 365	366 - 550	> 550
N_{IT} (mg/L N)	≤ 0,15	0,16 - 0,25	0,26 - 0,60	0,61 - 2,00	2,01 - 5,00	> 5,00
CB (cel/mL)	≤ 1000	1001 - 5000	5001 - 20000	20001 - 50000	50001 - 100000	> 100000
H_M (m)	≥ 35,0	34,0 - 15,0	14,0 - 7,0	6,0 - 3,1	3,0 - 1,0	< 1,0

OD_d - déficit de oxigênio dissolvido; **Cl_a** - clorofila *a*; **P_T** - fósforo total; **SD** - profundidade do disco de Secchi; **DQO** - demanda química de oxigênio; **t_R** - tempo de residência; **N_{IT}** - nitrogênio inorgânico total; **CB** - cianobactérias; **H_M** - profundidade média.

Fonte: IAP (2004).

Cada parâmetro de qualidade recebe um peso de acordo com seu nível de importância, mostrado na tabela a seguir:

Tabela 4: Parâmetros do Índice de Qualidade de Água (IQA_R) e seus respectivos pesos.

Parâmetros	Pesos (w)
Déficit de Oxigênio Dissolvido (OD _d)	0,17
Clorofila <i>a</i> (Cl _a)	0,15
Fósforo Total (P _T)	0,12
Profundidade do Disco de Secchi (SD)	0,12
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	0,12
Tempo de Residência (t _R)	0,10
Nitrogênio Inorgânico Total (N _{IT})	0,08
Cianobactérias (CB)	0,08
Profundidade Média (H _M)	0,06

Fonte: IAP (2004).

O IQA_R é calculado pelo somatório dos valores das classes de qualidade multiplicado por seus respectivos pesos, mostrado na equação 2. É, portanto, uma média ponderada das classes associadas aos valores observados nos parâmetros de qualidade. A Tabela 5 dispõe as seis classificações do IQA_R .

$$IQA_R = \sum_{i=1}^n w_i q_i \quad (2)$$

Tabela 5: Classificação dos valores de IQA_R .

IQA_R	Classificação
$\leq 1,50$	Não impactado a muito pouco degradado (NI)
1,51 - 2,50	Pouco degradado (PD)
2,51 - 3,50	Moderadamente degradado (MD)
3,51 - 4,50	Criticamente degradado a poluído (CD)
4,51 - 5,50	Muito poluído (MP)
$> 5,50$	Extremamente poluído (EP)

Fonte: IAP (2004).

2.4.2.3 IQA_{CCME}

No ano 2001, o Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME) desenvolveu um índice de qualidade de água ressaltando diretrizes para simplificar e padronizar os diferentes métodos utilizados no país.

O IQA_{CCME} baseia-se na comparação entre os valores dos parâmetros de qualidade obtidos experimentalmente e os padrões estabelecidos em norma. Para compor esse IQA, três fatores são combinados, devendo o valor final variar entre 0 e 100. Segundo o índice, quanto mais próximo de 100, melhor é a qualidade.

Os três fatores são relacionados aos padrões de qualidade estabelecidos, sendo eles: F_1 - representa o número de variáveis que não obedecem aos critérios fixados; F_2 - representa a frequência das variáveis que não obedecem aos critérios fixados; e F_3 - representa a significância da variação de cada variável em relação aos critérios fixados. A seguir, no Quadro 1, são mostradas algumas vantagens e desvantagens quanto ao emprego do IQA_{CCME} .

Quadro 1: Vantagens e desvantagens do IQA_{CCME}.

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • Flexibilidade quanto à escolha das variáveis e dos critérios de qualidade da água; • Reflete a opinião dos especialistas; • Simplifica estatisticamente dados mais complexos; • Adaptável às exigências jurisdicionais; • Bom instrumento para divulgar a qualidade da água de qualquer região; • Instrumento de gerenciamento para os tomadores de decisão; • Facilidade de cálculo; • Fácil entendimento; • Incentiva a criação de programas de monitoramento. 	<ul style="list-style-type: none"> • A mesma importância é dada a todas as variáveis; • Perda de informação nas interações entre variáveis; • Fácil de manipular; • O fator F_1 (abrangência) pode ter um peso maior no valor final do índice quando existirem poucas variáveis de qualidade da água; • Fornece uma visão parcial sobre a qualidade da água.

Fonte: adaptado de Tyagi *et al.* (2013).

Depois de estabelecidos o corpo d'água em estudo, o período em questão, as variáveis e as normas padrão, os fatores podem ser calculados.

Abrangência (F_1) – Fator que determina a porcentagem de variáveis que apresentam valores fora dos padrões estabelecidos. F_1 é calculado através da equação:

$$F_1 = \left(\frac{\text{número de variáveis falhas}}{\text{total de variáveis medidas}} \right) \times 100 \quad (3)$$

Frequência (F_2) – Fator que determina a frequência com que cada variável não atende aos padrões estabelecidos. O ato de comparar um valor observado com um critério estabelecido é chamado de teste. F_2 é calculado através da equação:

$$F_2 = \left(\frac{\text{número de testes falhos}}{\text{total de testes realizados}} \right) \times 100 \quad (4)$$

Amplitude (F_3) – Fator que determina o quanto cada variável se distancia dos padrões estabelecidos. F_3 é calculado em três passos. Primeiramente, calcula-se o número de vezes que a concentração de uma variável é maior (ou menor, dependendo do valor estipulado) que os critérios fixados.

$$\text{variação}_i = \left(\frac{\text{valor do teste falho}_i}{\text{valor estipulado}_j} \right) - 1 \quad (5)$$

Para casos em que o valor do teste não deve estar abaixo do valor estipulado, tem-se:

$$\text{variação}_i = \left(\frac{\text{valor estipulado}_j}{\text{valor do teste falho}_i} \right) - 1 \quad (6)$$

Em seguida, a soma normalizada das variações (*nse*, *normalized sum of excursions*) é calculada somando-se as variações dos testes individuais e dividindo-se pelo número total de testes (critérios atingidos e não atingidos).

$$nse = \left(\frac{\sum_{i=1}^n \text{variação}_i}{\text{número total de testes}} \right) \quad (7)$$

Por fim, F_3 é então calculado por uma função assintótica que escalona a soma normalizada das variações em relação aos padrões estabelecidos em uma escala entre 0 e 100.

$$F_3 = \left(\frac{nse}{0,01 + 0,01 \times nse} \right) \quad (8)$$

Depois que os fatores são obtidos, o IQA_{CCME} pode ser calculado pela soma dos três fatores. A soma dos quadrados de cada elemento é igual ao quadrado do índice. Este método trata o índice como sendo um vetor no espaço tridimensional, definido por cada um dos fatores.

$$IQA_{CCME} = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right) \quad (9)$$

Como o valor máximo que cada fator pode alcançar é 100, para que o índice varie de 0 a 100, introduz-se o divisor 1,732.

$$\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2} = \sqrt{100^2 + 100^2 + 100^2} = \sqrt{30000} \cong 173,2$$

$$\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} = \frac{173,2}{1,732} = 100$$

Após o IQA_{CCME} ser determinado, a qualidade da água pode ser classificada em cinco categorias:

- 1) **Excelente:** (95 - 100) – a qualidade da água está protegida, com ausência de ameaça ou impacto; condições muito próximas aos níveis naturais.
- 2) **Bom:** (80 - 94) – a qualidade da água está protegida, apresentando apenas um leve grau de ameaça ou impacto; as condições raramente se afastam dos níveis naturais ou desejáveis.
- 3) **Regular:** (65 - 79) – a qualidade da água geralmente está protegida, mas ocasionalmente é ameaçada ou impactada; as condições às vezes se afastam dos níveis naturais ou desejáveis.
- 4) **Ruim:** (45 - 64) – a qualidade da água frequentemente é ameaçada ou impactada; as condições muitas vezes se afastam dos níveis naturais ou desejáveis.
- 5) **Péssimo:** (0 - 44) – a qualidade da água quase sempre é ameaçada ou impactada; as condições geralmente se afastam dos níveis naturais ou desejáveis.

A atribuição de valores ao IQA_{CCME} baseia-se na melhor informação disponível, no julgamento de especialistas e nas expectativas do público em geral sobre a qualidade da água.

3 METODOLOGIA

3.1 Caracterização do estudo

O presente trabalho apresenta caráter teórico-aplicativo, baseado em dados e informações de fontes primárias, tanto publicadas quanto não aplicadas. De modo mais detalhado, o estudo pode ser descrito segundo Fontelles *et al.* (2009):

- a) **Quanto à finalidade** – pesquisa aplicada ou tecnológica, com o intuito de solucionar um problema concreto, com resultados práticos imediatos;
- b) **Quanto à natureza** – pesquisa observacional, pois o investigador não interfere no curso do objeto analisado, a despeito de medições e análises;
- c) **Quanto à forma de abordagem** – pesquisa quantitativa, que lida com variáveis expressas sob a forma de dados numéricos. Tal abordagem proporciona maior precisão e confiabilidade, com resultados passíveis de serem generalizados, tendo assim caráter analítico;
- d) **Quanto aos objetivos** – pesquisa exploratória, quanto aos fatos e fenômenos relativos ao objeto de estudo. É também um estudo explicativo, para esclarecer melhor fatores determinantes da ocorrência dos fenômenos observados. Isto é, portanto, uma consequência lógica da pesquisa exploratória;
- e) **Quanto aos procedimentos técnicos** – pesquisa documental, baseada em fonte do tipo primária, em que a origem dos dados é referida à época em que se está pesquisando;
- f) **Quanto à evolução no tempo** – a pesquisa é delineada como transversal e, portanto, é seccional ao longo do tempo, com período definido (início e fim).

3.2 Reservatórios do estudo

O Estado do Ceará conta com 12 bacias hidrográficas, das quais a Bacia Metropolitana apresenta maior contingente populacional, requerendo 62,3% da demanda hídrica estadual (SRH, 2015). Essa bacia está localizada na porção nordeste do Estado, limitada ao sul pela bacia do rio Banabuiú, a leste pela bacia do rio Jaguaribe, a oeste pela bacia do rio Curu e ao norte pelo Oceano Atlântico. É composta por um conjunto de sub-

bacias, correspondentes a uma área de drenagem de 15.085 km², totalizando aproximadamente 10% do território do Estado (COGERH, 2015).

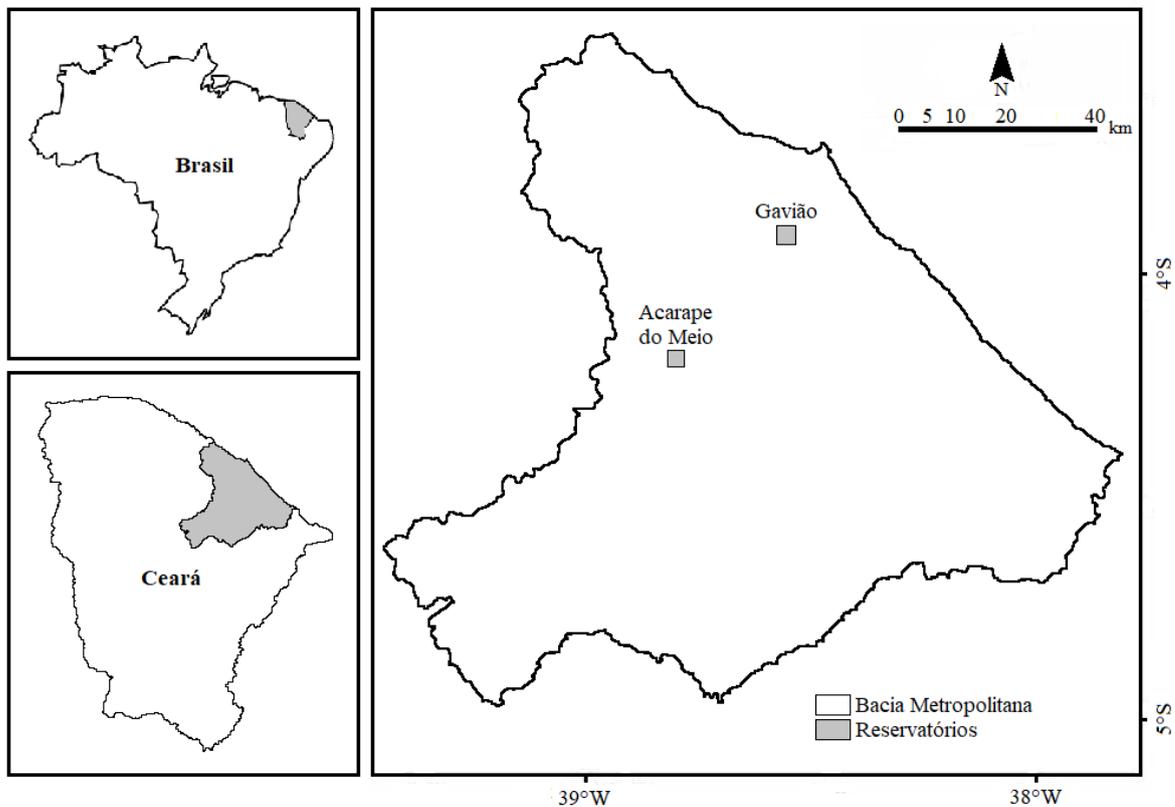
Para o presente estudo foram selecionados dois reservatórios: Acarape do Meio - ACA (4°11'42" S; 38°48'25" O) e Gavião - GAV (3°55'29" S; 38°33'41" O) (Figura 1). Esses açudes estão localizados em pontos estratégicos e são utilizados para diversos fins, com destaque para o abastecimento humano, irrigação e atividades industriais. Além disso, tais açudes estão entre os principais reservatórios que constituem a Bacia Metropolitana. A tabela abaixo sumariza informações básicas sobre os reservatórios:

Tabela 6: Características dos reservatórios do estudo.

Reservatório	Município	Ano de Construção	Capacidade (m ³)	Área da Bacia Hidrográfica (km ²)	Vazão Regularizada (m ³ /s)
Acarape do Meio	Redenção	1924	29.600.000	210,01	1,42
Gavião	Pacatuba	1973	33.300.000	97,12	0,62

Fonte: Portal Hidrológico do Ceará (2019).

Figura 1: Localização da Bacia Metropolitana no Ceará e dos reservatórios estudados.



Fonte: elaborado pelo autor (2019).

3.3 Parâmetros analíticos

Os dados utilizados nesse estudo foram obtidos da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará (COGERH), com campanhas mensais entre os anos de 2014 e 2018. Os períodos considerados foram de janeiro de 2014 a junho de 2018 em ambos os reservatórios.

Os parâmetros considerados para qualidade da água foram: contagem total de cianobactérias (CB), cloreto (Cl⁻), clorofila *a* (Cl_a), cor, coliformes termotolerantes (CTT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), ferro dissolvido (Fe²⁺), fósforo total (P_T), nitrogênio total (N_T), oxigênio dissolvido (OD), pH, sólidos dissolvidos totais (SDT), sulfato (SO₄²⁻), temperatura (T) e turbidez. As técnicas utilizadas para a coleta e determinação das amostras foram realizadas conforme descrito em APHA (2012).

Além dos parâmetros acima, considerou-se também o volume disponível (VD%) em cada reservatório em seu respectivo período de análise, obtido do Portal Hidrológico do Ceará (SRH, 2019).

3.4 Formulações para cômputo do Índice de Estado Trófico

As equações empregadas no cálculo do IET, para as concentrações de fósforo total (P_T), nitrogênio total (N_T) e clorofila *a* (Cl_a) estão contidas na Tabela 7, com as respectivas referências. Já a Tabela 8 contém as classes de trofia em relação aos intervalos de valores calculado para o IET.

Tabela 7: Equações de diferentes modelos para cálculo de IET.

