

# Estudo das condições de estratificação e da qualidade da água do reservatório Gavião (Ceará - Brasil)

## *Study of stratification conditions and water quality of the Gavião reservoir (Ceará - Brazil)*

• **Data de entrada:**  
15/04/2018

• **Data de aprovação:**  
26/05/2020

Josefa Marciana Barbosa de França<sup>1\*</sup> | Ismael Kesley Carlotto Lopes<sup>2</sup> | Allan Clemente Souza<sup>3</sup> | Walt Disney Paulino<sup>1</sup> | Cláudio Maurício Gesteira Monteiro<sup>1</sup> | Francimeyre Freire Avelino<sup>1</sup> | José Capelo Neto<sup>3</sup>

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2021.065>

### ORCID ID

França JMB  <https://orcid.org/0000-0001-6167-0655>

Lopes IKC  <https://orcid.org/0000-0003-2548-5043>

Souza AC  <https://orcid.org/0000-0003-4364-5362>

Paulino WD  <https://orcid.org/0000-0002-9371-8577>

Monteiro CMG  <https://orcid.org/0000-0002-7951-819X>

Avelino FF  <https://orcid.org/0000-0002-8109-463X>

Capelo Neto J  <https://orcid.org/0000-0002-7669-7153>

### Resumo

O reservatório Gavião, no Estado do Ceará, é considerado estratégico já que é ponto final do sistema que atende às demandas do abastecimento de água de Fortaleza. A presente pesquisa focou na dinâmica dos processos de estratificação térmica e seus impactos na qualidade da água. Para essa avaliação, foram analisados dados climatológicos, de gestão do regime operacional e do monitoramento das variáveis ambientais. Foi observada forte estratificação da coluna d'água em vários momentos do primeiro semestre do ano com termoclina na profundidade de 6,50 a 7,50 m abaixo da superfície. Nesse período, ocorreu maior densidade de cianobactérias, com predominância da *Pseudonabaena* sp em relação às demais espécies. No segundo semestre, constataram-se processos de desestratificação com mais frequência e predominância da *Planktothix* sp devido ao menor aquecimento da camada superficial, à maior velocidade dos ventos, ao manejo operacional da transferência de água entre bacias hidrográficas e à retirada pela tomada d'água para atender à demanda da Capital e de municípios adjacentes.

**Palavras-chave:** Estratificação térmica. Qualidade de Água. Sazonalidade. Densidade de Cianobactéria.

### Abstract

*The Gavião Reservoir, in the state of Ceará, is considered strategic because it is part of the system that meets the demand for human supply in Fortaleza. This research focused on the processes of eutrophication and stratification processes and designation of the water column. Based on the climatological data, management of the operational regime, quantitative and qualitative monitoring of the environmental variables, it was possible to identify seasonal stratification, with stratification process of the water column in the first semester, where it is observed the termination at depth of 6.50 to 7.50 m below the surface. In this season, there was higher cyanobacterial density, with predominance of *Pseudonabaena* sp compared to other species. In the second semester, it was verified the processes of de-stratification and predominance of the *Planktothix* sp, with consequent cooling of the surface layer temperature. water withdrawal to meet the demand of Capital and adjacent municipalities.*

**Keywords:** *Thermal Stratification. Water quality. Seasonality; Cyanobacteria density.*

<sup>1</sup> Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH) - Ceará - Fortaleza - Brasil.

<sup>2</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - Ceará - Fortaleza - Brasil.

<sup>3</sup> Universidade Federal do Ceará (UFC) - Ceará - Fortaleza - Brasil.

\* **Autora correspondente:** [marciana.fran@gmail.com](mailto:marciana.fran@gmail.com).

## 1 INTRODUÇÃO

O barramento dos rios e córregos para a construção de reservatórios artificiais pode promover perda de habitat, perturbação e introdução de espécies. Além disso, esses ecossistemas são frequentemente influenciados pela intensificação da degradação ambiental causada por atividades humanas, especialmente associadas ao aumento da densidade populacional, com consequente elevação da carga de efluentes industriais, domésticos e de áreas agrícolas (BOTELHO et al., 2012). Dessa forma, a construção de reservatórios ocasiona mudanças nos processos bióticos e abióticos, resultando em alteração dos regimes hidrológico, térmico, de nutrientes, sedimentos e química da água (OLDEN e NAIMAN, 2003). Em reservatórios rasos, um conjunto complexo de fatores regula a dinâmica aquática, que é representada especialmente em região tropical pela chuva e radiação (FONSECA e BICUDO 2008).

Em relação à interferência na qualidade de água causada pelo regime operacional de reservatório da tomada d'água, pesquisa realizada por Príncipe (2010) identificou ser necessário ampliar o conhecimento desses processos para reservatórios pequenos e com pequena capacidade de regulação, uma vez que a maioria do conhecimento se relaciona a reservatórios de grande capacidade de regularização de vazão. Por conseguinte, é possível realizar a integração do controle operacional de reservatórios a partir de técnicas apropriadas, para aprimorar a eficiência do manejo da qualidade da água, no sentido de minimizar os impactos negativos da eutrofização (PRINCIPE, 2010).

Outro fator que altera o comportamento hidrodinâmico é a vazão afluente, que é responsável pelo transporte de massa na água, podendo determinar a disponibilidade de nutrientes e interferir nos processos de deposição e ressuspensão de sedimentos, assim como no tempo de residência hidráulica (BRAUNSCHWEIG et al., 2003).

A camada de mistura pode ser restrita ao epilímnio ou avançar até o hipolímnio, fazendo com que a circulação vertical, principalmente provocada pelo vento, ocorra ao longo de toda a coluna de água (ANDREOLI et al., 2011). No metalímnio, encontra-se a termoclina, que corresponde ao plano que passa no ponto de inflexão do perfil térmico e cuja formação ocorre por interações entre a turbulência gerada pelo vento e o empuxo devido ao gradiente de densidade; esse processo de formação é instável mesmo quando as condições ambientais são estáveis (ANDREOLI et al., 2011).

O gerenciamento da qualidade da água exige que sejam estabelecidas formas de acompanhar a variação de indicadores da qualidade da água, permitindo observar alterações nas condições de um corpo hídrico (Porto, 1991).

Nesse contexto, a presente pesquisa visa ampliar o conhecimento dos processos de eutrofização e estratificação e desestratificação, considerando variáveis ambientais qualitativas e quantitativas, assim como fatores climáticos da área do reservatório Gavião em relação aos processos físicos, químicos e biológicos que condicionam o processo de eutrofização. O referido reservatório, apesar de pequena capacidade de armazenamento (32,9 hm<sup>3</sup>), é de grande importância do ponto de vista operacional, já que é o ponto final do macro sistema e atende à demanda urbana e industrial da região metropolitana de Fortaleza.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de Estudo

O açude Gavião foi construído no ano de 1973 pelo governo federal e está localizado no município de Pacatuba, Bacia Hidrográfica Metropolitana, com capacidade de armazenamento de 32,9 hm<sup>3</sup> e área da bacia hidráulica e hidrográfica de 06 e 97 Km<sup>2</sup>, respectivamente. O referido reservatório integra o macrosistema composto pelos

reservatórios Castanhão, Curral Velho, Pacajus, Pacoti, Riachão, Castanhão e pelo Canal da Integração, Canal do Trabalhador e pelo Rio Jaguaribe, além de tuneis e outros pequenos trechos

de canais (Fig. 1). Toda essa infraestrutura tem o objetivo de atender à demanda do abastecimento do município de Fortaleza e regiões circunvizinhas (SRH, 2016).

