



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS  
CENTRO DE TECNOLOGIA



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO

THIAGO JOÃO MATIAS SILVA

**EFEITOS DA DESCARGA DE FUNDO DE RESERVATÓRIOS EM CASCATA:  
QUALIDADE DA ÁGUA E FITOPLÂNCTON DO RESERVATÓRIO DE XINGÓ/AL**

Maceió

2018

THIAGO JOÃO MATIAS SILVA

**EFEITOS DA DESCARGA DE FUNDO DE RESERVATÓRIOS EM CASCATA:  
QUALIDADE DA ÁGUA E FITOPLÂNCTON DO RESERVATÓRIO DE XINGÓ/AL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento do Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Orientadora: Profa. Dra. Nélia Henriques Callado

Maceió

2018

**Catálogo na fonte**  
**Universidade Federal de Alagoas**  
**Biblioteca Central**  
**Divisão de Tratamento Técnico**  
Bibliotecário Responsável: Janis Christine Angelina Cavalcante

S586e Silva, Thiago João Matias.  
Efeitos da descarga de fundo de reservatórios e cascata: qualidade da água e fitoplâncton do reservatório de Xingó/AL / Thiago João Matias Silva. – 2018.  
118 f. : il. color.

Orientadora: Nélia Henriques Callado.  
Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento. Maceió, 2018.

Bibliografia: f. 81-86.  
Apêndices: 87-110.  
Anexos: 111-118.

1. Descarga de segmentos. 2. Qualidade da água. 3. Fitoplâncton.  
4. Reservatório de Xingó/AL. I. Título.

CDU: 628.13



## Folha de Aprovação

THIAGO JOÃO MATIAS SILVA

### EFEITO DA DESCARGA DE FUNDO DE RESERVATÓRIOS EM CASCATA: FLORAÇÃO ALGAL NO LAGO DE XINGÓ/AL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Em: 04/04/18

*Nélia Callado*

Prof.ª Dr.ª Nélia Henriques Callado  
(Orientadora - PPGRHS/CTEC/UFAL)

### Banca examinadora:

*Vitor Lopes de Abreu Lima*

Prof. Dr. Vitor Lopes de Abreu Lima  
(Examinador interno - IQB/UFAL)

*Manoel M. Costa*

Prof. Dr. Manoel Messias da Silva Costa  
(Examinador externo - FAVISPA)

Ao Marcílio da Silva Xavier;  
À Jôse da Silva Calisto;  
Aos meus filhos Thallys Vitor e João Miguel.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço:

A Deus por me guiar em todos os momentos;

Aos amigos Danilo Della e Yuri Farias por acreditarem nos meus sonhos e por me mostrarem novas perspectivas de vida (<>);

Aos meus pais Dorival da Guia Silva e Benedita Matias Silva por promoverem a minha educação;

À Companhia de Saneamento de Alagoas por flexibilizar meus horários laborais;

Ao Prof. Dr. Roberto A. Caffaro Filho por me ajudar a refletir na construção da dissertação e por contribuir com a minha formação acadêmica;

À Profa. Dra. Nélia Henriques Callado por me recepcionar com estima e excelente orientação acadêmica;

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento por ofertar a oportunidade de desenvolvimento técnico-profissional.

## RESUMO

O lago de Xingó é o último de uma sequência de reservatórios da Bacia do Rio São Francisco, localiza-se na região semiárida do Nordeste brasileiro. Em 2013 devido à seca deu-se início ao processo de redução de vazão e em 2015, o reservatório, a montante, Delmiro Gouveia, efetivou uma descarga de fundo na porção anterior do lago de Xingó. A compreensão dos efeitos da alta carga de sedimentos na dinâmica das variáveis físicas, químicas e hidrobiológicas das águas ainda é uma lacuna na literatura acadêmica e técnico-profissional. Assim, este trabalho avalia as consequências da descarga de sólidos do lago Delmiro Gouveia na qualidade da água e na dinâmica do fitoplâncton do lago de Xingó. Assim também, em uma perspectiva temporal e espacial se analisa a interferência, na qualidade da água, da redução da vazão média do Rio São Francisco. Para tanto, definiu-se seis pontos de monitoramento no Lago de Xingó, representando a parte anterior (P 01 e P 02), intermediária (P 03 e P 04) e posterior (P 05 e P 06). Os resultados mostraram que tanto o evento de redução de vazão, quanto o de descarga de fundo causaram variações nos padrões físico-químicos de qualidade da água, com consequente mudança no estado de trofia e interferência na dinâmica ecológica do fitoplâncton.

Palavras chave: Descarga de sedimentos; Qualidade da água; Fitoplâncton e Reservatório de Xingó.

## **ABSTRACT**

Lake Xingó is the last of a sequence of reservoirs in the São Francisco River Basin, located in a semi-arid region of the Brazilian Northeast. In 2013, due to the drought, a process of reduction of the reservoir flow was initiated and in 2015, the reservoir, upstream, Delmiro Gouveia, carried out a bottom discharge in the previous portion of the lake of Xingó. The understanding of the effects of the high sediment load on the dynamics of the physical, chemical and hydrobiological variables of the waters is still a gap in the academic and technical-professional literature. Thus, this work evaluates the consequences of the discharge of solids from Lake Delmiro Gouveia on the water quality and dynamics of the phytoplankton of the lake of Xingó. Thus, in a temporal and spatial perspective, the interference, in the water quality, of the reduction of the average flow of the São Francisco River is analyzed. For this purpose, six monitoring points were defined in Lake Xingó, representing the anterior part (P 01 and P 02), intermediate (P 03 and P 04) and posterior (P 05 and P 06). The results showed that both the flow reduction and bottom discharge events caused variations in the physicochemical patterns of water quality, with a consequent change in trophic state and interference in the ecological dynamics of phytoplankton.

**Key works:** Sediment discharge; Water quality; Phytoplankton and Xingó Reservoir



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Bacia do Rio São Francisco e seus reservatórios. ....	19
Figura 2 - Local da descarga de sedimentos do lago Delmiro Gouveia no canal natural do Rio São Francisco. ....	20
Figura 3 - Sistema de abastecimento público do Alto Sertão de Alagoas durante e depois da floração de 2015. a) Sistema de abastecimento do Alto Sertão de Alagoas até 2015. b) inserção da ETA Alto Sertão em 2016. ....	22
Figura 4 - Compostos orgânicos presentes em <i>ceratium sp.</i> responsáveis por odor de peixe podre. ....	32
Figura 5 - Reservatório de Xingó com as estações limnológicas, pluviométricas e fluviométrica. ....	35
Figura 6 - Variação temporal e espacial da temperatura. ....	43
Figura 7 - Variação temporal e espacial da condutividade. ....	44
Figura 8 - Variação temporal e espacial da transparência. ....	45
Figura 9 - Variação temporal e espacial de turbidez. ....	46
Figura 10 - Variação temporal e espacial do pH. ....	47
Figura 11 - Variação temporal e espacial de oxigênio dissolvido. ....	48
Figura 12 - Variação temporal e espacial da DBO. ....	49
Figura 13 - Variação temporal e espacial do nitrato. ....	50
Figura 14 - Variação temporal e espacial do nitrogênio amoniacal. ....	51
Figura 15 - Variação temporal e espacial do fósforo total. ....	52
Figura 16 - Variação temporal e espacial do fósforo inorgânico. ....	53
Figura 17 - Série temporal da vazão (m <sup>3</sup> ) do reservatório de Xingó no período de 2007 a 2017. ....	58
Figura 18 - Digrama de caixas das variáveis físicas no período anterior e posterior a redução de vazão. ....	59
Figura 19 - Diagrama de caixas das variáveis químicas após a redução de vazão. ....	61
Figura 20 - Comportamento inalterado das variáveis físico-químicas até 12h após a recepção de sedimentos. ....	63
Figura 21 - Padrão pluviométrico anual e mensal (mm) na bacia de drenagem do reservatório de Xingó. ....	64
Figura 22 - Diagrama de caixas das variáveis físicas após dois meses da recepção de sólidos. ....	66
Figura 23 - Diagrama de caixas das variáveis químicas após dois meses da recepção de sedimentos. ....	69
Figura 24 - Diagrama de caixas da densidade alga após a recepção de sedimentos e na série de 2015 e 2016. ....	70
Figura 25 - Variação espacial e temporal da densidade algal. ....	74

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Categorização do estado trófico de reservatórios tropicais em função da concentração de P-total.....	39
Tabela 2 - Valor médio e desvio padrão dos parâmetros físicos avaliados na série histórica de 2007 a 2016.....	54
Tabela 3 - Valor médio e desvio padrão dos parâmetros químicos avaliados na série de 2007 a 2016.....	56
Tabela 4 - Estado trófico antes da descarga de sedimentos no intervalo de tempo de 2007 a 2010. ....	72
Tabela 5 - Sazonalidade do fitoplâncton e estado de trofia de 2007 a 2010 no lago de Xingó.....	72
Tabela 6 - Classificação das espécies do fitoplâncton no ponto 01. ....	73
Tabela 7 - Classificação das espécies do ponto 02 (P 02) na floração de 2015. ....	76
Tabela 8 - Categorização das espécies de fitoplâncton do ponto 03 no período de floração algal de 2015.....	77
Tabela 9 - Classificação das espécies do fitoplâncton do ponto 04 (P 04) na floração de 2015. ....	78
Tabela 10 - Floração algal no ponto 05 (P 05) após as chuvas de alta magnitude em janeiro de 2016.....	78

## LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE A - Teste de correlação de Pearson para a temperatura (°C).....	89
APÊNDICE B - Teste de Pearson para condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). .....	90
APÊNDICE C - Teste de Pearson para transparência (m). .....	91
APÊNDICE D- Teste de Pearson para turbidez (UNT). .....	92
APÊNDICE E - Teste de Pearson para pH.....	92
APÊNDICE F - Teste de Pearson para oxigênio dissolvido ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ ).....	93
APÊNDICE G - Teste de Pearson para DBO ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ ). .....	94
APÊNDICE H - Teste de Pearson para nitrogênio amoniacal ( $\text{mg N-NH}_4^+/\text{L}$ ). .....	94
APÊNDICE I - Teste de Pearson para nitrato ( $\text{mg N-NO}_3^-/\text{L}$ ).....	95
APÊNDICE J - Teste de Pearson para fósforo total ( $\text{mg de P}/\text{L}$ ). .....	96
APÊNDICE K - Teste de Pearson para fósforo inorgânico ( $\text{mg de PO}_4^{3-}/\text{L}$ ).....	97
APÊNDICE L - Teste de Pearson para densidade celular (células / mL). .....	97
APÊNDICE M - Testes de correlação de Pearson ( $\alpha = 0,05$ ) para a relação da concentração de fósforo total com <i>Ceratium furcoides</i> e <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> em P 01, P 02, P 03 e P 04 na floração de 2015 .....	98
APÊNDICE N - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para a temperatura (°C) entre os pontos de monitoramento, no período do programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica. ....	99
APÊNDICE O - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) entre os pontos de monitoramento, no período anterior a seca, programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica.....	100
APÊNDICE P - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para transparência (m) entre os pontos de monitoramento, no período anterior a seca, programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica. ....	102
APÊNDICE Q - Teste de Friedman ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do teste de comparações múltiplas de Holm-Sidak ( $\alpha \leq 0,05$ ) para condutividade e transparência nos pontos de monitoramento no período anterior ao programa de redução de vazão (antes da seca), programa de redução de vazão (seca) e na floração algal .....	104
APÊNDICE R - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para pH entre os pontos de monitoramento, no período anterior a seca, programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica. ....	105
APÊNDICE S - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para oxigênio dissolvido ( $\text{mg de O}_2/\text{L}$ ) entre os pontos de monitoramento, no período do programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica. ....	107

APÊNDICE T - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para nitrato (mg de $\text{N-NO}_3^-$ / L) entre os pontos de monitoramento, no período do programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica. ....	108
APÊNDICE U - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para nitrogênio amoniacal (mg de $\text{N-NH}_4^+$ / L) entre os pontos de monitoramento, no período do programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica. ....	109
APÊNDICE V - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para fósforo total (mg de P / L) entre os pontos de monitoramento, no período do programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica. ....	110
APÊNDICE W - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para nitrato (mg de $\text{PO}_4^{3-}$ / L) entre os pontos de monitoramento, no período da floração e série histórica.....	111
APÊNDICE X - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) para densidade algal (células / mL) entre os pontos de monitoramento, no período da floração e série histórica. ....	109

## LISTA DE ANEXOS

ANEXO A – Variação espacial entre as estações limnológicas do lago de Xingó de dez/2007 a nov/2008.....	113
ANEXO B - Variação espacial entre as estações limnológicas do lago de Xingó de dez/2008 a nov/2009.....	114
ANEXO C - Variação espacial entre as estações limnológicas do lago de Xingó de dez/2009 a nov/2010.....	115
ANEXO D - Lançamento, no lago de Xingó, de efluentes sanitários da cidade de Paulo Afonso. ....	116
ANEXO E - Propagação de macrófitas ( <i>Eichhornia crassipes</i> ) na parte anterior do lago de Xingó após a descarga sedimentológica do lago Delmiro Gouveia. ....	116
ANEXO F- Reservatório Delmiro Gouveia deplecionado para manutenção dos cinco drenos de areia. ....	117
ANEXO G - Floração algal no lago de Xingó com visualização da mancha ( <i>Ceratium furcoides</i> ) e outras espécies coexistentes em abril / maio de 2015. ....	118
ANEXO H - Cronologia dos documentos técnicos com dados limnológicos do lago de Xingó. ....	119

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	15
2 OBJETIVOS.....	17
2.1 Objetivo Geral.....	17
2.2 Objetivos específicos.....	17
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	18
3.1 Considerações iniciais.....	18
3.2 Sistema de abastecimento de água do Alto Sertão de Alagoas.....	21
3.3 Crise hídrica: redução de vazão do Rio São Francisco.....	23
3.4 Deplecionamento do lago Delmiro Gouveia no lago de Xingó.....	24
3.5 Qualidade da água de reservatórios artificiais.....	25
3.5.1 Variáveis físicas.....	26
3.5.2 Variáveis químicas.....	26
3.5.3 Variáveis biológicas.....	28
3.6 Efeitos da descarga de sedimentos na qualidade da água de corpos hídricos.....	28
3.7 Efeitos da eutrofização na qualidade da água de reservatórios artificiais.....	30
3.7.1 <i>Ceratium furcoides (Levander) Langhans</i> .....	30
3.7.2 <i>Cylindrospermopsis raciborskii (Woloszynska) Seenayya &amp; Subba Raju</i> .....	32
4 METODOLOGIA.....	34
4.1 Área de estudo.....	34
4.2 Pontos de monitoramento (estações).....	34
4.3 Fonte de coleta de dados.....	36
4.4 Dados hidrológicos.....	36
4.5 Dados de qualidade da água.....	36
4.6 Avaliação da qualidade da água do lago de Xingó.....	37
4.7 Avaliação temporal e espacial da qualidade da água do reservatório de Xingó.....	37
4.8 Avaliação do impacto imediato do lançamento de sedimentos no lago de Xingó.....	38
4.9 Estado de trofia.....	38
4.10 Análise da ecologia do fitoplâncton.....	39
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
5.1 Qualidade da água (Universo amostral – Série histórica).....	54
5.1.1 Variáveis físicas (Universo amostral total - Série histórica).....	54
5.1.2 Variáveis químicas.....	56

5.2 Avaliação da interferência da seca e redução da vazão na qualidade da água .....	58
5.2.1 Interferência da redução de vazão na qualidade da água - variáveis físicas.....	59
5.2.2 Avaliação da redução de vazão na qualidade da água - variáveis químicas.....	60
5.3 Efeitos do lançamento de sedimentos na qualidade da água .....	62
5.3.1 Efeitos da descarga de fundo na qualidade da água – variáveis físicas.....	65
5.3.2 Efeitos da descarga de fundo na qualidade da água – variáveis químicas .....	66
5.3.3 Efeitos da descarga de fundo na qualidade da água – Fitoplâncton .....	70
6 CONCLUSÕES .....	79
REFERÊNCIAS LITERÁRIAS .....	81
APÊNDICES .....	89
ANEXOS .....	113

## 1 INTRODUÇÃO

Reservatórios artificiais são ecossistemas lacustres formados a partir do barramento de um Rio em uma bacia hidrográfica, são de extrema importância ecológica e limnológica, também são utilizados para diversos fins, que interferem na qualidade da água (TUNDISI & TUNDISI, 2008).

A qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem na bacia hidrográfica, não se traduz apenas pelas suas características físicas, químicas e biológicas, mas também pela qualidade do funcionamento do ecossistema (LIMA, 2001).

Além da interferência da bacia hidrográfica na qualidade da água, em climas semiáridos, a presença de solos rasos e com pouca cobertura vegetal, associada a eventos chuvosos concentrados em poucos dias do ano, lixivia grande quantidade de nutrientes para os corpos de águas superficiais (OLIVEIRA, 2012).

Os eventos chuvosos sazonais combinados a um regime irregular de precipitações também provocam, em regiões semiáridas, flutuações nos volumes armazenados dos reservatórios artificiais, nesses eventos, as liberações de fósforo dos sedimentos e das macrófitas podem exceder, provocando a eutrofização do ecossistema aquático (KEITEL, 2016; OLIVEIRA, 2012).

Em contrapartida em longas estiagens, a redução do nível da água e o aumento do tempo de retenção podem contribuir para a elevação acentuada da turbidez e da biomassa algal, favorecendo o aumento do processo de eutrofização e a inviabilização do uso do reservatório para diversas atividades humanas (OLIVEIRA, 2012).

No envelhecimento do reservatório, ocorre um processo natural de eutrofização que pode ser acelerado pelo lançamento de efluentes domésticos e/ou industriais, contribuições da carga de nutrientes provenientes da agricultura, piscicultura e pulso artificial tal como recepção de sedimentos de outros reservatórios (KARADŽIĆ et al., 2010).

A descarga de sedimentos é rica em nutrientes tais como fósforo e nitrogênio, além disso, segundo Junior Cotovicz et al., (2013), o aporte de nutrientes constitui-se um dos maiores problemas em reservatórios artificiais. A eutrofização desencadeada pelo excesso de nitrogênio e fósforo em corpos hídricos tem sido alvo de estudos em função do perigo que estas águas oferecem, principalmente quando utilizadas para o abastecimento humano. Em um ambiente eutrofizado, poderão proliferar cianobactérias em detrimento de outras espécies aquáticas, as quais podem produzir toxinas que causam sérios danos à vida animal e à saúde humana.



Dentro deste contexto, está o lago de Xingó, o último de um conjunto de reservatórios em cascatas do Rio São Francisco, que abastece a hidrelétrica de Xingó e também é utilizado para abastecimento público, turismo, pescaria, navegação, piscicultura, diluição de efluentes domésticos e industriais, etc. O reservatório de Xingó, a partir de 2013, se inseriu dentro do programa de redução de vazão média do Rio São Francisco, simultaneamente, tal lago artificial, em 2015, recebeu uma descarga de fundo do reservatório montante (reservatório Delmiro Gouveia), favorecendo a proliferação de microalgas.

O estudo da interferência do déficit hídrico da bacia do Rio São Francisco nos processos limnológicos do reservatório de Xingó é de suma importância para a interpretação do monitoramento da qualidade da água para abastecimento público, tal como é relevante para a reflexão dos usos múltiplos de águas de reservatórios.

A compreensão da deterioração da qualidade da água do reservatório de Xingó, após o lançamento de uma alta carga de sedimentos do reservatório Delmiro Gouveia, promove a reflexão sobre a autorização de lançamento de alta carga de nutrientes em corpos d' água. A estimativa da carga de nutrientes disposta no lançamento de sedimentos, tal como a mensuração da capacidade de autodepuração de corpos hídricos receptores é fundamental para a análise da autorização por órgãos ambientais competentes.

Tendo em vista os prejuízos econômicos e sociais de tal descarga, sobretudo no abastecimento público, a dissertação indica a necessidade de estratégias operacionais sustentáveis, no processo de drenagem de sólidos de lagos artificiais.

Na perspectiva espacial e temporal da qualidade da água, a pesquisa mostra que a recepção de alta carga de sedimentos e nutrientes do reservatório Delmiro Gouveia é um marco divisório na história limnológica do reservatório de Xingó, uma vez que causou a heterogeneidade das águas em diversos ambientes, bem como, mudou seu estado de trofia e por consequência promoveu recorrentes proliferações de microalgas.

O entendimento da nova dinâmica do fitoplâncton, no lago de Xingó, subsidia o planejamento na gestão de suas águas, sobretudo, no abastecimento humano, haja vista, o potencial tóxico e alteradores de sabor de algumas espécies dominantes em períodos de intensa proliferação.

Assim, na qualidade da água do lago de Xingó, a complexidade ambiental da coexistência do déficit hídrico e lançamento da alta carga de nutrientes (sedimentos), enriquece a pesquisa científica e reflete a construção do pensamento ambiental crítico.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

- Avaliar os efeitos da descarga de sedimentos do reservatório Delmiro Gouveia na qualidade da água e na dinâmica do fitoplâncton do reservatório de Xingó.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Analisar a variação temporal e espacial de parâmetros físicos e químicos das águas do reservatório de Xingó; considerando:
  - A interferência da redução de vazão (seca) na qualidade da água;
  - Os efeitos do lançamento de sedimentos na qualidade da água de reservatório;
- Avaliar a qualidade da água do reservatório de Xingó e seu atendimento a Resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA).
- Relacionar os padrões de trofia do lago de Xingó com a ecologia do fitoplâncton;

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 Considerações iniciais

O potencial de aproveitamento da energia hidráulica do Brasil está entre os cinco maiores do mundo, estimado em cerca de 260 GW, dos quais 40,5% estão localizados na Bacia Hidrográfica do Amazonas, a Bacia do Paraná responde por 23%, a do Tocantins, por 10,6% e a do São Francisco, por 10% (BRASIL, 2017).

A Bacia do Rio São Francisco situa-se próximo à costa Atlântica nas longitudes de 36°30' e 47°31' Oeste e nas latitudes de 7°30' e 21°00' Sul, abrange a área de 640.000 Km<sup>2</sup> e tem uma área de drenagem de 609.386 Km<sup>2</sup>, seu Rio principal, São Francisco, tem extensão de 3.200 km desde sua nascente na Serra da Canastra/MG até a sua foz em Piaçabuçu/AL e Brejo Grande/SE (Fig.1) (CHESF, 2017).

Na Bacia do Rio São Francisco (Fig. 1), os principais reservatórios artificiais no sentido da nascente para a foz, em cascata e que abastecem suas respectivas hidrelétricas são Três Marias, Sobradinho, Luiz Gonzaga, complexo hidrelétrico de Paulo Afonso e Xingó.

Os reservatórios de Três Marias, Sobradinho e Luiz Gonzaga regularizam a vazão, enquanto que os reservatórios do complexo de Paulo Afonso (Apolônio Sales, Delmiro Gouveia e Paulo Afonso IV) e Xingó são a fio d' água (não detêm a capacidade de regularizar a vazão) (CHESF, 2017).

Dentro do contexto do fluxo de águas dos reservatórios do complexo de Paulo Afonso para o reservatório de Xingó, nota-se que o reservatório Apolônio Sales deságua no reservatório Delmiro Gouveia e faz um contorno para o reservatório Paulo Afonso IV, subsequentemente, as águas de ambos os reservatórios alimentam a vazão do reservatório de Xingó (Fig.2).

No sentido de montante para jusante, o lago artificial de Xingó é o último do conjunto de reservatórios do Rio São Francisco, em rios com cadeias de reservatórios, os lagos artificiais a montante, naturalmente, armazenam grande quantidade de nutrientes em seus sedimentos, impedindo o fluxo de transferência desses compostos químicos para os reservatórios a jusante (DE SOUZA, et al., 2016).

No entanto, operações de descarga de fundo transferem sedimentos, causando desequilíbrio no ciclo biogeoquímico em reservatórios a jusante, sobretudo quando os reservatórios são próximos (TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Figura 1 - Bacia do Rio São Francisco e seus reservatórios.

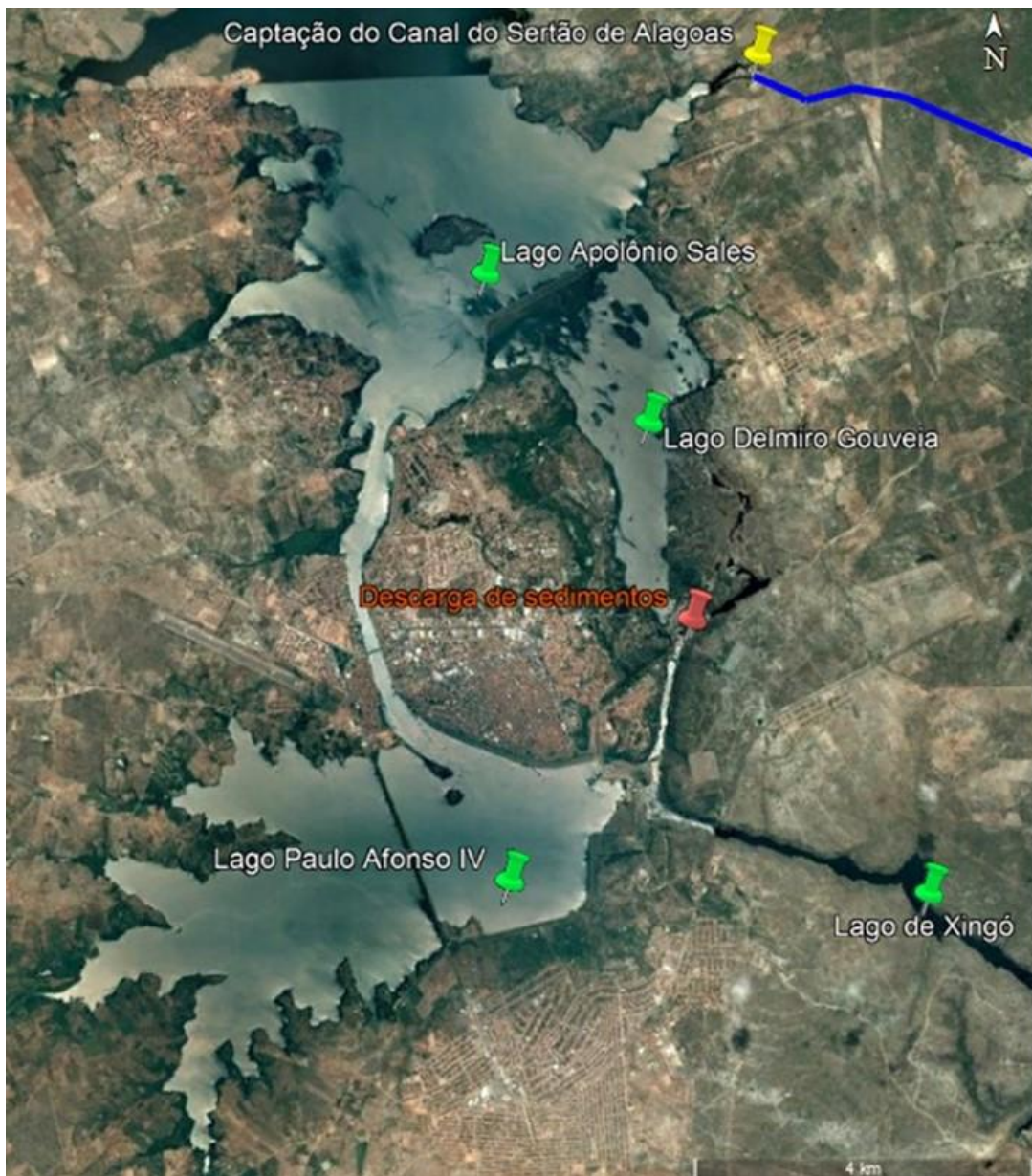


Fonte: Google Earth Pro (2017).

A descarga de sedimentos do reservatório Delmiro Gouveia, em fevereiro de 2015, foi em um desnível natural do Rio São Francisco (Fig. 2), em seguida esses sólidos foram transportados para o lago de Xingó, implicando a deterioração da qualidade da água para abastecimento público (IBAMA, 2015).

Além do abastecimento público, o reservatório de Xingó é utilizado para geração de energia elétrica, turismo, pesca, navegação, piscicultura, diluição de efluentes domésticos e industriais (CHESF, 2014a).

**Figura 2 - Local da descarga de sedimentos do lago Delmiro Gouveia no canal natural do Rio São Francisco.**



Fonte: Google Erth Pro (2017).

### 3.2 Sistema de abastecimento de água do Alto Sertão de Alagoas

Antes da construção do reservatório artificial de Xingó (1993), a captação de água para abastecimento público do Alto Sertão de Alagoas era realizada no leito do Rio São Francisco, no povoado Lagoinha, no município de Delmiro Gouveia.

Após a operação de enchimento do reservatório de Xingó, em 1994, a captação do sistema coletivo do Sertão de Alagoas foi transferida para um remanso, no povoado Salgado, também em Delmiro Gouveia (CHESF, 1996). As águas da captação Salgado eram aduzidas para a estação de tratamento de filtração ascendente e abasteciam os municípios de Delmiro Gouveia, Pariconha, Água Branca, Inhapi, Mata Grande e Canapi (Fig. 3.a).

Mais a jusante em outro remanso se localiza a captação do sistema coletivo Olho d'Água do Casado, após filtração ascendente, as águas eram distribuídas para a cidade de Olho d'Água do Casado e um distrito da cidade de Piranhas, Piau (Fig. 3.a), entretanto, a maior parcela da cidade de Piranhas é abastecida pela estação de tratamento Xingó (flocodecantação, filtração e desinfetação) cuja captação é localizada na barragem do reservatório (CASAL, 2017b).

A Companhia de Saneamento de Alagoas instalou, em 2014, duas captações de água bruta no canal do Sertão (Fig. 3), a primeira injetando águas diretamente na adutora do Sertão e a segunda aduzindo águas para a estação de tratamento de Olho d'Água do Casado (Fig.3.a) (CASAL, 2017a).

A estação de tratamento Delmiro Gouveia, em 2015, sofreu prejuízos irreversíveis no seu sistema de filtração ascendente, quando seus filtros foram comaltados em virtude da floração algal do reservatório de Xingó.

A inserção da estação de tratamento de água Alto Sertão, em 2016, duplica a vazão de abastecimento público das cidades de Delmiro Gouveia, Água Branca, Pariconha, Inhapi, Mata Grande e Inhapi, essa estação de tratamento convencional capta água no canal do Sertão de Alagoas e localiza-se na zona rural de Pariconha / AL (BRASIL, 2017).

Além de uma estação de ciclo completo, a outra diferença do sistema anterior para o atual foi a desativação da estação de tratamento Delmiro Gouveia, passando a funcionar somente como elevatória (Fig.3.b).