Fonte	Modelo	Equações
Carlson (1977)	A	$\text{IET}_{\text{PT}} = 14,42 \cdot \ln(\text{P}_T) + 4,15$ $\text{IET}_{\text{NT}} = 14,43 \cdot \ln(\text{N}_T) + 54,45^a$ $\text{IET}_{\text{Cl}_a} = 9,81 \cdot \ln(\text{Cl}_a) + 30,60$ $\text{IET}_A = (\text{IET}_{\text{PT}} + \text{IET}_{\text{NT}} + \text{IET}_{\text{Cl}_a})/3$
Toledo Jr. <i>et al.</i> (1983)	B	$\text{IET}_{\text{PT}} = 14,43 \cdot \ln(\text{P}_T) - 3,28$ $\text{IET}_{\text{Cl}_a} = 10,03 \cdot \ln(\text{Cl}_a) + 30,57$ $\text{IET}_B = (\text{IET}_{\text{PT}} + \text{IET}_{\text{Cl}_a})/2$
Paulic, Hand e Lord (1996)	C	$\text{IET}_{\text{PT}} = 18,643 \cdot \ln(\text{P}_T) - 18,503$ $\text{IET}_{\text{NT}} = 19,763 \cdot \ln(\text{N}_T) + 55,976$ $\text{IET}_{\text{Cl}_a} = 14,349 \cdot \ln(\text{Cl}_a) + 16,947$ $\text{IET}_C = (\text{IET}_{\text{PT}} + \text{IET}_{\text{NT}} + \text{IET}_{\text{Cl}_a})/3$

Continua

		Conclusão
Lamparelli (2004)	<i>D</i>	$IET_{PT} = 6,06 \cdot \ln(P_T) + 34,46$ $IET_{Cla} = 4,91 \cdot \ln(Cla) + 46,73$ $IET_D = (IET_{PT} + IET_{Cla})/2$
Cunha <i>et al.</i> (2013)	<i>E</i>	$IET_{PT} = 3,987 \cdot \ln(P_T) + 40,815$ $IET_{Cla} = 3,624 \cdot \ln(Cla) + 47,850$ $IET_E = (IET_{PT} + IET_{Cla})/2$
Pavluk e Bij de Vaate (2013)	<i>F</i>	$INT_{PT} = 2,92 \cdot \log_{10}(P_T) + 0,22$ $INT_{NT} = 3,01 \cdot \log_{10}(N_T) - 3,61^b$ $INT_{Cla} = 2,54 \cdot \log_{10}(Cla) + 2,22$ $INT_F = (INT_{PT} + INT_{NT} + INT_{Cla})/3$
Wen <i>et al.</i> (2016)	<i>G</i>	$IET_{PT} = 16,25 \cdot \ln(P_T) + 94,36^c$ $IET_{NT} = 16,94 \cdot \ln(N_T) + 54,53$ $IET_{Cla} = 10,86 \cdot \ln(Cla) + 25,00$ $IET_G = (0,2967 \cdot IET_{PT} + 0,2827 \cdot IET_{NT} + 0,4206 \cdot IET_{Cla})^d$

Concentração de fósforo total (P_T) em $\mu\text{g P/L}$, nitrogênio total (N_T) em mg N/L e clorofila *a* (*Cla*) em μL .
^a Kratzer e Brezonik (1981), ^b N_T é dado em $\mu\text{g/L N}$, ^c P_T é dado em mg/L P e ^d os pesos foram redistribuídos.

Tabela 8: Valores dos limites nas escalas de IET para os diferentes estados (níveis) tróficos.

Classes	Nível Trófico	Modelo						
		<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	<i>E</i>	<i>F</i>	<i>G</i>
Ultra-oligotrófico	1	-	≤ 24	-	≤ 47	$\leq 51,1$	$\leq 2,0$	-
Oligotrófico	2	≤ 30	25-44	0-59	48-52	51,2-53,1	2,1-3,0	< 30
Mesotrófico	3	31-40	45-54	60-69	53-59	53,2-55,7	3,1-4,0	30-50
Eutrófico	4	41-60	55-74	> 69	60-63	55,8-58,1	4,1-5,0	51-60
Supereutrófico	5	-	-	-	64-67	58,2-59,0	5,1-6,0	61-70
Hipereutrófico	6	> 60	> 74	-	> 67	$> 59,0$	$> 6,0$	> 70

Fonte: adaptado de Carlson (1977), Toledo Jr. *et al.* (1983), Paulic, Hand e Lord (1996), Lamparelli (2004), Cunha *et al.* (2013), Pavluk e Bij de Vaate (2013) e Wen *et al.* (2016).

As expressões relativas à transparência da água não foram utilizadas, uma vez que a profundidade medida pelo disco de Secchi apresenta limitações quanto à penetração da luz devido às propriedades óticas em ambientes aquáticos (GORDON, 1978; PREISENDORFER, 1986; DAVIES-COLLEY, 1988; LEE *et al.*, 2015).

A intensidade luminosa que adentra uma coluna d'água varia em diferentes regiões devido à composição da água e influencia na medição da profundidade do disco de Secchi (KULSHRESHTHA, 2015). Além disso, essa variável é altamente sensível a mudanças na luz ambiente, rugosidade da superfície de escoamento da água e acuidade visual do observador (EFFLER, 1985; PREISENDORFER, 1986).

O processo de atenuação da luz na água por absorção e espalhamento é afetado pela própria água e seu conteúdo e não somente pela biomassa algal (LORENZEN; MEGARD *et al.*; EDMONDSON, 1980; LAMBOU, 1982; LIND, 1986; EFFLER, 1985, 2017). A transparência também pode ser afetada pela elevada turbidez decorrente do material não algal em suspensão, não apresentando o real grau de trofia local (LIND, 1986; LAMPARELLI, 2004; MAIA, 2015).

Lorenzen (1980) mostrou que só há grandes variações na profundidade do disco de Secchi a baixas concentrações de clorofila *a* em lagos com baixa turbidez. Megard *et al.* (1980) demonstraram que o coeficiente de atenuação da luz pela água não pode ser negligenciado e varia de lago para lago. Edmondson (1980) destacou ainda que a visibilidade do disco de Secchi é mais afetada pelo número de partículas que dispersam a luz do que pelo teor de clorofila *a* das partículas.

3.5 IET modificado para o trópico semiárido (IET_{MSA})

3.5.1 Proposição do índice

A partir dos dados obtidos para os dois reservatórios, foi proposto um Índice de Estado Trófico modificado para o trópico semiárido (IET_{MSA}). Desta forma, além dos parâmetros frequentemente utilizados (clorofila *a*, fósforo total e nitrogênio total), excluiu-se a profundidade do disco de Secchi e incluiu-se a contagem total de cianobactérias.

A biodisponibilidade de nutrientes favorece o desenvolvimento de microrganismos. Dentre estes, as cianobactérias têm maior relevância por estarem associadas à saúde pública (CHORUS; BARTRAM, 1999; BACKER *et al.*, 2015). Assim, devido à relação entre as condições tróficas de um sistema e a floração de cianobactérias, foi proposta a inserção da quantidade total de cianobactérias como um novo parâmetro para compor o IET.

Em reservatórios artificiais, os organismos fitoplanctônicos produtores de toxinas são quase que exclusivamente cianobactérias (PAERL; OTTEN, 2013; BUKOWSKA *et al.*, 2017). As toxinas mais encontradas são as microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas, sendo todas potencialmente oncogênicas e que não são eliminadas pelo tratamento convencional de água (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*; SULIS, 2014).

Para construir o IET_{MSA}, partiu-se da dispersão dos dados e empregou-se o coeficiente de variação para o cálculo do peso das variáveis componentes. O coeficiente de variação (CV) é uma medida padrão simples de incerteza de variáveis ambientais

(HAKANSON, 2000; ANDERSEN, 2015). Expressa a variabilidade dos dados sem a influência da ordem de grandeza da variável e independe da unidade de medida utilizada. Para dados normalmente distribuídos, é definido pela razão entre o desvio padrão e a média.

Quanto menor o CV, mais homogêneo é o conjunto de dados e, portanto, menor efeito terá sobre o resultado final do cômputo de um índice do tipo agregado. O CV é inerente a cada processo, podendo ser de difícil classificação. No entanto, é muito útil na comparação de variáveis ou grupos que a princípio não são comparáveis. Desse modo, a escolha dessa medida de dispersão contribui para avaliar a influência de cada parâmetro sobre o sistema.

Em sistemas aquáticos, muitos parâmetros bioquímicos possuem distribuição não normal. Em geral a distorção é positiva (à direita). Assim, para o escopo da presente proposta o CV foi estimado pela equação abaixo (KOOPMANS, 1964; NIWITPONG, 2013):

$$CV = \sqrt{\exp(s_{\ln}^2) - 1} \quad (10)$$

Em que: s_{\ln} é o desvio padrão amostral dos dados após transformação logarítmica natural.

Os dados foram organizados por reservatório e, posteriormente, agrupados por parâmetro. Para cada parâmetro, estimou-se o coeficiente de variação, para em seguida determinar-se o peso de cada variável (w_i) em relação ao somatório dos valores de CV de todas as variáveis (Equação 11).

$$w_i = \frac{CV_i}{\sum_{i=1}^n CV_i} \quad (11)$$

Quatro classes foram estabelecidas de acordo com os dados do estudo, em semelhança à resolução CONAMA 357/2005 (Tabela 9). O índice proposto (IET_{MSA}) foi baseado em modelo aditivo e com peso relativo a cada parâmetro em suas respectivas classes (Equação 12). Os níveis tróficos foram organizados em ordem crescente, sendo eles, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico. A interpretação final do IET_{MSA} é mostrada na Tabela 10.

Tabela 9: Divisão em classes para cálculo do IET_{MSA} de acordo com a concentração de cada parâmetro.

Parâmetro	Classe			
	1	2	3	4
P_T (mg/L P)	< 0,020	0,020 - 0,030	0,031 - 0,050	> 0,050
N_T (mg/L N)	< 0,50	0,50 - 1,00	1,01 - 1,50	> 1,50
Cl _a (µg/L)	< 10,0	10,0 - 30,0	30,1 - 60,0	> 60,00
CB (cel/mL)	< 20000	20000 - 50000	50001 - 100000	> 100000

Fonte: elaborado pelo autor (2019).

$$IET_{MSA} = \sum_{i=1}^n w_i c_i \quad (12)$$

Tabela 10: Classificação do reservatório de acordo com o IET_{MSA} .

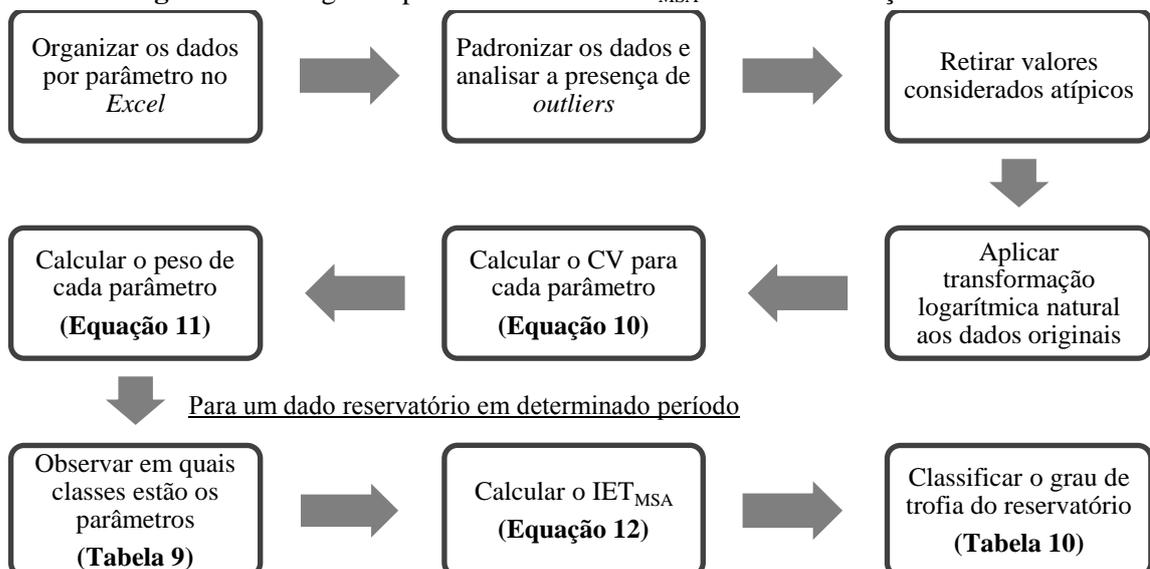
IET_{MSA}	Classificação
$\leq 1,50$	Oligotrófico
1,51 - 2,50	Mesotrófico
2,51 - 3,50	Eutrófico
> 3,50	Hipereutrófico

Fonte: elaborado pelo autor (2019).

3.5.2 Fluxograma para construção do IET_{MSA}

Para ilustrar o processo de construção do IET_{MSA} , segue abaixo o fluxograma, desde a entrada de dados até o cálculo do índice proposto e posterior classificação.

Figura 2: Fluxograma para o cálculo do IET_{MSA} e sua classificação.



Fonte: elaborado pelo autor (2019).

3.6 Adaptação dos IQAs

Para melhor análise dos reservatórios em estudo, os IQAs foram adaptados para o trópico semiárido. Cada índice possui metodologias diferentes, assim, na adaptação dos IQAs foram considerados e selecionados os parâmetros disponíveis e relevantes.

3.6.1 IQA_{NSF} adaptado

Algumas modificações foram feitas para o cálculo do IQA_{NSF} . Os parâmetros originais nitrato, fosfato total e sólidos totais foram substituídos por nitrogênio total (N_T), fósforo total (P_T) e sólidos dissolvidos totais (SDT), respectivamente. Os demais parâmetros foram mantidos. O cálculo e a classificação do IQA_{NSF} continuam conforme a metodologia original.

3.6.2 IQA_R adaptado

Da mesma forma que o IQA_{NSF} adaptado, alguns ajustes foram feitos para o cálculo do IQA_R . Os parâmetros déficit de oxigênio dissolvido (OD_d), clorofila *a* (*Cl*_a), fósforo total (P_T) e cianobactérias (CB) foram mantidos. Os parâmetros originais demanda química de oxigênio (DQO) e nitrogênio inorgânico total (N_{IT}) foram substituídos por demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e nitrogênio total (N_T), respectivamente. O tempo de residência (t_R) e a profundidade média (H_M) do reservatório foram estimados pela vazão regularizada, altura máxima e volume disponível do reservatório.

A Tabela 11 apresenta o peso redistribuído dos parâmetros de qualidade. O cálculo e a classificação do IQA_R continuam de acordo com a metodologia original.

Tabela 11: Parâmetros do IQA_R adaptado e seus pesos redistribuídos.

Parâmetros	Pesos (w)
Déficit de Oxigênio Dissolvido	0,19
Clorofila <i>a</i>	0,17
Fósforo Total	0,14
Demanda Bioquímica de Oxigênio	0,14
Tempo de Residência	0,11
Nitrogênio Total	0,09
Cianobactérias	0,09
Profundidade Média	0,07

Fonte: elaborado pelo autor (2019).

3.6.3 IQA_{CCME} adaptado

Para a composição do índice IQA_{CCME} , os parâmetros analíticos do estudo foram selecionados. Dentre estes, os parâmetros coliformes termotolerantes (CTT), oxigênio dissolvido (OD) e pH foram inclusos automaticamente, pois são variáveis consideradas imprescindíveis ao controle da qualidade da água (*e.g.* IQA_{NSF} , 1970). Selecionou-se também a contagem total de cianobactérias (CB), visto que esse parâmetro representa a presença de organismos potencialmente tóxicos que dificultam o tratamento convencional de água (CAPELO-NETO; NEYCOMBE, 2017).

Os coliformes termotolerantes são utilizados como bioindicadores da qualidade da água para consumo humano, já que a presença de coliformes aponta provável contaminação por agentes patogênicos. A concentração de oxigênio dissolvido é de fundamental importância na qualidade da água, pois o oxigênio está envolvido praticamente em todos os processos químicos e biológicos, como a oxidação de matéria orgânica e a manutenção da vida aquática. O pH tem relevância tanto ambiental quanto industrial, pois pode influenciar a fisiologia de diversas espécies, a precipitação de compostos tóxicos e os processos de tratamento de água. As cianobactérias têm papel importante nos processos de tratamento de água, uma vez que podem colmatar unidades de filtração e liberar metabólitos nocivos.

As diretrizes do IQA_{CCME} recomendam, no mínimo, quatro variáveis com pelo menos quatro amostras para o cálculo do índice. As variáveis específicas, objetivos e período de análise não são especificadas, podendo variar de região para região ou dependendo das condições locais. Espera-se que as variáveis e objetivos selecionados forneçam informações relevantes sobre o local particular.

Para a classificação do corpo d'água, considerou-se o Art. 42 da Resolução CONAMA N° 357/2005, que estabelece que enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas Classe 2.