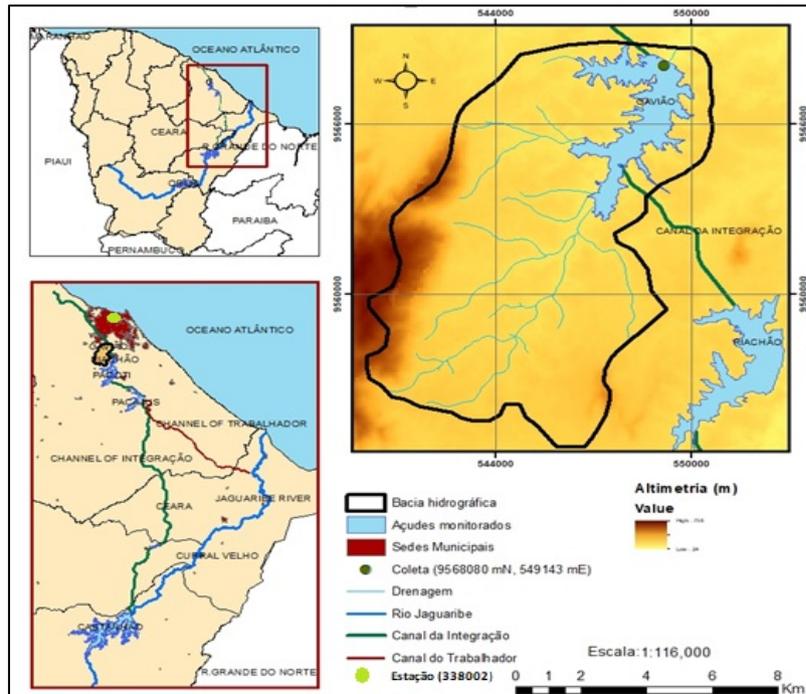


Figura 1 - Mapa de localização da área em estudo, da estação meteorológica e do ponto de monitoramento.

## 2.2 Aquisição dos Dados

Para desenvolver o presente estudo, empregaram-se dados climatológicos tais como regime de chuvas, insolação e velocidade dos ventos do ano de 2016 da estação meteorológica (338002), confrontando-os com as variáveis físico-químicas e biológicas (INMET, 2020). Os dados do monitoramento qualitativo (Tabela 1) e quantitativo (volume) referentes ao ano de 2016 foram acessados a partir do banco de dados secundários disponibilizados pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do estado do Ceará (COGERH, 2020). As amostras de água foram coletadas a uma profundidade de 0,3

m, entre 10:00 e 11:00, com intervalo mensal e na zona lacustre no ponto com coordenadas: 9568080 mN, 549143 mE (Fig. 1). O ponto de amostragem dos dados era localizado próximo da captação da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE). No mesmo local, horário e dia em que se coletaram as amostras, foi realizada a perfilagem da coluna de água com uso de sonda YSI 6820 multiparâmetros, a cada 0,5 m e até a profundidade de aproximadamente 11 m. Toda semana, a sonda era calibrada em laboratório antes do uso. Os dados da perfilagem eram armazenados na sonda e posteriormente descarregados para o computador.

**Tabela 1** - Variáveis do monitoramento qualitativo do açude Gavião no ano de 2016.

| Parâmetros  | Sigla              | LQ    | Método   |
|---|--------------------|-------|--|
| Alcalinidade de bicarbonato (mg CaCO <sub>3</sub> /L) | HCO <sub>3</sub> - | 8,95  | Titrimetria Ácido-Base (2320 B) - APHA, 2012   |
| Condutividade elétrica (mS/cm)                        | CE                 | 0,002 | Condutimetria (2510 B) - APHA, 2012  |
| Cálcio (mg Ca/L)                                      | Ca                 | 0,40  | Titrimetria com EDTA (3500-Ca B) - APHA, 2012  |
| Cloretos (mg Cl-/L)                                   | Cl                 | 7,35  | Argentimétrico (4500-Cl-B) - APHA, 2012  |
| Clorofila-a (µg/L)                                    | Cl-a               | 1,00  | Espectrofotométrico (10200 H) - APHA, 2012   |
| Cianobactérias (Célula/mL)                            | Cian               | -     | Sedgewick-Rafter - do Standard Methods for the Examination of Water e Wastewater, 2012 |
| Demanda química de oxigênio (mg O <sub>2</sub> /L)    | DQO                | 2,00  | Refluxo fechado/ Espectrofotometria (410.4) - EPA, 1993                                |
| Demanda biológica de oxigênio (mg O <sub>2</sub> /L)  | DBO                | 2,00  | Iodometria (5210 B) - APHA, 2012   |
| Fósforo Total (mg P/L)                                | PT                 | 0,010 | Método do Persulfato (4500-P-J) e (4500-P-E) - APHA, 2012                              |
| Magnésio (mg Mg/L)                                    | Mg                 | 0,240 | Método do Cálculo (3500-Mg B) - APHA, 2012   |
| Nitrogênio total (mg N/L)                             | NT                 | 0,937 | Método do Persulfato (4500-P-J) e (4500-NO <sub>3</sub> -E) - APHA, 2012.              |
| Oxigênio dissolvido (mg O <sub>2</sub> /L)            | OD                 | -     | Sonda YSI 6600   |
| pH  | pH                 | -     | Sonda YSI 6600   |
| Potássio (mg K/L)                                     | K                  | 2,00  | Fotometria de Emissão de Chama (3500-K-B) - APHA, 2012.                                |
| Salinidade  | Sal                | -     | Sonda YSI 6600   |
| Sódio (mg Na/L)                                       | Na                 | 2,00  | Fotometria de Emissão de Chama (3500-Na-B) - APHA, 201                                 |
| Sólidos dissolvidos totais (mg/L)                     | SDT                | 2,00  | Gravimetria (2540 D) e Cálculo - APHA, 2012.   |
| Sólidos totais (mg/L)                                 | ST                 | 2,00  | Gravimetria (2540 B) - APHA, 2012.   |
| Sulfatos (mg/L)                                       | SO <sub>4</sub>    | 7,68  | Turbidimetria - (4500-SO <sub>4</sub> -E) - APHA, 2012.                                |
| Temperatura da água (°C)                              | TH <sub>2</sub> O  | -     | Sonda YSI 6600   |
| Turbidez (UNT)  | Turb.              | 0,1   | Nefelométrico (2130B) - APHA, 2012   |

Fonte: COGERH, 2016.

### 2.3 Análise Estatística dos Dados

Foram aplicadas técnicas da estatística descritiva de forma a observar o comportamento e descrever os dados coletados. Os dados foram inicialmente organizados em gráficos e tabelas para facilitar a interpretação e a descrição do fenômeno. Logo após, utilizou-se análise da componente principal (ACP). Essa técnica foi utilizada para geração de agrupamento de informações, transformando linearmente um conjunto original de variáveis correlacionadas entre si em um conjunto substancialmente menor de variáveis não correlacionadas que contêm a maior parte da informação do conjunto original (HONGYU et al., 2016). O procedimento estatístico foi realizado com uso do programa BioEstat 5.