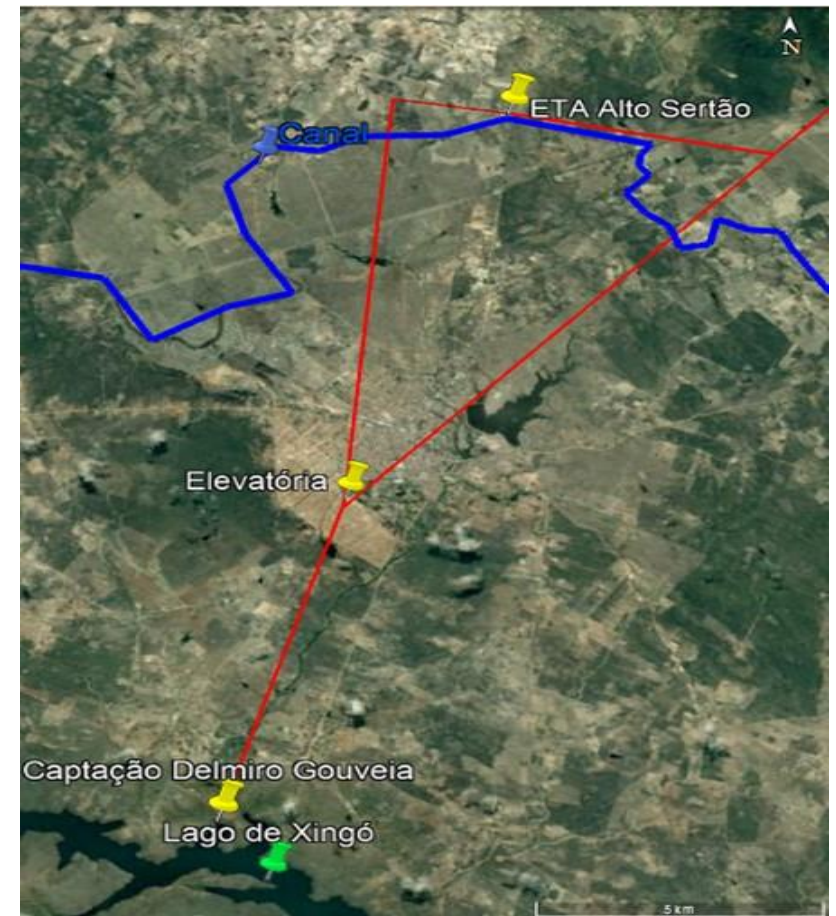
Figura 3 - Sistema de abastecimento público do Alto Sertão de Alagoas durante e depois da floração de 2015.

a) Sistema de abastecimento do Alto Sertão de Alagoas até 2015. b) Inserção da ETA Alto Sertão em 2016.

a).



b).



Fonte: (FALCÃO, 2016); Google Erth Pro (2017).

### 3.3 Crise hídrica: redução de vazão do Rio São Francisco

Existe um programa de redução de vazão do Rio São Francisco, em atendimento a decisão do Operador Nacional do Sistema Elétrico, que foi autorizado tanto pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA), quanto pela Agência Nacional de Águas (ANA) e é executado pela Companhia Hidrelétrica do São Francisco (CHESF) (CHESF, 2013).

Este programa se configura em um planejamento democrático, no qual o processo de tomada de decisão inclui a participação do ministério dos transportes (MT), Marinha do Brasil (CBHS), Comitê da Bacia do Rio São Francisco, Marinha, Secretarias do Estado da Bahia e Alagoas, Agência Nacional de Transportes Aquaviários (ANTAQ), Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (CODEVASF) (CHESF, 2013).

A vazão média de restrição dos reservatórios em cascata da Bacia do Rio São Francisco (Três Marias > Sobradinho > Luiz Gonzaga > Complexo de Paulo Afonso > Xingó) (Fig.1) a jusante de Sobradinho é 1.300 m<sup>3</sup>/s, no entanto, em abril de 2013, a vazão foi reduzida para 1.100 m<sup>3</sup>/s, com o objetivo de garantir a segurança hídrica, haja vista a baixa pluviosidade nos anos de 2012 e 2013.

As chuvas de 2014 e 2015 não recuperaram os níveis dos reservatórios reguladores de vazão, Sobradinho e Luiz Gonzaga (Itaparica), por isso a vazão média a partir da usina hidrelétrica (UHE) de Sobradinho passou de 1.100 para 1.000 m<sup>3</sup>/s, com a contínua escassez hídrica, em abril de 2015, a vazão foi reduzida para 900 m<sup>3</sup>/s (CHESF, 2015), em seguida para 800 m<sup>3</sup>/s e posteriormente para 700 m<sup>3</sup>/s (CHESF, 2016).

As explicações meteorológicas para a escassez hídrica são as mudanças nas pressões do nível do mar, que implicam o enfraquecimento do transporte de umidade e subsequentes reduções de chuvas na Amazônia e Nordeste do Brasil. Outra consequência das alterações meteorológicas são as reduções do escoamento na bacia do Rio São Francisco, que somada ao aumento populacional e a falta de educação sanitária da sociedade produzem um colapso nos usos múltiplos das águas. Portanto, a crise hídrica é gerada por uma conjunção de fatores que incluem a falta de gerenciamento dos recursos hídricos e a escassez de chuva, como observado em 2001 e agora em 2013, 2014, 2015 e 2016 (MARENGO et al., 2012, 2015).



### 3.4 Deplecionamento do lago Delmiro Gouveia no lago de Xingó

O deplecionamento do lago Delmiro Gouveia no lago de Xingó para a manutenção de cinco drenos de areia foi realizado pela CHESF (Companhia Hidrelétrica do São Francisco) em atendimento a determinação do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) e da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) (IBAMA, 2015) com anuência do IBAMA e da Agência Nacional de Águas (ANA) (IBAMA, 2013).

A manutenção dos drenos era necessária para restabelecer a descarga de sedimentos do reservatório Delmiro Gouveia e garantir à integridade da estrutura do reservatório, assim assegurando a eficiência energética das usinas hidrelétricas (UHE) Paulo Afonso I, II, III e atendendo à política nacional de segurança de barragens, Lei 12.334 / 2010 (IBAMA, 2014).

O reservatório (Delmiro Gouveia) tinha cerca de 55 anos, área de 4,8 Km<sup>2</sup> e volume de 26 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, já o reservatório de Xingó tinha uma área de 60 Km<sup>2</sup> e 3.800 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> de volume total, assim, implicava riscos de acidentes ambientais, a operação de transferência de sedimentos do reservatório Delmiro Gouveia para o reservatório de Xingó.

Em função dos riscos da manutenção pleiteada, o IBAMA (2014) ressaltou que diante das incertezas da operação a ser realizada, caso ocorresse algum acidente ambiental toda a responsabilidade seria imputada a CHESF.

A avaliação ambiental prévia, no lago Delmiro Gouveia, incluiu a modelagem de qualidade da água com simulação do ambiente em diversas etapas da operação de esvaziamento do reservatório Delmiro Gouveia, no entanto tais estimativas apresentaram várias falhas, apesar das várias deficiências, segundo o IBAMA (2014) a modelagem apontava que tal operação não ameaçava a ictofauna do Rio São Francisco.

Na operação de manutenção do sistema de drenagem do reservatório Delmiro Gouveia, a CHESF, com o objetivo de se medir os impactos a jusante, monitorou a DBO, temperatura, pH, condutividade elétrica e transparência de Secchi em algumas estações desse reservatório e em três pontos do reservatório de Xingó (IBAMA, 2014).

Os riscos ambientais foram mal dimensionados, principalmente o risco de floração algal no Lago de Xingó, que não foi mensurado pela CHESF, tampouco exigido pelo IBAMA, mesmo diante disso, foram, somente, comunicados sobre a execução de manutenção dos drenos na barragem Delmiro Gouveia, as associações de pescadores e piscicultores, moradores da Vila Zebu e do Distrito de Barragem Leste (Delmiro Gouveia – AL), assim como, a Companhia de Saneamento de Alagoas (CASAL) (IBAMA, 2015).

Além disso, também não foram inclusos no processo de tomada de decisão a Companhia de Saneamento de Sergipe (DESO), Secretarias de Saúde e Meio Ambiente de Alagoas, Sergipe e dos municípios abastecidos pelo Lago de Xingó (Delmiro Gouveia - AL, Água Branca - AL, Pariconha - AL, Mata Grande - AL, Olho d' Água do Casado - AL, Piranhas - AL, Canapi - AL, Inhapi – AL e Canindé de São Francisco - SE), assim como, o Comitê da Bacia do Rio São Francisco (CBHSF), Ministério Público Federal e Ministério Público de Alagoas e Sergipe.

A exclusão das instituições supracitadas foi de encontro ao fundamento VI da Política Nacional dos Recursos Hídricos (Lei 9.433 / 1997) que preconiza a gestão descentralizada com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades (BRASIL, 1997).

A consequência do deplecionamento total do Lago Delmiro Gouveia no Lago de Xingó transgrediu o fundamento da gestão dos recursos hídricos que sempre deve proporcionar os usos múltiplos das águas (BRASIL, 1997).

Os interesses do setor energético na utilização dos recursos hídricos se sobrepuseram em detrimento do abastecimento público, turismo, pesca e piscicultura, então, a passividade das Companhias de Saneamento de Alagoas e Sergipe diante da participação do planejamento da gestão dos recursos hídricos do Lago de Xingó, favorece o monopólio das decisões estratégicas pelo setor mais forte economicamente, o energético (PENTEADO et al., 2017).

### **3.5 Qualidade da água de reservatórios artificiais**

Como visto, a qualidade da água dos reservatórios artificiais é ligada estritamente ao seu processo de amadurecimento, a bacia hidrográfica, ao uso e ocupação do solo, as condições climáticas e as ações antrópicas.

No processo de envelhecimento, observa-se uma elevação na concentração de nutrientes logo após o enchimento, em seguida uma fase de estabilização seguida de um processo de eutrofização (CUNHA et al., 2016).

Tais etapas demandam centenas de anos, porém as ações antrópicas com contribuição contínua e capaz de comprometer a qualidade da água aceleram esses processos, tais como, aumento da carga orgânica e nutricional por lançamento de efluentes, operações de recepção de sedimentos de barragens e mau uso e ocupação do solo.

Dessa forma, a avaliação dos futuros impactos e o monitoramento permanente são fundamentais para a compreensão dos processos de integração dos usos múltiplos de uma

bacia hidrográfica e da conservação ou deterioração da qualidade da água (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

O monitoramento limnológico estuda a qualidade da água de ecossistemas aquáticos continentais, incluindo rios e lagos. Os estudos de variáveis físico-químicas e microbiológicas são de grande importância para o conhecimento do ambiente e identificação dos seus padrões de variação, tanto dentro dos rios e reservatórios como em seu entorno.

### 3.5.1 Variáveis físicas

A condutividade é um indicador da salinidade resultante da concentração de sais, ácidos e bases nas águas naturais, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes e apresenta estreita relação com as características geoquímicas e climáticas da bacia hidrográfica (CHESF, 2010).

Outra variável é a transparência da água, que aponta a atividade fotossintética do reservatório, através da medição da atenuação total da radiação solar subaquática, tal amenização é devido à concentração de matéria inorgânica e orgânica viva e / ou em decomposição (CETESB, 2016; TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Subsidiando a interpretação da análise física, a turbidez mensura a dificuldade do feixe de luz atravessar a água, devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e detritos orgânicos, tais como algas e bactérias. A erosão das margens dos rios em estações chuvosas, intensificada pelo mau uso do solo, resulta em aumento da turbidez, mostrando o caráter sistêmico da poluição, ocorrendo inter-relações ou transferência de problemas de um ambiente (água, ar ou solo) para outro (CETESB, 2016).

### 3.5.2 Variáveis químicas

Ecossistemas aquáticos com precipitação menor que evaporação, em regiões semiáridas, geralmente, apresentam pH alcalinos (ESTEVES, 1998). O pH é definido como o logaritmo negativo da concentração de íons hidrogênio ( $\text{pH} = -\log [\text{H}_3\text{O}^+]$ ), pH entre 0 e 7 indica acidez e entre 7 e 14 indica alcalinidade. A maioria dos lagos apresenta valores de pH entre 6,0 e 9,0, porém lagos eutróficos podem apresentar pH acima de 10,0. Durante o processo fotossintético, o  $\text{CO}_2$  e  $\text{HCO}_3^-$  são removidos pelos produtores primários, com isso o pH da água aumenta, uma vez que a capacidade de fixação do carbono é maior que a dissolução do  $\text{CO}_2$  atmosférico na interface ar-água (TUNDISI & TUNDISI, 2008).

O oxigênio dissolvido é outra variável importante no controle de qualidade, na dinâmica e caracterização dos ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio são a

atmosfera e a fotossíntese, sendo que o crescimento excessivo de algas em reservatório artificial pode resultar em concentração superior a 10 mg/L, caracterizando supersaturação. Por outro lado, há perdas de oxigênio na oxidação da matéria orgânica, para a atmosfera, respiração, nitrificação e oxidação de íons metálicos. A solubilidade do oxigênio na água depende de dois fatores principais: a temperatura e a pressão atmosférica (CETESB, 2016).

A demanda bioquímica de oxigênio é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica carbonácea por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável, assim representa uma medida indireta da concentração de carbono em ambientes aquáticos (CETESB, 2016).

Os efluentes domésticos e industriais constituem a principal fonte de nitrogênio orgânico, devido à presença de proteínas, nitrogênio amoniacal e hidrólise da uréia na água. Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio (CETESB, 2016).

Os compostos de nitrogênio são nutrientes para processos biológicos e são caracterizados como macronutrientes, pois, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas. Quando descarregados nas águas naturais, conjuntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos, provocam o enriquecimento do meio, tornando-o eutrofizado.

O controle da eutrofização, através da redução do aporte de nitrogênio é comprometido pela multiplicidade de fontes (efluentes sanitários e industriais), algumas muito difíceis de serem controladas como a fixação do nitrogênio atmosférico, por parte de alguns gêneros de cianobactérias. Por isso, deve-se investir preferencialmente no controle das fontes de fósforo (CETESB, 2016). No entanto, a eliminação dessas fontes nem sempre é suficiente para a recuperação dos lagos, porque o fósforo acumulado no sedimento pode ser liberado por décadas após a acumulação (CAVALCANTE et al., 2018).

A sedimentação, a decomposição e a assimilação pela biota são frequentemente descritas como os principais processos responsáveis pela retenção líquida de fósforo e nitrogênio nesses ambientes. Portanto, uma consequência do excesso de fósforo e nitrogênio é o aumento nos estoques de nutrientes, especialmente nos sedimentos (CUNHA et al., 2016).

### 3.5.3 Variáveis biológicas

Dentre as variáveis de monitoramento da qualidade das águas em reservatórios, destacam-se a clorofila *a*, os coliformes termotolerantes (indicadores de contaminação fecal e presença de patógenos de veiculação hídrica) e o fitoplâncton.

O fitoplâncton (fito ‘planta’ e plâncton ‘flutuante’) é composto por algas e cianobactérias, que se encontram livremente suspensos na água e habita uma variada gama de ecossistemas aquáticos continentais e marinhos. A função do fitoplâncton no ecossistema é de produtor primário, visto que esses organismos fototróficos oxigênicos obtêm sua energia a partir da luz, utilizando a água como doador de elétrons na redução de CO<sub>2</sub> (MADIGAN et al., 2010).

A distribuição, diversidade, abundância, associação (coexistência), dominância e riqueza do fitoplâncton se relacionam com a existência de gradientes verticais e horizontais, o tempo de residência (variável fundamental para a qualidade físico-química das águas de um reservatório), a estratificação hidráulica, o transporte de sedimentos, as interações sedimento-água, o sistema de transporte vertical e horizontal e a composição, diversidade e estrutura das comunidades biológicas (TUNDISI & TUNDISI, 2008).

### **3.6 Efeitos da descarga de sedimentos na qualidade da água de corpos hídricos**

Sob a perspectiva da qualidade da água, a localização e a forma de mecanismos de descarga (para o rio a jusante ou saídas para diversos propósitos) são os aspectos técnicos de maior importância do reservatório (TUNDISI & TUNDISI, 2008).

A descarga de sedimentos é um método para prolongar a vida útil do reservatório, ajuda a manter a capacidade de armazenamento e restabelecer o fluxo dos reservatórios, outro modo de lançamento de sedimentos em grande escala, que é uma tendência mundial, é a remoção de barragens para restabelecimento das condições naturais dos rios (FRÉMION et al., 2016; MAGIRL et al., 2015).

A fim de se evitar os efeitos negativos nos ecossistemas de corpos hídricos receptores de sedimentos de barragens, recomenda-se uma descarga anual, tal operação em cheias naturais e a dragagem se os sedimentos forem tóxicos (metais pesados) (BAOLIGAO et al., 2016; BEDNAREK 2001; CROSA et al., 2010).

Outra orientação é o controle da concentração de sólidos suspensos (SS) durante a descarga de sedimentos, propõem-se um limite de 8.000 mg de SS/L (FRÉMION et al., 2016),

5.000 mg de SS/ L (CROSA et al., 2010), máximo de 55.000 mg de SS/L e média de 32.000 mg de SS/ L (BAOLIGAO et al., 2016).

Os sedimentos finos (areia e silte) recém-depositados se acomodam nos primeiros quilômetros (~ 3,0 Km) e o aumento considerável da carga de sólidos atrelado a incapacidade de transporte alteram a topografia, criando bancos de sólidos (EAST et al., 2015), no entanto, lançamento de sedimentos em pequenas proporções tem efeitos em um curto período (BEDNAREK, 2001). Em contrapartida, defende-se que mesmo em pequena escala, a descarga de sólidos pode ter repercussão durante décadas nos sistemas fluviais, topografia e nas estruturas de habitats em rios, reservatórios e canais de inundação (EAST et al., 2015).

Os efeitos negativos nos ecossistemas aquáticos são as alterações imediatas e em longo prazo na qualidade da água, as mudanças imediatas se encontram descritas na literatura, enquanto que as transformações de longa duração ainda necessitam ser mais bem compreendida, dado a complexidade e particularidade de cada corpo hídrico.

Após a descarga de sedimentos, o aumento na concentração sólidos suspensos se associa com o aumento da turbidez, da concentração de carbono orgânico dissolvido, nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), nutrientes ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) metais (Cr, Zn, Ca, Na, K, Mn, Al, Ni, Co, As, Fe) e com o decréscimo no pH e na concentração de oxigênio dissolvido (BAOLIGAO, et al., 2016; FRÉMION et al., 2016; PETER et al. 2014).

O padrão da concentração de sólidos suspensos é uma ascensão com um pico e um declínio rápido a patamares normais. O valor máximo e médio de concentração de sólidos suspensos varia com a carga de sedimentos da descarga e a capacidade de diluição do corpo hídrico receptor (BAOLIGAO et al., 2016; FRÉMION et al., 2016).

O padrão da concentração de fósforo total é semelhante a concentração de sólidos suspensos totais com picos e declínios rápidos (NOWLIN e VANNI, 2005), no entanto, ao longo do tempo, a ressuspensão de compostos de fósforo pode representar a mais importante fonte desse nutriente para a biota aquática, em virtude da facilidade de assimilação de fósforo inorgânico dissolvido ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) pelo fitoplâncton (NOWLIN e VANNI., 2005; PETER et al., 2014).

Durante a descarga de sedimentos, houve morte de mais de 10 espécies de peixes, no Rio Amarelo na China, em resposta ao aumento de concentração de sólidos suspensos (média de 90.788 mg de SS/ L) com partículas finas (tamanho de grão  $<0,075$  mm) aliada a longa duração da descarga ( $> 02$  dias) e a redução de oxigênio dissolvido a patamares críticos ( $\text{OD} < 2,0$  mg  $\text{O}_2$ / L) (BAOLIGAO et al., 2016).

Após a descarga de sedimentos, a riqueza de macroinvertebrados diminui e a dinâmica das comunidades de plantas ribeirinhas pode ser afetada em áreas de inundação, haja vista a submersão de algumas espécies por sólidos (CROSA et al., 2010; PETER et al., 2014).

No entanto, a compreensão da dinâmica de floração algal e seus potenciais efeitos na qualidade da água para abastecimento público, em virtude do lançamento de sedimentos de barragens em corpos hídricos receptores, ainda é uma lacuna na literatura acadêmica e técnico-profissional.

### **3.7 Efeitos da eutrofização na qualidade da água de reservatórios artificiais**

Os impactos da eutrofização incluem as florações de algas e cianobactérias, excreção de toxinas por esses organismos fitoplanctônicos, infestações de plantas aquáticas, maior incidência de doenças transmitidas por via hídrica, águas turvas, odores fétidos, depleção de oxigênio dissolvido e mortandade de peixes, dentre outros (DI BERNARDO, MINILLO e DANTAS, 2010).

A abordagem probabilística do estado trófico pode ajudar a tomar decisões no gerenciamento do reservatório e estimar o risco de florescimento do fitoplâncton (CUNHA et al., 2013)

A comunidade fitoplanctônica pode ser utilizada como indicadora da qualidade da água e a análise da sua estrutura permite avaliar alguns efeitos decorrentes de alterações ambientais. Esta comunidade é a base da cadeia alimentar e, portanto, a produtividade dos elos seguintes depende da sua biomassa (CETESB, 2016).

Os organismos fitoplanctônicos respondem rapidamente (em dias) às alterações ambientais decorrentes da interferência antrópica ou natural. É uma comunidade indicadora do estado trófico, podendo ainda ser utilizada como indicador de poluição por pesticidas ou metais tóxicos (presença de espécies resistentes ao cobre) em reservatórios utilizados para abastecimento (CETESB, 1996).

A presença de algumas espécies em altas densidades pode comprometer a qualidade das águas, causando restrições ao seu tratamento e distribuição.

#### **3.7.1 *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans**

Os dinoflagelados do gênero *Ceratium* são cosmopolitas, marinhos, porém, são exóticos e invasores de ecossistemas de águas doces. Em virtude da intercomunicação entre

os corpos de água, disseminam-se em vários países, principalmente em reservatórios com alta concentração de nutrientes (SILVA, 2012).

As células de *C. furcoides* variam de 109,9 a 311,5  $\mu\text{m}$  possui dois flagelos, um longitudinal constituído por um único fio e outro transversal com duas fileiras, essas estruturas garantem a mobilidade dessa espécie ao longo da coluna de água em busca de alimentos (ALMANZA, 2016), possuem placas contendo clorofila a, e vesículas contendo pigmentos acessórios que os conferem coloração marrom, na porção central há a formação de sulcos e a placa denominada de teca (BRUSCA e BRUSCA, 2007; MATSUMURA-TUNDISI T. et al., 2010). Essa espécie é autotrófica e aeróbia, no entanto a mudança do estado autotrófico para o heterotrófico (mixotrofia) ainda não se encontra bem elucidada, apresenta um ciclo biológico complexo com ciclomorfose e ausência de predadores naturais (CAVALCANTE, 2016).

O ciclo biológico de *C. furcoides* é haplodiplobionte, na fase assexuada, reproduz-se por fissão binária, a divisão ocorre na teca e as duas células vegetativas regeneram as suas placas; ora a célula vegetativa se diferencia por mitose em gameta masculino e feminino; ora origina cisto haplóide, que em condições ambientais favoráveis, rompe-se e forma a célula vegetativa. Na fase sexuada, os gametas masculino e feminino se fundem e produz o zigoto móvel (planozigoto); ou o zigoto móvel, por meiose, origina duas células vegetativas, que reinicia o ciclo, ou sofre encistamento, dando origem a cistos diploides, que em condições ambientais favoráveis, rompe-se e produz o planomeiocito, que por sua vez origina, por meiose, duas células vegetativas, as quais reiniciam o ciclo (BRUSCA e BRUSCA, 2007; BRAVO e FIGUEROA, 2014).

As adaptações estratégicas de dominância de *C. furcoides* em águas doces são a capacidade de locomoção ao longo da coluna d' água que lhe conferem vantagens na busca de alimentos, a mixotrofia, os encistamentos que promovem a capacidade de dispersão e sobrevivência em condições ambientais adversas, a ausência de predadores naturais e baixa predação por presença de estruturas espinhosas em sua constituição (ALMANZA, 2016; CAVALCANTE, 2016).

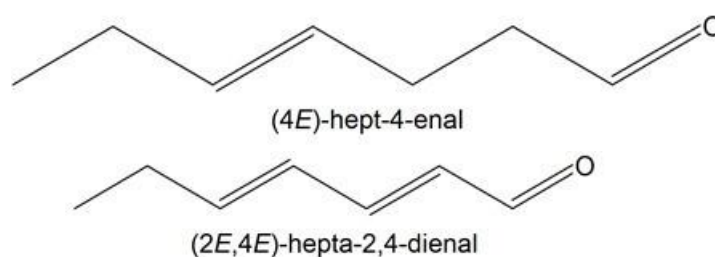
A abundância de *C. furcoides* tem correlação positiva com a concentração de  $\text{NO}_3^-$ , matéria orgânica e fósforo total, além disso, as florações ocorrem em pH neutro e alcalino, também em alta concentração de oxigênio dissolvido. Em estações quentes há um aumento na densidade populacional, enquanto que em estações frias há uma diminuição na densidade. A precipitação em dia de amostragem ou em semana anterior a coleta apresenta correlação



positiva com o aumento de biomassa e as frentes frias ocasionam a mistura da massa de água e resuspensão dos cistos de *C. furcoides* (ALMANZA, 2016; CAVALCANTE, 2016). A resuspensão de sedimentos ricos em cistos promove a disseminação de *C. furcoides* na coluna de água, dessa forma a espécie sai de seu nicho bentônico para o planctônico (MATSUMURA-TUNDISI et al., 2010).

Moderadas concentrações de *Ceratium* sp. na água doce causam odor característico de matéria orgânica em decomposição, devido a presença de compostos orgânicos (Fig. 4), além disso, concentrações elevadas de *Ceratium* sp. causam coloração marrom avermelhada na água, desregulam os processos de coagulação e floculação, entopem os filtros da estação de tratamento de água e na oxidação com compostos de cloro, podem formar trihalometanos (EWERTS, 2015).

**Figura 4 - Compostos orgânicos presentes em *Ceratium* sp. responsáveis por odor de peixe podre.**



Fonte: ChemSketch (2012); Ewerts, (2015).

A remoção de *Ceratium* sp. foi realizada com sucesso, em escala laboratorial com a pré-oxidação com compostos de cloro, floculação, coagulação, flotação e filtração, porém, in situ, a complexidade do tratamento é ampliada, tendo em vista a coexistência das espécies de *Ceratium* com o fitoplâncton, principalmente com espécies produtoras de toxinas (EWERTS, 2015).

### 3.7.2 *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju

*C. raciborskii* é uma espécie cosmopolita que habita ecossistemas de águas doces com florações tóxicas e não tóxicas em rios, lagos e reservatórios, a crescente expansão geográfica coincide com a eutrofização dos ambientes aquáticos e acredita-se que também com o aumento de temperatura global (BURFORD, et al, 2016; SINHA et al., 2012).

As colônias de *C. raciborskii* são formadas por tricomas alongados e finos, heterocistos (células fixadoras de nitrogênio atmosférico) e acinetos, os acinetos são células vegetativas cilíndricas com reservas de nutrientes e capacidade de originar um novo filamento de *C. raciborskii*, o aumento de massa dos acinetos implica seu desprendimento do filamento

de *C. raciborskii* e seu depósito nos sedimentos (MOUSTAKA-GOUNI et al., 2009; UFU, 2017).

O ciclo de vida se inicia com a germinação do acineto, originando tricomas jovens, os tricomas se desenvolvem e sintetizam acinetos, reiniciando o ciclo, outra rota de reprodução é por fragmentação dos tricomas (MOUSTAKA-GOUNI et al., 2009).

As características que conferem sucesso competitivo a *C. raciborskii* são a capacidade de se sobressair em baixas concentrações de fósforo, a tolerância a amplas variações de nitrogênio e fósforo, assim como, a provável produção de compostos alelopáticos e a redução da pressão de herbivoria pelo zooplâncton, em virtude do tamanho relativamente grande, baixa palatabilidade e toxicidade (BURFORD, et al, 2016).

Algumas cepas de *C. raciborskii* produzem cilindrospermopsinas e saxotoxinas, substâncias tóxicas a saúde humana e aos animais, o papel fisiológico das cilindrospermopsinas ainda não é claro, no entanto, as saxotoxinas são sintetizadas em proteção a alta salinidade e dureza da água (BURFORD, et al., 2016).

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 Área de estudo

O lago de Xingó (Fig. 5) tem cerca de 23 anos, área de 60 Km<sup>2</sup>, 60 km de comprimento, volume total de 3.800 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, tempo de retenção hidráulica de ~55 dias, localiza-se no Baixo São Francisco, na cota de 138 m e está confinado em um Canyon a jusante do complexo hidrelétrico Paulo Afonso / BA entre os Estados de Alagoas (AL) e Sergipe (SE) (CHESF, 2017).

### 4.2 Pontos de monitoramento (estações)

Seis pontos de monitoramento foram utilizados para entender as diferenças e tendências espaciais e temporais das variáveis físicas, químicas e hidrobiológicas (florações algais) das águas do lago de Xingó.

Os pontos de monitoramento (Fig. 5) representam as seções anterior (P 01 e P 02), intermediária (P 03 e P 04) e posterior do (P 05 e P 06), as estações limnológicas (P 01 e P 03) se localizam em ambientes lóticos e as estações limnológicas (P 02, P 04, P 05 e P 06) em ambientes lênticos (Quadro 1).

**Quadro 1- Descrição e georreferenciamento das estações limnológicas e hidrológicas.**

<b>Estação limnológica</b>	<b>Descrição</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>
Ponto 01	Calha central do reservatório a cerca de 6,0 Km da UHE Paulo Afonso IV / BA	9°26'34.98"S	38° 9'22.14"O
Ponto 02	Captação do sistema coletivo do Sertão de Alagoas em um remanso / AL	9°27'29.01"S	38° 2'1.20"O
Ponto 03	Calha central do reservatório / AL	9°31'11.36"S	38° 0'9.17"O
Ponto 04	Captação do sistema coletivo Olho d' Água do Casado em um remanso / AL	9°30'31.93"S	37°51'25.42"O
Ponto 05	Ponto no final de um meandro do reservatório de Xingó/SE	9°36'19.98"S	37°52'22.89"O
Ponto 06	Captação da cidade de Piranhas na barragem do reservatório / AL	9°37'5.05"S	37°47'15.85"O
<b>Estação pluviométrica</b>	<b>Descrição</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>
Chuvas 01	Glória / BA (00938029)	9°21'20.26"S	38°15'7.33"O
Chuvas 02	Delmiro Gouveia / AL (00937013)	9°21'27.62"S	37°59'10.20"O
Chuvas 03	Santa Bridígia / BA (00938031)	9°42'9.21"S	38° 6'52.37"O
Chuvas 04	Piranhas / AL (00937023)	9°38'35.81"S	37°41'42.55"O
<b>Estação fluviométrica</b>	<b>Descrição</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>
Vazão	Piranhas / AL (49330000)	9°37'37.54"S	37°44'18.30"O

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011)

Figura 5 - Reservatório de Xingó com as estações limnológicas, pluviométricas e fluviométrica.



Fonte: Google Earth Pro (2017).

### **4.3 Fonte de coleta de dados**

As fontes de dados desta pesquisa foram todos dados secundários dispostos em sites oficiais da Agência Nacional de Águas (ANA), Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e da Companhia Hidrelétrica do São Francisco (CHESF), envolvendo informações hidrológicas e de qualidade da água.

### **4.4 Dados hidrológicos**

No intervalo temporal de 2007 a 2017, com informações obtidas no novo banco de dados da Agência Nacional de Águas, as medições diárias de vazão ( $m^3/s$ ) foram coletadas da estação fluviométrica convencional Piranhas e a precipitação total mensal e anual foram calculadas através da média aritmética dos dados dos pluviômetros (mm) das estações convencionais Piranhas, Glória, Delmiro Gouveia e Santa Bridígia (ANA, 2017) (Fig.5).