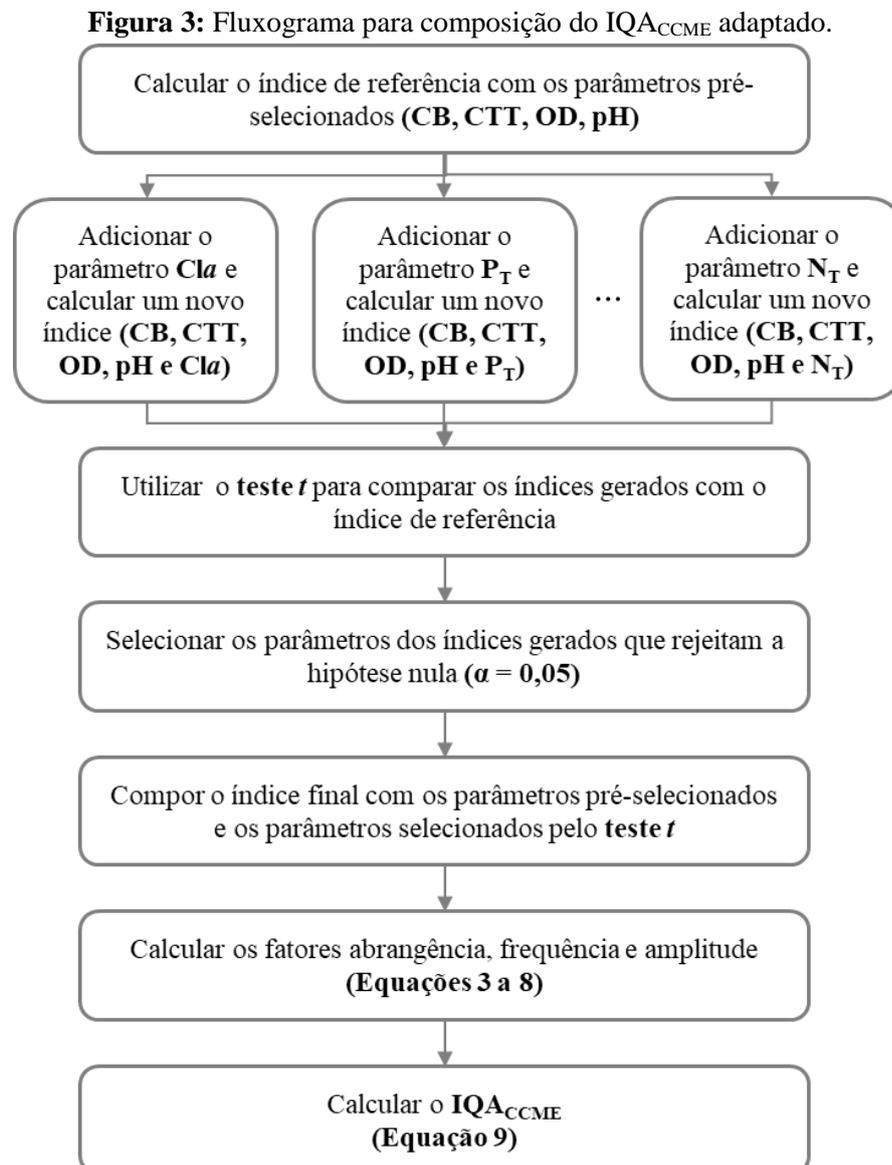
3.6.3.1 Seleção de parâmetros para o IQA_{CCME} adaptado

Utilizou-se o teste t para comparação de índices e, posterior, seleção de parâmetros e composição do índice. O teste t é um teste estatístico de hipótese e pode ser utilizado para determinar se a média de dois conjuntos de dados são significativamente diferentes uma da outra. A partir do nível de significância, a hipótese nula, que considera a média das amostras iguais, pode ser rejeitada ou não.

A partir dos parâmetros pré-selecionados, calculou-se um índice de referência seguindo a metodologia do IQA_{CCME} . Em seguida, adicionou-se, individualmente, parâmetro por parâmetro aos parâmetros pré-selecionados, totalizando doze novos índices. Cada índice gerado foi comparado ao índice de referência através do teste t , aceitando aqueles que rejeitaram a hipótese nula. Incorporou-se ao índice final os parâmetros que compunham os índices aceitos pelo teste t .

3.6.3.2 Fluxograma para a composição do IQA_{CCME} adaptado

Para ilustrar o processo de composição do IQA_{CCME} adaptado, segue abaixo o fluxograma, desde a seleção dos parâmetros até o cálculo do índice.



Fonte: elaborado pelo autor (2019).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Índices de Estado Trófico com diferentes modelos

As características gerais das variáveis consideradas para cada reservatório são apresentadas na Tabela 12. Pela amplitude dos dados, destaca-se a variação elevada nas concentrações dos parâmetros analisados. Em estudos anteriores e tratando de eutrofização, também no Ceará, Vidal e Capelo Neto (2014) e Barros *et al.* (2017) ressaltam as atividades antrópicas junto a esses reservatórios.

A abundância de cianobactérias nos dois reservatórios se dá pelos altos valores de fósforo e nitrogênio, que favorecem seu desenvolvimento. Também, a presença de certos táxons de cianobactérias pode influenciar o ciclo destes nutrientes, tanto pela fixação do nitrogênio atmosférico quanto pela assimilação do fósforo do sedimento (DOLMAN *et al.*, 2012; COTTINGHAM *et al.*, 2015).

Tabela 12: Estatística descritiva para as variáveis consideradas em cada reservatório.

Reservatório	Estatística	P _T (mg/L P)	N _T (mg/L N)	Cl _a (µg/L)	CB (cel/mL)	N _T /P _T ^a
ACA	<i>n</i>	54	53	54	54	53
	\bar{x}	0,120	1,442	31,46	67476 ^b	65,5
	Mediana	0,108	1,323	21,39	77270	28,7
	<i>s</i>	0,084	0,882	31,54	289973	109,3
	Mínimo	0,010	0,213	1,36	1296	3,8
	Máximo	0,304	5,076	144,70	2029480	567,5
GAV	<i>n</i>	54	54	53	54	54
	\bar{x}	0,089	1,332	39,17	138350 ^b	66,4
	Mediana	0,092	1,358	34,19	134852	33,6
	<i>s</i>	0,052	0,678	25,18	356597	86,5
	Mínimo	0,010	0,025	1,08	7604	0,4
	Máximo	0,205	2,866	105,69	2549422	373,3

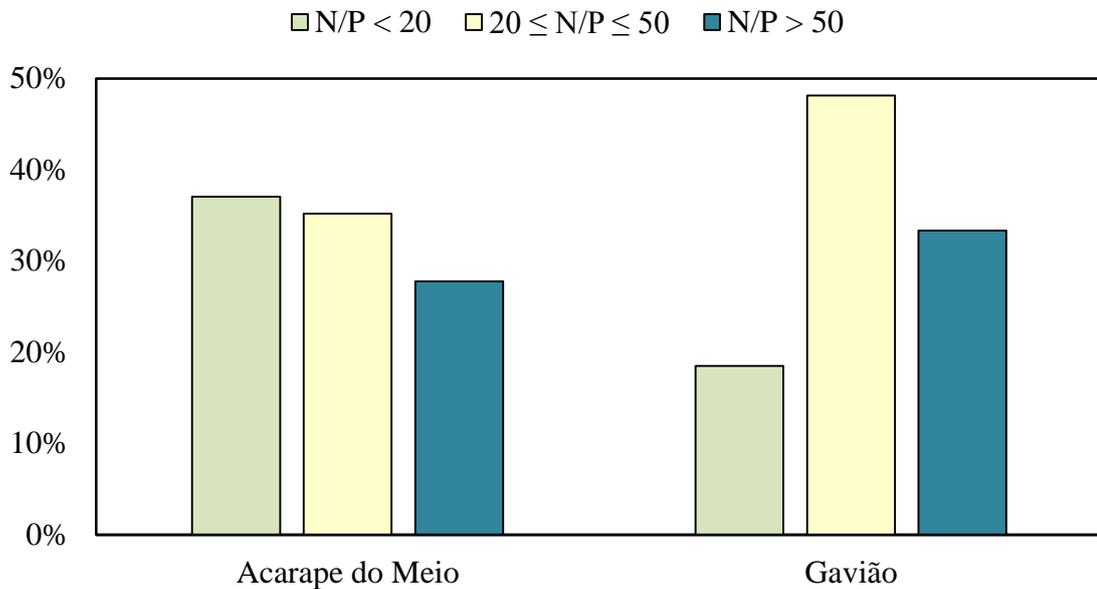
^aRazão molar e ^bmédia geométrica.

Fonte: elaborado pelo autor (2019).

Para analisar o conceito de nutriente limitante, os dados foram divididos seguindo a razão molar entre nitrogênio total e fósforo total. Segundo Guildford e Hecky (2000), se a razão molar N_T/P_T em lagos e oceanos for menor que 20, há limitação pelo nitrogênio; maior que 50, há limitação pelo fósforo; e maior ou igual a 20 e menor ou igual a 50, tanto o nitrogênio quanto o fósforo podem ser limitantes.

Elser *et al.* (2007) apresentaram evidências de que a colimitação é bem mais frequente que a limitação por um único nutriente. Pela Figura 4, observa-se que não há predominância de um nutriente limitante, principalmente no reservatório Gavião. Assim, devido à intensidade da dinâmica de nutrientes em corpos lânticos do semiárido, provavelmente há alternância entre nutrientes limitantes ou colimitação em ambos os reservatórios.

Figura 4: Percentual de amostras do estudo conforme a razão molar N_T/P_T em ambos os reservatórios.

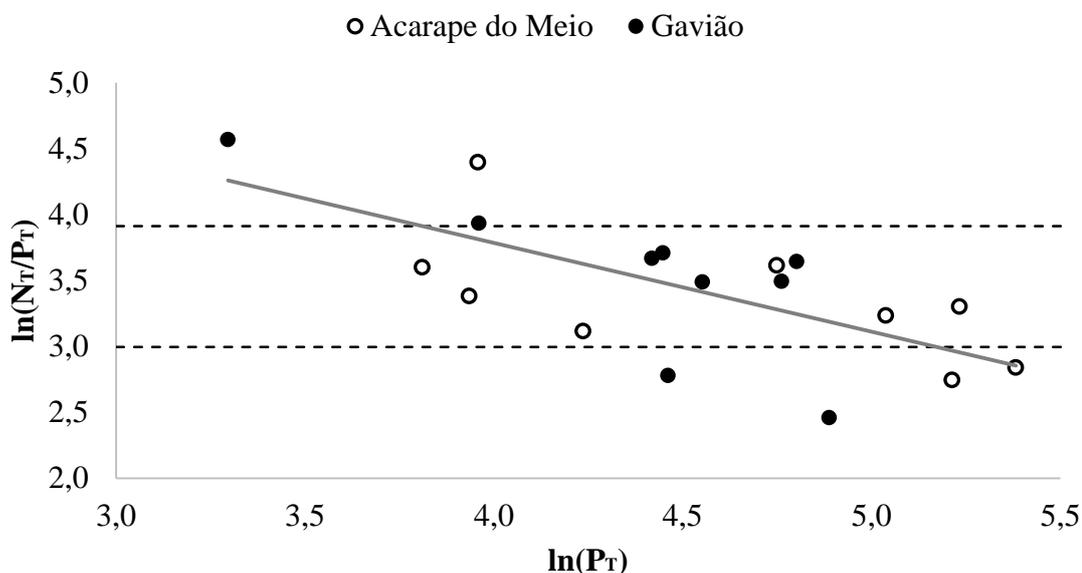


Fonte: elaborado pelo autor (2019).

Notou-se correlação moderada entre a concentração semestral de fósforo total e a razão molar N_T/P_T ($r = -0,695$) (Figura 5). Entretanto, o aumento de N_T não incrementou a mesma razão. Isto sugere distinções sobre os mecanismos e taxas de utilização de cada nutriente.

A relação com o fósforo total ocorre provavelmente em razão das diferentes composições das fontes de nutrientes, com grandes aportes de fósforo, ou da ciclagem de nutrientes dentro do próprio reservatório. O complexo mecanismo envolvendo a recarga interna de fósforo está ligado ao grau de trofia do corpo aquático, ou seja, quanto mais eutrófico o sistema, mais liberação de fósforo pelo sedimento (WELCH, 2005; ORIHIEL *et al.*, 2017). Dessa forma, é comum não observar grandes mudanças na concentração de fósforo, apesar das variações.

Figura 5: Relação entre a razão molar N_T/P_T e a concentração semestral de P_T ($\mu\text{g/L}$) em ambos os reservatórios (valores agrupados).



Fonte: elaborado pelo autor (2019).

Na Tabela 13, encontram-se os resultados do estado trófico, em ambos os reservatórios, utilizando os diferentes modelos de IET. Observa-se que utilizando diferentes metodologias para os mesmos dados, os níveis de trofia variam.

Tabela 13: Resultados dos diferentes modelos de IET em ambos os reservatórios.

Reservatório	Período	Modelo						
		A	B	C	D	E	F	G
ACARAPE DO MEIO	2014.1	74	74	78	68	63,1	6,9	71
	2014.2	68	68	70	64	60,6	6,2	63
	2015.1	68	70	70	66	61,5	6,3	64
	2015.2	68	67	70	64	60,6	6,3	64
	2016.1	62	58	63	61	58,1	5,8	58
	2016.2	55	54	52	58	56,4	5,0	49
	2017.1	65	63	66	62	59,1	6,0	60
	2017.2	56	55	53	59	56,8	5,1	50
	2018.1	57	57	54	60	57,6	5,2	51
GAVIÃO	2014.1	59	57	58	60	57,5	5,5	54
	2014.2	57	59	55	60	57,9	5,3	52
	2015.1	61	64	60	63	59,5	5,6	56
	2015.2	57	53	55	58	56,7	5,3	52
	2016.1	66	65	67	64	60,3	6,1	62
	2016.2	66	66	68	64	60,4	6,2	62
	2017.1	69	67	71	64	60,6	6,3	64
	2017.2	69	70	72	66	61,7	6,5	66
	2018.1	66	67	68	64	60,7	6,2	63

A = Carlson (1977), B = Toledo Jr. *et al.* (1983), C = Paulic, Hand e Lord (1996), D = Lamparelli (2004), E = Cunha *et al.* (2013), F = Pavluk e Bij de Vaate (2013) e G = Wen *et al.* (2016).

Mesotrófico, Eutrófico, Supereutrófico e Hipereutrófico.

Fonte: elaborado pelo autor (2019).

4.2 Resultados com o IET_{MSA}

4.2.1 Estimativa da densidade de cianobactérias

McCauley, Downing e Watson (1989) encontraram relações não lineares entre as concentrações de clorofila *a* e dos nutrientes fósforo e nitrogênio. Nessa relação, levou-se em consideração o quadrado e o cubo dos logaritmos de fósforo e nitrogênio para possíveis não linearidades e, também, o produto dos logaritmos desses nutrientes para prováveis interações entre as concentrações de fósforo e nitrogênio.

A variabilidade intraespecífica no formato e tamanho das células de espécies fitoplanctônicas dificulta a estimativa dos biovolumes desses organismos (FELIP, 2000; THOMAS *et al.*, 2018). De maneira geral, células menores possuem relativamente mais clorofila que células maiores (VÖRÖS, 1991). Entretanto, há provável relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de clorofila *a* (AHN *et al.*, 2007; BRIENT *et al.*, 2008).

Assim sendo, na tentativa de estimar a densidade de cianobactérias ao longo do tempo nos reservatórios em estudo, utilizou-se uma regressão múltipla. As variáveis clorofila *a* (µg/L), fósforo total (mg/L) e nitrogênio total (mg/L) foram usadas para analisar a variação na contagem total de cianobactérias (cel/mL). Os dados semestrais foram agrupados e transformados, aplicando logaritmo, para reduzir a variância, e padronizados através da centralização de variáveis. A equação obtida pode ser escrita na forma:

$$\begin{aligned} \ln(\text{CB}) = & \mathbf{a} + \mathbf{b} \cdot [\ln(\text{Cl}a) - 3,352]^2 + \mathbf{c} \cdot [\ln(\text{N}_T) - 0,248]^3 \\ & + \mathbf{d} \cdot [\ln(\text{P}_T) + 2,400] + \mathbf{e} \cdot [\ln(\text{P}_T) + 2,400]^2 \\ & + \mathbf{f} \cdot [\ln(\text{P}_T) + 2,400]^3 \\ & + \mathbf{g} \cdot [\ln(\text{Cl}a) - 3,352] \cdot [\ln(\text{N}_T) - 0,248]^2 \\ & + \mathbf{h} \cdot [\ln(\text{N}_T) - 0,248] \cdot [\ln(\text{P}_T) + 2,400]^2 \end{aligned} \quad (13)$$

A Equação 13 tem relevância por relacionar variáveis originais (*Cl_a*, *N_T* e *P_T*) que possivelmente tenham relação ou influenciam a variável que se quer explicar (CB). Talvez estudos em outros períodos ou em diferentes reservatórios resultem em parâmetros e/ou coeficientes diferentes. Os resultados da regressão estão na Tabela 14.

Destaca-se que 85,2% da variação semestral do logaritmo da contagem total de cianobactérias pode ser explicada pelos logaritmos das concentrações de clorofila *a*, fósforo total e nitrogênio total. Apesar de ser uma aproximação, os resultados mostram boa concordância com os valores observados (Figura 6).