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Gestão das Águas do Macro Sistema

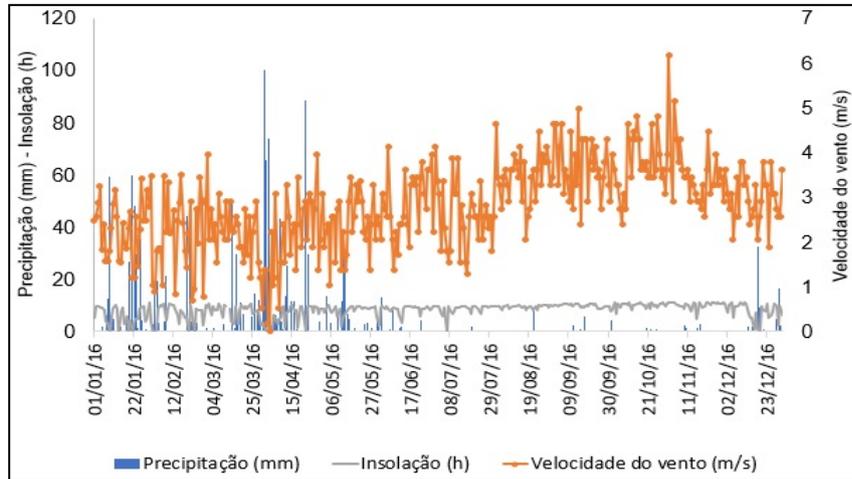
A recarga hídrica do açude Gavião, assim como a da maioria dos reservatórios dos estados do

Nordeste, é dependente da precipitação concentrada no primeiro semestre (SILANS, 2003). Outra característica importante, quando comparada à maioria dos sistemas manejados no Ceará, é o aporte de água ao reservatório por meio da transposição de água de outras bacias hidrográficas, com adução a partir de canais e rios provenientes de outros reservatórios à montante (COGERH, 2016). A vazão média que passa no Canal da Integração, a montante do açude Gavião é de 9 m<sup>3</sup>/s, principalmente no segundo semestre, já que a recarga do reservatório no primeiro semestre (período de chuvas) reduz a necessidade de adução ao reservatório (COGERH, 2020).

Conforme apresentado na Fig. 2, a insolação na área em estudo apresenta depressões mais significativas na estação de chuvas, haja vista que neste período o sol fica frequentemente encoberto por nuvens, diminuindo a insolação média disponível para crescimento fitoplactônico e aquecimento da camada superior do lago no período. A frequência de chuvas foi também maior

no primeiro semestre, apresentando eventos de chuvas de até 100 mm. Observa-se ainda que a velocidade média dos ventos aumentou no se-

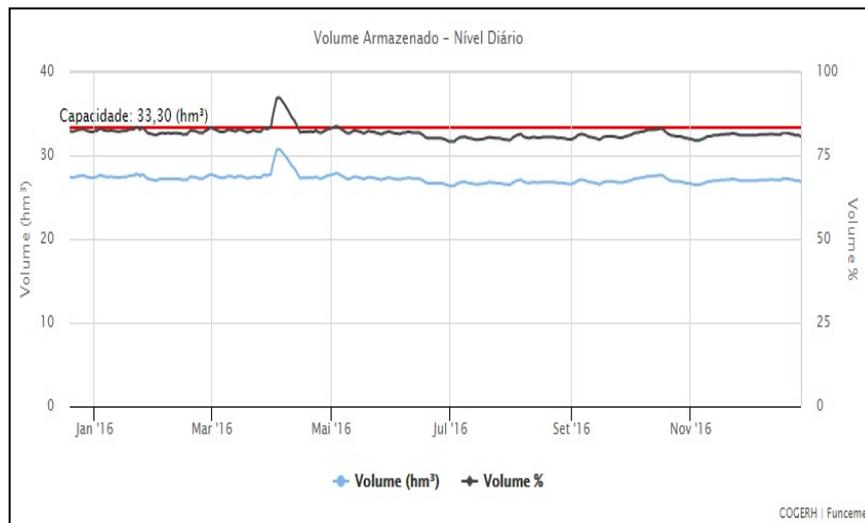
gundo semestre, passando de cerca de 2 para quase 3 m/s, com um pico de aproximadamente 6 m/s no mês de novembro.



**Figura 2** - Dados de precipitação, velocidade do vento e insolação do ano de 2016.

Em consequência das chuvas na região (Fig. 2), o açude atingiu a cota de sangria (36 m) no mês de abril (Fig. 3). No restante do período, o controle operacional manteve o volume reservado praticamente estável em 30,49 hm<sup>3</sup> na cota 34,5 com objetivo de fornecer água por gravi-

dade para a estação de tratamento de água do Gavião (COGERH, 2020). O aporte de água pelo canal da integração na estação de chuvas é reduzido ou mesmo paralisado, intentando-se economizar esse recurso hídrico para o semestre subsequente.



**Figura 3** - Volume do açude Gavião do ano de 2016. Fonte: COGERH, 2020.

### 3.2 Processo de Estratificação

Identificou-se uma predominância de estratificação térmica e química no primeiro semestre pela avaliação dos parâmetros temperatura (Fig. 4A), oxigênio dissolvido (Fig. 4B) e pH (Fig. 4B), principalmente devido à maior variação na densidade da água em diferentes profundidades e menor velocidade dos ventos. Já a partir do mês de maio até dezembro, a coluna d'água demonstrou uma tendência a desestratificar. Na camada superficial, a temperatura apresentou uma tendência de resfriamento gradual de 28,8 °C no mês de maio a 27,6 °C no mês de junho, julho e outubro, voltando a aumentar em seguida e retornando a 28,8 °C em dezembro.

É comum ocorrer a redução da vazão afluente pelo macrossistema para atender à demanda da estação de tratamento de água da CAGECE, em consequência do período de chuvas na área da bacia hidrográfica do açude Gavião, cujo volume atingiu a máxima capacidade em abril de 2016 (COGERH, 2016). A redução da transposição de água entre as bacias hidrográficas, concomitantemente com a menor velocidade dos ventos na área de estudo, são os fatores apontados para manter o perfil clinogrado nos quatro primeiros meses do primeiro semestre, que é considerado o período de maior precipitação na região (Fig. 4A, 4B, 4C).

Mesmo em baixas latitudes, onde as diferenças sazonais são menos intensas que em climas temperados, os ecossistemas aquáticos experimentam regimes térmicos que variam de acordo com as taxas diárias e anuais (OLDEN e NAIMAN, 2010) como foi observado nesta pesquisa. Em regiões tropicais, como as do Nordeste do Brasil, as variáveis climáticas sugerem que a maioria dos reservatórios de baixa latitude, se não todos, apresenta estratificação sazonal (WINTON et al., 2019). Já foi comprovado por diversas pesquisas que fatores climáticos como insolação, precipitação e vento contribuem para alterações nos

processos térmicos em reservatórios (SOUSA, 2014; FERREIRA e CUNHA, 2013).

Pode-se visualizar no perfil de oxigênio dissolvido (Fig. 4B) que durante o período de janeiro a abril o oxigênio atingiu os menores valores (aproximadamente 1,5 mg/L) no hipolímino. No mês de março, o oxigênio atingiu o menor valor na superfície (aproximadamente 5,5 mg/L), mesmo mês de maior precipitação na área em estudo (Fig. 3) e seguindo um padrão gráfico similar ao da temperatura para o mesmo período. O perfil ortogrado presente no segundo semestre pode estar relacionado principalmente a dois fatores: 1) turbulência ocasionada pela transposição de águas pelo macrossistema; 2) maior velocidade dos ventos. Depreende-se dos fatores supracitados que a desestratificação do reservatório no segundo semestre ocasionou o aumento da turbidez, cuja média aumentou de 7,75 UNT no primeiro semestre para 10,81 UNT no segundo semestre (Tabela 2). Em relação aos reservatórios artificiais, como é o caso do açude Gavião, estes podem ter uma estratificação térmica mais variável do que os lagos naturais devido ao sistema de gestão operacional pela tomada de água a jusante ou pela recepção de água de outros reservatório a montante (HARRIS e BAXTER, 1996; HAN, 2000).