### **4.5 Dados de qualidade da água**

Segundo a CHESF (2009, 2010, e 2011), no período de 2007 a 2010, as amostras de água foram coletadas, na superfície, com uma garrafa Van Dorn, com capacidade de 3,0 L. No monitoramento limnológico para avaliar o impacto da contínua redução de vazão do Rio São Francisco, iniciado no ano de 2013, as amostras de água foram coletadas, na superfície, com uma garrafa de Van Dorn, com capacidade de 5,0 L (CHESF, 2013a). Na floração algal de 2015, segundo a Água e Terra (2015) a amostragem da qualidade da água foi efetivada, na superfície, com base no Guia de Coleta e Preservação da CETESB (BRANDÃO et al. 2011).

Conforme a CHESF (2009, 2010, 2011 e 2013) as variáveis temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido foram determinadas em campo mediante o uso de um analisador multiparâmetro YSI 556. A transparência da água foi estimada através da leitura direta da profundidade média de extinção de disco de Secchi, medida à sombra. Também em campo, no período da floração, em 2015, as variáveis temperatura, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido e profundidade foram determinadas segundo as metodologias preconizadas no Standard Methods 22ª edição (ÁGUA E TERRA, 2015).

Após determinação *in situ* dessas variáveis, as amostras foram acondicionadas em garrafas PET e refrigeradas em caixas isotérmicas com gelo para seu transporte até o Laboratório de Limnologia do Departamento de Pesca e Aquicultura (DEPAq) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), em Recife – PE (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013).

A concentração de nitrato foi determinada, segundo Mackereth et al. (1978), e a concentração de nitrogênio amoniacal total, segundo Koroleff (1976). O fósforo inorgânico dissolvido e o fósforo total foram determinados segundo Strickland & Parsons (1960). A turbidez (UNT) foi analisada através de turbidímetro de bancada Oberco-Hellige, modelo 966 (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013). No monitoramento da floração, as análises de nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo total e fósforo inorgânico foram determinadas segundo as metodologias preconizada no Standard methods 22<sup>a</sup> ed. (ÁGUA E TERRA, 2015).

#### **4.6 Avaliação da qualidade da água do lago de Xingó**

A avaliação da qualidade da água foi feita considerando toda a série temporal ao longo do período de 2007 a 2016, por meio dos parâmetros físicos e químicos. Assim, para esses dados foi feita uma análise estatística descritiva (média aritmética, desvio padrão, máximo e mínimo) realizada com o auxílio dos programas Excel 2010 e Sigmaplot versão 11.0 (2008).

A interpretação dos resultados das análises tomou como base a Resolução CONAMA 357 (2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos e seu enquadramento, considerando que as águas do reservatório de Xingó são águas doce de classe 2, cujos limites e padrões estão previstos no artigo 15 dessa Resolução.

#### **4.7 Avaliação temporal e espacial da qualidade da água do reservatório de Xingó**

A avaliação temporal e espacial da qualidade da água foi realizada utilizando as variáveis físico-químicas e biológicas, levando em conta os dados de toda série histórica, em três tempos distintos, obedecendo a ordem cronológica dos eventos, de situação antecedente a seca (2007 a 2013), durante a seca (2013 a 2015) e após a descarga de fundo do reservatório Delmiro Golveia no reservatório de Xingó (2015 a 2016). O comportamento das variáveis supracitadas foi avaliado ao longo do reservatório nos seis pontos representativos das seções anterior (P 01 e P 02), intermediária (P 03 e P 04) e posterior (P 05 e P 06).

A série temporal da vazão foi efetivada com o objetivo de mostrar a notória redução de vazão do reservatório de Xingó e associar picos de vazão artificial a diluição da floração de microalgas em 2015.

A análise dos efeitos da seca na qualidade da água foi efetivada comparando o padrão espacial antes (2007 a 2013) e após a redução de vazão (2013 a jan/2015) com o objetivo de testar a hipótese de alteração espacial e temporal em virtude da seca.

Para a efetivação da análise anterior, consulta-se os dados estatísticos significativos de distribuição espacial entre os pontos de monitoramento nos relatórios técnicos da Companhia

Hidrelétrica do Rio São Francisco construído em campanhas trimestrais, em ciclos hidrológicos do período de dez/2007 a nov/2008, dez/2008 a nov/2009 e dez/2009 a nov/2010 (CHESF, 2009, 2010, 2011).

Já a análise posterior foi efetivada através do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (~ANOVA) seguido do teste de comparações múltiplas de Dunn com os dados das variáveis físicas e químicas do período da aplicação do programa de redução de vazão (2013 a jan/2015).

Entre os pontos de monitoramento, o teste de correlação de Pearson, o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (~ANOVA) seguido do teste de comparações múltiplas de Dunn contribuíram para a interpretação da análise espacial e temporal antes (2007 a 2013) e após o programa de redução de vazão (2013 a 2015), assim como na floração algal (abril a junho de 2015) e na série histórica (2007 a 2016).

Nas estações limnológicas, a análise temporal da qualidade da água foi realizada através da análise da estatística descritiva e do teste não paramétrico pareado de Friedman (~ANOVA) seguido do teste de comparação múltiplas de Holm-Sidak, antes da seca (2007 a 2013), na seca (2013 a 2015) e na floração algal (abril a junho de 2015).

Os testes de hipótese foram efetivados com um nível de significância de 0,05, sendo esses testes e a descrição estatística realizados com o auxílio do Microsoft Excel 2010 e Sigmaplot versão 11.0 (2008).

#### **4.8 Avaliação do impacto imediato do lançamento de sedimentos no lago de Xingó**

Os efeitos imediatos da descarga de sedimentos da barragem do reservatório Delmiro Gouveia na qualidade da água do reservatório de Xingó foram avaliados através de dados secundários das variáveis físico-químicas (temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, transparência e demanda bioquímica de oxigênio), monitorados no dia 22 de fevereiro de 2015, em P 01, ponto intermediário e P 03, em 24 h contínuas, sendo 12 h antes e depois da recepção dos sedimentos.

#### **4.9 Estado de trofia**

O estado de trofia do reservatório de Xingó foi consultado nos relatórios técnicos da Companhia hidrelétrica do São Francisco no período de 2007 a 2010, a avaliação do estado trófico do reservatório foi baseada no índice de Estado trófico de Carlson e na ponderação proposta por Toledo Jr. et al. (1983), considerando os valores de transparência do disco de Secchi, clorofila-a, fósforo total e ortofosfato (CHESF, 2009, 2010, 2011).

Na floração de 2015 e em janeiro de 2016, o estado de trofia ( $IET_{RT}$ ) das estações de monitoramento foi categorizado em função da concentração de fósforo total (equação 1) para as diferentes estações de monitoramento em semanas da floração de 2015 e em duas campanhas amostrais após índices pluviométricos atípicos em janeiro de 2016 (Tabela.1.).

$$\text{Eq. 1 } IET_{RT} = 10 \left[ 6 - \left( \frac{-0,27637 \ln PT + 1,329766}{\ln 2} \right) \right]$$

Onde: PT: média geométrica (MG) da concentração de fósforo total em  $\mu\text{g}$  de P/L e ln: logaritmo natural.

**Tabela 1 - Categorização do estado trófico de reservatórios tropicais em função da concentração de fósforo total.**

Trofia	MG de P total ( $\mu\text{g/L}$ )	( $IET_{RT}$ )
Ultraoligotrófico	8,0	$\leq 51,1$
Oligotrófico	17,0	51,2 - 53,1
Mesotrófico	30,0	53,2 - 55,7
Eutrófico	54,0	55,8 - 58,1
Supereutrófico	88,0	58,2 - 59,0
Hipereutrófico	94,0	$\geq 59,1$

Fonte: Cunha et al. (2013).

#### 4.10 Análise da ecologia do fitoplâncton

No período de 2007 a 2010, as amostras de plâncton foram acondicionadas em frascos plásticos com capacidade de 250,0 mL e preservadas com lugol. Todas as amostras foram devidamente acondicionadas e transportadas para análise em Recife-PE. A análise do material biológico foi realizada no laboratório de Taxonomia de Microalgas de Ambientes Continentais do Programa de Pós-Graduação em Botânica da UFRPE e no laboratório de Ecologia e Taxonomia de Microalgas do LABMAR/UFAL. Para identificação taxonômica foram confeccionadas lâminas semi-permanentes e posteriormente observadas em microscópio óptico da marca ZEISS, modelo Jenaval, com ocular de medição acoplada (CHESF, 2009, 2010, 2011).

Segundo a CHESF (2009, 2010, 2011) os táxons identificados foram classificados de acordo com os trabalhos de Prescott et al., (1982) e Komárek e Foot (1983), para as clorófitas; Komárek e Anagnostidis (2005), para as cianobactérias; Popovsky e Pfiester (1990), para os dinoflagelados; Krammer & Lange-Bertalot (1991), para as diatomáceas, e John et al. (2002), para os outros fitoflagelados.



Segundo a CHESF (2009, 2010, 2011), a análise quantitativa foi realizada através da contagem em microscópio óptico invertido da Marca Zeiss, modelo Axiovert 135 M, em aumento de 400 vezes. A determinação da densidade celular (cél/L) foi realizada segundo o método de Uttermohl (HASLE, 1978). Os organismos (células, colônias, cenóbios, filamentos) foram enumerados em campos por transecto.

A frequência foi expressa em forma de porcentagem, levando-se em consideração o número de amostras em que cada táxon ocorreu, de acordo com as fórmulas e critérios propostos por Mateucci e Colma (1982). O resultado final é expresso em porcentagem (%), usando-se as seguintes faixas de abundâncias: >70% muito frequente; 70% - 40 % frequente ;40-10% pouco frequente e <10% esporádico (CHESF, 2009, 2010, 2011). Na época da floração de 2015, a metodologia preconizada para a quantificação do fitoplâncton foi a preconizada no Standard methods (22<sup>a</sup> edição) (ÁGUA E TERRA, 2015).

Nas campanhas amostrais de janeiro e fevereiro de 2016, as análises das comunidades planctônicas foram realizadas pela empresa ECOTEC, localizada em Itajaí/SC, a análise qualitativa e quantitativa foram realizadas em microscópio óptico invertido modelo Coleman NIB-100. Os organismos foram identificados analisando-se as suas características morfológicas e morfométricas, utilizando-se bibliografia especializada. A análise quantitativa do fitoplâncton foi feita utilizando câmaras de sedimentação de Uthermöhl com aumento de 200 vezes, após um tempo de sedimentação mínimo de 12 horas. Conforme a CHESF (2016), os resultados das contagens foram expressos em células por unidade de volume (células/mL), calculados pela fórmula modificada de Wetzel e Likens (1979).

A análise da ecologia do fitoplâncton foi feita em conformidade com a identificação e agrupamento das espécies predominantes antes (2007 a 2010) e depois da descarga de sedimentos (abril a junho de 2015).

A sazonalidade das espécies de fitoplâncton foi determinada em função dos grupos mais abundantes quantitativamente em etapas (dezembro, março, junho e setembro) de um ciclo hidrológico de 2007 a 2010, no reservatório de Xingó.

As espécies mais expressivas em termos quantitativos na floração algal, abril a junho de 2015, foram elencadas junto ao estado de trofia semanal, assim como nas campanhas amostrais de janeiro e fevereiro de 2016, após fortes chuvas na bacia de drenagem do reservatório de Xingó.

A abundância relativa das espécies algais foi calculada a partir da relação entre o número de cada táxon na amostra e o número total de táxons da mesma. O resultado foi

expresso em porcentagem, sendo consideradas as categorias: dominante ( $> 70\%$ ), abundante ( $\leq 70\%$  e  $> 40\%$ ), pouco abundante ( $\leq 40\%$  e  $> 10\%$ ) e rara ( $\leq 10\%$ ) (TUCCI e SANTANNA, 2003).

O teste de hipótese de correlação de Pearson foi aplicado para avaliar se há correlação significativa entre a densidade de *Ceratium furcoides* e *Cylindrospermopsis raciborskii* com a concentração de fósforo total.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e discussão são apresentados com uma visão global da qualidade da água e seu enquadramento dentro da Resolução CONAMA 357 (2005), nas seções subsequentes se apresentam a interferência da seca e recepção de sedimentos do reservatório Delmiro Gouveia na qualidade da água do lago de Xingó.

A construção da história limnológica do lago de Xingó é a novidade da pesquisa, evidenciando as respostas dos indicadores da qualidade da água as alterações antrópicas, climáticas e naturais.

Mostra-se a análise de dois eventos importantes (seca e transferência de alta carga de sedimentos de barragem) dentro de um contexto hidrológico e técnico-acadêmico, com vistas à compreensão da complexidade ambiental do reservatório de Xingó.

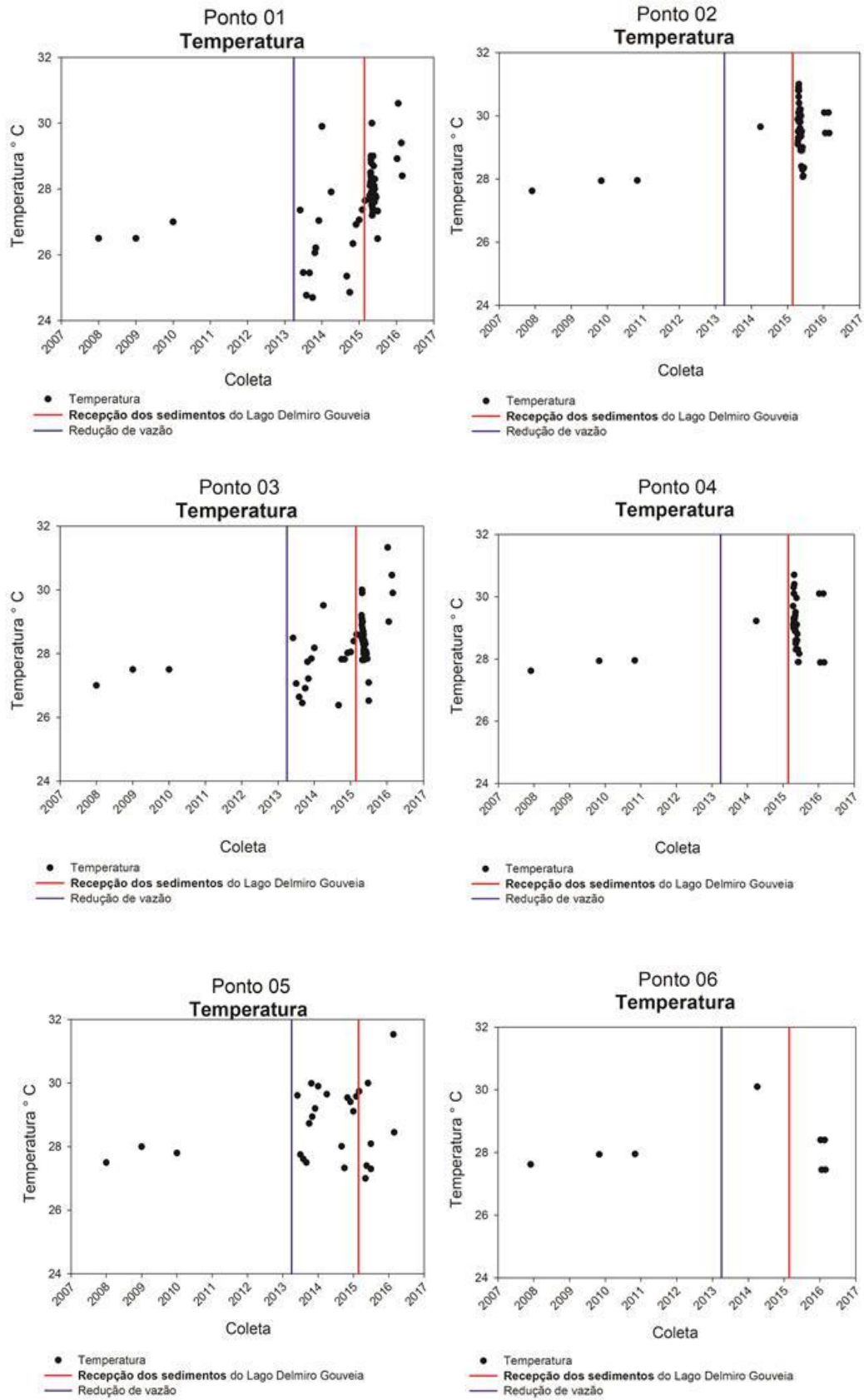
Nas seções posteriores, associam-se eventos hidrológicos extremos naturais e artificiais a variações na qualidade da água, também se conecta as principais fontes pontuais de lançamento de efluentes industriais e domésticos a qualidade da água das estações limnológicas.

Da mesma forma, enfatizam-se os pontos P 02, P 04 e P 06 como de suma importância, tendo em vista que são locais de captação de água para abastecimento público, sobretudo em eventos de florações algais com pontencial tóxico e/ou modificadores do odor e sabor.

Mostra-se o estado de trofia e suas alterações depois desses dois eventos supracitados e associasse o processo de eutrofização a dinâmica ecológica do fitoplâncton, essencialmente, as estratégias adaptativas de cada grupo algal e a busca da compreensão dos mecanismos ecológicos envolvidos em eventos de florações.

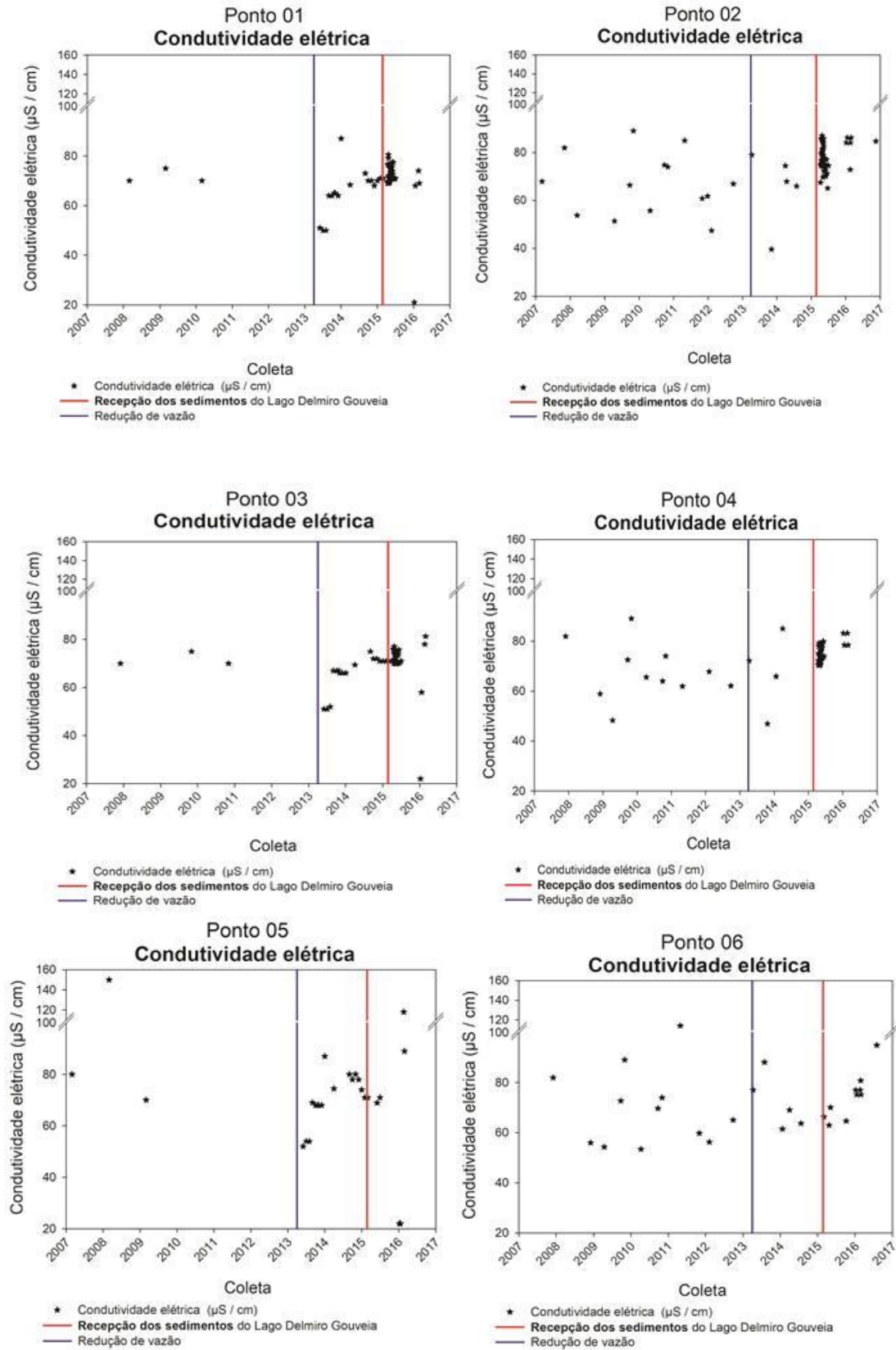
Portanto, a fim de contextualizar os acontecimentos dentro do universo amostral (2007 a 2016) e reinterpretar o ecossistema lacustre do lago de Xingó, na perspectiva temporal e espacial, apresentam-se o comportamento dos parâmetros físicos e químicos nos gráficos dispostos nas figuras 6 a 16. Ao se analisar esses diagramas verifica-se a quantidade reduzida de dados antes da seca (2007 a 2013), essa limitação é superada pela consulta das conclusões das análises das variáveis físicas, químicas e biológicas nos relatórios técnicos da Companhia Hidrelétrica do São Francisco (2009, 2010, 2011).

Figura 6 - Variação temporal e espacial da temperatura.



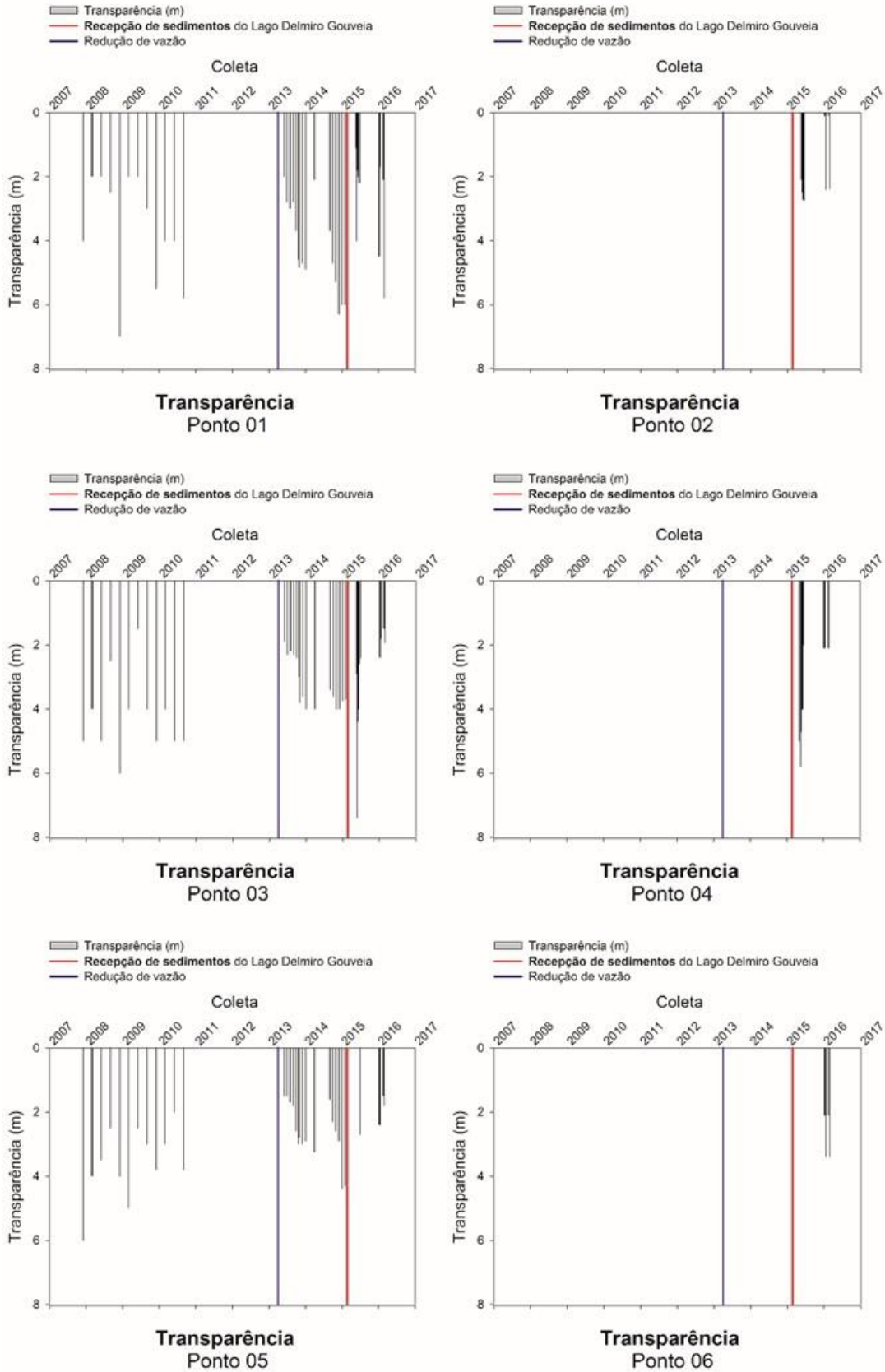
Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016); Sigmaplot (2008).

**Figura 7 - Variação temporal e espacial da condutividade.**



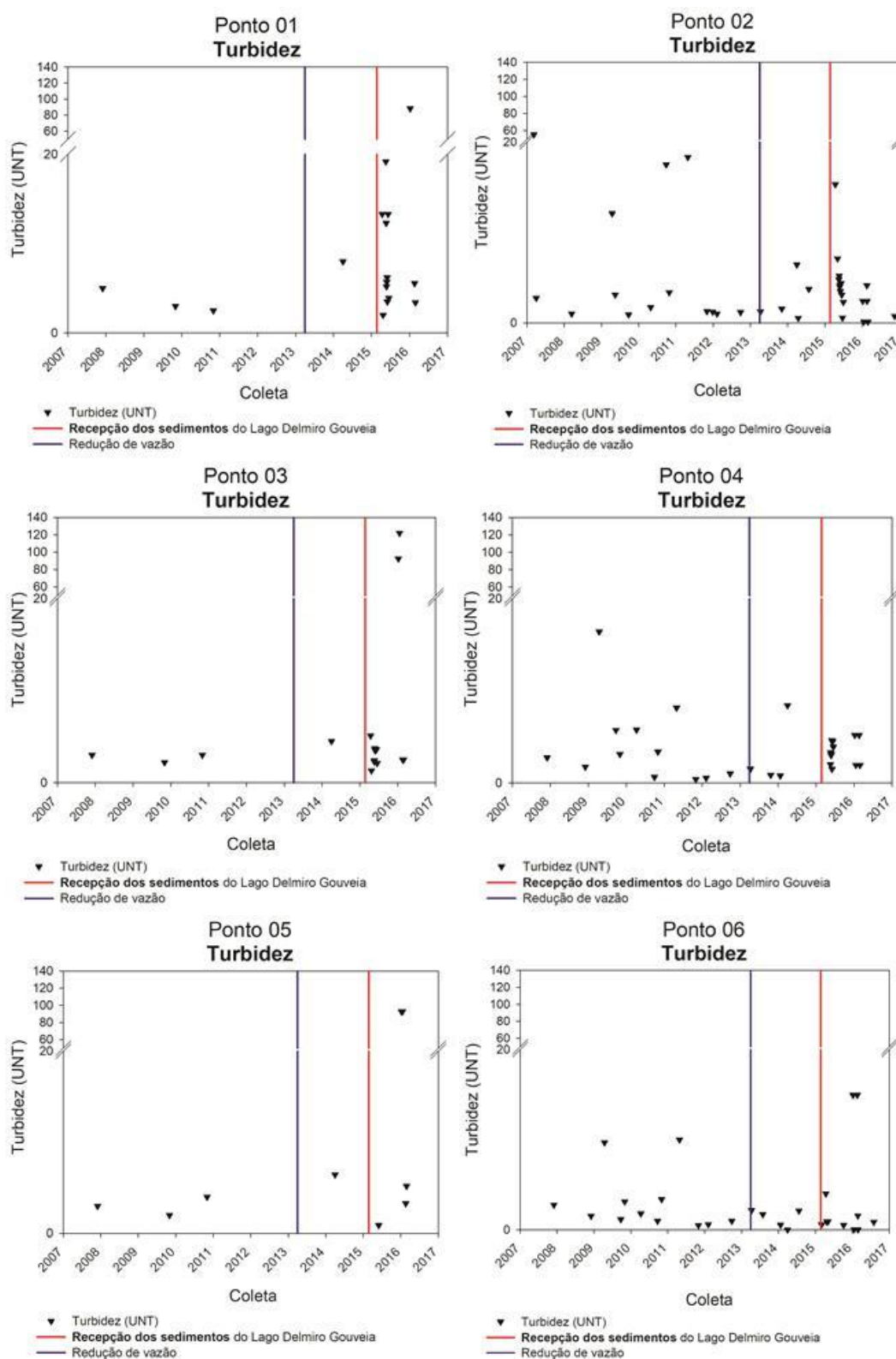
Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016); Sigmaplot (2008).

**Figura 8 -Variação temporal e espacial da transparência.**



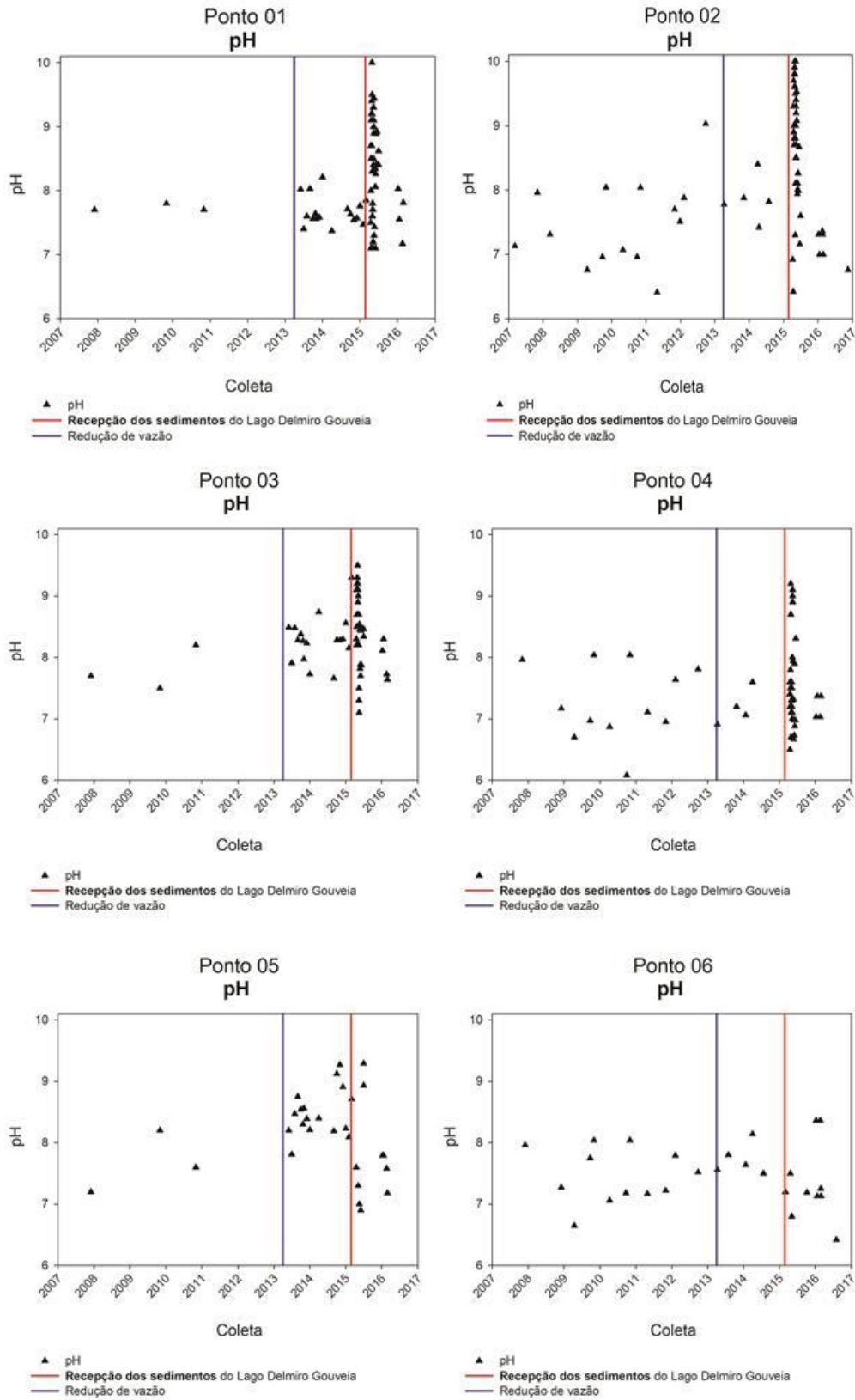
Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016); Sigmaplot (2008).