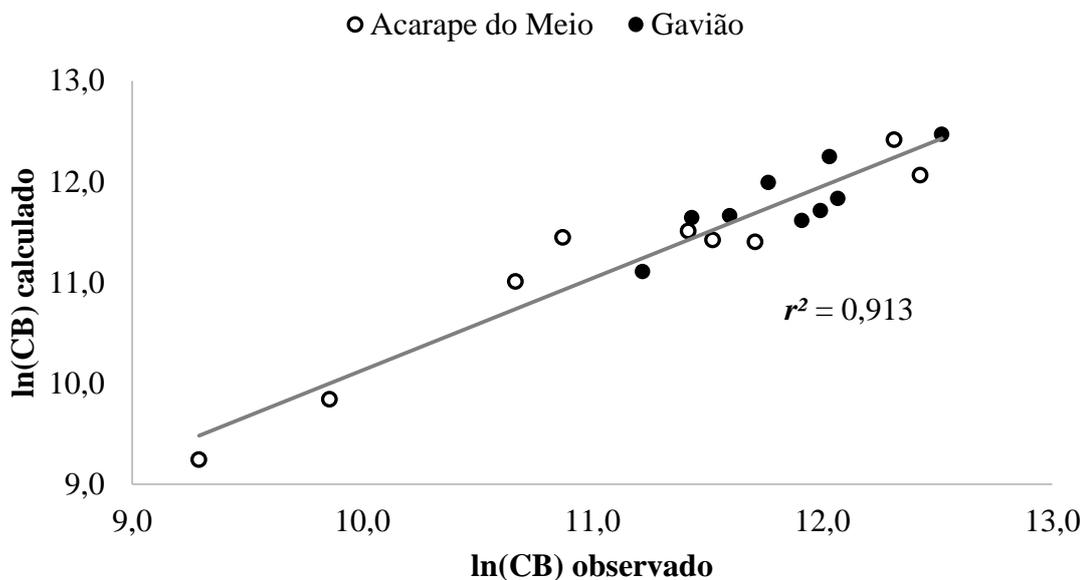
Tabela 14: Regressão múltipla para estimativa da contagem total de cianobactérias (CB, cel/mL) através da clorofila *a* (Cla, µg/L), fósforo total (P_T, mg/L P) e nitrogênio total (N_T, mg/L N). O modelo proposto, para o dado nível de significância ($\alpha = 0,05$), foi o que melhor se adequou aos dados ($r^2_{aj.} = 0,852$; $n = 18$; $p < 0,001$) com multicolinearidade não relevante (VIF < 10).

Parâmetros	Coefficientes	Erro Padrão	Valor-t	Valor-p
a	11,968	0,148	80,851	< 0,001
b	-0,824	0,197	-4,185	< 0,01
c	-5,749	1,290	-4,458	< 0,01
d	1,272	0,312	4,083	< 0,01
e	-1,059	0,298	-3,550	< 0,01
f	-2,401	0,398	-6,035	< 0,001
g	4,351	0,943	4,613	< 0,001
h	5,082	1,089	4,666	< 0,001

VIF – fator de inflação da variância (*variance inflation factor*).

Fonte: elaborado pelo autor (2019).

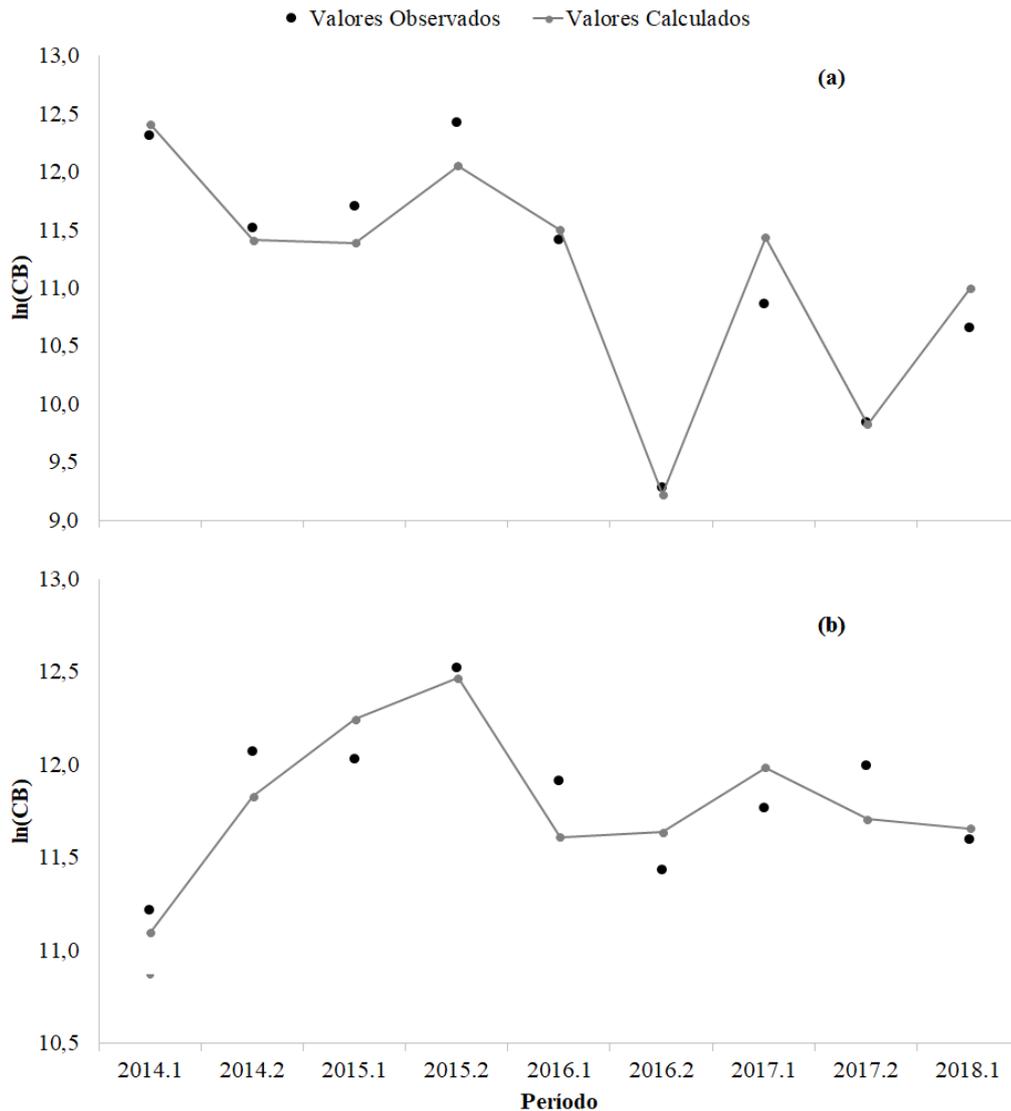
Figura 6: Correlação entre os valores observados de ln(CB) e os valores calculados de ln(CB) em ambos os reservatórios (valores agrupados).



Fonte: elaborado pelo autor (2019).

A evolução temporal do logaritmo da contagem total de cianobactérias em ambos os reservatórios apresenta intervalos crescentes e decrescentes. Esses ciclos podem ser ocasionados pelo nutriente limitante disponível, pela adaptação de certos táxons de cianobactérias, bem como por variações hidrológicas (PAERL, 2016). A linha de tendência estimada pela regressão múltipla (Equação 13) apresenta com razoabilidade o comportamento do logaritmo da densidade de cianobactérias ao longo do tempo (Figura 7).

Figura 7: Variação semestral de $\ln(\text{CB})$ com linha de tendência estimada por regressão múltipla (Equação 13) nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião.

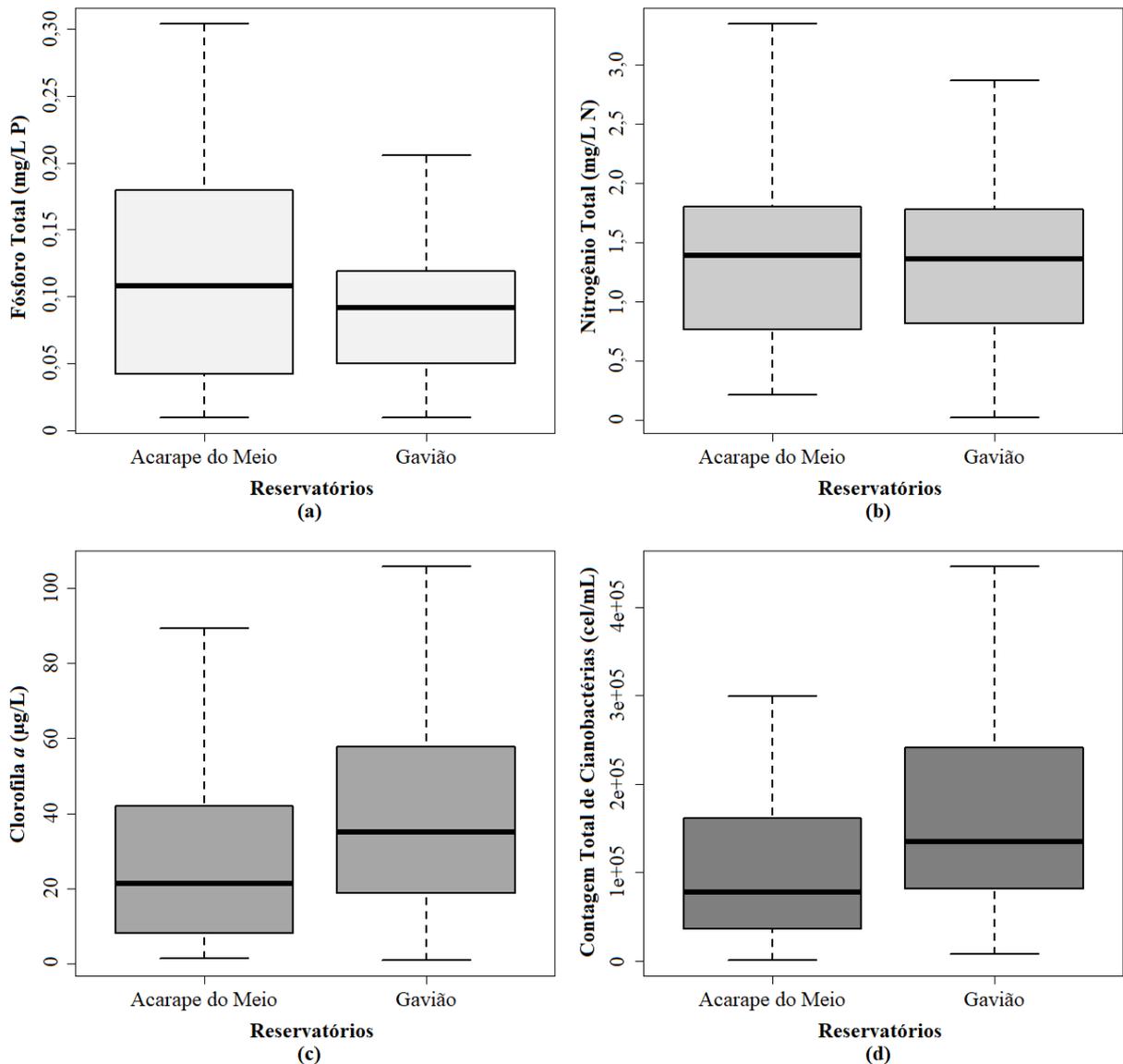


Fonte: elaborado pelo autor (2019).

4.2.2 Peso das variáveis componentes do IET_{MSA}

Para a análise dos parâmetros em cada reservatório, utilizou-se o método *boxplot*, que indica a variabilidade dos dados observados. Pela Figura 8, verifica-se assimetria e dispersão na maioria das variáveis analisadas, o que condiz com a pressuposição de não normalidade dos dados. Os CVs estimados (Equação 10), assumindo-se distribuição log-normal, foram utilizados para o cálculo dos pesos (Equação 11), mostrados na Tabela 15.

Figura 8: Variação dos parâmetros (a) fósforo total, (b) nitrogênio total, (c) clorofila *a* e (d) contagem total de cianobactérias nos reservatórios estudados.



Fonte: elaborado pelo autor (2019).

Tabela 15: Peso de cada parâmetro sobre o sistema (w_i).

Parâmetro	P_T	N_T	<i>Cl</i> _a	CB
Peso	0,274	0,157	0,261	0,307

P_T - fósforo total; N_T - nitrogênio total; *Cl*_a - clorofila *a*; CB - contagem total de cianobactérias.

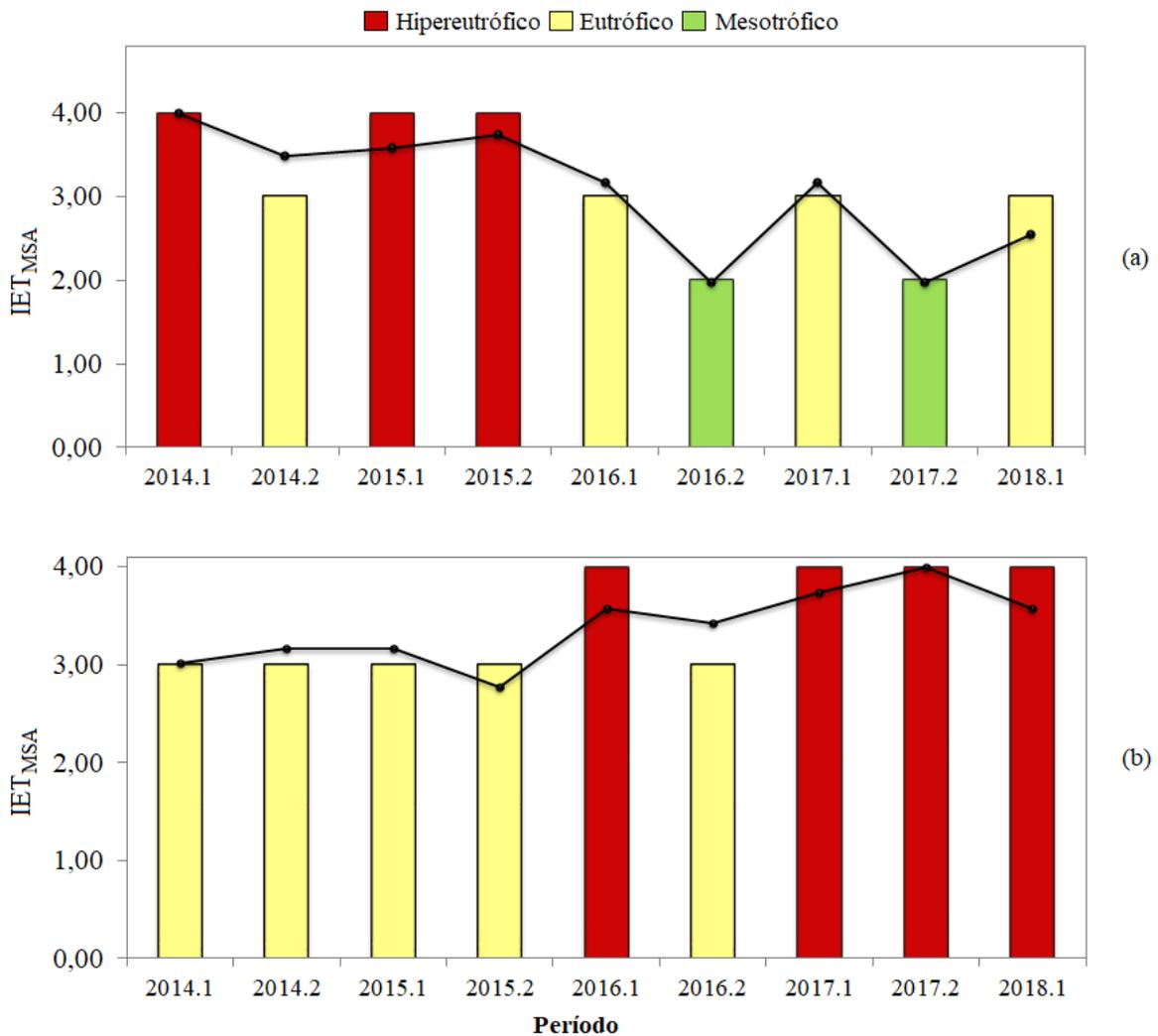
Fonte: elaborado pelo autor (2019).

A contagem de CB apresentou maior peso, correspondendo ao fato de que dados biológicos têm maior variabilidade como caráter intrínseco (LEVER; KRZYWINSKI; ALTMAN, 2017). Quanto à clorofila *a*, que é uma estimativa indireta, Walker Jr. (1984) ressalta que as concentrações do fitopigmento em relação ao real conteúdo de biomassa algal podem variar bastante. Também, as medidas de clorofila *a* apresentam limitações práticas

quanto à confiabilidade de médias estatísticas, notadamente causada pelos valores das máximas. Isto ocorre em razão do número limitado de dados de monitoramento e variabilidade relativamente elevadas. Há, então, a sugestão de que uma melhor interpretação requeira outros tipos de medidas. No caso das concentrações totais de fósforo e de nitrogênio as diferenças de pesos refletem à própria dinâmica de ciclagem dos nutrientes.

A Figura 9 mostra a evolução temporal do IET_{MSA} nos reservatórios, com base em ciclos semestrais. O reservatório Acarape do Meio apresentou maior oscilação no estado trófico, passando de eutrófico/hipereutrófico para mesotrófico/eutrófico ao longo do período analisado. Esse açude mostrou boa correlação entre as variáveis que compõem o índice (P_T , N_T , Cl_a e CB) e o IET_{MSA} ($0,724 \leq r \leq 0,876$).

Figura 9: Evolução temporal do IET_{MSA} e classificação semestral do estado trófico nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião.



Fonte: elaborado pelo autor (2019).

Já o reservatório Gavião apresentou tendência de piora ao longo do período em análise, passando do estado eutrófico para hipereutrófico. Nesse açude achou-se moderada/boa correlação entre as variáveis P_T , N_T e Cl_a , e o IET_{MSA} ($0,683 \leq r \leq 0,852$). Apesar da variável CB ter maior peso sobre o índice, não se observou correlação significativa desse parâmetro sobre o IET_{MSA} ($r = -0,379$). Isso mostra que o referido índice pode refletir melhor o comportamento das variáveis que apresentarem classes comuns.