A proliferação das bactérias aeróbicas e facultativas decompositoras de matéria orgânica provoca o rápido consumo de oxigênio. Caso a produção do oxigênio pelo fitoplâncton não consiga suprir essa demanda, os níveis de oxigênio são reduzidos, causando impactos diretos nos seres aquáticos aeróbios, principalmente os de vida superior, que desaparecem, empobrecendo a biodiversidade local (BÁRBARA et al., 2009). O pH também demonstrou a tendência de estratificação nos primeiros meses do ano e de desestratificação no final do ano. O pH na superfície variou em torno de 8,2, demonstrando o consumo de CO<sub>2</sub> pelos produtores primários, enquan-

to nas camadas mais profundas o valor do pH apresentou valores de até 7,2 no mês de janeiro e março, indicando a possibilidade de ambientes anaeróbios e a geração de CO<sub>2</sub> pelos organismos decompositores (SILVA et al, 2008). E, além disso, a hipóxia ou anoxia no hipolímnio promove a formação de gases como amônia, metano

e sulfetos. Quando ocorre a mistura da coluna de água, além desses gases, ocorre a liberação de nutrientes (fósforo, ferro) e ressuspensão de sedimentos, que retorna para a zona eufótica no momento da desestratificação, aumentando a turbidez (ARAUJO et al., 2008) como foi o caso do reservatório do Gavião.

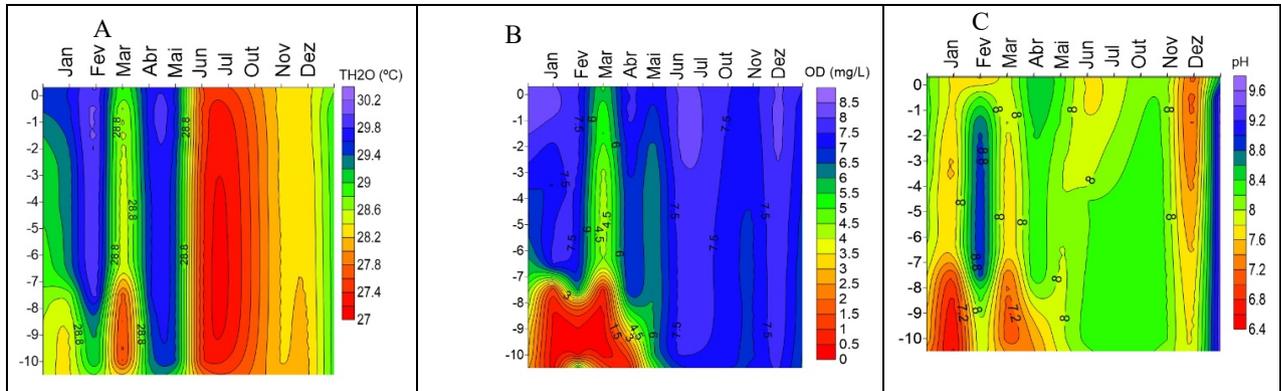


Figura 4 - Variação de (A) temperatura, (B) oxigênio dissolvido e (C) pH da coluna de água ao longo de 2016.

### 3.3 Processo de Eutrofização

Depreende-se da estatística descritiva apresentada na Tabela 2 que ocorreu maior concentração dos parâmetros: Ca, Cl, Cl-a, Cian, DBO, DQO, OD, pH, Na, SO<sub>4</sub> e T<sub>H<sub>2</sub>O</sub> no primeiro semestre enquanto as demais variáveis: HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CE, Mg, PT, NT, K, Sal, SDT, ST e Turb foram mais elevadas no segundo semestre do ano.

Com base nos perfis de temperatura apresentados anteriormente, estima-se que a maior concentração de fósforo e nitrogênio no segundo semestre pode estar relacionada com o aporte da transposição e ciclagem interna em consequência do processo de desestratificação. A modelagem da recirculação interna do fósforo (P) no lago Okeechobee quantificou que os fluxos internos de P excedem as entradas externas em média por um fator de 2,6. Nesse caso, as medidas mitigadoras relacionadas ao manejo

na bacia hidrográfica não será eficiente para melhorar a qualidade da água do lago (POLLMAN e JAMES, 2011). Valores médio de fósforo total (0,08 e 0,09 mg/L) e de clorofila-a (54 e 51 µg/L) para ambos os períodos classificam o reservatório como eutróficos e supereutróficos, respectivamente, conforme Lamparelli (2004).

Em relação à densidade de cianobactérias em água natural, preconiza-se para dessedentação animal valores inferiores 50.000 cel/ml (classe 2). Para essa mesma classe, recomenda-se tratamento convencional e, para valores superiores a 100.000 cel/mL (classe 3), é recomendado tratamento avançado para abastecimento humano (Brasil, 2005). Pode-se visualizar na Tabela 2 que os valores médios de cianobactérias registrados no primeiro (217.783 células/mL) e segundo semestre (144.596 células/mL) foram superiores aos advertidos anteriormente.

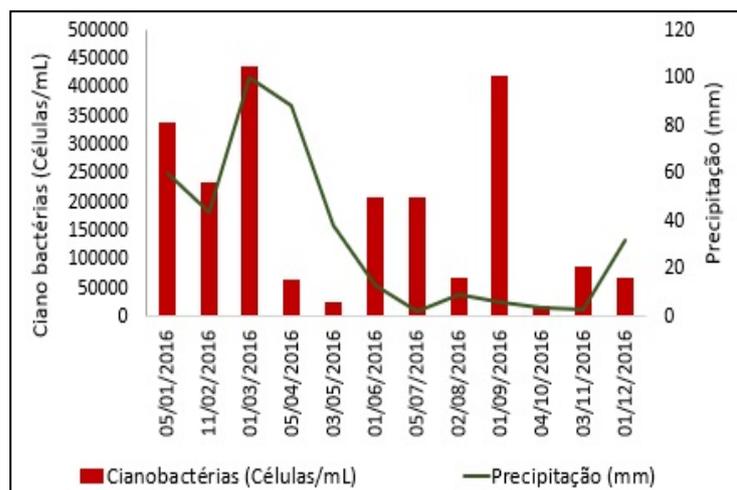
**Tabela 2** – Análise descritiva das variáveis físico-químicas e biológicas.