**Figura 9 - Variação temporal e espacial de turbidez.**



Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016); Sigmaplot (2008)..

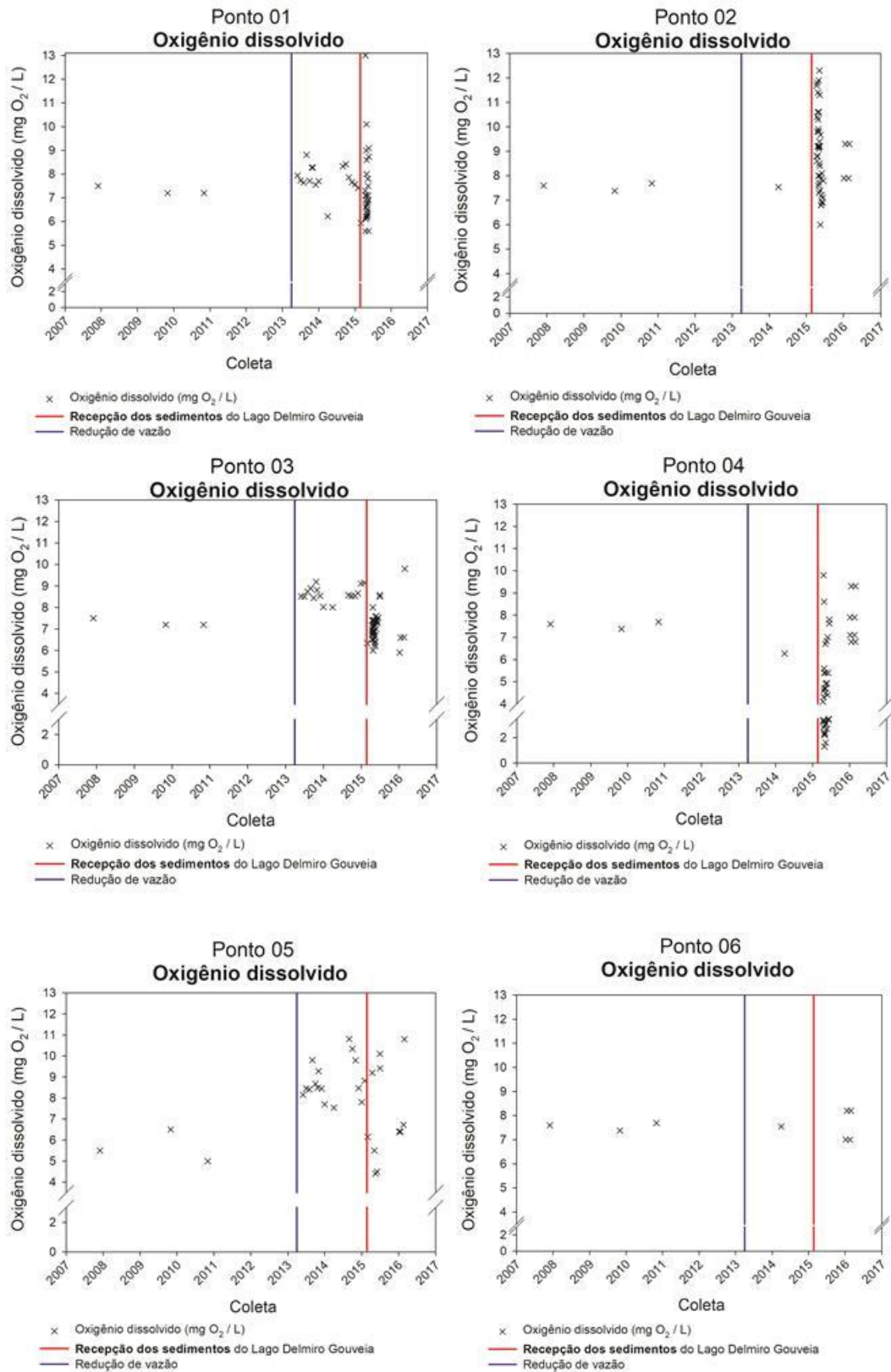
**Figura 10 - Variação temporal e espacial do pH.**



Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016); Sigmaplot (2008).

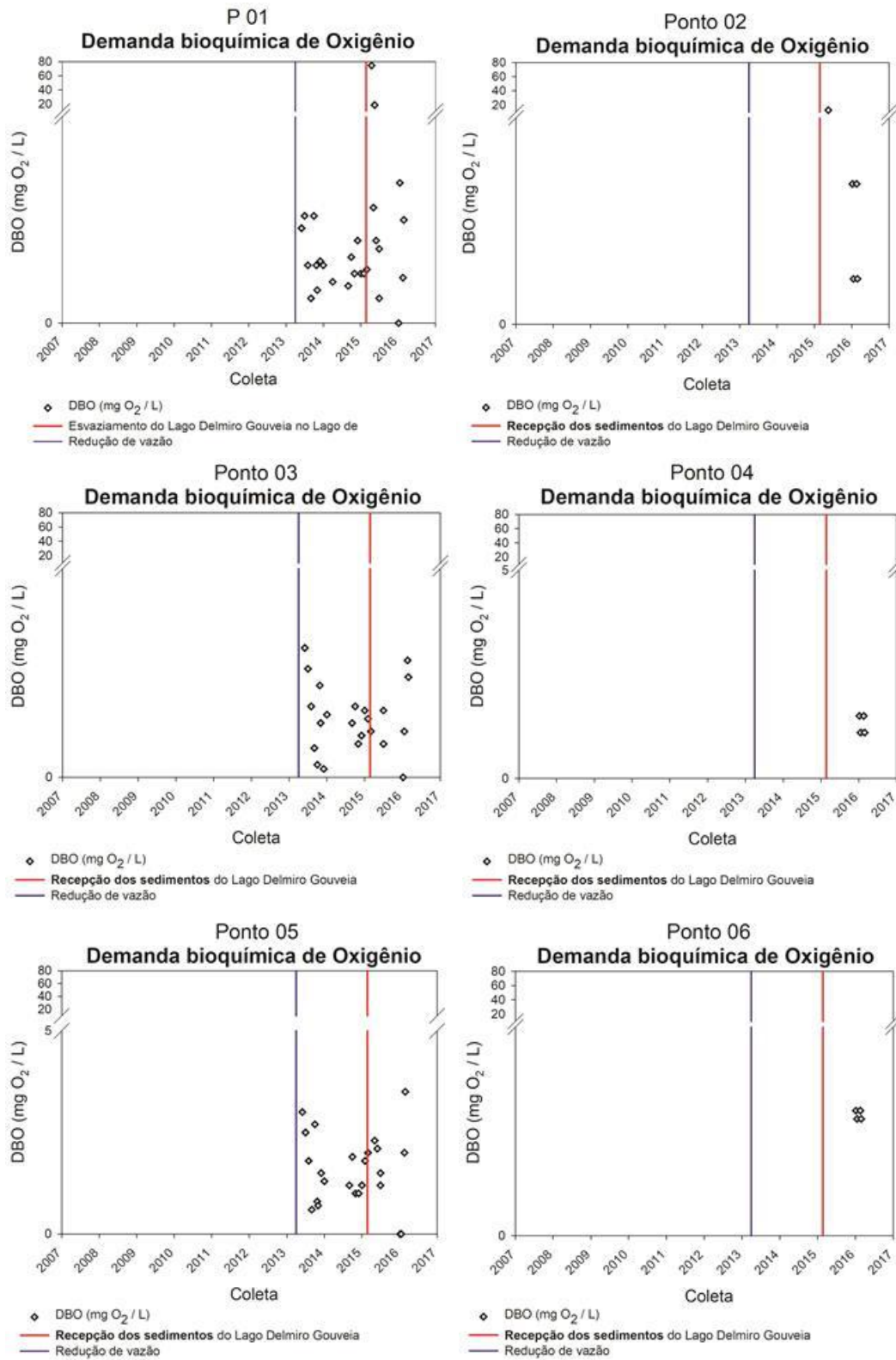


Figura 11 - Variação temporal e espacial de oxigênio dissolvido.



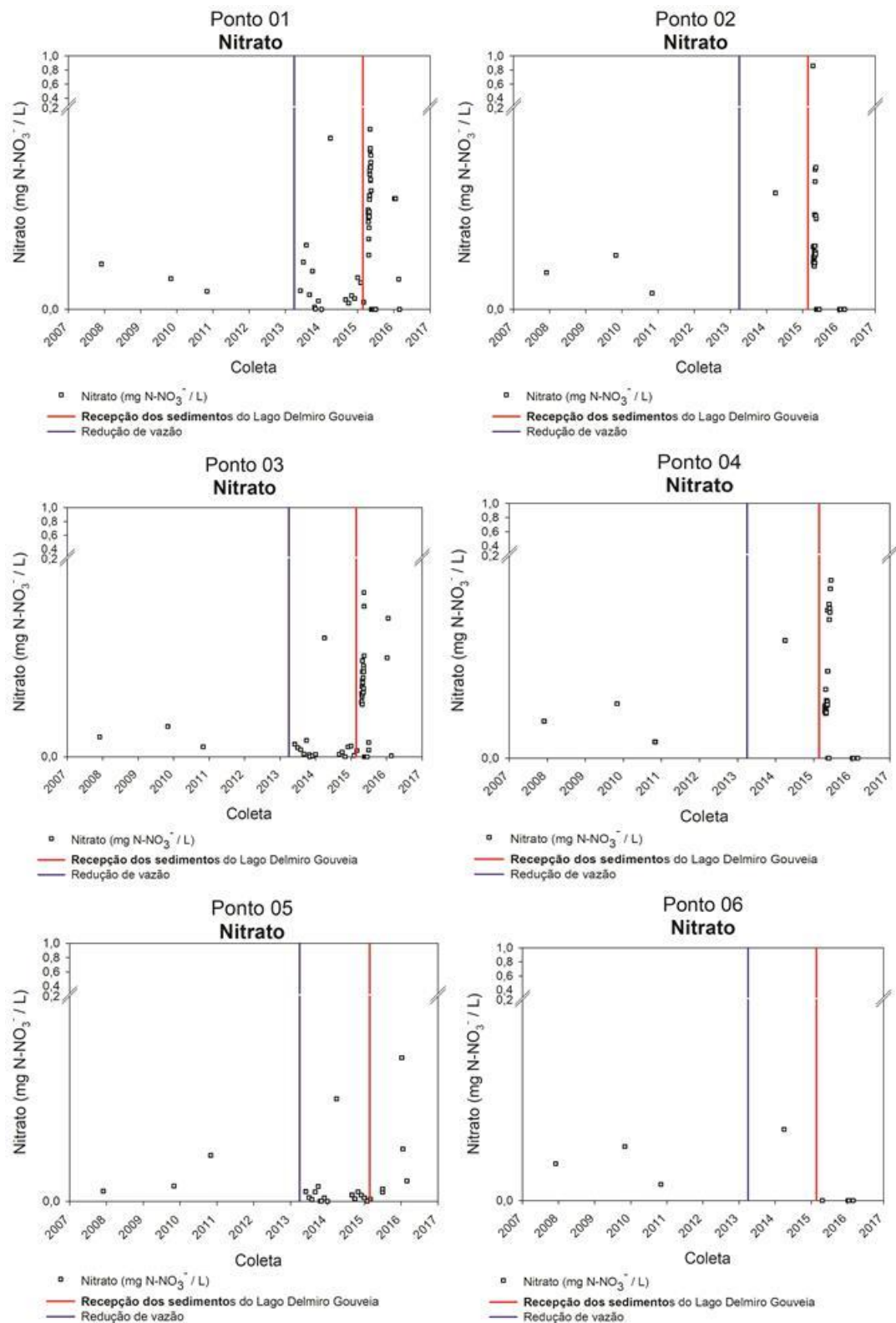
Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016); Sigmaplot (2008).

Figura 12 - Variação temporal e espacial da DBO.



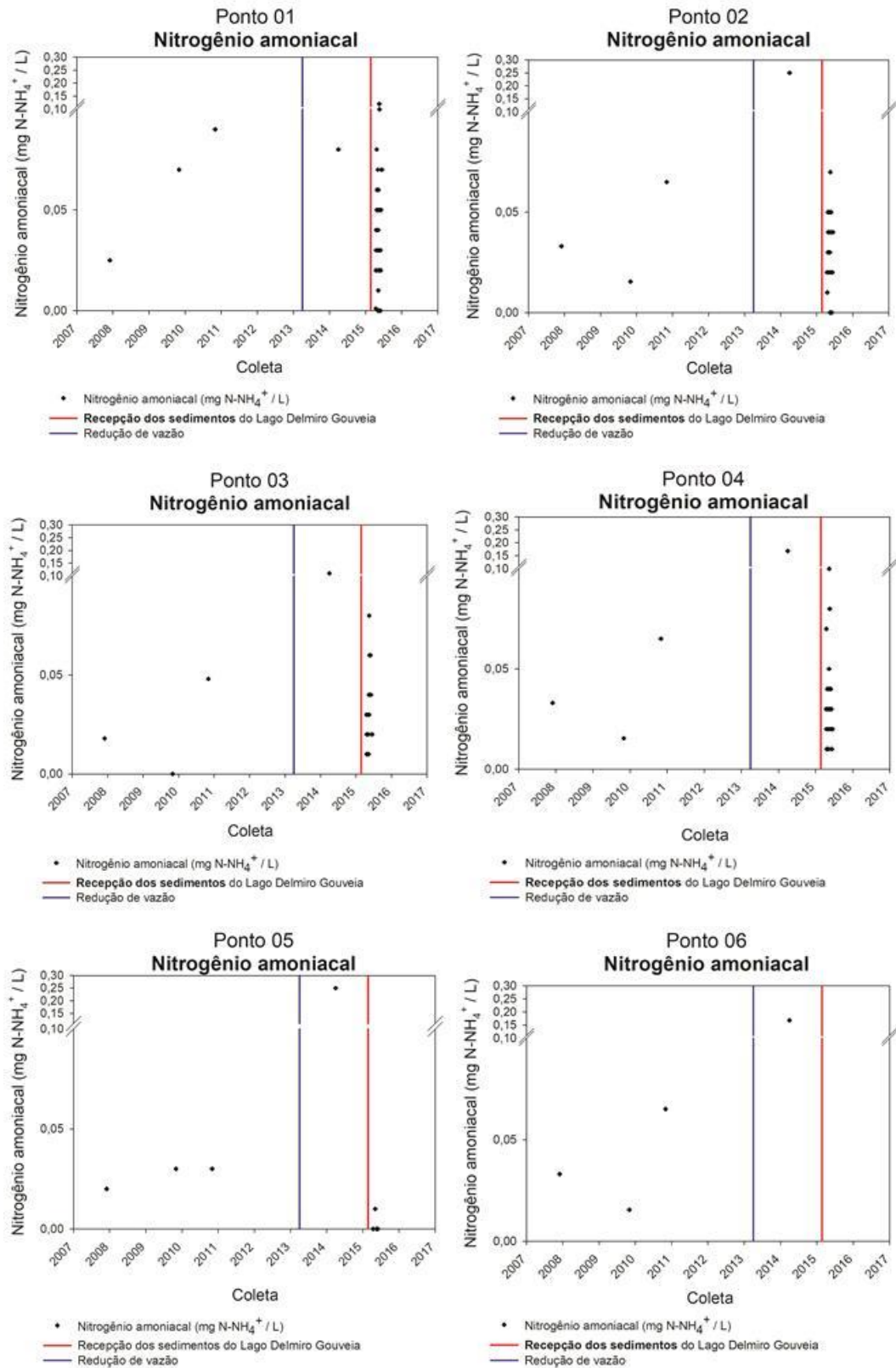
Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016); Sigmaplot (2008).

Figura 13 - Variação temporal e espacial do nitrato.



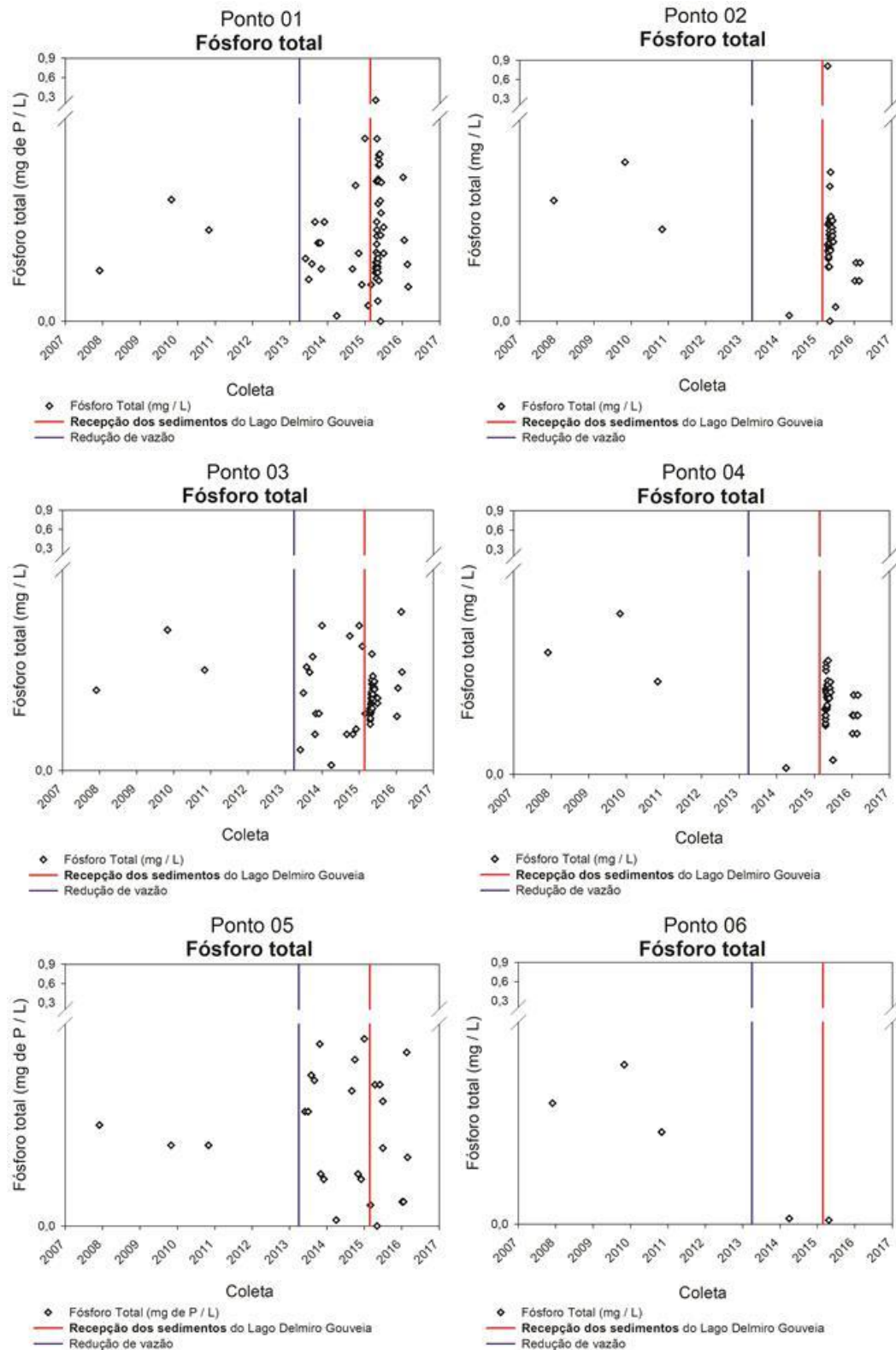
Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016); Sigmaplot (2008).

Figura 14 - Variação temporal e espacial do nitrogênio amoniacal.



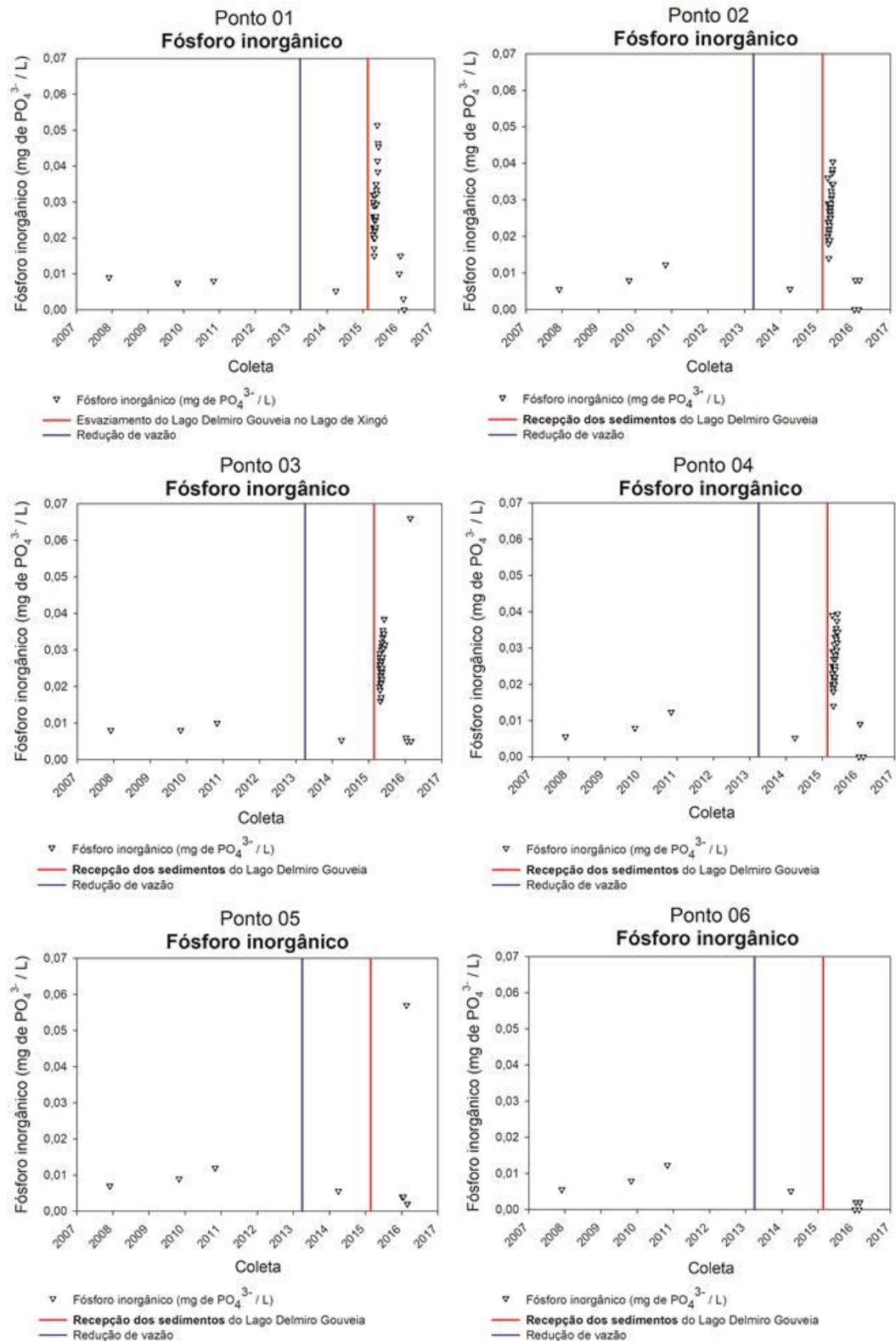
Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016); Sigmaplot (2008).

Figura 15 - Variação temporal e espacial do fósforo total.



Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016); Sigmaplot (2008).

Figura 16 - Variação temporal e espacial do fósforo inorgânico.



Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016); Sigmaplot (2008).

## 5.1 Qualidade da água (Universo amostral – Série histórica)

Nesta seção, mostra-se uma avaliação global da qualidade da água envolvendo o universo amostral, antes e depois dos dois eventos simultâneos (seca e recepção de sedimentos) que desequilibraram o ecossistema lacustre, dessa forma interferindo nos padrões físicos e químicos das águas do lago de Xingó.

### 5.1.1 Variáveis físicas (Universo amostral total - Série histórica)

Os valores médios e o desvio padrão das variáveis físicas analisadas de 2007 a 2016 são apresentados na Tabela 2.

A temperatura do reservatório de Xingó apresentou baixa variação em torno da média, manteve-se na faixa mesofílica, contudo, nota-se que a proximidade de P 01 com os reservatórios hídricos do complexo hidrelétrico de Paulo Afonso justificam a menor temperatura média de P 01, o teste de comparações múltiplas de Dunn mostrou que a menor temperatura em P 01 promoveu variação espacial com as outras estações ( $p < 0,05$ ).

A maior temperatura em P 02 e a variação espacial desse ponto tanto com as estações localizadas no leito (P 03), quanto na barragem (P 06) ( $p < 0,05$ ), pode ser em virtude da elevação da temperatura de P 02 na época da floração algal (Figura 6), haja vista que os dados dessa época representam mais de 80 % do n - amostral (43 / 51).

Acredita-se que as águas do reservatório de Xingó continuem a apresentar variação espacial na temperatura, haja vista a redução de vazão, elevando essa variável nas águas das estações localizadas em ambientes lênticos.

**Tabela 2 - Valor médio e desvio padrão dos parâmetros físicos avaliados na série histórica de 2007 a 2016.**

Parâmetro	Anterior		Intermediária		Posterior	
	P 01	P 02	P 03	P 04	P 05	P 06
	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP
Temperatura (°C)	27,63 ± 1,16	29,50 ± 0,86	28,29 ± 0,93	28,98 ± 0,76	28,94 ± 1,45	28,16 ± 0,87
Condutividade (µS / cm)	69,95 ± 8,62	74,9 ± 9,73	69,841 ± 8,24	73,45 ± 8,35	72,46 ± 24,12	72,22 ± 13,64
Transparência (m)	3,49 ± 1,68	1,97 ± 0,96	3,42 ± 1,26	3,42 ± 1,29	2,88 ± 1,09	2,75 ± 0,75
Turbidez (UNT)	12,68 ± 20,03	6,69 ± 10,77	15,28 ± 35,02	3,62 ± 3,31	23,38 ± 39,39	2,93 ± 4,18

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016).

A condutividade foi homogênea entre as estações limnológicas ( $p > 0,05$ ), exceto entre P 01 e P 02, tal como P 02 e P 03 ( $p < 0,05$ ), acredita-se que a contaminação físico-química e hidrobiológica foram as responsáveis por essa heterogeneidade, haja vista que em P 02, a maior contribuição do n-amostral foi na floração algal de 2015 (43/69).

Não há correlação significativa ( $p > 0,05$ ) entre a condutividade de P 01 x P 04, tal como P 03 x P 04, o lançamento de efluentes domésticos a montante de P 04 associado à localização em um remanso com baixa renovação de águas e ação dos ventos corroboram que esses fatores interferem na qualidade da água de P 04.

A Resolução CONAMA 357 (2005) não faz referencia a condutividade elétrica, mas níveis superiores a  $100 \mu\text{S}/\text{cm}$  indicam ambientes impactados, tais como observados nos valores máximos de P 04  $102,70 \mu\text{S} / \text{cm}$ , P 05  $150,0 \mu\text{S}/\text{cm}$  e P 06  $114,0 \mu\text{S}/\text{cm}$  (CETESB, 2016).

Outra perspectiva é que o valor máximo de condutividade em P 05 (Figura 7), assim como o maior desvio padrão entre as estações limnológicas (Tabela 2) podem ter associação com as características geoquímicas do meandro em que P 05 está inserido (CHESF, 2010).

Com a aceleração do processo de envelhecimento do reservatório de Xingó, devido principalmente a contribuição da alta carga de sedimentos do reservatório Delmiro Gouveia, nota-se que há uma tendência a elevação dos valores de condutividade (Fig. 7), principalmente após a ressuspensão de sedimentos e reflorescimento algal como o registrado em jan/2016.

O valor médio da transparência da estação limnológica P 02 foi a menor de todas as estações (Tabela 2) com o valor mínimo de  $0,10 \text{ m}$  (Fig. 8) no reflorescimento algal, provocado pela precipitação de alta magnitude em jan/2016 ( $196,0 \text{ mm}$ ), tal chuva mensal foi proporcional a precipitações média anual ( $390, 81 \pm 102,77 \text{ mm}$ ) na bacia de drenagem do reservatório de Xingó.

Após o mês de jan de 2016 com precipitação de  $196,60 \text{ mm}$  na bacia de drenagem do lago de Xingó, os pontos P 01, P 02 e P 05 apresentaram um pico de turbidez. Após esse evento, dois valores máximos de turbidez (Fig. 9) foram registrados em P 05, isso associado ao baixo n amostral ( $n = 9$ ) elevou à média, enquanto que em P 03, a média não foi tão afetada com os valores máximos, em virtude de um maior n amostral ( $n = 17$ ).

Os valores máximos de turbidez, respectivamente, foram em P 01  $88,20 \text{ UNT}$ , P 02  $55,2 \text{ UNT}$ , P 03  $122,0 \text{ UNT}$ , P 04  $16,4 \text{ UNT}$ , P 05  $92,80 \text{ UNT}$  e em P 06  $14,95 \text{ UNT}$ . A turbidez é uma variável indicadora de qualidade e de luminosidade aquática e a Resolução



CONAMA 357 (2005) estabelece como limite para classe 2 até 40 unidades nefelométrica de turbidez (UNT). Neste contexto, os pontos P 01, P 02, P 03 e P 05 apresentaram valores máximos acima do limite.

A turbidez entre as estações P 01 e P 03 apresentaram correlação positiva significativa ( $n = 17$ ;  $r = 0,739$ ) com valor  $p = 0,000705$ , reafirmando a ideia que as estações localizadas no leito do reservatório têm condições hidrodinâmicas semelhantes.

### 5.1.2 Variáveis químicas

Os valores médios e o desvio padrão das variáveis químicas analisadas de 2007 a 2016 são apresentados na Tabela 3.

As médias do pH na seção anterior, em P 03 e P 05 são semelhantes (Tabela 3), no entanto o teste de Kruskal-Wallis seguido do teste de comparações múltiplas de Dunn mostrou que houve diferença espacial significativa ( $p < 0,05$ ) entre esses locais supracitados com P 04 e P 06 .

A CONAMA 357 (2005) estabelece pH entre 6,0 e 9,0. Observado os dados da Tabela 3 verifica-se que o pH da água do lago de Xingó varia de  $7,47 \pm 0,49$  em P 06 a  $8,41 \pm 1,06$  em P 02, e que, portanto, atende aos limites estabelecidos pela CONAMA 357 (2005), exceto em algumas ocasiões em P 02, no período da proliferação de microalgas de 2015.