Na Figura 10 são mostradas as correlações entre os diferentes modelos de IET. Observa-se que todos os modelos apresentam boa concordância entre si, inclusive o modelo proposto IET_{MSA} . Isso ocorre, provavelmente, devido ao uso de variáveis comuns em todos os modelos, como clorofila a , fósforo total e nitrogênio total. A Tabela 16 apresenta as equações obtidas entre o IET_{MSA} e os demais IETs.

Figura 10: Correlação entre os diferentes modelos de IET ($0,885 \leq r \leq 1,000$). **A** = Carlson (1977), **B** = Toledo Jr. *et al.* (1983), **C** = Paulic, Hand e Lord (1996), **D** = Lamparelli (2004), **E** = Cunha *et al.* (2013), **F** = Pavluk e Bij de Vaate (2013) e **G** = Wen *et al.* (2016).

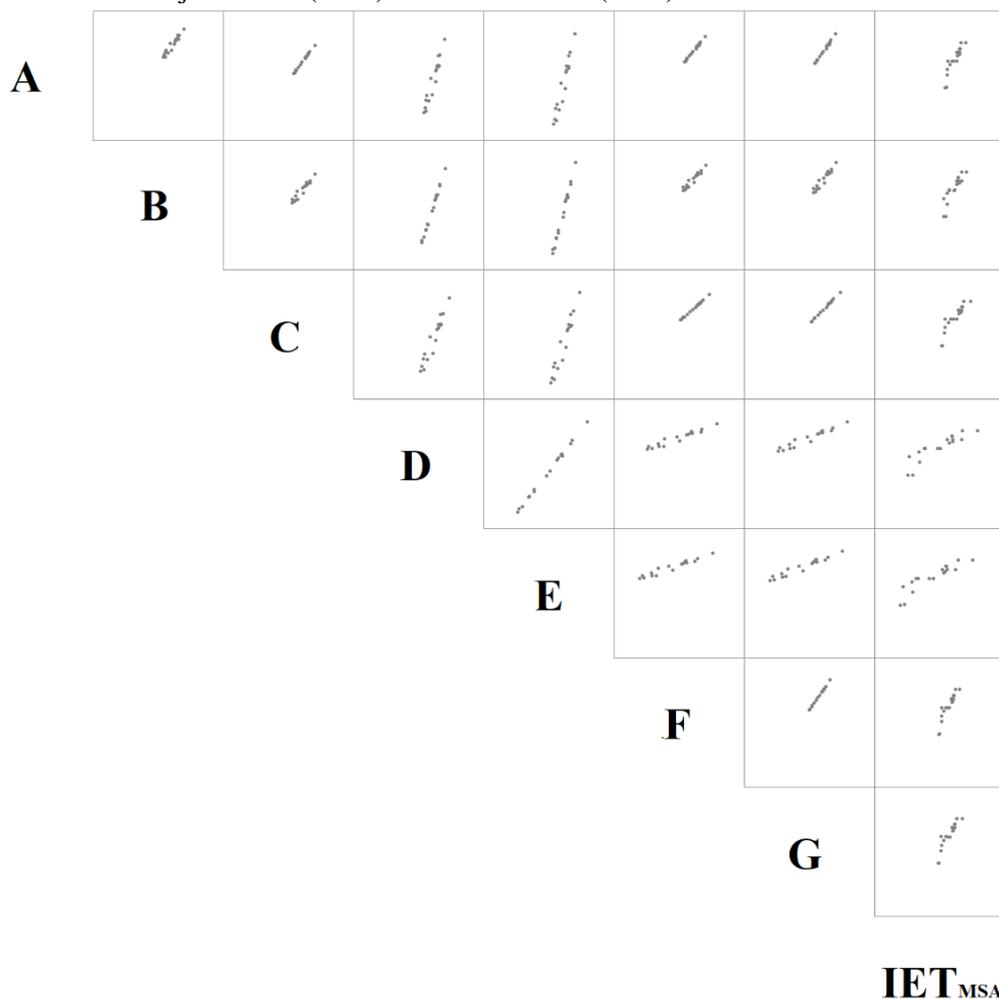


Tabela 16: Equações relacionando os diferentes modelos de IET e o IET_{MSA} .

Modelo	Equação	r^2
A	$IET_{MSA} = 0,0965.IET_A - 2,9068$	0,828
B	$IET_{MSA} = 0,0862.IET_B - 2,2001$	0,784
C	$IET_{MSA} = 0,0706.IET_C - 1,2803$	0,834
D	$IET_{MSA} = 0,1933.IET_D - 8,8510$	0,801
E	$IET_{MSA} = 0,2788.IET_E - 13,3340$	0,812
F	$IET_{MSA} = 1,0051.IET_F - 2,6680$	0,841
G	$IET_{MSA} = 0,0862.IET_G - 1,8479$	0,844

A = Carlson (1977), **B** = Toledo Jr. *et al.* (1983), **C** = Paulic, Hand e Lord (1996), **D** = Lamparelli (2004), **E** = Cunha *et al.* (2013), **F** = Pavluk e Bij de Vaate (2013) e **G** = Wen *et al.* (2016).

Fonte: elaborado pelo autor (2019).

4.3 Resultados com o IQA_{NSF} adaptado

A Figura 11 mostra que a qualidade da água em ambos os reservatórios, através do IQA_{NSF} , pouco variou ao longo do período analisado. Tanto no reservatório Acarape do Meio ($27 \leq IQA_{NSF} \leq 37$) quanto no Gavião ($30 \leq IQA_{NSF} \leq 38$), a qualidade da água ficou no limite entre ruim e regular. A evolução temporal desse índice, nos dois reservatórios, apresentou comportamento estável.

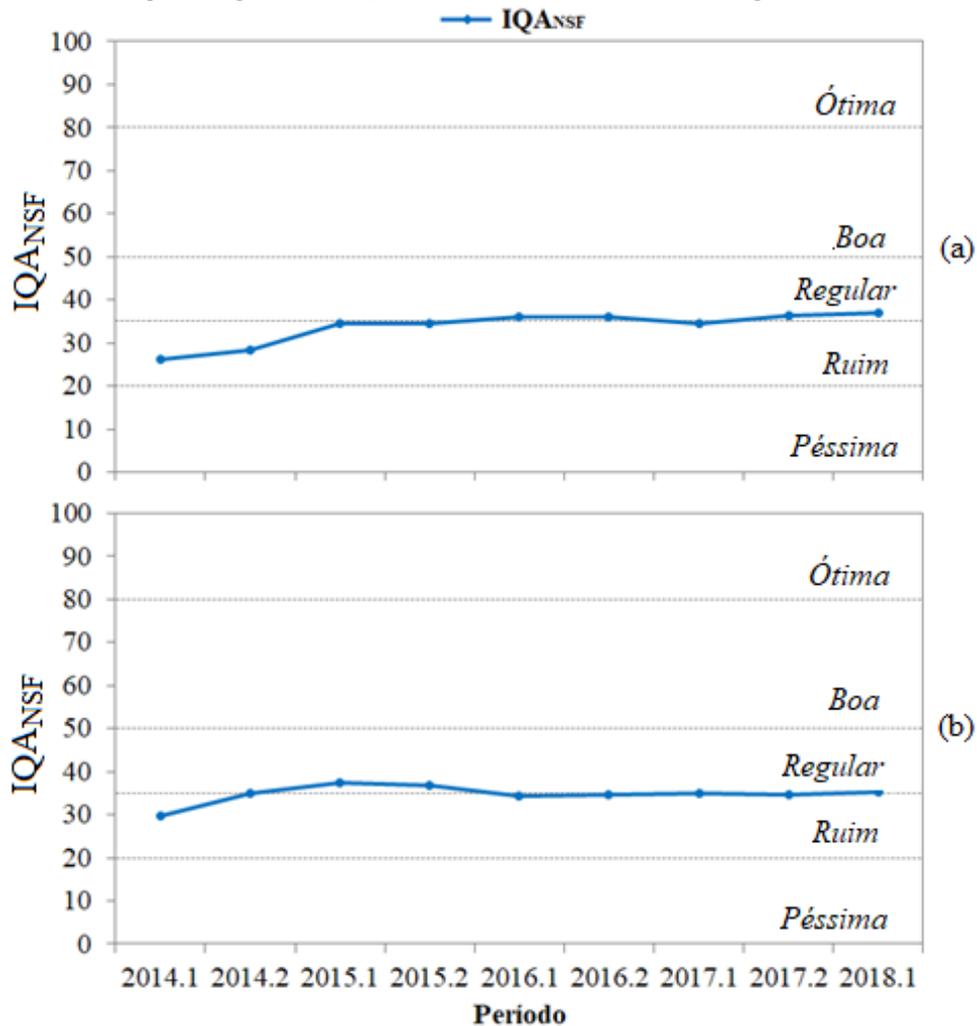
Apesar de ser bastante difundido, o IQA_{NSF} apresenta sobreposição de parâmetros (tais como OD e DBO) e não considera a finalidade de uso da água (OLIVEIRA *et al.*, 2014), podendo não refletir adequadamente a qualidade do corpo d'água em estudo.

4.4 Resultados com o IQA_R adaptado

A Figura 12 apresenta a evolução temporal do IQA_R em ambos os reservatórios, mostrando uma leve variação, principalmente no açude Acarape do Meio. No IQA_R , a inserção de mais parâmetros biológicos retrata de forma mais apropriada a qualidade da água, visto que tais parâmetros apresentam maior variabilidade.

De acordo com o IQA_R , o reservatório Acarape do Meio apresentou uma melhora ao longo dos semestres analisados, passando de criticamente degradado (CD) a moderadamente degradado (MD) ($3,14 \leq IQA_R \leq 4,01$). Já o reservatório Gavião variou minimamente dentro de uma faixa, enquadrando-se na categoria de criticamente degradado a poluído (CD) ($3,60 \leq IQA_R \leq 4,18$).

Figura 11: Evolução temporal do IQA_{NSF} nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião.

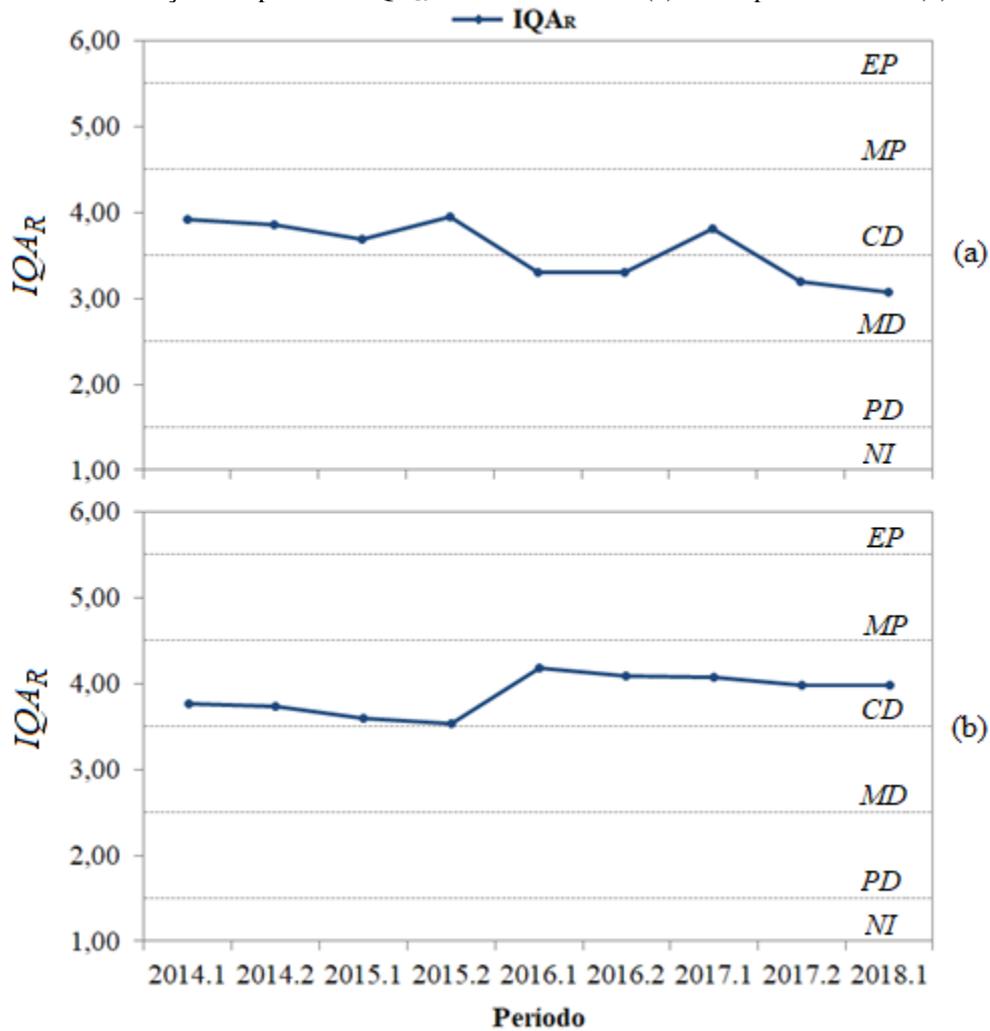


Fonte: elaborado pelo autor (2019).

4.5 Resultados com o IQA_{CCME} adaptado

Na composição do IQA_{CCME} , além dos parâmetros pré-selecionados, escolheu-se, com base no teste t , os parâmetros fósforo total ($t = 2,408$; $t_{critico} = 1,692$; $n = 18$) e sólidos dissolvidos totais ($t = 1,973$; $t_{critico} = 1,692$; $n = 18$). Os índices contendo as variáveis P_T e SDT comparados ao índice de referência apresentaram médias significativamente diferentes ($p < 0,05$). Assim, avaliou-se a qualidade da água através de seis variáveis: CB, CTT, OD, pH, P_T e SDT .

Pela Figura 13, observa-se uma melhora na qualidade da água do reservatório Acarape do Meio no período analisado. Nesse reservatório, a qualidade variou de péssima a regular ($30 \leq IQA_{CCME} \leq 79$). Já o reservatório Gavião apresentou qualidade variável, porém oscilando praticamente dentro da faixa de classificação ruim ($54 \leq IQA_{CCME} \leq 66$).

Figura 12: Evolução temporal do IQA_R nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião.

Fonte: elaborado pelo autor (2019).

Para calcular o IQA_{CCME} adaptado precisa-se estipular valores máximos (ou mínimos) como critério de qualidade. Para o presente estudo, considerou-se pertinente adotar os valores estabelecidos na Resolução CONAMA N° 357/2005 - Classe 2 (vide Art. 42). A Tabela 17 apresenta os valores limite para cada parâmetro.

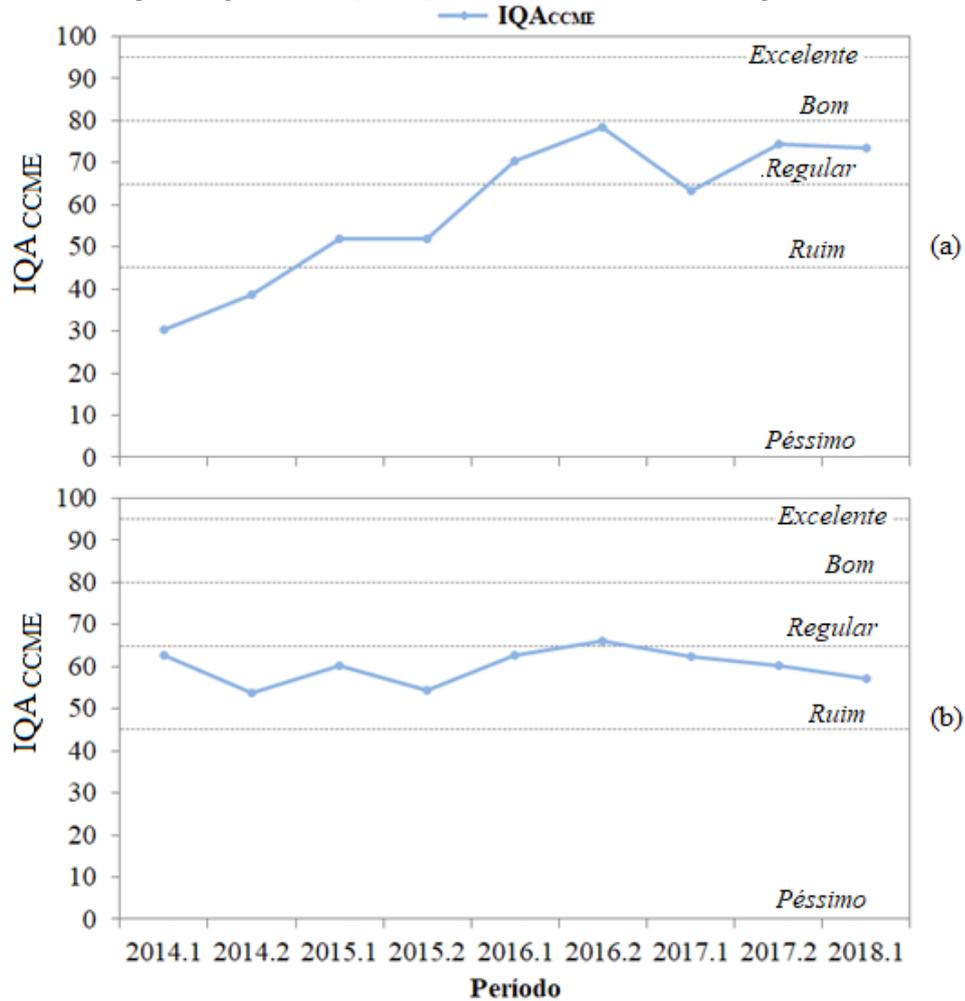
Tabela 17: Valores estipulados para os parâmetros que compõem o IQA_{CCME}.