| Parâmetros                    | Primeiro semestre |                          |               | Segundo semestre |                          |               |
|-------------------------------|-------------------|--------------------------|---------------|------------------|--------------------------|---------------|
|                               | Média             | Coefficiente de variação | Desvio padrão | Média            | Coefficiente de variação | Desvio padrão |
| HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | 108,64            | 8,66                     | 9,41          | 115,70           | 9,59                     | 11,09         |
| CE                            | 0,51              | 6,50                     | 0,03          | 0,55             | 4,50                     | 0,02          |
| Ca                            | 12,58             | 15,82                    | 1,99          | 10,51            | 87,43                    | 9,19          |
| Cl                            | 104,69            | 12,83                    | 13,44         | 97,37            | 4,85                     | 4,73          |
| Cl-a                          | 54,47             | 45,53                    | 24,80         | 51,05            | 26,08                    | 13,31         |
| Cian                          | 217.783           | 72,52                    | 157.936       | 144.596          | 103,36                   | 149.453       |
| DBO                           | 8,02              | 36,67                    | 2,94          | 5,39             | 105,88                   | 5,71          |
| DQO                           | 41,54             | 11,86                    | 4,93          | 32,66            | 33,03                    | 10,79         |
| PT                            | 0,08              | 51,39                    | 0,04          | 0,09             | 72,12                    | 0,06          |
| Mg                            | 17,67             | 3,81                     | 0,67          | 18,72            | 12,84                    | 2,40          |
| NT                            | 1,47              | 53,53                    | 0,79          | 1,62             | 21,18                    | 0,34          |
| OD                            | 7,31              | 13,94                    | 1,02          | 7,24             | 9,94                     | 0,72          |
| pH                            | 8,43              | 4,05                     | 0,34          | 8,42             | 2,81                     | 0,24          |
| K                             | 11,71             | 16,41                    | 1,92          | 14,50            | 17,31                    | 2,51          |
| Sal                           | 0,26              | 4,02                     | 0,01          | 0,28             | 7,54                     | 0,02          |
| Na                            | 70,83             | 8,53                     | 6,04          | 67,67            | 11,77                    | 7,97          |
| SDT                           | 304,33            | 6,26                     | 19,06         | 323,45           | 11,03                    | 35,66         |
| ST                            | 314,42            | 7,04                     | 22,13         | 334,00           | 9,67                     | 32,29         |
| SO <sub>4</sub>               | 8,88              | 59,81                    | 5,31          | 8,02             | 77,21                    | 6,20          |
| T <sub>H2O</sub>              | 29,53             | 1,40                     | 0,41          | 28,13            | 1,87                     | 0,53          |
| Turb                          | 7,75              | 64,01                    | 4,96          | 10,81            | 36,79                    | 3,98          |

Visualiza-se na Figura 5 que nos meses de abril e maio as florações de cianobactérias foram reduzidas. Esse evento pode ser ter sido ocasionado pela intensa precipitação na área em estudo. Já no segundo semestre houve em média uma menor quantidade de cianobactérias, com exceção do mês de setembro, quando foi observada uma floração similar à do mês de março. A instabilidade e a competição entre algas prejudicaram o estabelecimento de florações, levando a mudanças na composição e na biomassa da comunidade de cianobactérias em reservatórios tropicais (DANTAS et al., 2011; HUANG et al., 2014). Além desses fatores, a distribuição e a proliferação de cianobactérias são comumente influenciadas pela concentração e pro-

porção de nitrogênio e fósforo, temperatura, oxigênio, pH, herbivoria e estabilidade de coluna de água, que pode atuar sinergicamente ou de forma antagônica (PAERL, 2008).

Os padrões temporais de distribuição fitoplancônica são influenciados por fatores ambientais a favor do aumento ou diminuição da diversidade, culminando na dominância de determinadas espécies de cianobactérias (RANGEL et al., 2009). Nesse período, as condições favoráveis de estabilidade da coluna d'água, de temperatura, de pH, de concentração de nutrientes proporcionaram a proliferação demasiada de Cianobactérias (SALVO e ISAAC, 2002).



**Figura 5** - Densidade de cianobactéria e precipitação na área em estudo ao longo do ano de 2016

Conforme a Fig. 6, observa-se a codominância dos gêneros de cianobactérias *Pseudanabaena* sp (33%), *Planktothrix* sp (20%), *Microcystis* sp. (13%), *Raphidiopsis* sp (7%), *Cylindrospermopsis* sp (6%), em relação à densidade dos demais fitoplânctons (20%). No período de chuvas (primeiro semestre), em que a coluna de água apresentou processo de estratificação, ocorreu a predominância de *Pseudanabaena* sp. No segundo semestre, em águas misturadas, predominou a *Planktothrix* sp. As elevadas densidades identificadas de cianobactéria (>100.000 célula/mL) foram compostas por espécies potencialmente tóxicas e estabelecem potencial risco para a saúde pública (BELLÉM, 2011).

Os feitos de toxicidade de cianobactérias são muito variados, compreendendo desde hepatotóxicos, neutóxicos e dermatotóxicos (SOARES, 2009; MOLICA e AZEVEDO, 2009). O tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias é ocasionado por hepatotoxinas, que apresentam uma ação mais lenta, podendo causar morte num intervalo de poucas horas a poucos dias. Os gêneros *Microcystis* sp., *Anabaena* sp., *Nodularia* sp., *Oscillatoria* sp., *Nostoc* sp., *Cylindrospermopsis* sp., *Planktothrix* sp., *Oscillatoria* sp., *Radiocystis* sp. e *Arthrospira* sp. foram identificadas como produtoras dessas hepatotoxinas (MERILUOTO e CODD, 2005; MOLICA e AZEVEDO, 2009). O predomínio das cianobactérias

em reservatórios tropicais eutróficos deve-se a um conjunto de fatores, como elevadas temperaturas, baixa precipitação, pH alcalino e altas concentrações de nutrientes, principalmente N e P (BOUVY et al., 2000; CHELLAPPA e COSTA, 2003).

Existem diversos estudos sobre a dinâmica de variação das populações de cianobactérias (COSTA et al., 2009; MOLISANI et al., 2010; DANTAS et al., 2011; LIRA et al., 2011). As espécies que fixam nitrogênio atmosférico, como *Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp. e *Cylindrospermopsis* sp., usualmente dominam ambientes com águas pobres em nutrientes. *Microcystis* sp. é dominante em lagos eutróficos com grande estabilidade térmica, e as oscilatórias e as filamentosas, como *Pseudanabaena* sp. e *Planktothrix* sp., dominam o plâncton de ambientes polimíticos eutróficos, que contam com elevada turbidez e baixa penetração de luz (TUNDISI e T. TUNDISI, 2008). Gêneros coloniais, como *Microcystis*, *Anabaena* e *Aphanizomenon*, formam colônias contendo células em forma de cocos e filamentos, gerando espumas na superfície. Muitas delas possuem vesículas de gás, sendo uma vantagem competitiva durante águas calmas ou em períodos de baixa intensidade luminosa, porém as mesmas não conseguem se estabelecer em ambientes com maior turbulência na coluna d'água (BLOTTIERE et al., 2016).

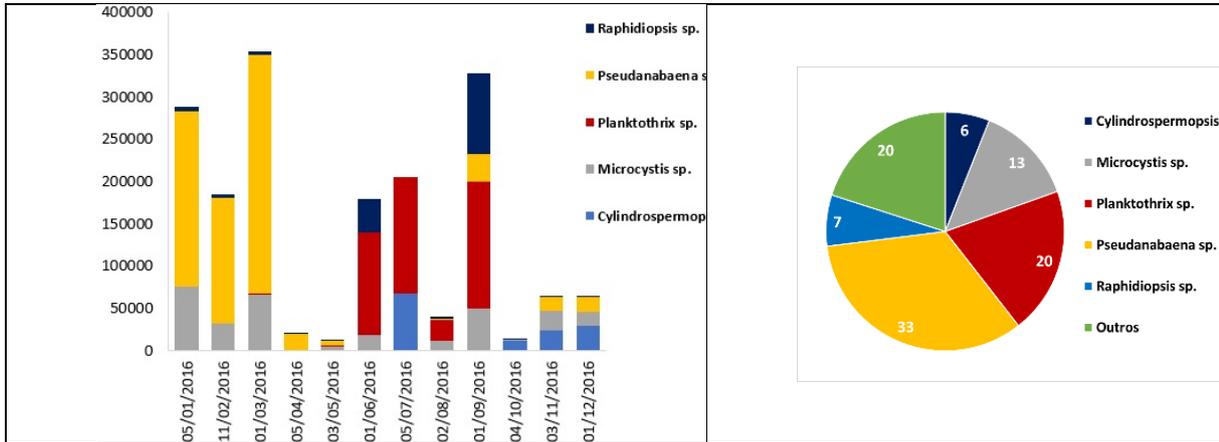


Figura 6 - Espécies de cianobactérias predominantes no açude Gavião no ano de 2016.