**Tabela 3 - Valor médio e desvio padrão dos parâmetros químicos avaliados na série de 2007 a 2016.**

Parâmetro	Anterior		Intermediária		Posterior	
	P 01	P 02	P 03	P 04	P 05	P 06
	Média $\pm$ DP	Média $\pm$ DP	Média $\pm$ DP	Média $\pm$ DP	Média $\pm$ DP	Média $\pm$ DP
pH	8,15 $\pm$ 0,71	8,41 $\pm$ 1,06	8,43 $\pm$ 0,56	7,49 $\pm$ 0,69	8,15 $\pm$ 0,66	7,47 $\pm$ 0,49
Oxigênio dissolvido (mg O <sub>2</sub> / L)	7,45 $\pm$ 1,31	8,81 $\pm$ 1,48	7,50 $\pm$ 0,91	5,24 $\pm$ 2,17	7,92 $\pm$ 1,84	7,58 $\pm$ 0,46
DBO (mg O <sub>2</sub> / L)	4,90 $\pm$ 14,33	4,50 $\pm$ 4,29	1,42 $\pm$ 0,83	1,30 $\pm$ 0,23	1,85 $\pm$ 1,67	2,90 $\pm$ 0,12
N. amoniacal (mg de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> / L)	0,045 $\pm$ 0,026	0,034 $\pm$ 0,036	0,030 $\pm$ 0,021	0,034 $\pm$ 0,029	0,043 $\pm$ 0,085	0,070 $\pm$ 0,068
Nitrato (mg de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> / L)	0,064 $\pm$ 0,057	0,068 $\pm$ 0,129	0,045 $\pm$ 0,044	0,061 $\pm$ 0,047	0,019 $\pm$ 0,033	0,020 $\pm$ 0,027
Fósforo total (mg de P/ L)	0,050 $\pm$ 0,037	0,055 $\pm$ 0,109	0,038 $\pm$ 0,015	0,037 $\pm$ 0,013	0,054 $\pm$ 0,036	0,0380 $\pm$ 0,035
P inorgânico (mg de PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> / L)	0,024 $\pm$ 0,011	0,023 $\pm$ 0,010	0,024 $\pm$ 0,011	0,023 $\pm$ 0,012	0,013 $\pm$ 0,018	0,004 $\pm$ 0,004

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016).

A maior média e o desvio padrão de oxigênio dissolvido (OD) foram apresentados em P 02 (Tabela 3), essa estação também mostrou diferença espacial frente a P 01, P 03 e P 04.

De acordo com a Resolução CONAMA 357 (2005), para que as condições de qualidade dos cursos d'água de Classe 2 sejam mantidas, o limite de OD não deve ser inferior a 5 mg/L, enquanto que o limite máximo para DBO não devem extrapolar o limite de até 5,0 mg/L.

Como observado na tabela 3 todos os pontos monitorados apresentaram valor médio de OD superior a 5,0 mg/L e, portanto, estão em conformidade com a legislação. A exceção foi o ponto 04, onde se observou o menor valor médio de OD e também a maior variação em torno da média, que foi de  $5,24 \pm 2,17$  mg/L, o desvio padrão de  $\pm 2,17$  mg/L indica que houve déficit de OD neste ponto.

Com relação a DBO, as maiores médias e o valor máximo (74, 60 mg de O<sub>2</sub>/L, P 01) foram na seção anterior (Tabela 3). Na perspectiva temporal, destaca-se que esse pico ocorreu após a recepção de sedimentos, diferindo da época anterior e posterior a redução de vazão (Figura 12), em que a DBO se enquadrou ( $DBO \leq 5,0$  mg de O<sub>2</sub> / L) dentro do padrão de Rios classe 2 (CONAMA 357, 2005).

A seção anterior e intermediária apresentaram as maiores médias de nitrato (Tabela 3), ao longo do tempo, em relação à distribuição espacial, o teste não paramétrico de comparações múltiplas de Dunn ( $p > 0,05$ ) mostrou homogeneidade espacial entre as estações limnológicas.

A estação limnológica P 01 apresentou a maior média de nitrogênio amoniacal (Tabela. 3) e variação espacial relevante frente a P 02, P 03 e P 04 ( $p < 0,05$ ), acredita-se que as explicações para tais divergências são o lançamento de efluentes domésticos e de indústrias de alimentos associados a prática da piscicultura a montante de P 01.

Os nutrientes nitrogênio e fósforo são elementos que provocam o enriquecimento do meio, tornando-o eutrofizado. O nitrogênio pode está presente nos corpos de água na forma de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito ou nitrato. A CONAMA 357 (2005) estabelece para o nitrogênio amoniacal o limite de 3,7 mg.N/L para  $pH \leq 7,5$ ; 2,0 mg.N/L para  $7,5 < pH \leq 8,0$ , 1,0 mg.N/L para  $8,0 < pH \leq 8,5$ , 0,5 mg.N/L, para  $pH > 8,5$ . Em função do pH observado em P 01, P 02, P 03 e P 05 o limite é de 1,0 mg.N/L e 2 mg N/L em P 04 e P 06. Com relação ao nitrato o limite é de 10 mg.N/L. Os dados da tabela 3 mostram que todos os pontos monitorados atendem a CONAMA 357 (2005) no que diz respeito ao nitrogênio amoniacal e nitrato.

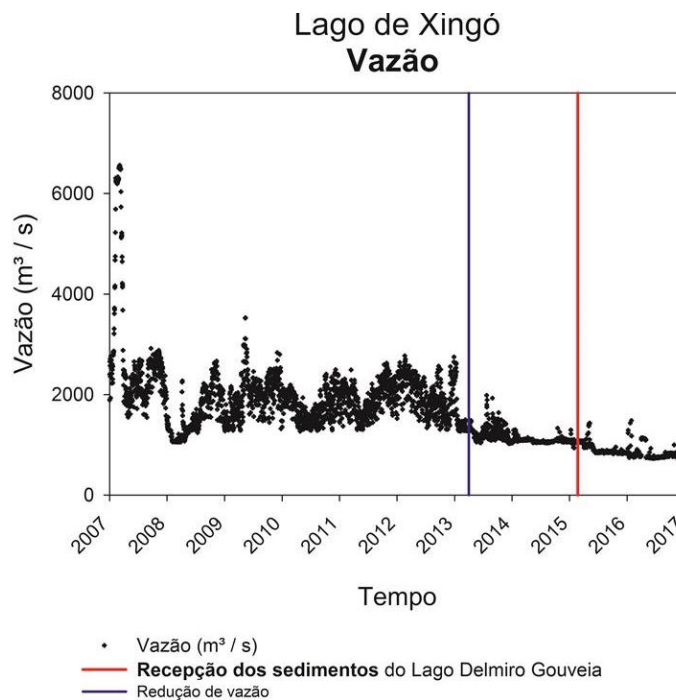
Em ambientes lânticos, o limite para o fósforo total é até 0,030 mg/L; em ambientes intermediários é até 0,050 mg/L e lóticos é até 0,100 mg.P/L (CONAMA, 2005). P 01 e P 03 apresentaram  $0,050 \pm 0,037$  mg.P/L e  $0,038 \pm 0,015$  mg.P/L em ambiente lóticos, portanto, atenderam a legislação. Os demais pontos variam de  $0,037 \pm 0,013$  mg.P/L em P 04 a  $0,055 \pm 0,109$  mg.P/L em P 02, ou seja, não atendem o limite para ambientes lânticos, como o fósforo é fator preponderante para o processo de eutrofização, esses pontos são vulneráveis a ocorrência desse fenômeno.

## 5.2 Avaliação da interferência da seca e redução da vazão na qualidade da água

Nesta seção, o objetivo é testar a hipótese de alteração espacial e temporal nas variáveis físicas e químicas em face ao déficit hídrico, a novidade é a inferência da avaliação do confronto entre o conjunto de dados de duas séries amostrais, diferindo da análise isolada de cada relatório individual publicado pela Companhia Hidrelétrica do São Francisco.

Avalia-se o perfil histórico da vazão de 2007 a 2017 ( $n = 3.651$ ) com média de  $1.616,72 \pm 757,31$  m<sup>3</sup>/s. Destaca-se o ano de 2013, sendo o marco do início da aplicação do programa de redução de vazão média, que decresceu continuamente, de 1.300 m<sup>3</sup>/s, em 2013, para 800 m<sup>3</sup>/s, em 2015. Também merece notiriedade os três pulsos artificiais de 1500 m<sup>3</sup>/s para diluir a floração algal de 2015 (Fig. 17).

**Figura 17 - Série temporal da vazão (m<sup>3</sup>) do reservatório de Xingó no período de 2007 a 2017.**

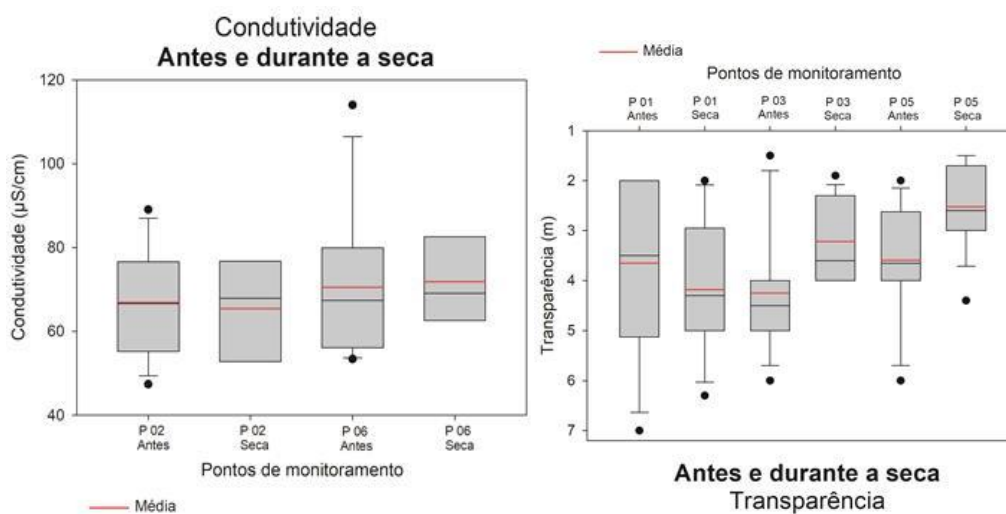


Fonte: ANA (2017); Sigmaplot (2008).

### 5.2.1 Interferência da redução de vazão na qualidade da água - variáveis físicas

A condutividade elétrica apresentou homogeneidade espacial antes da diminuição do fluxo de águas (Fig. 18) e o teste de Kruskal – Wallis mostrou igualdade nos dois primeiros anos de redução de vazão ( $p = 0,358$ ), conclui-se que essa variável apresentou distribuição espacial homogênea de dez/2007 a jan/2015 e não mostrou diferença temporal entre essas duas épocas.

**Figura 18 - Dígrama de caixas das variáveis físicas no período anterior e posterior a redução de vazão.**



Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014); Sigmaplot (2008).

No ponto 01, a análise do diagrama de caixa (Figura 18) e o teste de Friedman seguido do teste de Holm-Sidak ( $p > 0,05$ ) demonstraram semelhança nos padrões da transparência antes e durante a redução de vazão, assim acredita-se que os dois primeiros anos da contínua redução de vazão não foram suficientes para alterar os padrões de transparência em P 01 (Figura 18).

Em P 03, acredita-se que o lançamento de efluentes domésticos e industriais da cidade de Delmiro Gouveia a montante dessa estação somado a redução de vazão são os responsáveis pela diferença da transparência antes e após a redução de vazão (Figura 18), essa divergência sustenta a tese de deterioração da qualidade hídrica na seção intermediária.

Nessa seção, mesmo com a alteração da transparência na seca, tal mudança não foi suficiente para provocar uma alteração espacial com a seção anterior, tendo em vista que o ponto 01 e ponto 03 apresentaram correlação significativa ( $n = 15$ ,  $r = 0,681$  e  $p < 0,00517$ ) e não demonstraram relevante diferença em seus valores centrais.

No ponto 05, comparando-se a transparência antes e durante a redução de vazão (Figura 18), nota-se que houve a redução da transparência média durante o déficit hídrico na Bacia do Rio São Francisco.

Curiosamente, verifica-se na Figura 9, que os maiores valores de turbidez registrados antes da seca foram nas estações em ambiente lântico (P 02, P 04 e P 06), porém segundo os resultados estatísticos dispostos nos relatórios técnicos da CHESF (2009, 2010, 2011) não houve variação espacial de dezembro de 2007 a novembro de 2010.

Sendo assim, a análise gráfica e estatística sustenta a hipótese que a redução de vazão do reservatório de Xingó promoveu alterações no padrão temporal e espacial da transparência, principalmente mudanças nas estações que necessitam de renovação de águas para autodepurar seu ecossistema, tais como as localizadas em remansos (P 02 e P 05) e as estações que recebem efluentes domésticos e industriais (P 03).

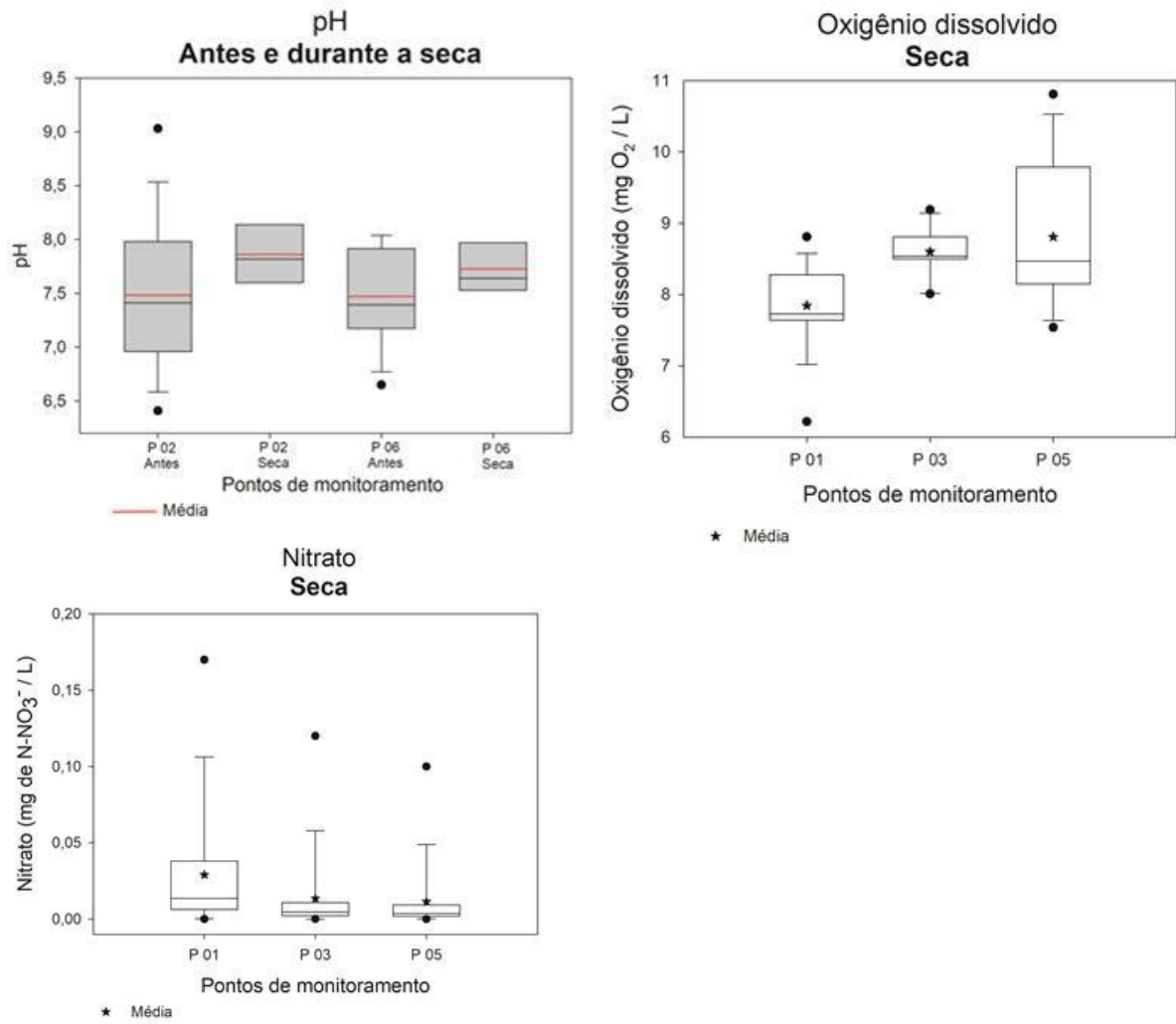
#### 5.2.2 Avaliação da redução de vazão na qualidade da água - variáveis químicas

Antes da seca, o pH mostrou homogeneidade ( $p = 0,640$ ) no lago de Xingó, no entanto a redução de vazão promoveu a diferença espacial de P 03 frente a P 01 e P 05 (Figura 19), tal como entre P 05 e P 06 ( $p < 0,05$ ), a justificativa para a elevação do pH em P 03 é a interferência dos efluentes domésticos e industriais da cidade de Delmiro Gouveia, ao passo que as explicações em P 05 são as características geoquímicas do meandro associadas a um ambiente com um balanço hídrico mais negativo que P 01 e P 06.

Na perspectiva temporal, a redução de vazão elevou em média 2,6 mg O<sub>2</sub>/L a concentração de oxigênio dissolvido em P 05, tal ascensão é notória na figura 15 e pode indicar o aumento da atividade fotossintética (CESTESBE, 2016). No ponto de vista espacial, os relatórios técnicos da CHESF (2009, 2010, 2011) apontaram que houve distribuição similar de dez/2007 a nov/2010, entretanto o déficit hídrico causou heterogeneidade ( $p < 0,05$ ) entre P 01 x P 03 e P 01 x P 05 (Figura 19).

Os relatórios técnicos da CHESF (2009, 2010, 2011) indicaram homogeneidade na distribuição espacial da concentração de nitrato e após a redução de vazão o teste não paramétrico de Kruskal – Wallis demonstrou ( $p = 0,076$ ) igualdade entre as medianas das estações de monitoramento (Figura 19), portanto do período de 2007 a jan/2015 a concentração de nitrato apresentou distribuição espacial homogênea.

Figura 19 - Diagrama de caixas das variáveis químicas após a redução de vazão.



Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014); Sigmaplot (2008).

A elevação da concentração de nitrogênio amoniacal indica contaminação por efluentes domésticos e industriais (CETESB, 2016), os gráficos da figura 14 mostraram valores máximos de nitrogênio amoniacal em P 02, P 03, P 04, P 05 e P 06 após a redução de vazão do lago de Xingó. Na perspectiva espacial, antes da redução de vazão o nitrogênio amoniacal já apresentava variação espacial de 2008 a 2010.

Portanto, a redução de vazão alterou o padrão espacial e temporal do pH, oxigênio dissolvido e nitrogênio amoniacal, corroborando com a tese que as estações localizadas em ambientes lênticos (P 02, P 04, P 05 e P 06) e as que recebem descarga de efluentes domésticos e/ou industriais (P 03 e P 04) são as mais prejudicadas com a redução do fluxo das águas.

### **5.3 Efeitos do lançamento de sedimentos na qualidade da água**

A descarga de sedimentos de reservatórios é uma prática saudável tanto para a vida do reservatório, quanto para o equilíbrio do ecossistema a jusante, no entanto, se tal operação é mal executada, causa efeitos nocivos ao meio ambiente, por isso se orienta a análise da quantidade e qualidade dos sedimentos, dragagem dos sólidos em caso de toxicidade, assim como, descarga anual, em épocas de cheias e em batelada e também a estimativa dos riscos ambientais tanto no reservatório, quanto nos corpos hídricos receptores (BAOLIGAO, et al., 2016; BEDNAREK, 2001; CROSA, et al., 2010).

O reservatório Delmiro Gouveia não efetivava tal operação a aproximadamente uma década, visto que a falta de manutenção no sistema de drenagem comprometia esse controle operacional (IBAMA, 2014). Por consequência, os sedimentos se acumularam no reservatório Delmiro Gouveia, sendo transferido para o reservatório de Xingó na execução de seu deplecionamento total.

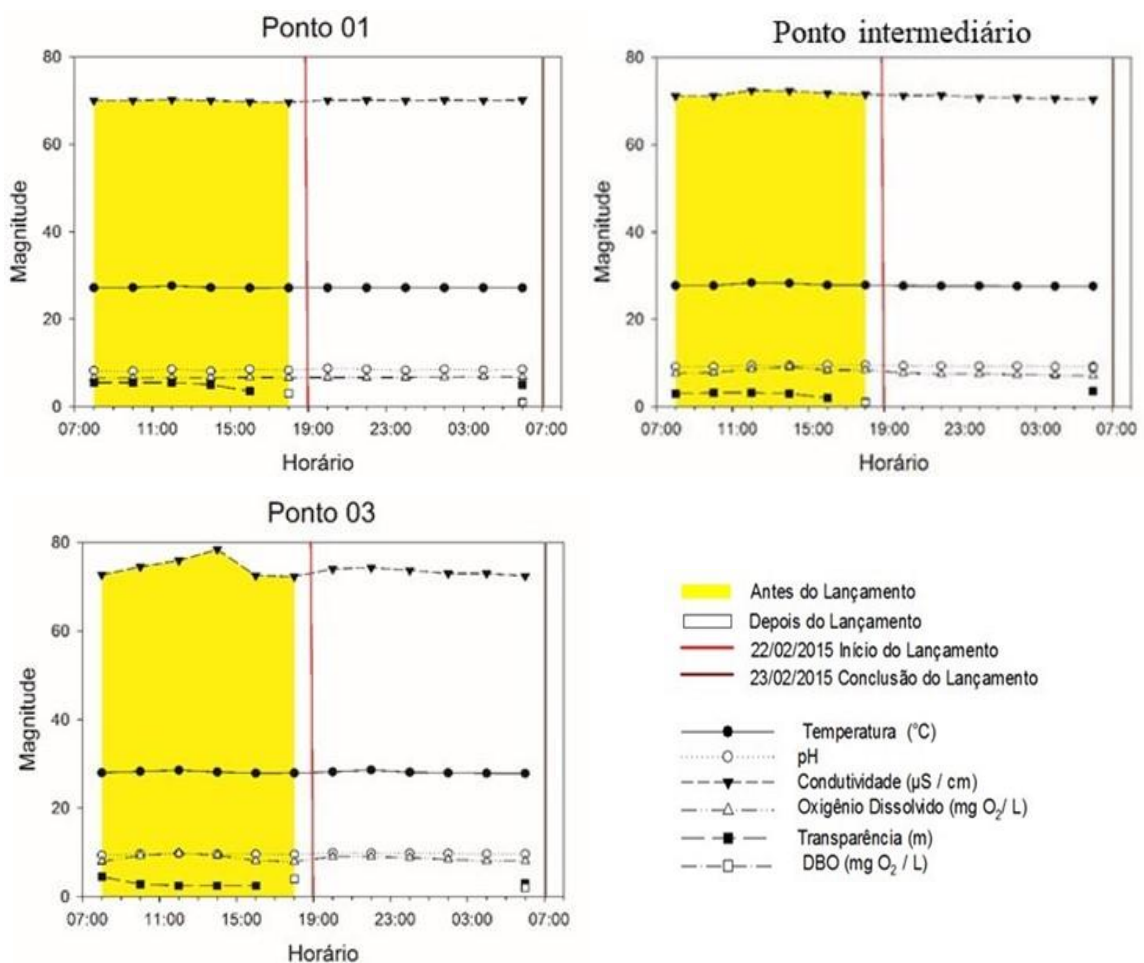
Os sedimentos do reservatório Delmiro Gouveia continham elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo (IBAMA, 2015), segundo as análises sedimentológicas dispostas no relatório técnico da CHESF (2014b): o fósforo variou de 9,00 a 98,4 mg/kg, em relação ao nitrogênio, a concentração variou de 0,22 a 7,00 mg/kg e o valor máximo percentual de matéria orgânica foi de 3,70%, sendo os valores mais altos encontrados nos pontos de coleta próximos ao centro do reservatório. Para os pontos da cabeceira do reservatório da UHE Xingó, os resultados para a concentração de fósforo, nitrogênio e matéria orgânica variaram respectivamente entre 16,90 e 43,09 mg/kg, 1,10 a 42 mg/kg e 0,09 a 2,5 %. Destaca-se que o

reservatório Delmiro Gouveia dispunha de uma concentração de nutrientes em seus sedimentos superior as encontradas no reservatório de Xingó (IBAMA, 2015).

Nesse mesmo contexto, horas após o lançamento de sedimentos, a jusante do Lago Delmiro Gouveia, no lago de Xingó, houve o monitoramento dos perfis de condutividade, transparência, temperatura, pH, oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, nos pontos P 01, ponto intermediário e P 03, cujos resultados são apresentados na Figura 20.

Verifica-se nos gráficos da figura 20 a ausência de picos e/ou declínios imediatos nas variáveis monitoradas, acredita-se que a suspensão de sedimentos não alcançou a camada superficial imediatamente ou momentos após tal operação, diferindo da descrição registrada na literatura em operações semelhantes, haja vista a descrição das alterações iminentes no corpo hídrico, logo após a recepção de uma carga expressiva de sedimentos (BAOLIGAO, et al., 2016; FRÉMION et al., 2016; PETER et al. 2014).

**Figura 20 - Comportamento inalterado das variáveis físico-químicas até 12h após a recepção de sedimentos.**



Fonte: CHESF (2015); Sigmaplot (2008).



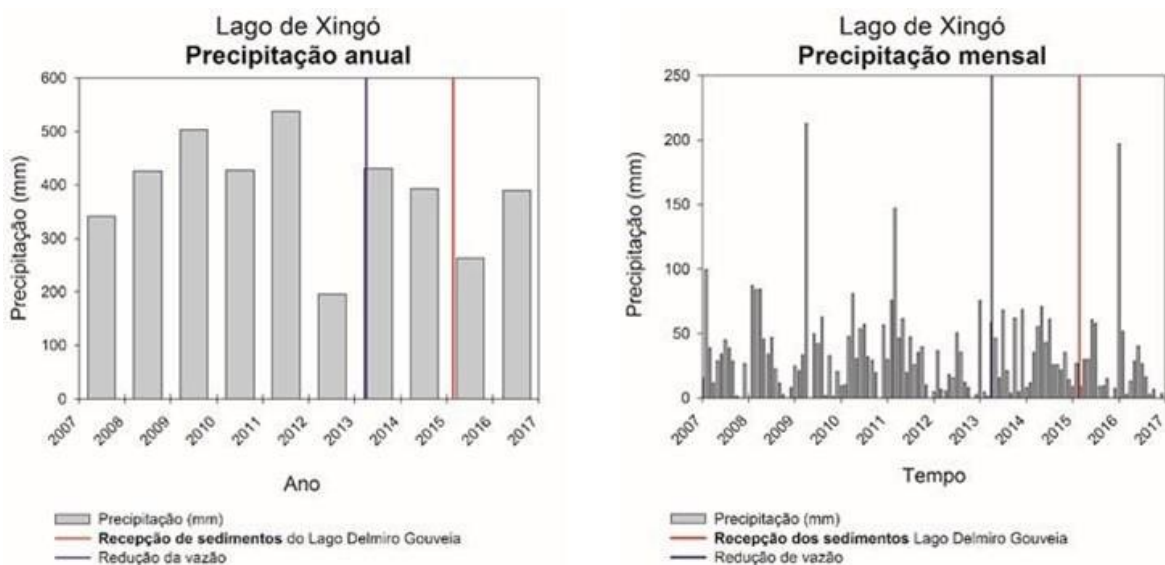
A novidade é que os picos e declínios nas variáveis físico-químicas são notórios após dois meses da descarga sedimentológica (abril a junho de 2015), acredita-se que o comportamento com picos e decaimentos consecutivos é uma resposta das variáveis físico-químicas tanto a ressuspensão de sólidos e sedimentação, tal como a floração algal, precipitações de alta magnitude a montante do reservatório de Xingó (22 de março) e na sua bacia de drenagem (08 e 09 de abril) podem ter contribuído para tal.

Nesses dias choveram proporcional a média mensal da pluviosidade da bacia de drenagem do lago de Xingó, sendo a precipitação média mensal de 33,18 ( $\pm 34,38$ ) mm com o mês de novembro de 2007, 2008, 2012 e 2015 com registro de pluviosidade de 0,0 mm, os meses atípicos com chuvas de alta magnitude foram abr/2009 com o valor máximo (212,65 mm) e jan/2016 com 196,60 mm (Figura 21).

O intervalo de tempo mais chuvoso foi de janeiro a março, o intervalo de tempo de setembro a dezembro foi o mais seco e de abril a agosto foi intermediário, sendo junho, geralmente, um mês com chuvas acima da média (33,18 mm) (Figura 21).

A precipitação média anual de 2007 a 2017 foi 390,81 ( $\pm 102,77$ ) mm, nessa série histórica chama a atenção o ano de 2012 e 2013 com valor máximo e mínimo de 537,65 mm e 195,80 mm.

**Figura 21 - Padrão pluviométrico anual e mensal (mm) na bacia de drenagem do reservatório de Xingó.**



Fonte: ANA (2017) ; Sigmaplot (2008).

### 5.3.1 Efeitos da descarga de fundo na qualidade da água – variáveis físicas

A temperatura em P 02 e P 04 revelaram uma ascensão e um declínio rápido (Figura 6), também houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre as medianas das estações de monitoramento, acredita-se que tanto o comportamento em P 02 e P 04, quanto a diferença entre as medianas das estações limnológicas (Figura 22) são resultado da concentração da propagação da intensidade luminosa entre a lâmina d'água e a massa da superpopulação algal da camada superficial.