Parâmetros	Critérios de Qualidade
Densidade de Cianobactérias	≤ 50000 cel/mL
Coliformes Termotolerantes	≤ 1000 NMP/100mL
Oxigênio Dissolvido	≥ 5 mg/L O ₂
pH	6,0 – 9,0
Fósforo Total	≤ 0,030 mg/L P
Sólidos Dissolvidos Totais	≤ 500 mg/L

Fonte: elaborado pelo autor (2019).

No período em estudo, a quantidade de parâmetros escolhidos na composição do IQA_{CCME} para avaliar a qualidade de água nos dois reservatórios tem caráter reducionista em relação aos outros IQAs. No entanto, a flexibilidade na escolha e seleção de variáveis, bem como dos critérios de qualidade, propiciam a avaliação do corpo d'água sob diferente perspectiva.

Figura 13: Evolução temporal do IQA_{CCME} nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião.

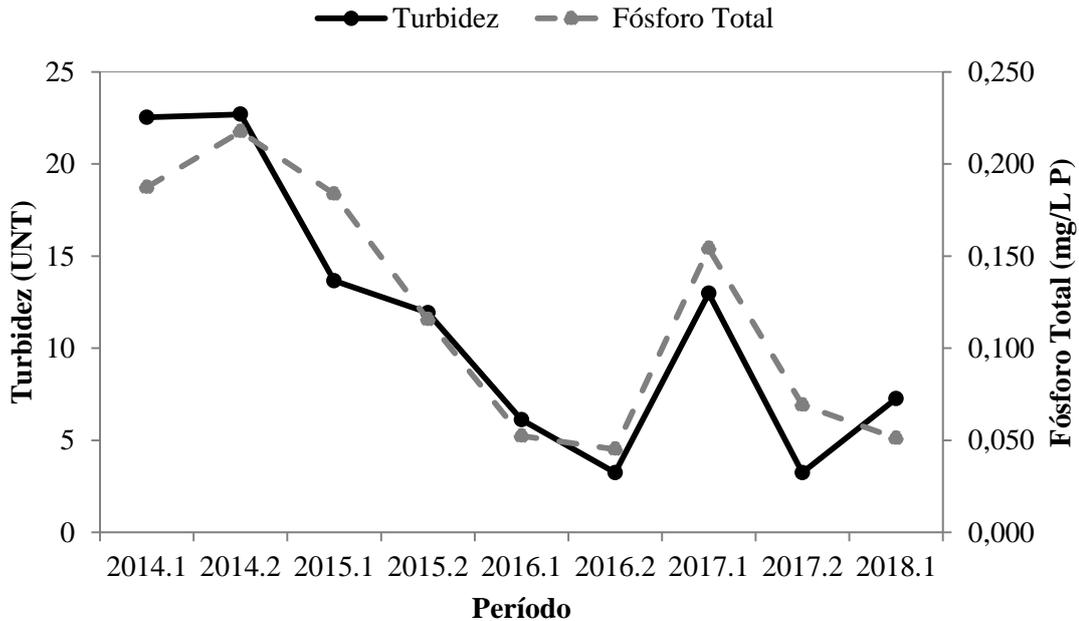


Fonte: elaborado pelo autor (2019).

4.6 Associações entre parâmetros e modelos

No Apêndice A, encontram-se os resultados semestrais (estatística descritiva) de todos os parâmetros considerados no estudo em ambos os reservatórios.

Figura 14: Relação entre turbidez e fósforo total no reservatório Acarape do Meio.

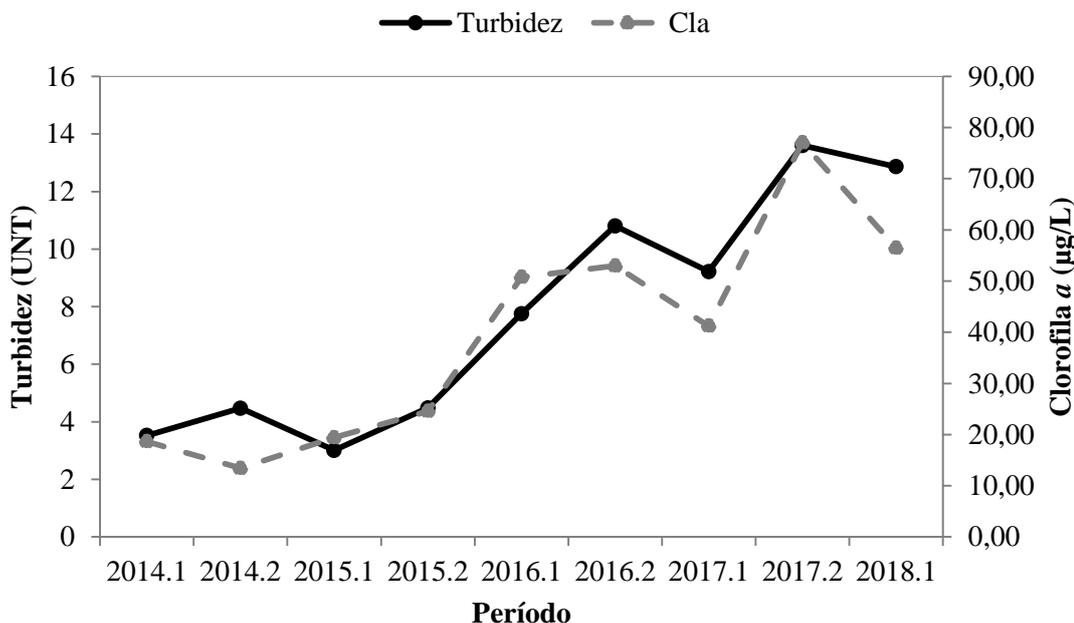


Fonte: elaborado pelo autor (2019).

Ao se analisar os dois reservatórios separadamente, constata-se que a turbidez no açude Acarape do Meio possui forte relação com a concentração de fósforo total ($r = 0,926$). Uma possível explicação para essa turbidez mineral é o revolvimento do sedimento e, conseqüentemente, a liberação de fósforo para a coluna d'água. O comportamento desses parâmetros ao longo do período analisado pode ser visto na Figura 14.

Por sua vez, o açude Gavião apresenta forte correlação entre a turbidez e a concentração de clorofila *a* ($r = 0,943$). Provavelmente, essa turbidez algal indica crescimento na produtividade primária, pois o aumento da biomassa algal é resultado do desenvolvimento de comunidades fitoplanctônicas, principalmente na região limnética do reservatório. A Figura 15 traz a relação entre esses parâmetros.

Figura 15: Relação entre turbidez e clorofila *a* no reservatório Gavião.



Fonte: elaborado pelo autor (2019).

A concentração semestral de oxigênio dissolvido (OD), no reservatório Acarape do Meio, variou em função do pH e da temperatura ($r = 0,954$). No reservatório Gavião, OD variou em função da concentração de sulfato ($r = 0,897$). Em ambos os casos, confirma-se a concordância entre a variação de OD e os parâmetros temperatura, pH e salinidade (representada pela concentração de sulfato). Essa variação pode ser vista na Figura 16.

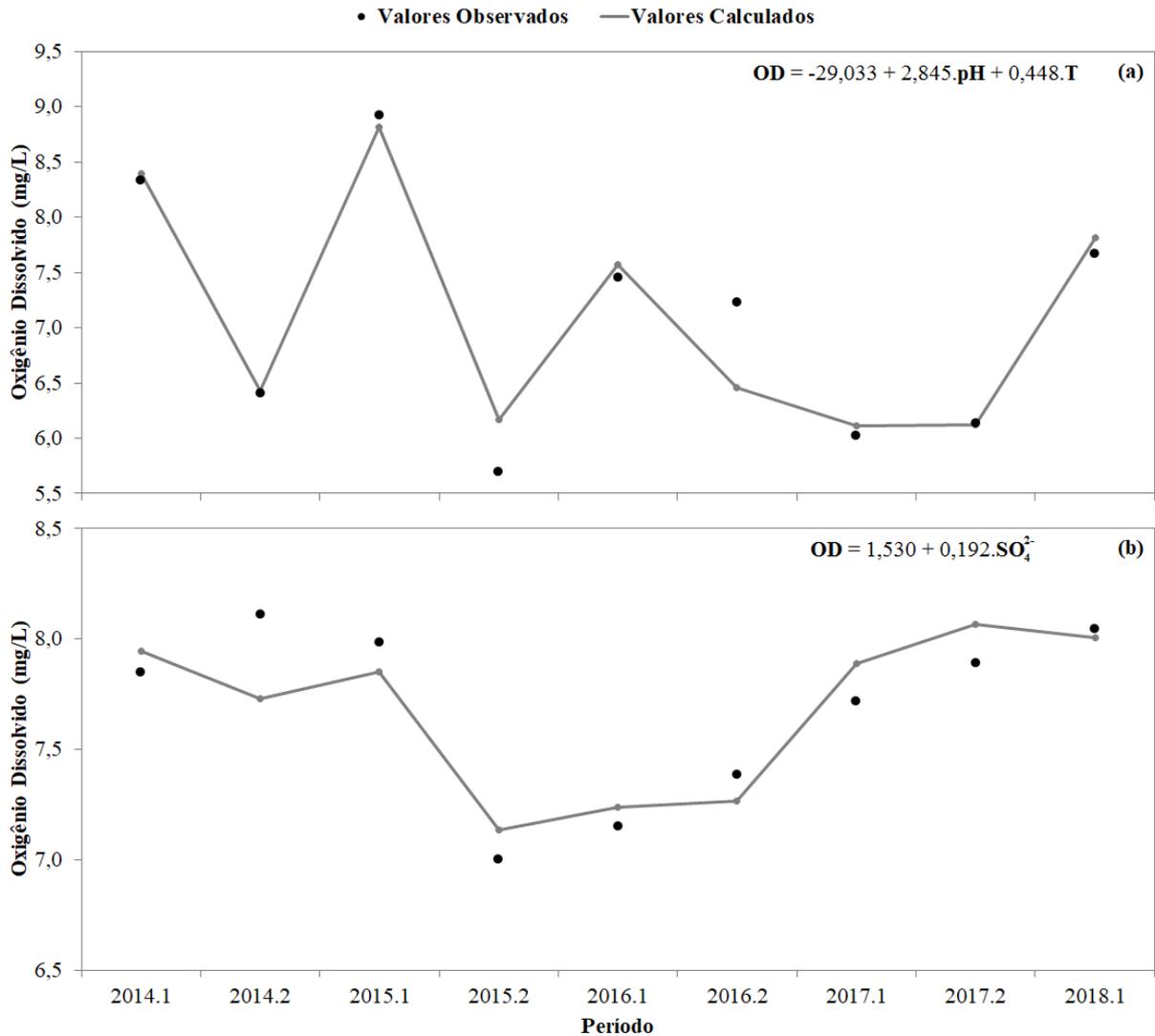
A concentração de ferro dissolvido ao longo dos semestres pode ser visualizada na Figura 17. No reservatório Acarape do Meio, a variação de ferro dissolvido relacionou-se bem com a variação de pH ($r = 0,992$), enquanto no Gavião, ocorreu melhor concordância com a variação de OD ($r = 0,889$). Em ambos os casos, observa-se relação entre o ferro e parâmetros determinantes da dissolução/precipitação e oxidação desse íon metálico.

No reservatório Acarape do Meio, o volume disponível (VD%) mostrou relação significativa com a DBO ($r = -0,886$). O aumento da quantidade de matéria biodegradável com a diminuição do volume disponível mostra que há aporte contínuo de matéria orgânica, ficando mais notável esse problema em períodos de estiagem. A relação entre esses dois parâmetros pode ser visualizada na Figura 18 (a).

No reservatório Gavião, o VD% se correlacionou bem com a concentração de clorofila *a* ($r = -0,907$). Como nesse açude há boa disponibilidade de água, provavelmente essa variação semestral na Cla seja resultado do efeito de diluição desse fitopigmento, pois o

Gavião recebe água de outros reservatórios da Bacia Metropolitana e do açude Castanhão (SRH, 2015). A Figura 18 (b) apresenta a relação entre esses parâmetros.

Figura 16: Variação semestral da concentração de oxigênio dissolvido com linha de tendência estimada por regressão múltipla nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião.



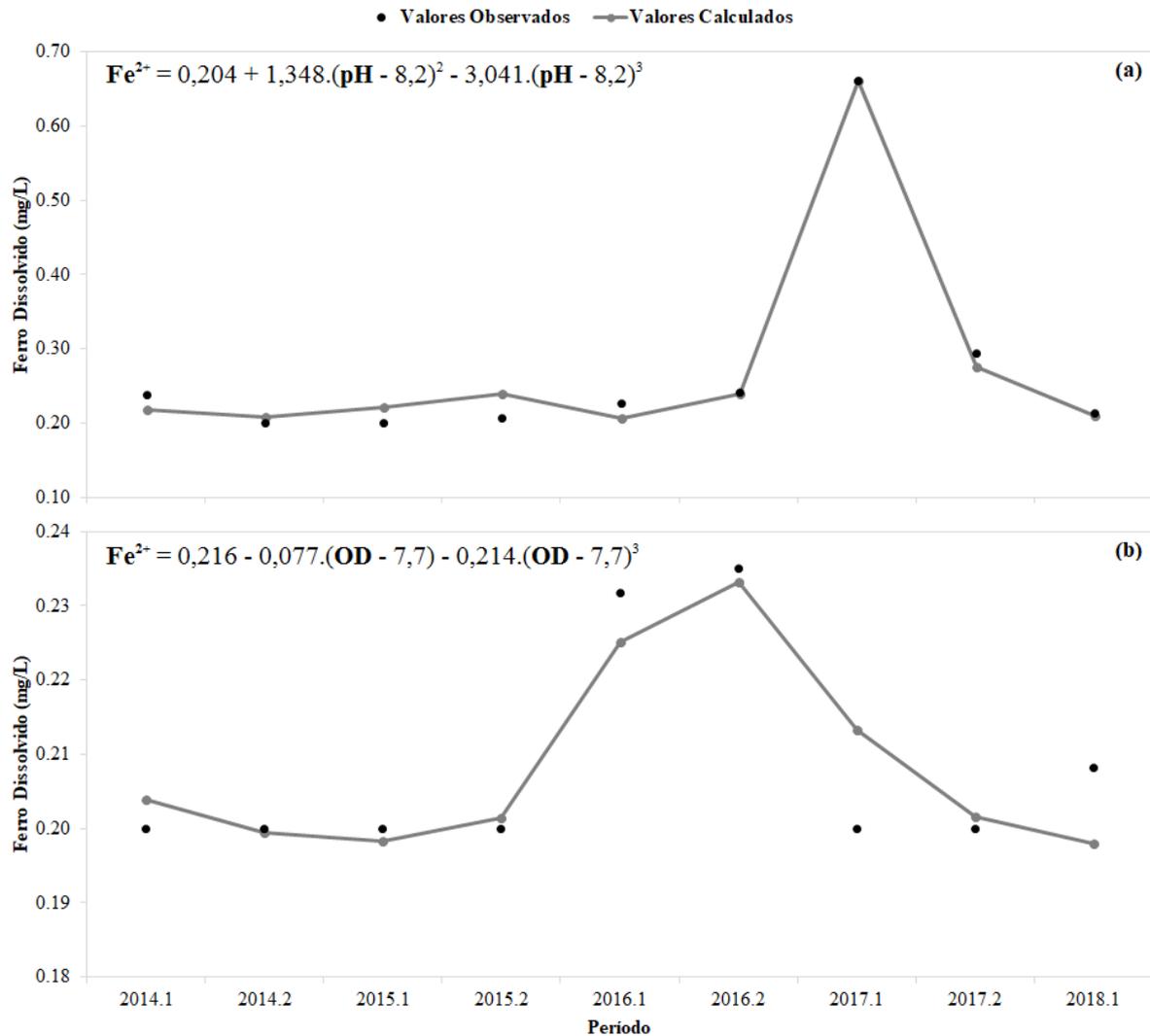
Fonte: elaborado pelo autor (2019).