### 3.4 Avaliação Multivariada dos dados

No total foram vinte e um parâmetros utilizados, cujos resultados da ACP explicam 90% e 100% da variação para o primeiro e segundo semestre, respectivamente (Tabela 3). As cargas dos fatores podem ser classificadas como muito significativa, significativa e insignificante, correspondendo aos valores absolutos iguais a > 0,75; 0,75 - 0,50; < 0,50, respectivamente (HAIR, 2005). Em relação ao primeiro semestre (Tabela 3), o CP1 apresenta convergência positiva das variáveis: Sal, CE, Cian, pH, T<sub>H2O</sub>; e negativa: SO<sub>4</sub>, Cl-a, PT (explica 27% da variância). O CP2 tem relação positiva dos parâmetros: HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl; e negativa: DBO, Mg, OD (explica 24% da variância). O CP3 inclui relação positiva: ST, SDT, DQO; e negativa: NT (explica 20% da variância). O CP4 compreende variáveis positivas: Turb, K; e negativa: Ca e Na (explica 19% da variância).

Com relação a CP1, identificou-se que a densidade de cianobactérias se mostrou significativa principalmente com a salinidade e temperatura, o que culminou com maior densidade celular. Resultados semelhantes a esse foram constatados por Fonseca et al. (2010), ao pesquisar vários mananciais no estado de São Paulo. A correlação negativa entre cianobactérias e Clorofila-a pode ser devida ao fato de que esse estudo considerou apenas a comunidade de cianobactérias. No entanto, outros grupos de fitoplânctons estavam

presentes nas amostras e também possuem esses pigmentos. Resultados semelhantes a esses foram constatados por Lira et al. (2011) ao estudar reservatórios no estado de Pernambuco. Outro fator que se correlaciona com o aumento de densidade fitoplanctônica (CP1) é o pH, tendo em vista que a atividade fotossintética reduz a disponibilidade de CO<sub>2</sub>, com conseqüente aumento do pH (PALMA et al. 2010). Uma correlação positiva entre o pH e o fitoplâncton também foi encontrada em pesquisas realizadas em reservatório do estado de São Paulo (CUNHA E CALIJURI, 2011). Em referência à CP3, os resultados refletem o comportamento da concentração dos ST e SDT que se associam com o aumento de DQO provavelmente devido ao arraste de matéria orgânica aloctone (SANTI, 2013). Esse resultado pode refletir no aumento da poluição no local amostrado (ARAUJO et al., 2008). No que concerne à CP4, os cátions Ca e Na têm maior concentração no primeiro semestre e concatenam-se negativamente a Turb e K, que apresentam maior concentração no semestre posterior, conforme apresentado na análise descritiva (Tabela 3). Os referidos íons conferem dureza à água (SILVA et al., 2017). E as principais fontes podem ser áreas de agricultura, efluentes e/ou proveniente da bacia hidrográfica, local onde se constata processos antrópicos, ocasionados pelo uso desordenado das áreas (ISLAM et al., 1997). A maior concentração de sulfatos presentes na

água do reservatório na primeira estação pode ser proveniente de processos naturais do solo, como intemperismo das rochas sedimentares e a mudanças na intensidade desses processos; e insu- mos antropogênicos, ou seja, fertilizantes à base de enxofre (S) (GRASBY et al., 1997).

No segundo semestre, conforme a Tabela 3, o CP1 apresenta correlação positiva das variáveis:  $\text{HCO}_3^-$ , CE, Sal, Na, SDT, ST,  $T_{\text{H}_2\text{O}}$ ; e negativa: Cian e Turb, (explica 34% da variância). O CP2 tem participação positiva dos parâmetros: Ca, Cl, DQO, NT, K,  $\text{SO}_4$ ; e negativa: Cl-a, (explica 30% da variância). O CP3 inclui reciprocidade positiva: DBO, CE; e negativa: PT, Mg (explica 22% da variância). O CP4 compreende as variáveis positivas: OD; e negativa: pH (explica 14% da variância). Ainda com relação à CP1, verificou-se que a  $\text{TH}_2\text{O}$  se correlacionou negativamente com a produtividade primária. Com referência ao aumento da concentração das demais variáveis ST, SDT, Sal, CE,  $\text{HCO}_3^-$ , há indícios de ser consequência da turbulência ocasionada pela transferência de água entre bacias hidrográficas, retirada de água pela tomada de

água pela CAGECE ou instabilidade da coluna de água pelo processo de desestratificação, que podem ocasionar a redução da densidade das Cianobactérias (VIDOTTI e ROLLEMBERG, 2003). Em menção à CP2, as variáveis Ca, Cl, DQO, NT, K,  $\text{SO}_4$  estão correlacionadas negativamente com a Cl-a. Nessa matriz, a Cl-a é considerada uma medida indireta do aumento da densidade celular (KNOLL et al., 2015). Em alusão à CP3, as variáveis DBO e CE se agrupam com sinal oposto a PT e Mg. Nesse caso, a degradação e a mineralização da matéria orgânica (DBO) tiveram como consequência o aumento do nutriente na coluna d'água (BRAUNSCHEWIG et al., 2003). A respeito da CP4, a redução do pH pode ser consequência da mistura de coluna de água e incorporação de gás da coluna e/ou mesmo da atmosfera; assim como pode ser causa da poluição por ureia e compostos químicos originados das áreas de pecuária e agricultura (MORAIS e SILVA, 2012). No entanto, o aumento da contratação de OD pode ser proveniente da maior velocidade dos ventos pertinentes ao seu aumento no segundo semestre.

**Tabela 3** - Resultado da análise da componente principal para o ano de 2016.

| Dados                    | Primeiro semestre |         |        |         | Segundo semestre |        |         |         |
|--------------------------|-------------------|---------|--------|---------|------------------|--------|---------|---------|
|                          | PC1               | PC2     | PC3    | PC4     | PC1              | PC2    | PC3     | PC4     |
| $\text{HCO}_3^-$         | -0.10             | 0.89**  | 0.19   | 0.41    | 0.70*            | 0.36   | 0.11    | 0.61    |
| DBO                      | -0.05             | -0.93** | 0.07   | 0.21    | -0.02            | -0.19  | 0.97**  | 0.16    |
| Cl-a                     | -0.88**           | 0.12    | 0.03   | 0.46    | -0.46            | -0.73* | 0.46    | -0.20   |
| Ca                       | -0.21             | 0.37    | 0.06   | -0.89   | 0.38             | 0.74*  | -0.54   | 0.09    |
| Cl                       | 0.43              | 0.77*   | 0.14   | -0.09   | 0.06             | 0.85** | 0.43    | 0.28    |
| DQO                      | 0.27              | 0.32    | 0.79** | -0.33   | 0.27             | 0.95** | 0.06    | 0.14    |
| Cian                     | 0.75*             | 0.63    | 0.13   | -0.09   | -0.80**          | 0.29   | 0.10    | 0.52    |
| OD                       | -0.13             | -0.59*  | 0.02   | 0.30    | 0.36             | 0.24   | 0.47    | 0.77**  |
| CE                       | 0.76**            | 0.62    | 0.21   | 0.01    | 0.62             | 0.38   | 0.67*   | -0.14   |
| K                        | 0.12              | 0.35    | 0.30   | 0.87**  | 0.43             | 0.85** | 0.24    | 0.21    |
| Mg                       | 0.44              | -0.76** | -0.18  | 0.42    | 0.05             | -0.05  | -0.99** | -0.14   |
| Na                       | -0.08             | 0.20    | 0.24   | -0.94** | 0.65*            | 0.40   | 0.65    | 0.06    |
| pH                       | 0.53*             | -0.52   | 0.37   | 0.15    | 0.08             | -0.04  | 0.23    | -0.97** |
| Sal                      | 0.96**            | 0.04    | -0.07  | 0.03    | 0.94**           | -0.24  | -0.04   | 0.24    |
| $\text{SO}_4$            | -0.88**           | 0.10    | -0.17  | -0.37   | 0.16             | 0.74*  | 0.08    | 0.65    |
| SDT                      | -0.07             | 0.18    | 0.94** | -0.07   | 0.81**           | 0.57   | -0.13   | -0.12   |
| $T_{\text{H}_2\text{O}}$ | 0.75*             | 0.12    | -0.07  | 0.11    | 0.83**           | 0.47   | -0.25   | 0.17    |
| NT                       | 0.18              | 0.41    | -0.72* | -0.01   | -0.23            | 0.92** | -0.31   | -0.03   |
| ST                       | -0.07             | 0.18    | 0.98** | 0.03    | 0.76**           | 0.61   | -0.15   | -0.17   |
| PT                       | -0.62*            | -0.35   | 0.43   | 0.53    | 0.22             | 0.15   | -0.91** | 0.32    |
| Turb                     | -0.35             | -0.36   | -0.43  | 0.73*   | -0.93**          | -0.36  | -0.08   | -0.05   |