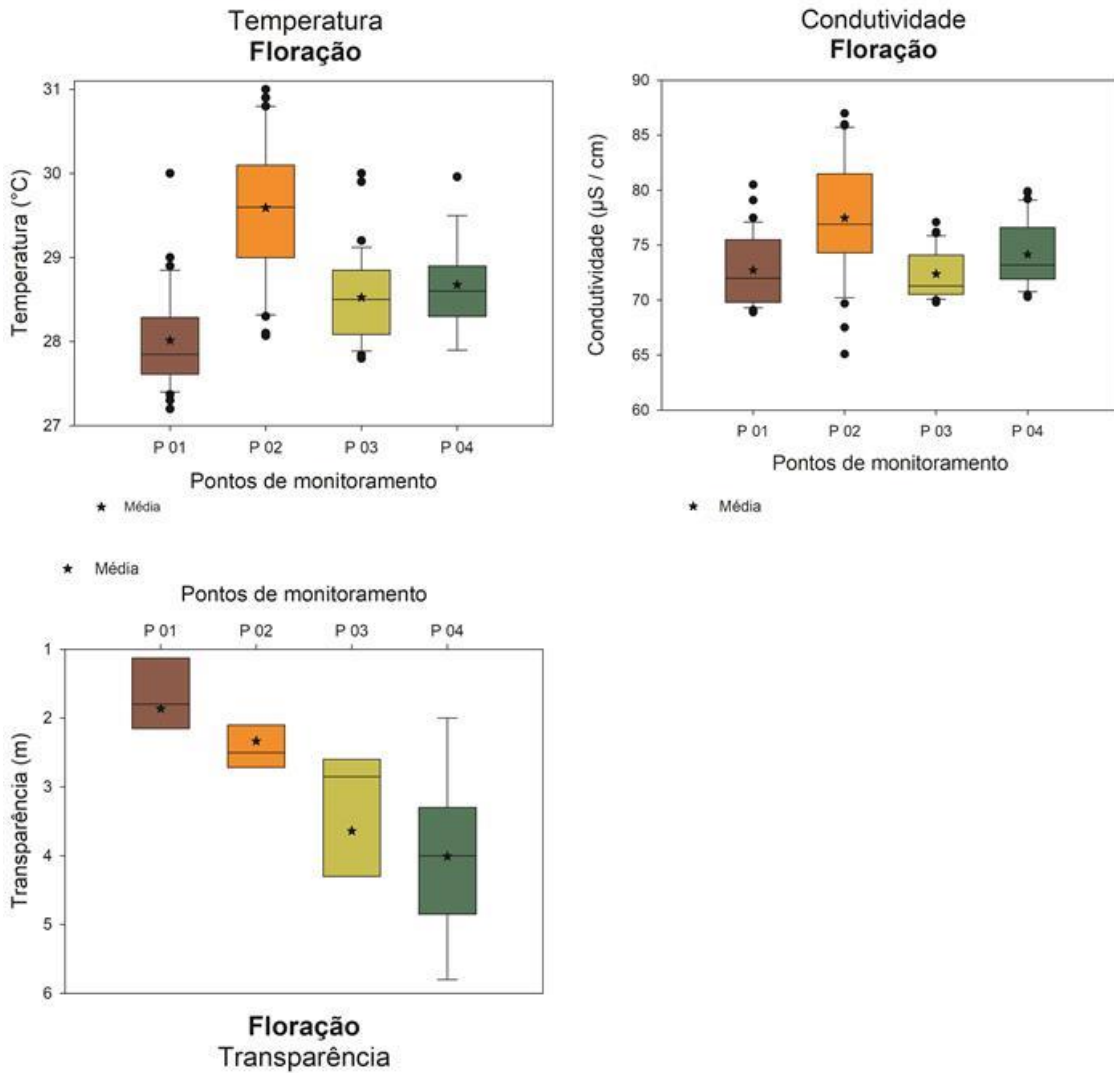
A deterioração na qualidade da água acarretou a elevação da condutividade elétrica (Figura 7), denotando o aumento da concentração de íons na lâmina d' água do reservatório, em virtude da ressuspensão de sedimentos (CETESB, 2016), comparando-se a mediana da condutividade entre as estações P 01 e P 02, tal como P 02 e P 03, obtêm-se o valor  $p < 0,05$ , dentro desse contexto, conclui-se que a maior condutividade de P 02 é em face a sua localização na parte que recepcionou a maior contribuição de sedimentos e concomitantemente apresenta baixa renovação de águas.

Após dois meses da recepção de sedimentos, o valor mínimo da transparência (0,80 m) foi observado em P 01 (Figura 22), além disso, a transparência entre P 01 e P 02 foi semelhante, em contraste, a comparação entre P 01 e P 03, assim como entre P 01 e P 04 apresentaram divergências ( $p < 0,05$ ), também vale ressaltar que a transparência aumentou gradualmente no sentido de montante para jusante, reafirmando a tese que a ressuspensão de sedimentos afetou mais a seção anterior do lago de Xingó (Figura 22).

Na porção anterior do reservatório de Xingó se nota a elevação da turbidez em P 01 e P 02 (Figura 9) em resposta a ressuspensão de sedimentos (BAOLIGAO, et al., 2016; FRÉMION et al., 2016; PETER et al. 2014) e a floração algal, denotando alteração espacial e temporal dessa variável.

Portanto, as variáveis físicas demonstraram o desequilíbrio do ecossistema lacustre do reservatório de Xingó, principalmente a parte anterior que recepcionou a maior carga de sedimentos e por consequência desenvolveu uma superpopulação de algas.

Figura 22 - Diagrama de caixas das variáveis físicas após dois meses da recepção de sólidos.



Fonte: (CHESF, 2015, 2016); Sigmaplot (2008).

### 5.3.2 Efeitos da descarga de fundo na qualidade da água – variáveis químicas

A variação do pH é visível nos gráficos de série temporal, com maior alterações nos padrões desse parâmetro na seção anterior e intermediária após a recepção de sedimentos (Figura 10), além disso, os valores máximos de pH foram destaques na seção anterior (Figura 23), indicando, nessas duas seções, o desenvolvimento de superpopulações de algas (CETESB, 2016, TUNDISI & TUNDISI, 2008).

A estação P 02 apresentou a maior média, desvio padrão e valor máximo de pH. A extrapolação desse valor em P 02 foi causada pela remoção de  $\text{CO}_2$  e  $\text{HCO}_3^-$  na fotossíntese do fitoplâncton, desproporcionalmente a reposição de  $\text{CO}_2$  atmosférico (TUNDISI & TUNDISI, 2008). Esse processo atuou tanto em P 01, quanto em P 02, contudo, a maior

média e desvio padrão se destacaram em P 02, em virtude de sua localização em um ambiente lântico.

Na perspectiva espacial, o teste de Kruskal-Wallis seguido do teste de comparações múltiplas de Dunn mostrou diferença significativa de P 02 ( $p < 0,05$ ) frente as demais estações limnológicas (Figura 23).

Outro ponto importante é que a ascensão do pH no lago de Xingó difere do comportamento padrão da literatura (BAOLIGAO, et al., 2016; FRÉMION et al., 2016; PETER et al. 2014), ora pelas características dos sedimentos da barragem Delmiro Gouveia proveniente de solos ricos em calcário, ora pela elevação do pH em face a superpoluição de algas.

A elevação de oxigênio dissolvido a picos máximos de 13,00 e 12,30 mg de  $O_2/L$  na seção anterior (P 01 e P 02) é fundamentada pela fotossíntese da superpopulação de algas, em seguida nota-se o decaimento a patamares inferiores ao apresentado em épocas anteriores (Figura 11). Nesse cenário, destaca-se P 04 com valor mínimo de 1,30 mg de  $O_2/L$  (Figura 23), tal decaimento pode ser justificado pela ação simultânea de dois processos, o primeiro é a respiração de micro-organismos aeróbios na decomposição da massa algal e o segundo é a participação do oxigênio em reações de oxirredução com íons presentes na suspensão de sedimentos (CETESB, 2016).

Houve semelhança espacial da concentração de oxigênio dissolvido entre as estações limnológicas do leito, P 01 e P 03 (Figura 23), no entanto as medianas de tais estações foram diferentes das estações localizadas nos remanos, P 02 e P 04, do mesmo modo P 02 mostrou heterogeneidade em relação a P 04 ( $p < 0,05$ ).

A seção anterior e intermediária após dois meses da recepeção de sedimentos mostraram um padrão de ascensão e declínio rápidos na concentração de nitrato (Figura 13) com valor máximo da concentração em P 02 (Figura 23), no entanto a maior média e variação foram em P 01 (Figura 23), além disso, houve variação espacial entre P 01 e P 02 ( $p < 0,05$ ), a ressuspensão de sedimentos pode ser a explicação para a maior média e variação em P 01.

A resposta da concentração de nitrogênio amoniacal a ressuspensão de sedimentos e ao desenvolvimento da floração algal foi uma ascensão com picos e declínios rápidos na seção anterior (P 01 e P 02) e intermediária (P 03 e P 04) (Figura 14), na ótica da distribuição espacial, o padrão de heterogeneidade já demonstrado antes da redução de vazão, manteve-se no reservatório de Xingó com diferença entre P 01 x P 02, P 01 x P 03 e P 01 tal como P 04 ( $p < 0,05$ ). A maior média e variação em P 01 (Figura 23) são os responsáveis pela diferença

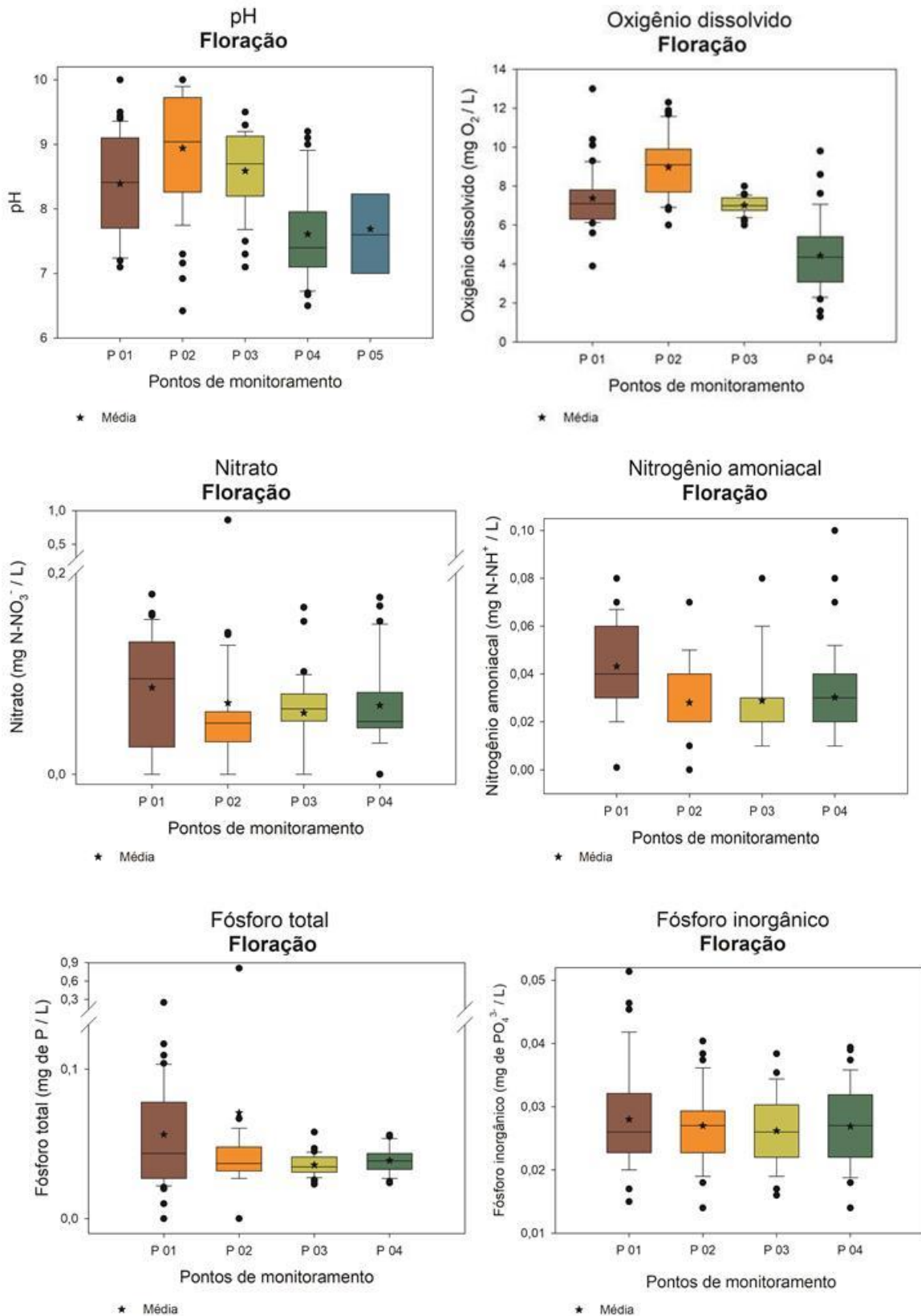
espacial após a recepção de sedimentos, haja vista que essa estação recepcionou a maior carga de sólidos.

As estações da parte anterior do lago de Xingó (P 01 e P 02) apresentaram valores máximos de fósforo total dois meses após a recepção de sedimentos do reservatório Delmiro Gouveia (Figura 15) e o teste de Kruskal – Wallis ( $p = 0,236$ ) apresentou distribuição espacial homogênea entre as estações limnológicas (Figura 23).

A concentração de fósforo inorgânico apresentou ascensão contínua (Figura 16) nas estações com registro de dados após dois meses da recepção de sedimentos, tais como a parte anterior (P 01 e P 02) e intermediária (P 03 e P 04), além disso, apresentou homogeneidade espacial (Figura 23) ao longo dessas duas seções supramencionadas ( $p = 0,937$ ), ressalta-se que a distribuição homogênea de alta concentração de fósforo inorgânico facilita a propagação do fitoplâncton, haja vista que essa é a forma predominante de utilização de compostos de fósforo pelo fitoplâncton (TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Portanto, infere-se que a descarga de sólidos alterou o padrão de pH, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal, fósforo total e fósforo inorgânico, principalmente nas estações limnológicas anterior e intermediária.

Figura 23 - Diagrama de caixas das variáveis químicas após dois meses da recepção de sedimentos.



Fonte: (CHESF, 2015, 2016); Sigmaplot (2008).

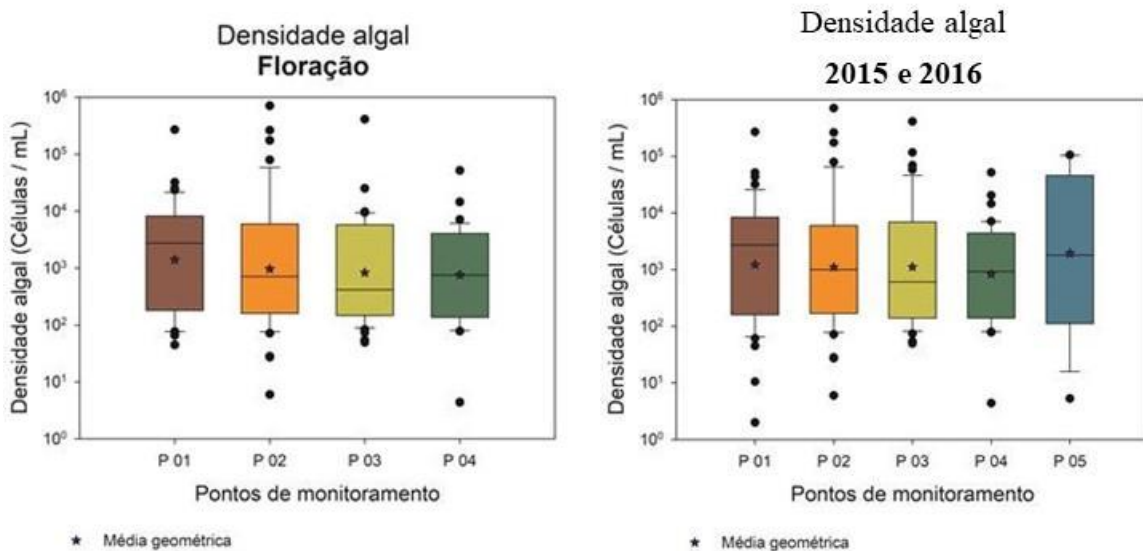
### 5.3.3 Efeitos da descarga de fundo na qualidade da água – Fitoplâncton

Os diagramas de caixas da densidade algal são apresentados em escala logarítmica, demonstrando à alta variação e as respostas do fitoplâncton as alterações da dinâmica da transferência dos sedimentos do reservatório Delmiro Gouveia para o reservatório de Xingó.

A diferença do gráfico da floração algal para o gráfico da série do período de 2015 e 2016 é a inclusão, no último gráfico, dos dados da densidade de 2016 e de mais uma estação limnológica (P 05).

Após dois meses da recepção de sedimentos, o teste de Kruskal – Wallis ( $p = 0,427$ ) mostra que houve distribuição espacial homogênea da densidade algal nas estações da seção anterior (P 01 e P 02) e intermediária (P 03 e P 04), enquanto que, na análise conjunta dos dados da floração de 2015 com os dados do reflorescimento algal em 2016, o teste de Kruskal – Wallis também indicou semelhança ( $p = 0,748$ ) entre as seções anterior (P 01 e P 02), central (P 03 e P 04) e posterior (P 05) (Figura 24).

**Figura 24 - Diagrama de caixas da densidade algal após a recepção de sedimentos e na série de 2015 e 2016.**



Fonte: (CHESF, 2015, 2016); Sigmaplot (2008).

#### **5.4 Estado de trofia e análise da ecologia do fitoplâncton**

A Resolução CONAMA 357 (2005) aplica as águas doces de classe 2 a densidade de cianobactérias até 50.000 cel/mL e para rios de classe 1 até 20.000 cel/mL, nesse mesmo sentido, a Portaria N° 2914/2011 do Ministério da Saúde determina que quando a densidade de cianobactérias exceder 20.000 cel/ml, deve-se realizar análise de cianotoxinas (BRASIL, 2011). Além disso, propõe frequência de monitoramento mensal para densidade < 10.000 cel/mL e semanal para densidade  $\geq$  10.000 cel/mL.

A Portaria 2914/2011 é um avanço no monitoramento das cianobactérias com destaque para as florações tóxicas em mananciais de abastecimento público, no entanto, peca ao desassociar os aspectos qualitativos dos quantitativos, falha em supervalorizar os efeitos tóxicos de cianobactérias em detrimento de outras alterações promovidas na qualidade da água por outros grupos de algas.

A dinâmica ecológica do fitoplâncton acontece em um ecossistema ambiental complexo, a compreensão da inter-relação do fitoplâncton com o estado de trofia e as variáveis físicas e hidrológicas é preponderante para a interpretação do sistema limnológico e por consequência da captação de abastecimento público.

Assim, nesta seção, associa-se o estado trófico do lago de Xingó a dinâmica ecológica do fitoplâncton antes e depois da recepção de sedimentos.

##### **5.4.1 Trofia e ecologia do fitoplâncton antes da descarga de sedimentos**

O estado de trofia das águas do lago de Xingó, no período de dez/2007 a set/2010, está apresentado na Tabela 4.

No ponto 01, de dezembro de 2007 a dezembro de 2010, o estado de trofia, predominante, foi oligotrófico, no entanto, em junho de 2008, 2009, 2010 e em março de 2009 o estado de trofia foi mesotrófico.

No ponto 03, de dezembro de 2007 a dezembro de 2010, o estado de trofia, predominante, foi oligotrófico, no entanto, em junho de 2008, 2009, 2010 e em março e setembro de 2009 o estado de trofia foi mesotrófico (Tabela 4).

Em P 05 o estado de trofia predominante foi o oligotrófico com tendências ao estado mesotrófico e eutrófico em junho, que apresentou chuvas acima da média na bacia de drenagem do reservatório de Xingó (Tabela 4).



**Tabela 4 - Estado trófico antes da descarga de sedimentos no intervalo de tempo de 2007 a 2010.**

Período	Ponto 01	Ponto 03	Ponto 05
Dez de 2007	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Mar de 2008	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Jun de 2008	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Set de 2008	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Dez de 2008	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Mar de 2009	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Jun de 2009	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Set de 2009	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Dez 2009	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Mar 2010	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Jun de 2010	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Set de 2010	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011)

No período de dez/2007 a set/2009 o reservatório de Xingó mostrou uma predominância do estado oligotrófico (Tabela 5), tendendo a mesotrófico e eutrófico em determinadas épocas do ano (junho/2010).

Em dezembro, a espécie *Fragilaria crotonensis* (Bacillariophyceae) foi a mais importante em termos quantitativos; em março e junho de 2008 e 2009 as espécies do gênero *Aulacoseira* (Coscinodiscophyceae) apresentaram as maiores densidades algais; no entanto, em junho de 2010, quem dominou foi a espécie *C. raciborskii* (Cyanophyceae), e que também apareceu em quantidades relevantes em setembro de 2008, 2009 e 2010.

**Tabela 5 - Sazonalidade do fitoplâncton e estado de trofia de 2007 a 2010 no lago de Xingó.**

Período	Trofia	Espécies mais importantes quantitativamente
Dez / 2007	Oligotrófico	<i>Quadrigula chodatii</i> , <i>Sphaerocystis Schroeteri</i> e <i>Fragilaria crotonensis</i>
Mar / 2008	Oligotrófico	<i>C. vulgaris</i> , <i>S. Schroeteri</i> , <i>Aulacoseira sp.</i> , <i>F. crotonensis</i> e <i>U. longiseta</i>
Jun / 2008	Mesotrófico	<i>Aulacoseira ambigua</i> , <i>A. granulata</i> e <i>Fragilaria crotonensis</i>
Set / 2008	Oligo-mesotrófico	<i>Raphidiopsis mediterranea</i> e <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
Dez / 2008	Oligotrófico	<i>Fragilaria crotonensis</i>
Mar / 2009	Mesotrófico	<i>Planktothrix gardhii</i> e <i>Aulacoseira granulata</i>
Jun / 2009	Mesotrófico	<i>Aulacoseira ambigua</i> e <i>A. granulata</i>
Set de 2009	Oligo-mesotrófico	<i>Anabaena sp.1</i> , <i>Aphanizomenon sp.</i> ; <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> ; <i>Fragilaria crotonensis</i> e <i>Peridinium sp.</i>
Jun / 2010	Meso-eutrófico	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
Set / 2010	Oligo-mesotrófico	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
Dez / 2010		<i>Fragilaria crotonensis</i>

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011).

#### 5.4.2 Trofia e ecologia do fitoplâncton depois da descarga de sedimentos

De acordo com os relatórios apresentados pela CHESF, foram detectados *C. Furcoides* nos reservatórios de Xingó e Delmiro Gouveia em 2013. Entretanto, acredita-se que ele esteja presente na região estudada antes de 2013 (IBAMA, 2015). No lançamento de sedimentos do reservatório Delmiro Gouveia, defende-se que uma carga expressiva de acinetos de *C. raciborskii* e cistos de *C. furcoides* foi transferida para o reservatório de Xingó, essas formas germinativas saíram do nicho bentônico para o planctônico (MATSUMURA-TUNDISI, et al., 2010), tal fato atrelado a elevada concentração de fósforo e suas estratégias adaptativas favoreceram a codominância dessas espécies.

Em P 01, as densidades maiores que 20.000 cel/mL aconteceram predominantemente em um ambiente eutrófico, no entanto, a floração de fev/2016 aconteceu com o lago oligotrófico (Tabela 7). Em P 01, a densidade celular apresentou média geométrica e desvio padrão aritmético de  $1216 \pm 39.413$  cel/mL, o valor máximo foi 268.800 cel/mL após a ressuspensão de sedimentos (Figura 25).

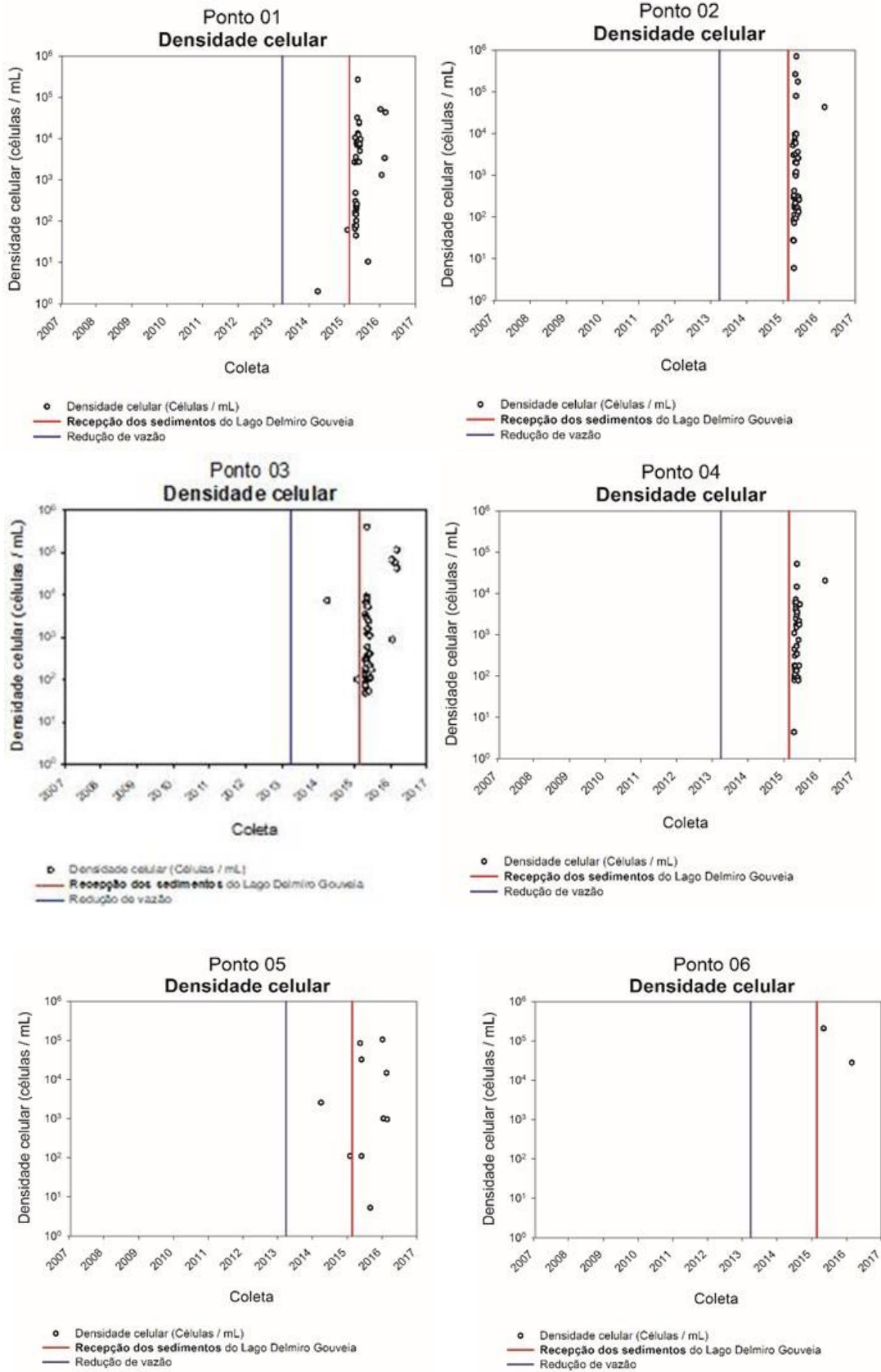
A espécie *C. raciborskii* (Cyanophyceae) iniciou o processo de floração como rara e em duas semanas sucedeu para abundante e dominante, em contrapartida, nesse mesmo período, a espécie *C. furcoides* (Dinophyceae) foi classificada degradativamente em dominante, abundante e rara (Tabela 6).

**Tabela 6 - Classificação das espécies do fitoplâncton no ponto 01.**

Período	Trofia	Espécies mais abundantes	Abundância relativa (%)	Categoria	Cel/mL
17 a 23 de abr/ 2015	Eutrófico	<i>Fragilaria crotonensis</i>	12,4	Pouco abundante	13.754,60
		<i>C. furcoides</i>	72,4	Dominante	
		<i>C. raciborskii</i>	7,3	Rara	
24 a 30 de abr/2015	Eutrófico	<i>Aulacoseira granulata</i>	25,3	Pouco abundante	5.141,80
		<i>C. furcoides</i>	58,9	Abundante	
		<i>C. raciborskii</i>	15,1	Pouco abundante	
01 a 06 de mai/2015	Mesotrófico	<i>Aulacoseira granulata</i>	4,1	Rara	8.745,40
		<i>C. furcoides</i>	3,6	Rara	
		<i>C. raciborskii</i>	77	Dominante	
07 a 14 de mai/ 2015	Eutrófico	<i>C. furcoides</i>	68,9	Abundante	58.655,90
		<i>C. raciborskii</i>	23,3	Pouco abundante	
15 a 31 de mai/2015	Eutrófico	<i>C. furcoides</i>	9,2	Rara	319.990,60
		<i>C. raciborskii</i>	65	Abundante	
01 a 16 de junho	Eutrófico	<i>C. furcoides</i>	32,7	Pouco abundante	77.735,30
		<i>C. raciborskii</i>	50,6	Abundante	
08 e 19 de jan/2016	Eutrófico	<i>C. raciborskii</i>	95,7	Dominante	52.640,00
19 e 27 de fev/2016	Oligotrófico	<i>Geitlerinema sp.</i>	84,3	Dominante	46.702,00
		<i>C. raciborskii</i>	10,8	Pouco abundante	

Fonte: (CHESF, 2015, 2016).

Figura 25 - Variação espacial e temporal da densidade algal.



Fonte: (CHESF, 2015, 2016) Sigmaplot (2008).

No período da floração (07/mai a 16/jun de 2015), *C. furcoides* (DinopHyceae) foi abundante, rara e pouco abundante, ao passo que a espécie *C. raciborskii* (CyanopHyceae) foi subsequentemente pouco abundante e abundante (Tabela. 6).

A correlação de Pearson positiva e significativa da concentração de fósforo total com a densidade de *C. furcoides* ( $n = 36$ ,  $r = 0,479$  e  $p = 0,00312$ ) sustenta a tese que essa dinoflagelado tende a dominar o reservatório de Xingó predominantemente com nível eutrófico.

À medida que a concentração de fósforo diminuiu, a espécie *C. furcoides* foi sendo sucedida por *C. raciborskii*, tal sucessão é reafirmada pela capacidade dessa cianofícea dominar ambientes com baixas concentrações de fósforo e com ampla variação de luminosidade (BURFORD, et al, 2016).

Nessa perspectiva, defende-se que o ambiente com maior disponibilidade de luz favoreça ao dinoflagelado, ao passo que os ambientes sombreados pela massa de *Ceratium sp.*, foi propício ao desenvolvimento de *C. raciborskii* (TUCCI & SANTANNA, 2003).

Outro momento que sustenta essa tese foi na reflorescimento algal em jan/2016 após fortes chuvas na bacia de drenagem, haja vista que, apesar do estado de trofia ser o eutrófico, houve baixa penetração de luz na coluna d' água com registro de transparência (1,90 m) abaixo da média, assim, a baixa incidência da luz nas águas de P 01 foi o fator determinante para a dominância da cianofícea *C. raciborskii* com densidade relativa de 95,7 % (Tabela. 6). Outra possibilidade é a provável produção de compostos alelopáticos por *C. raciborskii* (BURFORD, et al, 2016). Em fevereiro de 2016, *Geitlerinema sp.* (CyanopHyceae) dominou o ambiente, porém *C. raciborskii* (CyanopHyceae) coexistiu sendo pouco abundante.

No ponto 02, após a descarga do Lago Delmiro Gouveia no Lago de Xingó, o estado de trofia predominante foi o eutrófico e as florações (densidade  $> 20.000$  cél/mL) também aconteceram com esse mesmo grau de trofia (Tabela 7). A densidade celular apresentou média geométrica e desvio padrão aritmético de  $1.095 (\pm 116.371,93)$  cel/mL com valor máximo (709.000,00 cel/mL) no período da floração algal (Figura 25), as espécies *C. furcoides* (DinopHyceae) e *C. raciborskii* (CyanopHyceae) codominaram a floração algal (Tabela.7).

Tabela 7 - Classificação das espécies do ponto 02 (P 02) na floração de 2015.

Período	Trofia	Espécie	Abundância relativa (%)	Categoria	Cel/mL
13 a 23 de abr/2015	Eutrófico	<i>Ceratium sp.</i>	88,8	Dominante	9.434,30
		<i>C. raciborskii</i>	8,37	Rara	
24 a 30 de abr/2015	Mesotrófico	<i>C. furcoides</i>	15,1	Pouco abundante	13.748,90
		<i>C. raciborskii</i>	80,7	Dominante	
01 a 06 de mai/2015	Eutrófico	<i>C. furcoides</i>	3	Rara	289.697,70
		<i>C. raciborskii</i>	91,2	Dominante	
07 a 14 de mai/2015	Eutrófico	<i>C. furcoides</i>	44,9	Abundante	92.090,00
		<i>C. raciborskii</i>	54,7	Abundante	
15 a 31 de mai/2015	Eutrófico	<i>Ceratium sp.</i>	72,8	Dominante	724.734,40
		<i>C. raciborskii</i>	25	Abundante	
01 a 16 de jun/2016	Eutrófico	<i>Ceratium sp.</i>	77	Dominante	178.235,40
		<i>C. raciborskii</i>	23	Pouco abundante	

Fonte: (CHESF, 2015, 2016).