Não se encontrou nenhuma associação relevante entre VD% e algum índice de qualidade. Apesar do IQA_R utilizar o tempo de residência e a profundidade média do reservatório, ambos calculados (nesse estudo) através do volume disponível, nenhuma relação foi encontrada. Talvez não ocorra influência direta do VD% sobre os índices ou então o período de análise não foi adequado para se observar tal relação.

Os três modelos de IQA foram padronizados e agrupados para melhor visualização e comparação. Traçou-se, também, uma linha de tendência calculada pela média

dos três IQAs. A Figura 19 apresenta a relação entre os três modelos de IQA ao longo do período analisado.

Figura 17: Variação semestral da concentração de ferro dissolvido com linha de tendência estimada por regressão múltipla nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião.



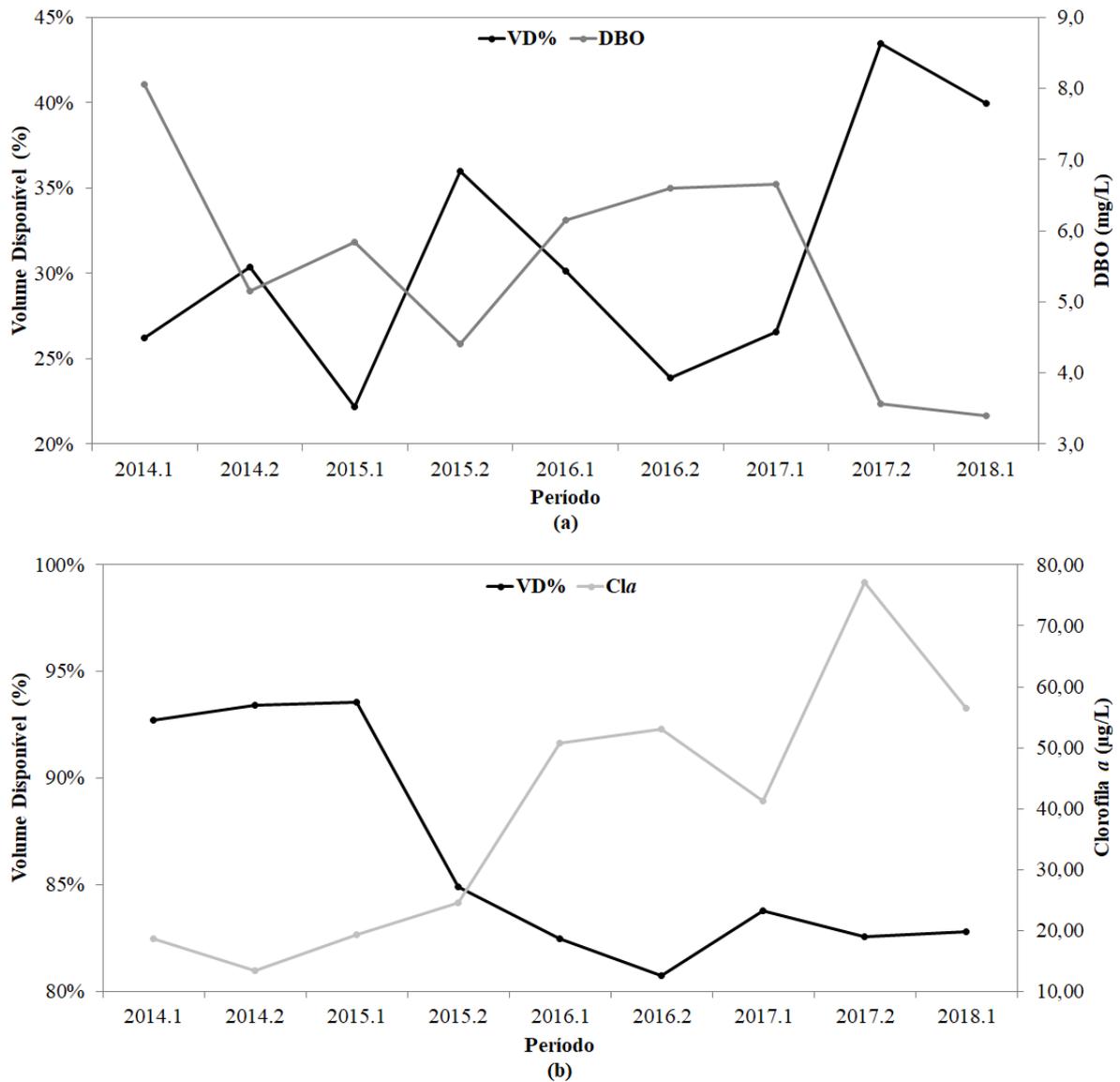
Fonte: elaborado pelo autor (2019).

No reservatório Acarape do Meio, observa-se que a partir do ano de 2015, os três modelos correspondem à mesma classificação de qualidade. Apesar de diferirem na metodologia, nesse açude, os três IQAs forneceram a mesma informação na maior parte do período em estudo. Provavelmente, a variedade de parâmetros considerados em cada índice e os diferentes intervalos de classificação de qualidade levaram a resultados semelhantes.

No reservatório Gavião, a classificação do IQA_{NSF} diferiu consideravelmente dos outros dois IQAs. Possivelmente, a densidade de cianobactérias (CB) influenciou nessa diferença, uma vez que esse parâmetro apresenta grande variação e está presente apenas no

IQA_R e IQA_{CCME} . A tendência média apresentou qualidade ruim ao longo do período considerado.

Figura 18: Relação entre (a) VD% e DBO no reservatório Acarape do Meio e (b) VD% e Cla no reservatório Gavião.



Fonte: elaborado pelo autor (2019).

De acordo com os resultados de qualidade nos dois reservatórios, e não os valores numéricos dos índices, o IQA_R mostrou boa concordância com o IQA_{NSF} ($r = 0,756$) e com o IQA_{CCME} ($r = 0,741$). Apesar de cinco dos seis parâmetros do IQA_{CCME} serem comuns ao IQA_{NSF} , não se observou forte associação entre esses índices ($r = 0,588$).

Na comparação entre os índices de estado trófico e os de qualidade de água de reservatório, obteve-se uma boa relação entre os diferentes modelos de IET e o IQA_R ($0,735 \leq r \leq 0,829$). Uma explicação plausível é que todos os parâmetros considerados nos IET

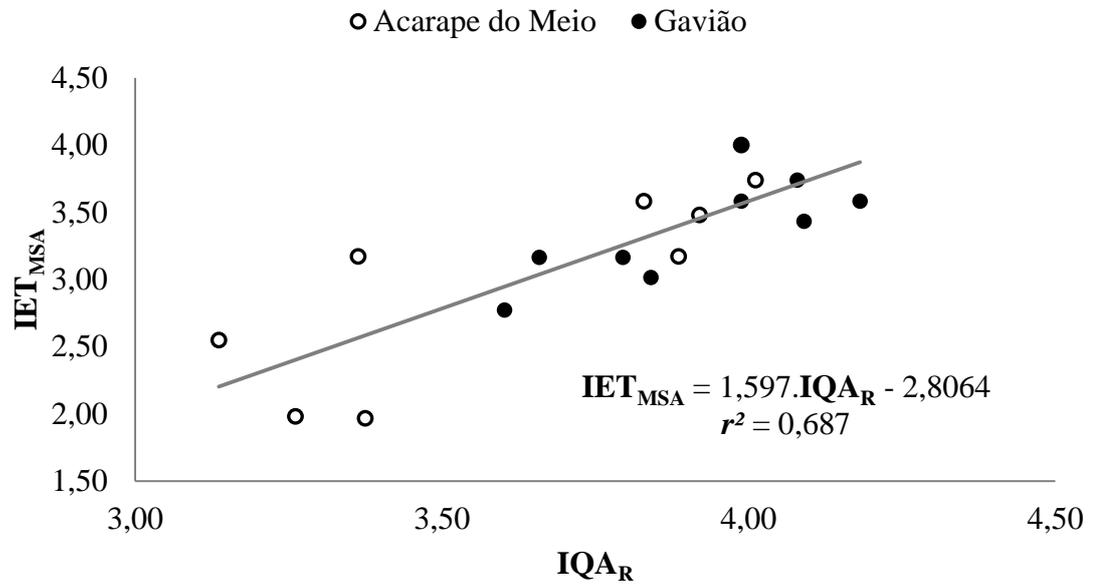
também fazem parte do IQA_R . A melhor relação ocorreu entre o IET_{MSA} e o IQA_R , como mostrado na Figura 20.

Figura 19: Comparação e classificação dos diferentes IQA e tendência média da qualidade nos reservatórios (a) Acarape do Meio e (b) Gavião.



Fonte: elaborado pelo autor (2019).

Não há necessariamente uma associação entre IET e IQA, visto que os dois índices possuem finalidades distintas. O primeiro avalia o corpo d'água quanto ao enriquecimento por nutrientes, que desencadeiam florações de algas e crescimento excessivo de macrófitas (ESTEVEZ, 2011); já o último, avalia a qualidade da água bruta visando o tratamento apropriado, principalmente para o abastecimento público (TYAGI *et al.*, 2013). Assim sendo, cada indicador de qualidade tem seu propósito e deve ser analisado separadamente.

Figura 20: Relação entre o IET_{MSA} e o IQA_R nos reservatórios em estudo.

Fonte: elaborado pelo autor (2019).

5 CONCLUSÃO

Os indicadores de qualidade de água fornecem um panorama da qualidade das águas superficiais e subterrâneas de uma região e, assim, auxiliam no planejamento e gestão dos recursos hídricos. Apesar de apresentarem limitações, os índices de estado trófico (IET) e de qualidade de água (IQA) condensam diversas informações e comunicam ao público a qualidade do corpo aquático, bem como permitem que ações remediadoras sejam executadas com maior rapidez pelos tomadores de decisão.

A proposta de um Índice de Estado Trófico modificado para o trópico semiárido (IET_{MSA}) mostrou-se adequada aos reservatórios em estudo. A inclusão da contagem total de cianobactérias como novo parâmetro abordou uma interpretação diferente e razoável para um mesmo problema. Para o cálculo do peso de cada variável, utilizou-se o coeficiente de variação para distribuições log-normal, visto que os dados apresentaram dispersão considerável. A divisão das variáveis em classes, tal como o modelo aditivo do índice, facilitou o cômputo do IET_{MSA} . Na classificação desse índice foram consideradas apenas quatro categorias, o que torna o IET_{MSA} menos sensível a pequenas mudanças.

Além disso, o índice proposto mostrou boa relação com os diferentes modelos de IET ($0,888 \leq r \leq 0,922$), principalmente por causa das variáveis comuns: clorofila *a*, fósforo total e nitrogênio total. Embora os IETs comuniquem resultados semelhantes, o IET_{MSA} apresenta como diferencial a inserção de mais um indicador biológico. Esse parâmetro está intimamente ligado ao estado de trofia do sistema e não é considerado diretamente nos modelos tróficos tradicionais.

No reservatório Acarape do Meio, de acordo com o IET_{MSA} , o estado trófico semestral variou de eutrófico/hipereutrófico a mesotrófico/eutrófico. Já no Gavião, o grau de trofia passou de eutrófico a hipereutrófico ao longo do semestre analisado. Em ambos os reservatórios, a razão molar entre nitrogênio total e fósforo total (N_T/P_T) indica provável colimitação pelo fósforo e nitrogênio.

A variação semestral da contagem total de cianobactérias (CB) ao longo do período analisado, em ambos os reservatórios, apresentou boa relação com a concentração de clorofila *a* (Cl_a) e dos nutrientes fósforo total (P_T) e nitrogênio total (N_T). A relação não linear foi obtida por regressão múltipla e as variáveis independentes (Cl_a, P_T e N_T) conseguiram explicar 85,2% da variação na variável dependente (CB). Apesar de, no presente estudo, ter-se conseguido relação satisfatória entre essas variáveis, recomenda-se melhor análise para predição da densidade de cianobactérias.

O índice tradicional IQA_{NSF} apresentou pouca variação em ambos os reservatórios, ficando no limite entre as qualidades ruim e regular. Já o índice desenvolvido pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), IQA_R , apresentou uma melhoria na qualidade do açude Acarape do Meio, passando de criticamente a moderadamente degradado, enquanto o açude Gavião, no decorrer dos semestres analisados, foi classificado como criticamente degradado a poluído.

Na abordagem adaptada do Índice de Qualidade de Água (IQA_{CCME}) foram consideradas seis variáveis: contagem total de cianobactérias (CB), coliformes termotolerantes (CTT), fósforo total (P_T), oxigênio dissolvido (OD), pH e sólidos dissolvidos totais (SDT). Esses parâmetros foram escolhidos através de pré-seleção (CB, CTT, OD e pH) e do teste t (P_T e SDT). Por meio do IQA_{CCME} , observou-se que o reservatório Acarape do Meio apresentou melhora ao longo dos semestres, passando de qualidade péssima para regular. No Gavião, a qualidade ruim permaneceu praticamente constante durante o período em estudo.

Os três IQAs foram padronizados e comparados em cada reservatório. No Acarape do Meio, qualidades semelhantes foram obtidas, a partir de 2015, para os diferentes modelos de IQA, com uma tendência média de qualidade de ruim a regular. Já no Gavião, observou-se melhor concordância entre o IQA_R e o IQA_{CCME} , com qualidade ruim constante. Agrupando as classes de qualidade obtidas nos dois reservatórios, encontrou-se boa concordância entre os índices IQA_R/IQA_{NSF} ($r = 0,756$) e IQA_R/IQA_{CCME} ($r = 0,741$).

No reservatório Acarape do Meio, a turbidez apresentou forte correlação com o fósforo total ($r = 0,926$); a variação da concentração de oxigênio dissolvido apontou relação com o pH e a temperatura ($r = 0,954$); a concentração de ferro dissolvido variou com o pH ($r = 0,992$); e o volume disponível (VD%) mostrou boa relação com a DBO ($r = -0,886$).

No reservatório Gavião, a turbidez apresentou forte correlação com a clorofila a ($r = 0,943$); a variação da concentração de oxigênio dissolvido apontou relação com a concentração de sulfato ($r = 0,897$); a concentração de ferro dissolvido variou com o OD ($r = 0,889$); e o volume disponível (VD%) mostrou correlação significativa com a clorofila a ($r = -0,907$).

A relação entre IET e IQA foi analisada e verificou-se que os diferentes modelos de IET mostraram relevante associação com o IQA_R ($0,735 \leq r \leq 0,829$). Essa relação ocorre em razão do IQA_R englobar também os parâmetros dos IETs considerados no estudo. No entanto, a comparação entre IET e IQA não precisa necessariamente apresentar uma relação, dado que os dois índices possuem propósitos diferentes.

Como sugestões para trabalhos futuros, pode-se citar:

- Aplicação do IET_{MSA} em diferentes reservatórios do semiárido;
- Inserção de outros reservatórios e calibração dos pesos das variáveis do IET_{MSA} ;
- Desenvolvimento de diferentes metodologias para seleção dos parâmetros mais relevantes no trópico semiárido para compor o IQA_{CCME} ;
- Análise de sensibilidade aplicada aos índices de qualidade;
- Investigação significativa sobre o conceito de nutriente limitante no semiárido;
- Estudo aprofundado para a predição da contagem total de cianobactérias através da clorofila *a*, fósforo total e nitrogênio total;
- Avaliação dos indicadores e índices em diferentes espaços de tempo (anualmente, por exemplo);
- Análise detalhada da variação no volume disponível e suas consequências.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Panorama das águas – Água no mundo**. Brasília, 2018. Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/porta/ANA/panorama-das-aguas/agua-no-mundo/agua-no-mundo/#>>. Acesso em: 10 fev. 2019.
- AHN, C.-Y. *et al.* Alternative Alert System for Cyanobacterial Bloom, Using Phycocyanin as a Level Determinant. **The Journal of Microbiology**, v. 45, n. 2, p. 98-104, 2007.
- ALVALÁ, R. C. S. *et al.* Drought monitoring in the Brazilian Semiarid region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, 2017.
- ANDERSEN, J. H. *et al.* Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 135-149, 2015.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22nd Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC. 2012.
- ARAÚJO, G. M. **Análise e modelagem integrada da qualidade da água em um sistema urbano canal-reservatório eutrofizado, localizado em Fortaleza/CE**. 2016. 210f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil na Área de Saneamento Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.
- BACKER, L. C. *et al.* Cyanobacteria and Algae Blooms: Review of Health and Environmental Data from the Harmful Algal Bloom-Related Illness Surveillance System (HABISS) 2007–2011. **Toxins**, v. 7, p. 1048-1064, 2015.
- BARBOSA, J. E. L. *et al.* Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 103-118, 2012.
- BARROS, L. R. **O índice do estado trófico e sua adaptação para os sistemas lênticos do semiárido cearense**. 2013. 85 f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Hídricos) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.
- BARROS, M. U. G. *et al.* Impact of filamentous cyanobacteria on the water quality of two tropical reservoirs. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, n. 6, 2017.
- BEETON, A. M.; EDMONDSON, W. T. The eutrophication problem. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 29, n. 6, p. 673-682, 1972.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. *et al.* Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 1, p. 297-309, 2014.
- BRAGA, G. G. *et al.* Influência da estiagem prolongada na qualidade da água de reservatórios tropicais em uma região semiárida. **Acta Limnol. Bras**, v. 27, n. 1, p. 15-23, 2015.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação nº 5 – Anexo XX**, de 28 de setembro de 2017. Disponível em: <http://bvsmis.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html>. Acesso em: 10 fev. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 357**, de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 10 fev. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 430**, de 13 de maio de 2011. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 10 fev. 2019.