\*\*Muito significativa (>0,75); \*significante (0,75 - 0,50); insignificante (<0,50)

#### 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Identificou-se que o reservatório apresenta diferentes processos de estratificação/desestratificação em função da época do ano: a) estratificou no primeiro semestre, período de maiores precipitações, menores incidência da insolação e velocidade dos ventos; b) desestratificou no segundo semestre, período de menor precipitação e maior intensidade dos ventos e insolação e a presença do aporte de água advindo da transposição de outras bacias hidrográficas para atender ao abastecimento da Capital. Ainda não se pode afirmar que a transposição de águas entre bacias induz a desestratificação desse reservatório, sendo necessários mais estudos na área para um maior esclarecimento sobre o assunto.

Em ambos os períodos, as águas estavam eutrofizadas, apresentando elevado IET e altas concentrações de cianobactérias, destacando-se os gêneros potencialmente tóxicos tais como a *Pseudonabaena* sp, *Planktothrix* sp, *Microcystis* sp., *Raphidiopsis* sp, *Cylindrospermopsis* sp. No primeiro semestre, ocorreu a predominância da espécie *Pseudonabaena* sp, e no semestre seguinte, o gênero *Planktothrix* sp sobressaiu-se no ambiente. Essa característica de alternância cíclica de espécies pode representar um desafio para o tratamento de água para abastecimento humano, já que as estratégias de tratamento podem variar dependendo dos organismos predominantes. Outro ponto a se destacar com essa alternância é a necessidade de adaptar mecanismos de monitoramento de toxinas em função da variação da composição fitoplanctônica.

A partir da aplicação de ACP observou-se se um resfriamento gradual da água no segundo semestre, assim como uma redução da densidade de cianobactérias. De forma contraditória, entretanto, identificou-se correlação positiva entre temperatura e cianobactéria no primeiro semestre e negativa no segundo. Também se constatou que no segundo semestre ocorreu o aumento da

concentração de nutrientes e da turbidez que se relaciona com o processo de desestratificação da coluna de água. Essas variações identificam que as estratégias de tratamento de água do açude gavião devem ser programadas de forma a se adequar às sazonalidades da qualidade da água.

#### 5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

#### 6 REFERÊNCIAS

- APHA; AWWA; WPG. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association.** 19ª Ed.-Washington D. C. 1995. 953p.
- ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C.; GUTSEIT, K.; XAVIER, C.F. (2011). Caracterização geral da bacia. In: CUNHA, C.L.N. **Eutrofização em reservatórios: gestão preventiva. Estudo interdisciplinar na bacia do Rio Verde**, PR. Curitiba: UFPR. p. 39-58.
- ARAUJO, M.; COSTA, M.F.; AURELIANO, J.T.; SILVA, M.A. (2008). Mathematical Modelling of Hydrodynamics and Water Quality in a Tropical Reservoir, Northeast Brazil. *Braz. J. Aquatic Science and Technology*, 12(1):19-30. <https://doi.org/10.14210/bjast.v12n1.p19-30>
- BÁRBARA, V. F.; SIQUEIRA, E. Q.; CUNHA, A. C. Estimativa do coeficiente de reaeração (K2) para o Rio Araguaí-AP (Amazônia) para posterior utilização no modelo de qualidade de água QUAL2E. In Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 25, Recife, 2009. Anais...Recife: **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2009.
- BELLÉM, F.; NUNES, S.; MORAIS, M. **Toxicidade a Cianobactérias: Impacte Potencial na Saúde Pública em populações de Portugal e Brasil.** XIV Encontro da Rede Luso-Brasileira de estudos ambientais – Vulnerabilidade Socioambiental na África, Brasil e Portugal: dilemas e desafios à memória do professor Manuel Serrano Pinto. Setembro 2011, Recife (PE), Brasil.
- BOTELHO, R. G.; FROES, C. M.; SANTOS, J. B. 2012. Toxicity of herbicides on *Escherichia coli* growth. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 1, pp. 141-146.
- BLOTTIERE, L., JAFAR-BANDJEE, M., JACQUET, S., HULOT, F. D.; Effects of water mixing on the pelagic food web in shallow lakes; **Freshwater Biology**, vol. 61, 2016. <https://doi.org/10.1111/fwb.12859>
- BOUVY, M. A.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian

- tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbiol Ecology**. 2000; 23:13-27. <https://doi.org/10.3354/ame023013>
- BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências publicada no dou nº 053, de 18/03/2005. Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011. **Diário Oficial da União**.
- BRAUNSCHWEIG, F.; MARTINS, F.; NEVES, R.; MARTINS.; PINA, P.; SANTOS, M.; SARAIVA, S. 2003. **A importância dos processos físicos no controle da eutrofização em estuários**.
- CARPENTER, S.R.; CARACO, N.F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R.W.; SHARPLEY, A.N.; SMITH, V.H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**. 1998, 8, 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- CHELLAPPA N. T, COSTA M. A. M. Dominant and co-existing species of cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica**. 2003, 24. 3-10. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(03\)00005-5](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(03)00005-5)
- Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará – COGERH. **Resenha diária do monitoramento**. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/uploads/documentos/28-12-2017-resenha-diaria-do-monitoramento-2017.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2020.
- CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M. C. 2011. Variação sazonal dos grupos funcionais fitoplanctônicos em braços de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). **Acta Botanica Brasilica**. 25(4): 822-831.
- DANTAS, E. W.; MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C., 2011. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, vol. 83, no.4, p. 1327-1338. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652011000400019>
- FERREIRA, D. M.; CUNHA, C. Simulação numérica do comportamento térmico do reservatório do Rio Verde. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 1, jan./mar. 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000100010>
- FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. M. 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). **Hydrobiologia** 600: 267-282.
- GRASBY, S. E.; HUTCHEON, I.; KROUSE, H. R., (1997). Application of the stable isotope composition of  $SO_4^{2-}$  to tracing anomalous TDS in Nose Creek, southern Alberta, Canada. **Applied Geochemistry**, 12 (5), 567-575. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(97\)00014-0](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(97)00014-0)
- HAIR, J. F.; TATHAM, R. L.; ANDERSON, R. E.; BLACK, W. (2006). **Análise Multivariada de Dados**. 5ª ed. Porto Alegre: Bookman.
- HAN, B. P; ARMENGOL, J.; GARCIA, J. C.; COMERMA, M.; ROURA, M.; DOLZ, J.; STRASKRABA, M. 2000. The thermal structure of Saur Reservoir (NE: Spain): a simulation approach. **Ecological Modelling**. 125:109–122. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00176-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00176-3)
- HARRIS GP, BAXTER G. 1996. Interannual variability in phytoplankton biomass and species composition in a subtropical reservoir. **Freshwater biology**. 35:545–560. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1996.tb01768.x>
- HONGYU, K., SANDANIELO, V. L. M., JUNIOR, G. J. O. Análise de Componentes Principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. **EeS - Engineering and Science**, (2016), 5:1.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>. Acesso: fev/2020.
- ISLAM, F.; SHARMIN, R.; JUNAIT, J. **A Detailed Analysis on Industrial Pollution in Bangladesh; Workshop Discussion Paper, The World Bank Dhaka Office**: Dhaka, Bangladesh, 1997.
- JONES, I.D.; WINFIELD, I.J.; CARSE, F. Assessment of long-term changes in habitat availability for Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in a temperate lake using oxygen profiles and hydroacoustic surveys. **Freshwater biology**. 2010, 53, 393–402. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01902.x>
- KNOLL, L. B.; HAGENBUCH, E. J.; STEVENS, M. H.; VANNI, M. J.; RENWICK, W. H.; DENLINGER, J. C.; HALE, R. S.; GONZALEZ, M. J. 2015. Predicting eutrophication status in reservoirs at large spatial scales using landscape and morphometric variables. **Inland Waters**. 5:203–214. <https://doi.org/10.5268/IW-5.3.812>
- LAMPARELLI, M. C. 2004. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de São Paulo. São Paulo: USP, 2004. 235 f.
- LIRA, G.; A. E.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOURA, A. N. 2011. Hytoplankton abundance, dominance and coexistence in an eutrophic reservoir in the state of Pernambuco, northeast Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. 83: 1313-1326. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652011000400018>
- MERILUOTO, J. e CODD, G.A. Toxic Cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis. Åbo Akademi University Press. **Acta Academiae Aboensis**, 2005.
- MOLICA, R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecologia brasiliensis.**, 13(2): 229-246, 2009.
- MOLISANI, MM., BARROSO, HS., BECKER, H., MOREIRA, MOP, HIJO, CAG., MONTE, TM. and VASCONCELLOS, GH., 2010. Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensis**, vol. 22, no. 1, p. 1-12. <https://doi.org/10.4322/actalb.02201001>

- MORAIS, R. C. S.; SILVA, C. E. Diagnóstico ambiental do balneário Curva São Paulo no rio Poti em Teresina, Piauí. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol.17 n.1, 2012. p. 41-50. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522012000100008>
- OLDEN, J.D.; NAIMAN, R. J. Incorporation themal regimes into enviromental flows: assessments: Modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. January 2010. **Freshwater Biology**. 55(1):86 - 107. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x>
- PAERL, H. W. 2008. Nutrient and Other Environmental Controls of Harmful Cyanobacterial. **Advances in Experimental Medicine and Biology**. 619: 217-213. [https://doi.org/10.1007/978-0-387-75865-7\\_10](https://doi.org/10.1007/978-0-387-75865-7_10)
- PALMA P, ALVARENGA P, PALMA VL, FERNANDES RM, SOARES AMVM AND BARBOSA IR. 2010. Assessment of anthropogenic sources of water pollution using multivariate statistical techniques: a case study of the Alqueva's reservoir, Portugal. **Environmental Monitoring and Assessment**. 165(1-4): 539-552. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0965-y>
- POLLMAN, C. D.; JAMES, R. T. (2011). A simple model of internal loading of phosphorus in Lake Okeechobee. **Journal Lake and Reservoir Management**. V. 27, pp. 15-27. <https://doi.org/10.1080/07438141.2010.542877>
- PORTO, M. F. A. Estabelecimento de parâmetros de controle da poluição. In: **Hidrobiologia ambiental**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. 411p.
- PRINCIPE, R. E. Ecological effects of small dams on benthic macroinvertebrate communities of mountain streams (Córdoba, Argentina). **Annales de limnologie – International Journal of Limnology**. 2010. 46:77-91. <https://doi.org/10.1051/limn/2010010>
- RANGEL, L. M.; SILVA, L. H. S.; ARCIFA, M. S.; PERTICARRARI, A. 2009. Driving forces of the diel distribution of phytoplankton funcional groups in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, Sourtheast Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, vol. 69, p. 75-78. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000100009>
- SALVO, M. T.; ISAAC, R. L. **Avaliação da eficiência de remoção de cianobactérias e cianotoxinas por processos do tratamento convencional e por carvão ativado em pó para águas do rio Atibaia (SP - BR)**. Tese (Doutorado em Engenharia Química), DSA/FEC/UNICAMP e FEFAAP 2002.
- SANTI, T. Operação e controle no tratamento secundário de efluentes. Série Seminário Meio Ambiente – Capítulo II. **Revista O Papel**. 2013.
- SILANS, A. M. B. P. Redução da evaporação de açudes – o estado da arte. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, p. 101–109, 2003.
- SILVA, A. E. P.; ANGELIS C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazica** [online]. vol.38, n.4, pp. 733-742, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000400017>
- SILVA, E. M.; GONCALVES, W.; SILVA, E. M.; MUROLO, A. C. **Estatística 1**, Atlas, ed. 2, 1996.
- SILVA, H. M.; DUARTE, F. V.; OLIVEIRA, A. G. Avaliação do abrandamento de água calcária utilizando hidróxido de cálcio e carbonatação. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 4, p. 310-315, 2017. 310. <http://dx.doi.org/10.14295/ras.v31i4.28871>
- Secretária dos Recursos Hídricos – SRH. **Sistema de Informações dos Recursos Hídricos do Ceará**. Disponível em: <http://atlas.srh.ce.gov.br/>. Acesso em: 15 mar. 2016.
- SOARES, M.C.S.; ROCHA, M. I. A.; MARINHO, M. M.; AZEVEDO, A. M.F.O.; BRANCO, C. W.C.; HUSZAR V. L. M. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. **Aquatic Microbial Ecology**. 57:137-149, 2009. <http://dx.doi.org/10.14295/ras.v31i4.28871>
- SOUZA, F. F. C.; RIBEIRO, C. B. M.; JÚNIOR, C. R. F.; OTENIO, M. H. Modelagem do regime térmico de um reservatório tropical de abastecimento público. Juiz de Fora, MG, Brasil. **Revista Ambiente & Água**. vol. 11 n. 1 Taubaté – Jan. / Mar. 2016. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1544>
- TUNDISI, J. G. TUNDISI, T. M. ABE, D.S. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 68, pag. 1079-1098, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500015>
- VIDOTTI, E. C.; ROLLEMBERG, M. C. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à biorremediação e à química analítica. **Química Nova**, v.27, n.1, p.139-45, 2004. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000100024>
- WANG, S.; QIAN, X.; HAN, B.P.; LUO, L.C.; HAMILTON, D.P. 2012. Effects of local climate and hydrological conditions on the thermal regime of a reservoir at Tropic of Cancer, in southern China. **Water Resistant**. 46(8): 2591-2604. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.014>
- WINTON, R. S. CALAMITA, E. WEHRLI, B. Dams, water quality and tropical reservoir stratification. **Biogeosciences**, 16, 1657–1671, 2019.