No ponto 03, após a descarga do Lago Delmiro Gouveia no Lago de Xingó, o estado de trofia predominante foi o mesotrófico e as florações (densidade > 20.000 células / mL) prevaleceram com o estado mesotrófico, porém, a floração de fevereiro de 2016 aconteceu com o estado de trofia eutrófico (Tabela. 8).

A densidade celular apresentou média geométrica e o desvio padrão aritmético de 1.108 ( $\pm 62.607,13$ ) células / mL com valor máximo (411.320,0 células / mL) no período da floração algal (Fig.26), a espécie *C. furcoides* (Dinophyceae) em um período de três semanas (final de abril a início de maio de 2015), foi classificada degradativamente em abundante, pouco abundante e rara, em contrapartida, *C. raciborskii* (Cyanophyceae) ascendeu em rara, abundante e dominante (Tabela.8.).

No período de 07 de maio a 16 de junho de 2015, houve um decréscimo gradativo na densidade algal, a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) dominou, coexistindo com *Ceratium furcoides* (Dinophyceae), sendo classificada em pouco abundante e rara (Tabela.8).

Na recorrência de floração algal, em janeiro 2016, após chuvas de alta magnitude, a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) apresentou densidade relativa de 93,4 %, portanto dominando a estação P 03. Em fevereiro de 2016, *Geitlerinema sp.* (Cyanophyceae) dominou o ambiente, coexistindo com *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) e *Oscillatoria sp.* (Cyanophyceae), ambas espécies sendo pouco abundante.

Tabela 8 - Categorização das espécies de fitoplâncton do ponto 03 no período de floração algal de 2015.

Período	Trofia	Espécie	Abundância relativa (%)	Categoria	Cel/mL
17 a 23 de abr/2015	Mesotrófico	<i>Fragilaria crotonensis</i>	17,8	Pouco abundante	4.377,60
		<i>C. furcoides</i>	69,8	Abundante	
		<i>C. raciborskii</i>	9,9	Rara	
24 a 30 de abr/2015	Mesotrófico	<i>C. furcoides</i>	26,8	Pouco abundante	17.287,00
		<i>C. raciborskii</i>	65,6	Abundante	
01 a 06 de mai/2015	Mesotrófico	<i>C. furcoides</i>	3,0	Rara	442.670,50
		<i>C. raciborskii</i>	95,5	Dominante	
07 a 14 de mai/2015	Mesotrófico	<i>C. furcoides</i>	25,2	Pouco abundante	16.454,60
		<i>C. raciborskii</i>	71,7	Dominante	
15 a 31 de mai/2015	Eutrófico	<i>C. furcoides</i>	12,8	Pouco abundante	9.549,20
		<i>C. raciborskii</i>	84,8	Dominante	
01 a 16 de jun/2015		<i>C. furcoides</i>	7,7	Rara	1.124,00
		<i>C. raciborskii</i>	79,6	Dominante	
08 a 19 de jan/2016	Mesotrófico	<i>C. raciborskii</i>	93,4	Dominante	70.547,77
		<i>C. raciborskii</i>	10,9	Pouco abundante	
19 a 27 de fev/2016	Eutrófico	<i>Geitlerinema sp.</i>	75,8	Dominante	175.108,81
		<i>Oscillatoria sp.</i>	12,4	Pouco abundante	

Fonte: (CHESF, 2015, 2016).

No ponto 04, após a descarga do Lago Delmiro Gouveia no Lago de Xingó, o estado de trofia variou entre mesotrófico e eutrófico e as florações se manifestaram (densidade > 20.000 células / mL) tanto no estado eutrófico, quanto no mesotrófico (Tabela.9). A média geométrica e o desvio padrão foram 829 ( $\pm 8.788,80$ ) células / mL com valor máximo (51.733,30 células / mL) no período da floração algal (Fig. 26), *Ceratium furcoides* (DinopHyceae) foi a espécie mais importante desde o início da floração algal, exceto no período de 24 a 30 de abril, em que a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (CyanopHyceae) foi abundante (Tabela.9.).

A hidrodinâmica da estação P 04 e a biodisponibilidade de compostos de fósforo favoreceram a proliferação de *C. furcoides* em detrimento de *C. raciborskii*, mesmo assim o mecanismo de sucessão descrito acima também é observado em duas campanhas do mês de abril (Tabela 9). Assim, ambientes lênticos e ricos em compostos de fósforo e alta incidência luminosa favorece a proliferação de *C. furcoides*, porém ecossistemas lóticos com baixa biodisponibilidade de luz e compostos de fósforo são favoráveis a *C. raciborskii*, contudo as duas espécies podem coexistir e codominarem o reservatório de Xingó.

**Tabela 9 - Classificação das espécies do fitoplâncton do ponto 04 (P 04) na floração de 2015.**

Período	Trofia	Espécie	Abundância relativa (%)	Categoria	Cel/mL
15 a 23 de abr/2015	Mesotrófico	<i>C. furcoides</i>	55,1	Abundante	1.996,80
		<i>C. raciborskii</i>	16,6	Pouco abundante	
		<i>Fragilaria crotonensis</i>	24,8	Pouco abundante	
24 a 30 de abr/2015	Eutrófico	<i>C. furcoides</i>	27,3	Pouco abundante	12.874,00
		<i>C. raciborskii</i>	52,2	Abundante	
		<i>Aulacoseira granulata</i>	2,7	Rara	
		<i>Fragilaria crotonensis</i>	8,1	Rara	
01 a 07 de mai/2015	Mesotrófico	<i>C. furcoides</i>	58,0	Abundante	29.683,20
		<i>C. raciborskii</i>	35,7	Pouco abundante	
09 a 15 de mai/2015	Eutrófico	<i>C. furcoides</i>	70,1	Dominante	73.193,90
		<i>C. raciborskii</i>	29,2	Pouco dominante	
16 a 31 de mai/2015	Mesotrófico	<i>C. furcoides</i>	55,0	Abundante	40.429,00

Fonte: (CHESF, 2015, 2016).

Em P 05, *Cylindrospermopsis raciborskii* (CyanopHyceae) após chuvas de alta magnitude, a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (CyanopHyceae) dominou o ambiente com o grau ultraoligotrófico e eutrófico (Tabela.10).

**Tabela 10 - Floração algal no ponto 05 (P 05) após as chuvas de alta magnitude em janeiro de 2016.**

Período	Trofia	Espécie	Abundância relativa (%)	Categoria	Cel/mL
08 a 19 de jan/2016	Ultraoligotrófico	<i>C. raciborskii</i>	98,9	Dominante	106.585,67
19 a 27 de fev/2016	Eutrófico	<i>C. raciborskii</i>	91,02	Dominante	15.673,80

Fonte: (CHESF, 2016).

Na perspectiva legal, observa-se que em P 01, P 02, P 03, P 05 houve registros de densidade de cianobactérias acima de 50.000 cel/mL, desse modo não obedecendo a CONAMA 357 (2005), contudo a floração algal de *C. furcoides* com valores abaixo da densidade algal supracitada foi suficiente para interromper o abastecimento público de seis cidades do alto Sertão de Alagoas, em face de dificuldade de tratabilidade da água com alta concentração de *C. furcoides* e por consequência do sabor e odor de matéria orgânica em decomposição produzida na água distribuída.

Conclui-se que a compreensão da dinâmica ecológica do fitoplâncton com vistas aos efeitos no sistema de abastecimento público supera os limites da captação, Resolução ambiental e Portaria da saúde, exigindo o entendimento do reservatório de Xingó dentro do contexto da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco.

## 6 CONCLUSÕES

Os dados levantados, associados as análises realizadas mostraram que os efeitos da descarga de sedimentos do reservatório Delmiro Gouveia no reservatório de Xingó, aliados a continua redução de vazão, resultaram em uma nova dinâmica física, química e hidrobiológica desse ecossistema lacustre.

A análise da tendência temporal, antes (2007-2013) e depois da redução de vazão (seca, 2013-2015), tal como posterior a descarga de fundo do reservatório de Delmiro Gouveia (2015-2016), no ponto antecedente, inetermediário e final do lago, mostraram que:

- A redução de vazão alterou os padrões espacial e temporal da variável física transparência e dos parâmetros químicos de pH, oxigênio dissolvido e nitrogênio amoniacal, as estações limnológicas mais afetadas foram as situadas em ambientes lânticos e as que recepcionam efluentes domésticos e industriais. O que é preocupante, pois coincidem com a localização das captações de água para abastecimento público da Companhia de Saneamento de Alagoas (P 02, P 04 e P 06) e da Companhia de Abastecimento de Sergipe (P 06).
- A descarga de sedimento do reservatório de Delmiro Gouveia no reservatório de Xingó alterou o padrão das variáveis físicas (condutividade, transparência e turbidez) e químicas (pH, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal, fósforo total e fósforo inorgânico), principalmente nas estações limnológicas anterior e intermediária.

Embora tenha sido verificada a interferência da redução de vazão e da descarga de fundo na qualidade da água, a análise global (com toda série amostral) mostra que em todos os pontos monitorados os valores médios dos parâmetros pH, OD, DBO, N-amoniacal, e nitrato estão dentro dos limites estabelecidos para rios classe 2 pela CONAMA 357 (2005). A excessão foi o OD no ponto P 04 que apresentou uma ocorrência em desacordo, e a DBO no ponto P01 que utapassou o limite durante a descarga de fundo.

No entanto, para os valores de fósforo, apenas os pontos P 01 e P 03, que estão em ambiente lóticos, atenderam ao limite da legislação. Os demais pontos que estão em ambientes lânticos não atendem o limite para os valores de fósforo total. O enriquecimento do lago de Xingó com alta carga de compostos de fósforo tende a promover recorrentes florações algais que implicam deterioração na qualidade da água para abastecimento público, principalmente na seção anterior e intermediária.

Não foram verificados efeitos imediatos do lançamento de sedimentos da barragem Delmiro Gouveia na qualidade da água de reservatório de Xingó. Esse efeito só veio a tona



após dois meses da operação de descarga de fundo, quando as variáveis físicas demonstraram diferença em seu padrão temporal com ascensão na temperatura, condutividade e turbidez, assim como, decaimento na transparência. Os padrões dos compostos de fósforo e nitrogênio apresentaram uma ascensão e decaimento rápidos, o pH sofreu influência dos compostos básicos presentes no sedimento do reservatório Delmiro Gouveia e da fotossíntese dos grupos dominantes na floração, assim também apresentou ascensão com picos e declínios sucessivos, tais perfis foram registrados nas seções anterior e intermediária do reservatório de Xingó.

Outra alteração decorrente do lançamento da carga de sedimentos foi à evidência da aceleração do processo natural de eutrofização das águas do reservatório de Xingó e por consequência a alteração nos seus padrões de trofia. Antes o lago apresentava perfil oligomesotrófico e após a recepção dos sólidos o lago tende a meso-eutrófico.

Tais alterações no estado de trofia interferiram na dinâmica ecológica do fitoplâncton favorecendo a recorrência de floração de *C. furcoides* e sucessivamente de *C. raciborskii*. Essas duas espécies são conhecidas mundialmente por seus efeitos negativos na qualidade da água, a cianobactéria por seu potencial tóxico e o dinoflagelado por alterar as características organolépticas da água e por ocasionar diversos problemas operacionais nas estações de tratamento de água.

## REFERÊNCIAS LITERÁRIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>. Acesso em: 20 outubro 2017.

ÁGUA E TERRA. Monitoramento Intensivo realizado na área de influência do Reservatório de Xingó. Relatório Parcial Amostragens Diárias. Minas Gerais, 2015.

ALMANZA, Viviana et al. Características morfológicas y limnológicas de las floraciones de *Ceratium furcoides* (Dinophyta) en un lago somero de Chile Central. **Limnetica**, v. 35, n. 1, p. 253-268, 2016.

ALVES, OZILDO. Disponível em: <<http://www.pa4.com.br/noticias/23126>>. Acesso em: 15 novembro 2017.

BAOLIGAO, Baiyin et al. Acute impacts of reservoir sediment flushing on fishes in the Yellow River. **Journal of Hydro-environment Research**, v. 13, p. 26-35, 2016.

BEDNAREK, Angela T. Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. **Environmental management**, v. 27, n. 6, p. 803-814, 2001.

BRANDÃO, C.J.; BOTELHO, M.J.C.; SATO, M.I.Z.; LAMPARELLI, M.C. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB, 2011.

BRASIL, Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. "Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989." - Data da legislação: 08/01/1997 - **Publicação DOU, de 09/01/1997**.

BRASIL. LEI Nº 12.334, de 20 de setembro de 2010. Estabelece a Política Nacional de Segurança de Barragens destinadas à acumulação de água para quaisquer usos, à disposição final ou temporária de rejeitos e à acumulação de resíduos industriais, cria o Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens e altera a redação do art. 35 da Lei no 9.433, de 8 de janeiro de 1997, e do art. 4º da Lei no 9.984, de 17 de julho de 2000, 2010. **Diário Oficial da União - Seção 1 - 21/9/2010, Página 1 (Publicação Original)**.

BRASIL, Portaria No. 2914/2011, do Ministério da Saúde. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União, Brasília, v. 12.**

BRASIL. Potencial hidrelétrico brasileiro está entre os cinco maiores do mundo. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/infraestrutura/2011/12/potencial-hidreletrico-brasileiro-esta-entre-os-cinco-maiores-do-mundo>>. Acesso em: 18 dezembro 2017.

BRAVO, Isabel; FIGUEROA, Rosa Isabel. Towards an ecological understanding of dinoflagellate cyst functions. **Microorganisms**, v. 2, n. 1, p. 11-32, 2014.

BRUSCA, R.C.; BRUSCA, G.J. Invertebrados. Editora: Guanabara Koogan, Ed. 2 Brasil, 2007.

BURFORD, Michele A. et al. Understanding the winning strategies used by the bloom-forming cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Harmful algae**, v. 54, p. 44-53, 2016.

CAVALCANTE, H. et al. Phosphorus fractionation in sediments of tropical semiarid reservoirs. **Science of the Total Environment**, v. 619, p. 1022-1029, 2018.

CAVALCANTE, Kaoli Pereira et al. Towards a comprehension of *Ceratium* (Dinophyceae) invasion in Brazilian freshwaters: autecology of *C. furcoides* in subtropical reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 771, n. 1, p. 265-280, 2016.

CHEMSKETCH. Versão 12.0. Advanced Chemistry Development inc. 2012.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO (CBHSF). Disponível em: <<http://cbhsaofrancisco.org.br/2017/entrevista-com-jorge-brizeno/>>. Acesso em: 15 novembro 2017.

COMPANHIA HIDRELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO (CHESF). Diagnóstico Detalhado das Fontes de Poluição nos Municípios Inseridos na Área de Abrangência do Reservatório de Xingó. 2014a.

COMPANHIA HIDRELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO (CHESF). Programa de monitoramento da qualidade da água CTNE – 92.2015.3150.00. 2º Relatório mensal. Fevereiro de 2016.

COMPANHIA HIDRELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO (CHESF). Relatório de Acompanhamento de Vazão Reduzida para o Patamar de 900 m<sup>3</sup>/s, conforme Autorização Especial no 05/2015 – IBAMA 1<sup>a</sup>, 2<sup>a</sup> e 3<sup>a</sup> Semanas de Testes Junho. Junho de 2015.

COMPANHIA HIDRELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO (CHESF). Relatório: Redução temporária da vazão mínima do Rio São Francisco para 1.100 m<sup>3</sup>/s a partir da UHE sobradinho 1º relatório mensal de acompanhamento. 2013.

COMPANHIA HIDRELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO (CHESF). Xingó. Disponível em: <<https://www.CHEsf.gov.br/SistemaCHESF/Pages/SistemaGeracao/Xingó.aspx>>. Acesso em: 12 fevereiro 2017.

COMPANHIA HIDRELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO. Xingó – Operação Enchimento – Vídeo: Operação Enchimento. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=0EC8FCMBke4>>. Acesso em: 04 fevereiro 2017. Paulo Afonso / BA, 1996.

COMPANHIA HIDRELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO (CHESF). 1º Relatório anual do programa de inventário dos ecossistemas aquáticos do baixo São Francisco. 2009.

COMPANHIA HIDRELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO (CHESF). 2º Relatório anual do programa de inventário dos ecossistemas aquáticos do baixo São Francisco. 2010.

COMPANHIA HIDRELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO (CHESF). 3º Relatório anual do programa de inventário dos ecossistemas aquáticos do baixo São Francisco. 2011.

COMPANHIA HIDRELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO (CHESF). 9º Relatório mensal – Programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida. 2014.b

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE ALAGOAS (CASAL). Captação da Casal no Canal do Sertão será inaugurada nesta quarta-feira. Disponível em: <<https://www.casal.al.gov.br/2014/10/captacao-da-casal-no-canal-do-sertao-sera-inaugurada-nesta-quarta-feira/>>. Acesso em: fevereiro 2017a.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE ALAGOAS (CASAL). U.N. Seertão. Disponível em: <<https://www.casal.al.gov.br/u-n-sertao/>>. Acesso em: 12 dezembro 2017b.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo, 2016.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Avaliação do complexo Billings: comunidades aquáticas, água e sedimento (out./92 a out./93). Relatório técnico, 53p. São Paulo: CETESB, 1996.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução. 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." - Data da legislação: 17/03/2005 - **Publicação DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63**

CROSA, Giuseppe et al. Effects of suspended sediments from reservoir flushing on fish and macroinvertebrates in an alpine stream. **Aquatic Sciences**, v. 72, n. 1, p. 85, 2010.

CUNHA, Davi Gasparini Fernandes et al. TropHic State Evolution and Nutrient Trapping Capacity in a Transboundary Subtropical Reservoir: A 25-Year Study. **Environmental management**, v. 57, n. 3, p. 649-659, 2016.

CUNHA, D.G. F.; DO CARMO CALIJURI, M.; LAMPARELLI, M. C. A tropHic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI tsr). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013.

DE SOUZA, Dayane Garcia et al. PHYtoplankton functional groups in a subtropical Brazilian reservoir: responses to impoundment. **Hydrobiologia**, v. 779, n. 1, p. 47-57, 2016.

DI BERNARDO, L.; MINILLO, A.; DANTAS, A. D. B. Florações de Algas e Cianobactérias: suas influencias na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento. **São Carlos: LDiBe**, v. 1, p. 536, 2010.

EAST, Amy E. et al. Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: River channel and floodplain geomorphic change. **Geomorphology**, v. 228, p. 765-786, 2015

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnología**. Ed. Interciencia. Brasil, 1998.

EWERTS, Hendrik. **Laboratory-scale evaluation of different aspects related to *Ceratium hirundinella* removal during simulation of a conventional water treatment plant which includes sedimentation.** Tesis. USA, 2015.

FALCÃO, Clécio. Companhia de Saneamento em Alagoas. Disponível em: <[www.cea.al.org.br/novo\\_site/.../SaneamentoemAlagoasCREA%2003.11.2016.ppt](http://www.cea.al.org.br/novo_site/.../SaneamentoemAlagoasCREA%2003.11.2016.ppt)>. Acesso em: 16 novembro 2017.

FRÉMION, Franck et al. Impact of sediments resuspension on metal solubilization and water quality during recurrent reservoir sluicing management. **Science of the Total Environment**, v. 562, p. 201-215, 2016.

GOOGLE EARTH PRO. Versão 7.3. Google Inc. Disponível em: <<https://www.google.com.br/earth/download/gep/agree.html>>. Acesso em: 10 janeiro de 2017.

HASLE, G. R. Some freshwater and brackish water species of the diatom genus *Thalassiosira* Cleve. **Phycologia**, 17(3), 263-292. 1978.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS RENOVÁVEIS (IBAMA). Coordenação de Energia Hidrelétrica. PAR. 02001.003925/2014-31 COHID/IBAMA, assunto: Análise da solicitação de deplecionamento do reservatório de Delmiro Gouveia (Complexo Paulo Afonso). Brasília, 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS RENOVÁVEIS (IBAMA). Diretoria de Licenciamento Ambiental. OF 02001.012607/2013-81 DILIC/IBAMA. Brasília, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS RENOVÁVEIS (IBAMA). Núcleo de licenciamento ambiental – PE. PAR. 02019.000015/2015-99 NLA/PE/IBAMA, assunto: Acompanhamento das atividades de deplecionamento e reenchimento do reservatório Delmiro Gouveia. Brasília, 2015.

JOHN, D.M.; WHITTON, B.A.; BROOK, A.J. **The freshwater algal flora of the British Isles.** Cambridge University Press, Cambridge. 702p. 2002.

JUNIOR, L. C. C. et al. Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and one estuarine delta, eastern Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, n. 4, p. 3297-3311, 2013.

KARADŽIĆ, Vesna et al. Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garaši and Bukulja (Serbia). **Desalination**, v. 255, n. 1, p. 91-96, 2010.

KEITEL, J.; ZAK, D.; HUPFER, M. Water level fluctuations in a tropical reservoir: the impact of sediment drying, aquatic macrophyte dieback, and oxygen availability on phosphorus mobilization. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 7, p. 6883-6894, 2016.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales. Pp. 1-759. In: B. Bridel; G.L. Gastner & M.S. Krienitz (eds.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2**. London, 2005.

KOMÁREK, J.; FOOT, B. Das Phytoplankton des Süßwassers Systematik und Biologie. 7. Teil: Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. Pp. 1-1044. In: H.J. Elster. & W. Ohle, (eds.). **Die Binnengewässer**. Stuttgart, Begründet von August Thienemann. 1983.

KOROLEFF, F. Determinations of nutrients. **Methods of seawater analysis**. Germany, 1976.

KRAMMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. **Süßwasser Flora von Mitteleuropa: Bacillariophyceae**. Stuttgart, G. Fischer. v.2, n.4. 1991.

LIMA, E.B.N.R. **Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá. 2001**. Tese - Universidade Federal do Rio De Janeiro. Rio de Janeiro-RJ, 2001.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.F. Water analysis: some revised methods for limnologists. **Scient. Public**, n. 36. 121p. London, 1978.

MADIGAN, M. T. et al. **Microbiologia de Brock**. 12ª edição, editora Artmed. Porto Alegre, 2010.

MAGILL, Christopher S. et al. Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: Fluvial sediment load. **Geomorphology**, v. 246, p. 669-686, 2015.

MARENGO, J. A. et al. A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. **Revista USP**, n. 106, p. 31-44, 2015.

MARENGO, J. A. et al. Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTEC/HadCM3 climate change projections: climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná River basins. **Climate Dynamics**, v. 38, n. 9-10, p. 1829-1848, 2012.

MATSUMURA-TUNDISI, T. et al. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 825-829, 2010.

MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetación**. Washington: The General Secretarial of the Organization of American States, 167p. USA. 1982.

MOUSTAKA-GOUNI, Maria et al. *Raphidopsis mediterranea* Skuja represents non-heterocytous life-cycle stages of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju in Lake Kastoria (Greece), its type locality: evidence by morphological and phylogenetic analysis. **Harmful Algae**, v. 8, n. 6, p. 864-872, 2009.

NOWLIN, Weston H.; EVARTS, Jennifer L.; VANNI, Michael J. Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir. **Freshwater Biology**, v. 50, n. 2, p. 301-322, 2005.

OLIVEIRA, J. N. P. **A influência da poluição difusa e do regime hidrológico peculiar do semiárido na qualidade da água de um reservatório tropical**. 2012. Dissertação - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Rio Grande do Norte, 2012.

PENTEADO, Claudio Luis de Camargo; ALMEIDA, Daniel Ladeira; BENASSI, Roseli Frederigi. Conflitos hídricos na gestão dos reservatórios Billings e Barra Bonita. **Estudos Avançados**, v. 31, n. 89, p. 299-322, 2017.

PETER, Dorothea Hug; CASTELLA, Emmanuel; SLAVEYKOVA, Vera I. Effects of a reservoir flushing on trace metal partitioning, speciation and benthic invertebrates in the floodplain. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 16, n. 12, p. 2692-2702, 2014.

POPOVSKY, J. I. R. I.; PFIESTER, L. A. **Dinophyceae (Dinoflagellida)**. In von A Pascher B, von Ettl H, Gerloff J, Heynig H, Mollenhauer D, eds. Band 6: Süßwasserflora von Mitteleuropa. 1990.



PRESCOTT, G.W; BICUDO, C.E.M; VINYARD, W.C. "A Synopsis of North American Desmids. Part II. Desmidiaceae: Placodermae. Section 4. In Desmidiales. (GW Prescott, ed.)." 1982.

SIGMAPLOT. Versão 11.0. Systat Software, Inc. USA, 2008.

SILVA, Lidiane Cristina da et al. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 at tropical reservoir and its relation to environmental variables. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 2, p. 93-100, 2012.

SINHA, Rati et al. Increased incidence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in temperate zones— is climate change responsible?. **Water Research**, v. 46, n. 5, p. 1408-1419, 2012.

TOLEDO, ALCIBIADES PACHECO DE, et al. Aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos reservatórios tropicais. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. CETESB, 1983.

TUCCI, Andréa; SANT'ANNA, Célia L. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): weekly variation and relation with environmental factors in an eutrophic lake, São Paulo, SP, Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 26, n. 1, p. 97-112, 2003.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. **Limnologia**. Oficina de textos, São Paulo, 2008.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analysis** WB Saunders. USA, 1979.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA (UFU). Sistemática de Criptógamas. Disponível em: <<http://www.criptogamas.ib.ufu.br/node/63>>. Acesso em: 19 novembro 2017.

## APÊNDICES

### APÊNDICE A - Teste de correlação de Pearson para a temperatura (°C).

Tempratura na seca (2013 a 2015)			
Correlação	n	r	Valor P
P 01 x P 03	15	0,708	0,00312
P 01 x P 05	15	0,743	0,00152
P 03 x P 05	15	0,693	0,00422

Tempratura na floração (abril a junho de 2015)			
Correlação	n	r	Valor P
P 01 x P 02	36	0,424	0,01
P 01 x P 03	36	0,426	0,00959
P 01 x P 04	36	0,567	0,000308
P 02 x P 03	36	0,689	3,33E-06
P 02 x P 04	36	0,774	3,08E-08
P 03 x P 04	36	0,735	3,25E-07

Tempratura na série histórica (2007 a 2016)			
Correlação	n	r	Valor P
P 01 x P 02	44	0,489	0,000763
P 01 x P 03	44	0,635	3,71E-06
P 01 x P 04	44	0,419	0,00461
P 02 x P 03	44	0,651	1,75E-06
P 02 x P 04	44	0,783	3,34E-10
P 03 x P 04	44	0,658	0,0000012

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016)

**APÊNDICE B - Teste de Pearson para condutividade ( $\mu\text{S} / \text{cm}$ ).**

<b>Condutividade (<math>\mu\text{S} / \text{cm}</math>) - Seca (2013 a 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 03	15	0,786	0,000516
P 01 x P 05	15	0,961	1,33E-08
P 03 x P 05	15	0,881	0,0000141
<b>Condutividade (<math>\mu\text{S} / \text{cm}</math>) – Floração (abril a junho de 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	39	0,428	0,00658
P 01 x P 03	37	0,775	1,83E-08
P 01 x P 04	38	0,657	7,61E-06
P 02 x P 03	37	0,585	0,000143
P 02 x P 04	36	0,253	0,136
P 03 x P 04	36	0,832	3,12E-10
<b>Condutividade (<math>\mu\text{S} / \text{cm}</math>) - Série histórica (2007 a 2016)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	50	0,853	3,71E-15
P 01 x P 03	63	0,899	1,64E-23
P 01 x P 04	45	-0,12	0,453
P 01 x P 05	26	0,628	0,000597
P 02 x P 03	45	0,001	0,993
P 02 x P 04	43	0,484	0,001
P 03 x P 04	43	-0,11	0,497
P 03 x P 05	26	0,71	0,0000481

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016)

**APÊNDICE C - Teste de Pearson para transparência (m).**

<b>Transparência (m) - Antes da seca (2007 a 2013)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 03	12	0,671	0,0169
P 01 x P 05	12	0,136	0,673
P 03 x P 05	12	0,416	0,179
<b>Transparência (m) – Seca (2013 a 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 03	15	0,681	0,00517
P 01 x P 05	15	0,632	0,0114
P 03 x P 05	15	0,672	0,00603
<b>Transparência (m) – Floração (abril a junho de 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	8	-0,509	0,198
P 01 x P 03	8	0,885	0,00349
P 01 x P 04	8	-0,194	0,646
P 02 x P 03	8	-0,649	0,0818
P 02 x P 04	8	-0,158	0,708
P 03 x P 04	8	0,166	0,694
<b>Transparência (m) - Série histórica (2007 a 2016)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	12	-0,341	0,278
P 01 x P 03	43	0,416	0,00558
P 01 x P 04	12	-0,449	0,143
P 01 x P 05	35	0,317	0,0634
P 03 x P 05	35	0,654	0,0000204

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

**APÊNDICE D - Teste de Pearson para turbidez (UNT).**

<b>Turbidez (UNT) - Antes da seca</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 02 x P 04	12	0,424	0,17
<b>Turbidez (UNT) – Floração (abril a junho de 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 03	9	0,25	0,517
P 02 x P 04	8	-0,0845	0,842
<b>Turbidez (UNT) - Série histórica (2007 a 2016)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>ValorP</b>
P 01 x P 03	17	0,739	0,000705
P 02 x P 04	25	0,315	0,125

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

**APÊNDICE E - Teste de Pearson para pH.**

<b>pH - Seca (2007 a 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 03	18	-0,263	0,291
P 01 x P 05	18	-0,113	0,656
P 03 x P 05	18	0,398	0,102
<b>pH – Floração (abril a junho de 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	42	0,228	0,146
P 01 x P 03	23	-0,402	0,057
P 01 x P 04	38	0,446	0,00497
P 02 x P 03	37	0,737	1,99E-07
P 02 x P 04	38	0,237	0,151
P 03 x P 04	36	-0,129	0,454
<b>pH - Série histórica (2007 a 2016)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	50	0,35	0,0126
P 01 x P 03	58	0,116	0,388
P 01 x P 04	45	0,411	0,00501
P 01 x P 05	30	0,308	0,0973
P 02 x P 03	45	0,708	5,45E-08
P 02 x P 04	55	0,388	0,00346
P 03 x P 04	43	-0,102	0,516
P 03 x P 05	27	0,324	0,0995

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016)..