BREZONIK, P. L.; SHANNON, E. E. Trophic state of lakes in north central Florida. **Water Resources Research Center**, University of Florida, n. 13, p. 96-102, 1971.

BRIENT, L. *et al.* A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. **J. Environ. Monit.**, v. 10, n. 2, p. 248–255, 2008.

BROWN, R. M. *et al.* Water Quality Index – Do we dare? **Water & Sewage Works**, p. 339-343, 1970.

BUKOWSKA, A. *et al.* Predicting blooms of toxic cyanobacteria in eutrophic lakes with diverse cyanobacterial communities. **Scientific Reports**, v. 7, 2017.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. 2001. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, User's Manual. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, **Canadian Council of Ministers of the Environment**, Winnipeg.

CAPELO-NETO, J.; NEYCOMBE, G. Oxidação de cianobactérias e seus metabólitos em sistemas de tratamento de água: o estado da arte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 829-840, set/out 2017.

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

CHAVES, L. C. G. *et al.* Qualidade da água e impactos antrópicos em bacias hidrográficas de açudes no semiárido brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, v. 50, n. 2, p. 223-233, abr/jun 2019.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). **Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management**. London, New York: St. Edmundsbury Press, Suffolk, 1999.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Norma Técnica L5.306 - Determinação de pigmentos fotossintetizantes – clorofila a, b e c e feofitina a: método de ensaio**. São Paulo. Fev/2014, 3ª ed., 14p. Disponível em <<http://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2013/11/L5306.pdf>>. Acesso em: 10 fev. 2019.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (COGERH). **Comitê das Bacias Hidrográficas Metropolitanas**. Fortaleza: COGERH, 2015. Disponível em: <<http://portal.cogerh.com.br/comite-das-bacias-hidrograficas-metropolitanas/>>. Acesso em: 10 fev. 2019.

COTTINGHAM, K. L. *et al.* Cyanobacteria as biological drivers of lake nitrogen and phosphorus cycling. **Ecosphere**, v. 6, n. 1, 2015.

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

DAVIES-COLLEY, R. J.; VANT, W. N. Estimation of optical properties of water from Secchi disk depths. **Water Resources Bulletin**, v. 24, n. 6, 1988.

DOLMAN, A. M. *et al.* Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus. **PLoS ONE**, v. 7, n. 6, 2012.

EDMONDSON, W. T. Secchi disk and chlorophyll. **Limnology and Oceanography**, v. 25, n. 2, p. 378-379, 1980.

EFFLER, S. W. Attenuation versus Transparency. **Journal of Environmental Engineering**, v. 111, n. 4, p. 448-459, 1985.

EFFLER, S. W. *et al.* A Mechanistic Model for Secchi Disk Depth, Driven by Light Scattering Constituents. **Water Air Soil Pollut**, v. 228, n. 4, 2017.

ELSER, J. J. *et al.* Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, v.10, p. 1135-1142, 2007.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. 826 p. 2011.

FELIP, M. The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima. **Journal of Plankton Research**, v. 22, n. 1, p. 91–106, 2000.

FERREIRA, K. C. D. *et al.* Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 2, p. 277-286, abr/jun 2015.

FERREIRA, M. R. *et al.* “Caminhos do fósforo em ecossistemas aquáticos continentais”. In: ROLAND, F.; CESAR, D.; MARINHO, M. (Org). **Lições de Limnologia**. Rima. São Carlos, p. 229-242, 2005.

FONTELLES, M. J. *et al.* Metodologia da pesquisa científica: Diretrizes para a elaboração de um protocolo de pesquisa. **Revista Paraense de Medicina**, v. 23, n. 3, 2009.

GORDON, H. R.; WOUTERS, A.W. Some relationships between Secchi depth and inherent optical properties of natural waters. **Applied Optics**, v. 17, n. 21, 1978.

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

GUNKEL, G. *et al.* Aquatic ecosystem services of reservoirs in semi-arid areas: sustainability and reservoir management. **River Basin Management VIII**, p. 187-200, 2015.

HAKANSON, L. The role of characteristic coefficients of variation in uncertainty and sensitivity analyses, with examples related to the structuring of lake eutrophication models. **Ecological Modelling**, v. 131, p. 1-20, 2000.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). **Monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do estado do Paraná, no período de 1999 a 2004**. Curitiba, 2004. Disponível em: <[http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Monitoramento/rel_monit_qual_aguas_reserv_9904\(1\).pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Monitoramento/rel_monit_qual_aguas_reserv_9904(1).pdf)>. Acesso em: 10 de fev. de 2019.

KOOPMANS, L. H.; OWEN, D. B.; ROSENBLATT, J. I. Confidence intervals for the coefficient of variation for the normal and log normal distributions. **Biometrika**, v. 51, n.1/2, p. 25-32, 1964.

KRATZER, C. R.; BREZONIK, P. L. A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes, **Water Resources Bulletin**, v. 17, n. 4, p. 713-715, 1981.

KULSHRESHTHA, A.; SHANMUGAM, P. Estimation of Secchi Transparency in Turbid Coastal Waters. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 1114-1118, 2015.

LAMBOU, V. W. *et al.* Chlorophyll, Phosphorus, Secchi disk, and Trophic State. **Water Resources Bulletin**, v. 18, n. 5, p. 807-813, 1982.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 207f. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LEE, Z. *et al.* Secchi disk depth: A new theory and mechanistic model for underwater visibility. **Remote Sensing of Environment**, v. 169, p. 139-149, 2015.

LEITE, J. N. C.; BECKER, V. Impactos do esgotamento hídrico e reinundação na qualidade da água de um reservatório da região tropical semiárida durante evento de seca prolongada. **Acta Limnol. Bras**, v. 31, 2019.

LEVER, J.; KRZYWINSKI, M.; ALTMAN, N. Principal component analysis. **Nature Methods**, v. 14, n. 7, p. 641-642, 2017.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 486 p. 2010.

LIND, O. T. The effect of non-algal turbidity on the relationship of Secchi depth to chlorophyll *a*. **Hydrobiologia**, v. 140, p. 27-35, 1986.

LORENZEN, M. W. Use of chlorophyll-Secchi disk relationships. **Limnology and Oceanography**, v. 25, n. 2, p. 371-372, 1980.

MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L.; CARVALHO, F. T. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 613-622, out/dez 2015.

McCAULEY, E.; DOWNING, J. A.; WATSON, S. Sigmoid Relationships between Nutrients and Chlorophyll among Lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 46, 1989.

MEGARD, R. O. *et al.* Light, Secchi disks, and trophic states. **Limnology and Oceanography**, v. 25, n. 2, p. 373-377, 1980.

MICHALSKI, M. F.; CONROY, N. Water quality evaluation – Lake Alert study. **Ontario Ministry of the Environment Report**, 23 p., 1972.

NIWITPONG, S. Confidence Intervals for Coefficient of Variation of Lognormal Distribution with Restricted Parameter Space. **Applied Mathematical Sciences**, v. 7, n. 77, p. 3805-3810, 2013.

OLIVEIRA, M. G. *et al.* Nova abordagem do Índice de Qualidade de Água Bruta utilizando a Lógica Fuzzy. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 4, p. 361-372, out/dez 2014.

ORIHHEL, D. M. *et al.* Internal phosphorus loading in Canadian fresh waters: a critical review and data analyses. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 74, p. 2005-2029, 2017.

PAERL, H. W. Controlling cyanobacterial harmful blooms in freshwater ecosystems. **Microbial Biotechnology**, v. 10, n. 5, p. 1106-1110, 2016.

PAERL, H. W.; OTTEN, T. G. Blooms Bite the Hand That Feeds Them. **Science**, v. 342, p. 433-434, 2013.

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

PAVLUK, T.; BIJ DE VAATE, A. Trophic index and efficiency. **Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences**, Elsevier, 2013.

PREISENDORFER, R. W. Secchi disk science: Visual optics of natural waters. **Limnology and Oceanography**, v. 31, n. 5, p. 909-926, 1986.

RODHE, W. Crystallization of eutrophication concepts in northern Europe. **Eutrophication: Causes, consequences, correctives**, p. 50-64, 1969.

ROLIM, H. O. **Proposta de índice de estado trófico em reservatórios do semiárido a partir de dados da bacia do Banabuiú, Estado do Ceará.** 2016. 129f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil na Área de Saneamento Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

SANTOS, J. A. *et al.* Hydrochemistry and trophic state change in a large reservoir in the Brazilian northeast region under intense drought conditions. **Journal of Limnology**, v. 76, n. 1, p. 41-51, 2017.

SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. **Chemistry for Environmental Engineering and Science.** 5th edition. McGraw-Hill Science, New York, 2002. 752p.

SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO CEARÁ (SRH/CE). **Atlas eletrônico dos recursos hídricos do Ceará.** Disponível em: <<http://atlas.srh.ce.gov.br>>. Acesso em: 10 fev. 2019.

SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO CEARÁ (SRH/CE). **Portal Hidrológico do Ceará.** Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br>>. Acesso em: 10 fev. 2019.

SICHE, R. *et al.* Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambient. soc.**, Campinas, v. 10, n. 2, p. 137-148, dez 2007.

STREIT, N. M. *et al.* As clorofilas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 3, p. 748-755, mai/jun 2005.

SULIS, A. *et al.* Trophic State and Toxic Cyanobacteria Density in Optimization Modeling of Multi-Reservoir Water Resource Systems. **Toxins**, v. 6, p. 1366-1384, 2014.

TOLEDO, A. *et al.* A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: 12º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1983, Camboriú/SC. **Anais...** p. 1-34., setembro de 1983.

THOMAS, M. K. *et al.* Quantifying cell densities and biovolumes of phytoplankton communities and functional groups using scanning flow cytometry, machine learning and unsupervised clustering. **PLOS ONE**, v. 13, n. 5, 2018.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnology.** Taylor & Francis. 870 p. 2012.

TYAGI, S. *et al.* Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index. **American Journal of Water Resources**, v. 1, n. 3, p. 34-38, 2013.

VAN DER MERWE, D. Freshwater cyanotoxins. **Biomarkers in Toxicology**, p. 539-548, 2014.

VIDAL, T. F.; CAPELO NETO, J. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 402-407, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos** (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias); v. 1, 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFGM, 243p. 1996.

VÖRÖS, L; PADISÁK, J. Phytoplankton biomass and chlorophyll-a in some shallow lakes in central Europe. **Hydrobiologia**, v. 215, n. 2, p. 111–119, 1991.

WALKER Jr., W. W. Trophic State Indices in reservoirs. **Lake and Reservoir Management**, v. 1, n. 1, p. 435-440, 1984.

WELCH, E. B.; COOKE, G. D. Internal Phosphorus Loading in Shallow Lakes: Importance and Control. **Lake and Reservoir Management**, v. 21, n. 2, p. 209-217, 2005.

WEN, G. *et al.* Characteristics of Water Pollution in Typical Reservoirs. In: **Water Pollution and Water Quality Control of Selected Chinese Reservoir Basins**. Part I, p. 25-94. Edited by Tinglin Huang. Springer International Publishing Switzerland, Heidelberg, 514 p., 2016.

APÊNDICE A – PARÂMETROS ANALISADOS NOS RESERVATÓRIOS EM ESTUDO

Tabela A1: Valores semestrais dos parâmetros analisados no reservatório Acarape do Meio.

Período	CB (cel/mL)	Cl ⁻ (mg/L)	Cl _a (µg/L)	Cor (mg/L Pt)	CTT (NMP/100mL)	DBO (mg/L)	Fe ²⁺ (mg/L)	N _T (mg/L)
2014.1	222402	49,0	97,85	27	540	8,1	0,24	2,299
2014.2	101053	46,8	20,75	29	239	5,2	0,20	1,682
2015.1	121594	79,2	41,37	23	1	5,8	0,20	1,289
2015.2	249348	36,2	42,76	33	2	4,4	0,21	1,936
2016.1	90941	40,1	25,72	27	2	6,2	0,23	1,915
2016.2	10835	39,2	12,05	14	2	6,6	0,24	0,746
2017.1	52700	36,9	13,42	34	5	6,7	0,66	1,768
2017.2	19100	34,4	9,37	28	2	3,6	0,29	0,704
2018.1	42906	32,7	19,87	22	3	3,4	0,21	0,679
\bar{x}	67476 ^a	43,8	31,5	26	7 ^a	5,5	0,28	1,446
Mediana	90941	39,2	20,7	27	2	5,8	0,23	1,682
s	85012	14,3	27,6	6	187	1,5	0,15	0,612
Mínimo	10835	32,7	9,4	14	1	3,4	0,20	0,679
Máximo	249348	79,2	97,9	34	540	8,1	0,66	2,299
Período	OD (mg/L)	pH	P _T (mg/L)	SDT (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	T (°C)	Turb (UNT)	VD (%)
2014.1	8,3	8,6	0,187	239	22,0	28,6	23	26,24
2014.2	6,4	8,2	0,218	241	22,0	27,2	23	30,35
2015.1	8,9	8,6	0,184	246	28,0	29,6	14	22,20
2015.2	5,7	8,1	0,116	208	18,2	27,2	12	35,98
2016.1	7,5	8,3	0,052	199	15,0	29,2	6	30,13
2016.2	7,2	8,1	0,045	194	19,9	27,9	3	23,90
2017.1	6,0	7,8	0,154	204	30,2	28,8	13	26,54
2017.2	6,1	8,0	0,069	204	29,9	27,4	3	43,47
2018.1	7,7	8,3	0,051	192	28,8	29,5	7	39,94
\bar{x}	7,1	8,2	0,120	214	23,8	28,4	12	30,97
Mediana	7,2	8,2	0,116	204	22,0	28,6	12	30,13
s	1,1	0,3	0,068	22	5,6	1,0	7	7,35
Mínimo	5,7	7,8	0,045	192	15,0	27,2	3	22,20
Máximo	8,9	8,6	0,218	246	30,2	29,6	23	43,47

^aMédia geométrica.

Tabela A2: Valores semestrais dos parâmetros analisados no reservatório Gavião.

Período	CB (cel/mL)	Cl⁻ (mg/L)	Cl_a (µg/L)	Cor (mg/L Pt)	CTT (NMP/100mL)	DBO (mg/L)	Fe²⁺ (mg/L)	N_T (mg/L)
2014.1	74483	125,7	18,64	13	91	8,3	0,20	1,209
2014.2	174302	112,0	13,43	13	4	3,0	0,20	0,630
2015.1	167930	98,7	19,40	21	1	2,8	0,20	0,701
2015.2	273726	93,6	24,56	16	1	3,3	0,20	1,173
2016.1	148902	104,7	50,76	15	2	8,0	0,23	1,467
2016.2	92332	97,4	52,98	13	1	6,1	0,24	1,571
2017.1	128723	88,0	41,21	27	2	6,5	0,20	2,102
2017.2	161489	76,6	77,06	25	1	6,2	0,20	1,738
2018.1	108880	116,5	56,48	16	1	5,2	0,21	1,400
\bar{x}	138350 ^a	101,5	39,4	18	2 ^a	5,5	0,21	1,332
Mediana	148902	98,7	41,2	16	1	6,1	0,20	1,400
s	58613	15,1	21,7	5	30	2,1	0,01	0,470
Mínimo	74483	76,6	13,4	13	1	2,8	0,20	0,630
Máximo	273726	125,7	77,1	27	91	8,3	0,24	2,102
Período	OD (mg/L)	pH	P_T (mg/L)	SDT (mg/L)	SO₄²⁻ (mg/L)	T (°C)	Turb (UNT)	VD (%)
2014.1	7,9	8,5	0,052	319	16,8	29,4	4	92,72
2014.2	8,1	8,7	0,087	318	14,6	28,2	4	93,43
2015.1	8,0	8,4	0,133	279	15,8	29,6	3	93,58
2015.2	7,0	8,3	0,027	293	9,6	28,1	4	84,91
2016.1	7,2	8,4	0,083	304	10,4	29,5	8	82,47
2016.2	7,4	8,4	0,085	323	10,6	28,1	11	80,75
2017.1	7,7	8,3	0,122	291	16,2	29,5	9	83,76
2017.2	7,9	8,5	0,117	291	18,2	28,3	14	82,55
2018.1	8,0	8,4	0,095	366	17,5	29,4	13	82,82
\bar{x}	7,7	8,4	0,089	309	14,4	28,9	8	86,33
Mediana	7,9	8,4	0,087	304	15,8	29,4	8	83,76
s	0,4	0,1	0,034	26	3,3	0,7	4	5,30
Mínimo	7,0	8,3	0,027	279	9,6	28,1	3	80,75
Máximo	8,1	8,7	0,133	366	18,2	29,6	14	93,58

^aMédia geométrica.