**APÊNDICE F - Teste de Pearson para oxigênio dissolvido (mg O<sub>2</sub>/ L)**

<b>Oxigênio dissolvido (mg O<sub>2</sub>/ L) - Antes da floração</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 03	20	0,69	0,000754
P 01 x P 05	20	0,68	0,000962
P 03 x P 05	20	0,734	0,000226
<b>Oxigênio dissolvido (mg O<sub>2</sub>/ L) – Floração (abril a junho de 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	41	-0,002	0,992
P 01 x P 03	37	0,181	0,284
P 01 x P 04	42	0,0121	0,94
P 02 x P 03	37	-0,166	0,326
P 02 x P 04	36	0,0535	0,757
P 03 x P 04	36	0,321	0,0565
<b>Oxigênio dissolvido (mg O<sub>2</sub>/ L) - Série histórica (2007 a 2016)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	48	-0,005	0,974
P 01 x P 03	63	0,28	0,026
P 01 x P 04	45	0,0072	0,963
P 01 x P 05	30	0,585	0,000684
P 02 x P 03	44	-0,069	0,657
P 02 x P 04	43	-0,095	0,544
P 03 x P 04	43	0,243	0,117
P 03 x P 05	27	0,778	1,75E-06

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

**APÊNDICE G - Teste de Pearson para DBO (mg O<sub>2</sub>/L).**

<b>DBO (mg O<sub>2</sub>/L) - Antes da floração</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 03	16	0,307	0,248
P 01 x P 05	16	0,783	0,000333
P 03 x P 05	16	0,367	0,162

<b>DBO (mg O<sub>2</sub>/L) - Floração (abril a junho de 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
<b>P 01 x P 03</b>	6	0,391	0,444

<b>DBO (mg O<sub>2</sub>/L)- Série histórica (2007 a 2016)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 03	22	0,34	0,122
P 01 x P 05	25	0,89	2,58E-09
P 03 x P 05	22	0,548	0,00822

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

**APÊNDICE H - Teste de Pearson para nitrogênio amoniacal (mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L).**

<b>Nitrogênio amoniacal (mg N – NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L) – Floração (abril a junho de 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	42	0,454	0,0025
P 01 x P 03	37	0,0839	0,621
P 01 x P 04	38	0,277	0,0924
P 02 x P 03	38	0,747	7,00E-08
P 02 x P 04	36	0,442	0,0069
P 03 x P 04	37	0,648	0,0000147

<b>Nitrogênio amoniacal (mg N – NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L) - Série histórica (2007 a 2016)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	46	0,371	0,0111
P 01 x P 03	41	0,209	0,19
P 01 x P 04	42	0,355	0,0211

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

**APÊNDICE I - Teste de Pearson para nitrato (mg N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup> / L).**

<b>Nitrato (mg N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup> / L) – Seca (2013 a 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 03	15	0,933	3,89E-07
P 01 x P 05	15	0,906	3,22E-06
P 03 x P 05	15	0,986	1,37E-11
<b>Nitrato (mg N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup> / L) – Floração (abril a junho de 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	37	0,866	4,57E-12
P 01 x P 03	35	0,839	2,97E-10
P 01 x P 04	36	-0,314	0,0626
P 02 x P 03	35	0,789	1,78E-08
P 02 x P 04	37	-0,103	0,542
P 03 x P 04	34	-0,131	0,459
<b>Nitrato (mg N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup> / L) - Série histórica (2007 a 2016)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	45	0,419	0,00412
P 01 x P 03	60	0,882	1,23E-20
P 01 x P 04	43	-0,17	0,276
P 01 x P 05	25	0,785	3,38E-06
P 02 x P 03	43	0,331	0,0303
P 02 x P 04	44	0,096	0,535
P 03 x P 04	41	-0,0603	0,708
P 03 x P 05	24	0,819	9,92E-07

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).



**APÊNDICE J - Teste de Pearson para fósforo total (mg de P / L).**

<b>Fósforo total (mg de P / L) - Seca (2013 a 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 03	15	0,801	0,000328
P 01 x P 05	15	0,613	0,0151
P 03 x P 05	15	0,721	0,00244
<b>Fósforo total (mg de P / L) – Floração (abril a junho de 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	41	0,135	0,399
P 01 x P 03	36	0,0324	0,851
P 01 x P 04	36	0,147	0,393
P 02 x P 03	36	0,444	0,00664
P 02 x P 04	36	0,168	0,327
P 03 x P 04	34	0,329	0,0578
<b>Fósforo total (mg de P / L) - Série histórica (2007 a 2016)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	49	0,127	0,386
P 01 x P 03	62	0,199	0,121
P 01 x P 04	43	0,0772	0,623
P 01 x P 05	29	0,165	0,392
P 02 x P 03	44	0,258	0,0902
P 02 x P 04	44	0,614	9,44E-06
P 03 x P 04	41	0,364	0,0193
P 03 x P 05	27	0,555	0,00266

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

**APÊNDICE K - Teste de Pearson para fósforo inorgânico (mg de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> / L).**

<b>Fósforo inorgânico (mg de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/ L) – Floração (abril a junho de 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	38	0,767	1,94E-08
P 01 x P 03	35	0,595	0,000164
P 01 x P 04	37	0,685	2,90E-06
P 02 x P 03	36	0,858	2,37E-11
P 02 x P 04	38	0,879	3,83E-13
P 03 x P 04	35	0,802	7,03E-09
<b>Fósforo inorgânico (mg de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/ L) - Série histórica (2007 a 2016)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	45	0,868	1,25E-14
P 01 x P 03	44	0,447	0,00233
P 01 x P 04	45	0,846	2,61E-13
P 02 x P 03	43	0,445	0,00276
P 02 x P 04	45	0,949	3,12E-23
P 03 x P 04	42	0,431	0,0044

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

**APÊNDICE L - Teste de Pearson para densidade celular (células / mL).**

<b>Densidade celular (células / mL) – Floração (abril a junho de 2015)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 02	38	0,91	2,37E-15
P 01 x P 03	38	0,0593	0,724
P 01 x P 04	35	0,0934	0,593
P 02 x P 03	36	-0,0584	0,735
P 02 x P 04	34	0,127	0,475
P 03 x P 04	34	0,337	0,0513
<b>Densidade celular (células / mL) - Série histórica (2007 a 2016)</b>			
<b>Correlação</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
P 01 x P 03	45	0,241	0,11
P 01 x P 05	10	0,66	0,038

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

**APÊNDICE M - Testes de correlação de Pearson ( $\alpha = 0,05$ ) para a relação da concentração de fósforo total com *Ceratium furcoides* e *Cylindrospermopsis raciborskii* em P 01, P 02, P 03 e P 04 na floração de 2015.**

<b>Teste de correlação de Pearson (r) - Ponto 01</b>					
<b>Correlação</b>	<b>Variável</b>	<b>Unidade</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
<i>Ceratium furcoides</i> x Fósforo total	Densidade x P-total	Cel/mL x mg de P/ L	36	0,479	0,00312
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> x Fósforo total	Densidade x P-total	Cel/mL x mg de P/ L	34	0,0673	0,705
<b>Teste de correlação de Pearson (r) – Ponto 02</b>					
<b>Correlação</b>	<b>Variável</b>	<b>Unidade</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
<i>Ceratium furcoides</i> x Fósforo total	Densidade x P-total	Cel/mL x mg de P/ L	36	0,549	0,00053
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> x Fósforo total	Densidade x P-total	Cel/mL x mg de P/ L	34	0,394	0,0213
<b>Teste de correlação de Pearson (r) - Ponto 03</b>					
<b>Correlação</b>	<b>Variável</b>	<b>Unidade</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
<i>Ceratium furcoides</i> x Fósforo total	Densidade x P-total	Cel/mL x mg de P/ L	35	0,219	0,207
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> x Fósforo total	Densidade x P-total	Cel/mL x mg de P/ L	37	0,0505	0,767
<b>Teste de correlação de Pearson (r) - Ponto 04</b>					
<b>Correlação</b>	<b>Variável</b>	<b>Unidade</b>	<b>n</b>	<b>r</b>	<b>Valor P</b>
<i>Ceratium furcoides</i> x Fósforo total	Densidade x P-total	Cel/mL x mg de P/ L	34	0,348	0,0436
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> x Fósforo total	Densidade x P-total	Cel/mL x mg de P/ L	31	0,342	0,0593

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

APÊNDICE N - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para a temperatura (°C) entre os pontos de monitoramento, no período do programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica.

Temperatura (°C) no período da seca (2013 a 2015)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	14	26,29	1,43	24,70	29,90	25,35	26,14	27,04	P ≤ 0,001
P 02	15	30,20	0,70	29,10	31,00	29,54	30,40	30,80	
P 03	15	27,61	0,84	26,38	29,51	26,95	27,82	28,04	
P 05	15	28,82	0,93	27,33	29,99	27,82	29,11	29,59	
<b>Comparação Dunn (p &lt; 0,05)</b>	P 01 x P 02	P 01 x P 03	P 01 x P 05	P 02 x P 03	P 02 x P 05	P 03 x P 05			
	Sim	Não	Sim	Sim	Não	Não			
Temperatura (°C) no período da floração (abril a junho de 2015)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	44	28,01	0,55	27,20	30,00	27,63	27,85	28,28	P ≤ 0,001
P 02	43	29,59	0,81	28,07	31,00	29,00	29,60	30,10	
P 03	37	28,53	0,53	27,80	30,00	28,09	28,50	28,83	
P 04	19	28,68	0,53	27,90	29,96	28,30	28,60	28,90	
<b>Comparação Dunn (p &lt; 0,05)</b>	P 01 x P 02	P 01 x P 03	P 01 x P 04	P 02 x P 03	P 02 x P 04	P 03 x P 04			
	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	Não			
Temperatura (°C) na série histórica (2007 a 2016)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	68	27,635	1,16	24,70	30,60	27,25	27,73	28,23	P ≤ 0,001
P 02	51	29,504	0,86	27,62	31,00	29,00	29,50	30,10	
P 03	63	28,299	0,93	26,38	31,33	27,83	28,30	28,70	
P 04	46	28,983	0,76	27,62	30,70	28,50	29,00	29,30	
P 05	29	28,944	1,45	27,00	32,35	27,72	28,94	29,67	
P 06	8	28,164	0,87	27,45	30,10	27,54	27,95	28,40	
<b>Comparação Dunn (p &lt; 0,05)</b>	P 01 x P 02	P 01 x P 03	P 01 x P 04	P 01 x P 05	P 01 x P 06	P 02 x P 03	P 02 x P 04	P 02 x P 05	P 02 x P 06
	Sim	Sim	Sim	Sim	Não	Sim	Não	Não	Sim
<b>Comparação Dunn (p &lt; 0,05)</b>	P 03 x P 04	P 03 x P 05	P 03 x P 06	P 04 x P 05	P 04 x P 06	P 05 x P 06			
	Não	Não	Não	Não	Não	Não			

**APÊNDICE O- Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do Teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para condutividade ( $\mu\text{S} / \text{cm}$ ) entre os pontos de monitoramento, no período anterior a seca, programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica.**

<b>Condutividade (<math>\mu\text{S} / \text{cm}</math>) antes da seca (2007 a 2013)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 02	14	66,92	12,83	47,40	89,06	55,70	66,65	74,80	P = 0,852
P 04	12	70,73	14,69	48,30	102,70	62,00	66,70	77,97	
P 05	15	100,00	43,59	70,00	150,00	72,50	80,00	132,50	
P 06	12	70,53	17,83	53,40	114,00	56,15	67,40	77,97	
<b>Condutividade (<math>\mu\text{S} / \text{cm}</math>) na seca (2013 a 2015)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 01	15	65,29	9,60	50,00	87,00	64,00	65,00	70,00	P = 0,385
P 02	5	65,39	15,32	39,60	79,00	59,40	67,90	75,59	
P 03	15	65,56	7,84	51,00	75,00	66,00	67,00	71,00	
P 05	15	70,16	10,37	52,00	87,00	68,00	69,00	78,00	
P 06	5	71,88	10,86	61,50	88,10	63,15	69,10	79,78	
<b>Condutividade (<math>\mu\text{S} / \text{cm}</math>) na floração (abril a junho de 2015)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 01	39	72,73	3,18	68,90	80,50	69,80	72,00	75,35	P $\leq$ 0,001
P 02	43	77,47	5,36	65,10	87,00	74,33	76,90	81,33	
P 03	37	72,39	2,20	69,80	77,10	70,58	71,30	74,05	
P 04	38	74,16	3,09	70,30	79,90	71,90	73,20	76,40	
<b>Comparação Dunn (<math>p &lt; 0,05</math>)</b>	P 01 x P 02 Sim	P 01 x P 03 Não	P 01 x P 04 Não	P 02 x P 03 Sim	P 02 x P 04 Não	P 03 x P 04 Não			

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016)..

...continuação

<b>Condutividade (<math>\mu\text{S} / \text{cm}</math>) na série histórica (2007 a 2016)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 01	65	69,95	8,62	21,00	87,00	69,30	70,70	73,83	P $\leq$ 0,001
P 02	69	74,90	9,73	39,60	89,06	71,03	76,10	81,91	
P 03	63	69,84	8,24	22,00	81,30	70,03	71,00	73,78	
P 04	58	73,45	8,35	46,90	102,70	70,90	72,75	78,10	
P 05	27	72,46	24,12	22,00	150,00	68,00	71,00	79,50	
P 06	27	72,22	13,64	53,40	114,00	63,18	70,10	77,00	
<b>Comparação</b>	P 01 x P 02	P 01 x P 03	P 01 x P 04	P 01 x P 05	P 01 x P 06	P 02 x P 03	P 02 x P 04	P 02 x P 05	P 02 x P 06
<b>Dunn (p &lt; 0,05)</b>	Sim	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Não
<b>Comparação</b>	P 03 x P 04	P 03 x P 05	P 03 x P 06	P 04 x P 05	P 04 x P 06	P 05 x P 06			
<b>Dunn (p &lt; 0,05)</b>	Não	Não	Não	Não	Não	Não			

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

**APÊNDICE P - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do Teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para transparência (m) entre os pontos de monitoramento, no período anterior a seca, programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica.**

<b>Transparência (m) antes da seca (2007 a 2013)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 01	12	3,65	1,71	2,00	7,00	2,00	3,50	4,75	P = 0,256
P 03	12	4,25	1,23	1,50	6,00	4,00	4,50	5,00	
P 05	12	3,59	1,12	2,00	6,00	2,75	3,65	4,00	
<b>Transparência (m) na seca (2013 a 2015)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 01	18	4,18	1,29	2,00	6,30	3,00	4,30	4,90	P $\leq$ 0,001
P 03	15	3,22	0,78	1,90	4,00	2,33	3,60	3,95	
P 05	15	2,52	0,81	1,50	4,40	1,73	2,60	2,98	
<b>Comparação Dunn (p &lt; 0,05)</b>	P 01 x P 03 Não	P 01 x P 05 Sim	P 03 x P 05 Não						
<b>Transparência (m) na floração (abril a junho de 2015)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 01	8	1,86	0,99	0,80	4,00	1,15	1,80	2,10	P $\leq$ 0,001
P 02	8	2,33	0,49	1,30	2,75	2,10	2,50	2,71	
P 03	8	3,64	1,68	2,40	7,40	2,60	2,85	4,20	
P 04	9	4,01	1,11	2,00	5,80	3,40	4,00	4,78	
<b>Comparação Dunn (p &lt; 0,05)</b>	P 01 x P 02 Não	P 01 x P 03 Sim	P 01 x P 04 Sim	P 02 x P 03 Não	P 02 x P 04 Não	P 03 x P 04 Não			

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

...continuação

<b>Transparência (m) na série histórica (2007 a 2016)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 01	43	3,49	1,68	0,80	7,00	2,00	3,00	4,81	
P 02	12	1,97	0,96	0,10	2,75	1,70	2,40	2,60	
P 03	43	3,43	1,26	1,50	7,40	2,40	3,60	4,00	P = 0,029
P 04	13	3,42	1,29	2,00	5,80	2,10	3,50	4,18	
P 05	35	2,88	1,09	1,15	6,00	2,08	2,80	3,65	
<b>Comparação</b>	P 01 x P 02	P 01 x P 03	P 01 x P 04	P 01 x P 05	P 02 x P 03	P 02 x P 04	P 02 x P 05	P 03 x P 04	P 03 x P 05
<b>Dunn (p &lt; 0,05)</b>	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Não	Não
<b>Comparação</b>	P 04 x P 05								
<b>Dunn (p &lt; 0,05)</b>	Não								

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).



**APÊNDICE Q - Teste de Friedman ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do Teste de comparações múltiplas de Holm-Sidak ( $\alpha \leq 0,05$ ) para condutividade e transparência nos pontos de monitoramento no período anterior ao programa de redução de vazão (antes da seca), programa de redução de vazão (seca) e na floração algal.**

<b>Ponto 02 - Condutividade (<math>\mu\text{S} / \text{cm}</math>) - Teste de Friedman seguido de Holm-Sidak</b>									
<b>Período de monitoramento</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
Antes da seca	14	66,92	12,83	47,40	89,06	55,70	66,65	74,80	P = 0,002
Seca	5	65,39	15,32	39,60	79,00	59,40	67,90	75,59	
Floração	43	77,47	5,36	65,10	65,10	74,33	76,90	81,33	
<b>Comparação Holm-Sidak method ( p &lt; 0,05 )</b>	Antes da seca x Seca		Antes da Seca x Floração		Seca x Floração				
	Não		Sim		Sim				
<b>Ponto 01 - Transparência (m) - Teste de Friedman seguido de Holm-Sidak</b>									
<b>Período de monitoramento</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
Antes da seca	12	3,65	1,71	2,00	7,00	2,00	3,50	4,75	P $\leq$ 0,001
Seca	18	4,18	1,29	2,00	6,30	3,00	4,30	4,90	
Floração	8	1,86	0,99	0,80	4,00	1,15	1,80	2,10	
<b>Comparação Holm-Sidak method ( p &lt; 0,05 )</b>	Antes da seca x Seca		Antes da Seca x Floração		Seca x Floração				
	Não		Sim		Sim				
<b>Ponto 03 - Transparência (m) - Teste de Friedman seguido de Holm-Sidak</b>									
<b>Período de monitoramento</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
Antes da seca	12	4,25	1,23	1,50	6,00	4,00	4,50	5,00	P = 0,022
Seca	15	3,22	0,78	1,90	4,00	2,33	3,60	3,95	
Floração	8	3,64	1,68	2,40	7,40	2,60	2,85	4,20	
<b>Comparação Holm-Sidak method ( p &lt; 0,05 )</b>	Antes da seca x Seca		Antes da Seca x Floração		Seca x Floração				
	Sim		Não		Não				

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

**APÊNDICE R - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do Teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para pH entre os pontos de monitoramento, no período anterior a seca, programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica.**

<b>pH antes da seca (2007 a 2013)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 02	14	7,48	0,68	6,41	9,03	6,96	7,41	7,96	P = 0,640
P 04	12	7,28	0,62	6,08	8,04	6,91	7,14	7,89	
P 06	12	7,47	0,45	6,65	8,04	7,18	7,40	7,88	
<b>pH na seca (2013 a 2015)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 01	15	7,68	0,24	7,37	8,21	7,56	7,60	7,75	P $\leq$ 0,001
P 02	5	7,86	0,35	7,42	8,40	7,69	7,82	8,01	
P 03	15	8,24	0,30	7,66	8,74	8,04	8,28	8,46	
P 05	15	8,49	0,39	7,81	9,27	8,22	8,40	8,70	
P 06	5	7,73	0,26	7,50	8,14	7,55	7,64	7,89	
<b>Comparação</b>	P 01 x P 02	P 01 x P 03	P 01 x P 05	P 01 x P 06	P 02 x P 03	P 02 x P 05	P 02 x P 06	P 03 x P 05	
<b>Dunn (p &lt; 0,05)</b>	Não	Sim	Sim	Não	Não	Não	Não	Não	Não
<b>Comparação</b>	P 05 x P 06								
<b>Dunn (p &lt; 0,05)</b>	Sim								

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

...continuação.

pH na floração (abril a junho de 2015)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	43	8,39	0,77	7,10	10,00	7,70	8,41	9,08	
P 02	46	8,94	0,90	6,42	10,00	8,26	9,04	9,70	
P 03	38	8,59	0,61	7,10	9,50	8,20	8,70	9,10	P ≤ 0,001
P 04	38	7,61	0,74	6,50	9,20	7,10	7,40	7,94	
P 05	7	7,69	0,68	6,90	8,71	7,08	7,60	8,20	
<b>Comparação</b>	P 01 x P 02	P 01 x P 03	P 01 x P 04	P 01 x P 05	P 02 x P 03	P 02 x P 04	P 02 x P 05	P 03 x P 04	P 03 x P 05
<b>Dunn (p &lt; 0,05)</b>	Sim	Não	Sim	Não	Não	Sim	Sim	Sim	Não
<b>Comparação</b>	P 04 x P 05								
<b>Dunn (p &lt; 0,05)</b>	Não								
pH na série histórica (2007 a 2016)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	69	8,15	0,71	7,10	10,00	7,60	8,00	8,70	
P 02	72	8,41	1,06	6,41	10,00	7,47	8,33	9,45	
P 03	64	8,43	0,56	7,10	9,50	8,13	8,41	8,95	P ≤ 0,001
P 04	58	7,49	0,69	6,08	9,20	7,03	7,31	7,81	
P 05	30	8,15	0,66	6,90	9,29	7,60	8,21	8,56	
P 06	27	7,47	0,49	6,42	8,36	7,17	7,50	7,80	
<b>Comparação</b>	P 01 x P 02	P 01 x P 03	P 01 x P 04	P 01 x P 05	P 01 x P 06	P 02 x P 03	P 02 x P 04	P 02 x P 05	P 02 x P 06
<b>Dunn (p &lt; 0,05)</b>	Não	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim
<b>Comparação</b>	P 03 x P 04								
<b>Dunn (p &lt; 0,05)</b>	Sim								

APÊNDICE S - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do Teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para oxigênio dissolvido (mg de O<sub>2</sub>/L) entre os pontos de monitoramento, no período do programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica.

Oxigênio dissolvido (mg O <sub>2</sub> /L) na seca (2013 a 2015)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	15	7,85	0,59	6,22	8,81	7,64	7,73	8,28	P ≤ 0,001
P 03	15	8,60	0,33	8,01	9,19	8,50	8,54	8,79	
P 05	15	8,81	0,98	7,54	10,81	8,22	8,47	9,66	
<b>Comparação Dunn (p &lt; 0,05)</b>	P 01 x P 03 Sim	P 01 x P 05 Sim	P 03 x P 05 Não						
Oxigênio dissolvido (mg O <sub>2</sub> /L) na floração (abril a junho de 2015)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	43	7,38	1,54	3,90	13,00	6,33	7,10	7,81	P ≤ 0,001
P 02	43	8,97	1,60	6,00	12,30	7,73	9,10	9,88	
P 03	37	7,02	0,44	6,00	8,00	6,78	7,00	7,40	
P 04	38	4,43	1,86	1,30	9,80	3,10	4,35	5,40	
<b>Comparação Dunn (p &lt; 0,05)</b>	P 01 x P 02 Sim	P 01 x P 03 Não	P 01 x P 04 Sim	P 02 x P 03 Sim	P 02 x P 04 Sim	P 03 x P 04 Sim			
Oxigênio dissolvido (mg O <sub>2</sub> /L) na série histórica (2007 a 2016)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	69	7,45	1,31	3,90	13,00	6,50	7,41	7,96	P ≤ 0,001
P 02	55	8,81	1,48	6,00	12,30	7,69	8,80	9,60	
P 03	63	7,50	0,91	5,90	9,80	6,90	7,32	8,49	
P 04	51	5,24	2,17	1,30	9,80	3,40	4,90	7,08	
P 05	30	7,92	1,84	4,40	10,81	6,40	8,43	9,28	
P 06	8	7,58	0,46	7,00	8,20	7,19	7,58	7,95	
<b>Comparação Dunn (p &lt; 0,05)</b>	P 01 x P 02 Sim	P 01 x P 03 Não	P 01 x P 04 Não	P 01 x P 05 Não	P 01 x P 06 Não	P 02 x P 03 Sim	P 02 x P 04 Sim	P 02 x P 05 Não	P 02 x P 06 Não
<b>Comparação Dunn (p &lt; 0,05)</b>	P 03 x P 04 Não	P 03 x P 05 Não	P 03 x P 06 Não	P 04 x P 05 Sim	P 04 x P 06 Não	P 05 x P 06 Não			

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

APÊNDICE T - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do Teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para nitrato (mg de  $N-NO_3^- / L$ ) entre os pontos de monitoramento, no período do programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica.

Nitrato (mg de $N-NO_3^- / L$ ) na seca (2013 a 2015)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	15	0,0290	0,0432	0,0000	0,1700	0,0067	0,0136	0,0364	P = 0,076
P 03	15	0,0135	0,0299	0,0000	0,1200	0,0023	0,0046	0,0106	
P 05	15	0,0114	0,0249	0,0000	0,1000	0,0020	0,0037	0,0093	
Nitrato (mg de $N-NO_3^- / L$ ) floração (abril a junho de 2015)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	37	0,086	0,056	0,000	0,179	0,041	0,095	0,130	P = 0,005
P 02	38	0,071	0,137	0,000	0,860	0,043	0,051	0,062	
P 03	35	0,061	0,041	0,000	0,166	0,054	0,065	0,080	
P 04	36	0,069	0,046	0,000	0,176	0,046	0,053	0,077	
<b>Comparação Dunn (<math>p &lt; 0,05</math>)</b>	P 01 x P 02	P 01 x P 03	P 01 x P 04	P 02 x P 03	P 03 x P 04				
	Sim	Não	Não	Não	Não				
Nitrato (mg de $N-NO_3^- / L$ ) na série histórica (2007 a 2016)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	63	0,064	0,057	0,000	0,179	0,006	0,054	0,110	P = 0,007
P 02	47	0,068	0,129	0,000	0,860	0,000	0,049	0,061	
P 03	60	0,045	0,044	0,000	0,166	0,002	0,042	0,076	
P 04	44	0,061	0,047	0,000	0,176	0,045	0,052	0,063	
P 05	25	0,019	0,033	0,000	0,140	0,002	0,009	0,015	
P 06	9	0,020	0,027	0,000	0,071	0,000	0,000	0,041	
<b>Comparação Dunn (<math>p &lt; 0,05</math>)</b>	P 01 x P 02	P 01 x P 03	P 01 x P 04	P 01 x P 05	P 01 x P 06	P 02 x P 03	P 02 x P 04	P 02 x P 05	P 02 x P 06
	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não
<b>Comparação Dunn (<math>p &lt; 0,05</math>)</b>	P 03 x P 04	P 03 x P 05	P 03 x P 06	P 04 x P 05	P 04 x P 06	P 05 x P 06			
	Não	Não	Não	Não	Não	Não			

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

APÊNDICE U - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do Teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para nitrogênio amoniacal (mg de  $N-NH_4^+ / L$ ) entre os pontos de monitoramento, no período do programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica.

Nitrogênio amoniacal (mg de $N-NH_4^+ / L$ ) na floração (abril a junho de 2015)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	22	0,043	0,019	0,001	0,080	0,030	0,040	0,060	P = 0,004
P 02	42	0,028	0,014	0,000	0,070	0,020	0,020	0,040	
P 03	36	0,029	0,016	0,010	0,080	0,020	0,030	0,030	
P 04	38	0,030	0,020	0,010	0,100	0,020	0,030	0,040	
<b>Comparação</b>	P 01 x P 02	P 01 x P 03	P 01 x P 04	P 02 x P 03	P 03 x P 04				
<b>Dunn (p &lt; 0,05)</b>	Sim	Sim	Sim	Não	Não				
Nitrogênio amoniacal (mg de $N-NH_4^+ / L$ ) na série histórica (2007 a 2016)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	45	0,045	0,026	0,000	0,120	0,030	0,040	0,060	P = 0,003
P 02	46	0,034	0,036	0,000	0,250	0,020	0,025	0,040	
P 03	41	0,030	0,021	0,000	0,110	0,020	0,030	0,033	
P 04	42	0,034	0,029	0,010	0,168	0,020	0,030	0,040	
<b>Comparação</b>	P 01 x P 02	P 01 x P 03	P 01 x P 04	P 02 x P 03	P 03 x P 04				
<b>Dunn (p &lt; 0,05)</b>	Sim	Sim	Sim	Não	Não				

Fonte: (CHESF, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

**APÊNDICE V - Teste de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do Teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para fósforo total (mg de P / L) entre os pontos de monitoramento, no período do programa de redução de vazão (seca), floração e série histórica.**

<b>Fósforo total (mg de P/ L) na seca (2013 a 2015)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 01	15	0,041	0,027	0,003	0,100	0,026	0,034	0,049	P = 0,096
P 03	15	0,037	0,023	0,003	0,072	0,018	0,028	0,055	
P 05	15	0,061	0,034	0,003	0,118	0,026	0,067	0,088	
<b>Fósforo total (mg de P/ L) na floração (2013 a 2015)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 01	42	0,056	0,042	0,000	0,250	0,027	0,044	0,077	P = 0,236
P 02	23	0,071	0,162	0,000	0,810	0,032	0,037	0,047	
P 03	36	0,036	0,007	0,023	0,058	0,031	0,035	0,041	
P 04	36	0,039	0,008	0,024	0,056	0,033	0,039	0,043	
<b>Fósforo total (mg de P/ L) na série histórica (2007 a 2016)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 01	68	0,050	0,037	0,000	0,250	0,027	0,039	0,069	P = 0,311
P 02	51	0,055	0,109	0,000	0,810	0,032	0,041	0,048	
P 03	62	0,038	0,015	0,003	0,079	0,029	0,036	0,043	
P 04	49	0,037	0,013	0,003	0,079	0,029	0,038	0,043	
P 05	29	0,054	0,036	0,000	0,139	0,025	0,057	0,077	
P 06	5	0,038	0,035	0,002	0,079	0,003	0,046	0,065	

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

APÊNDICE W - Teste de de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) seguido do Teste de comparação múltiplas de Dunn ( $\alpha \leq 0,05$ ) para nitrato (mg de  $\text{PO}_4^{3-}$  / L) entre os pontos de monitoramento, no período da floração e série histórica.

Fósforo inorgânico (mg de $\text{PO}_4^{3-}$ / L) na floração (abril a junho de 2015)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	38	0,028	0,008	0,015	0,051	0,023	0,026	0,032	P = 0,937
P 02	38	0,027	0,006	0,014	0,040	0,023	0,027	0,029	
P 03	36	0,026	0,005	0,016	0,038	0,022	0,026	0,030	
P 04	37	0,027	0,006	0,014	0,039	0,022	0,027	0,032	
Fósforo inorgânico (mg de $\text{PO}_4^{3-}$ / L) na série histórica (2007 a 2016)									
Ponto	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Mediana	Percentil 75%	Valor P
P 01	46	0,024	0,011	0,000	0,051	0,020	0,025	0,030	P = 0,987
P 02	46	0,023	0,010	0,000	0,040	0,019	0,026	0,029	
P 03	44	0,024	0,011	0,005	0,066	0,020	0,025	0,030	
P 04	48	0,023	0,012	0,000	0,066	0,018	0,025	0,030	

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).



**APÊNDICE X - Teste de de Kruskal – Wallis ( $\alpha \leq 0,05$ ) para densidade algal (células / mL) entre os pontos de monitoramento, no período da floração e série histórica.**

<b>Densidade algal na floração (abril a junho de 2015)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média Geométrica</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 01	41	1.400	41.793	45	268.800	188	2.731	8.056	P = 0,427
P 02	42	964	11.7768	6	709.000	167	708	5.942	
P 03	41	828	63.960	50	411.320	152	416	5.589	
P 04	39	762	8.473	0	51.733	139	752	3.935	
<b>Densidade algal (2015 e 2016)</b>									
<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média Geométrica</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Percentil 25%</b>	<b>Mediana</b>	<b>Percentil 75%</b>	<b>Valor P</b>
P 01	48	1.217	39.414	2	268.800	162	2.709	8.229	P = 0,748
P 02	43	1.095	116.372	6	709.000	168	991	5.979	
P 03	47	1.108	62.607	0	411.320	143	605	6721	
P 04	40	829	8.789	0	51.733	142	925	4.279	
P 05	10	1.926	39.098	5	105.575	111	1.791	3.2547	

Fonte: (CHESF, 2009,2010, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016).

## ANEXOS

### ANEXO A – Variação espacial entre as estações limnológicas do lago de Xingó de dez/2007 a nov/2008.

Tabela 3.3-2 - Nível de significância da análise estatística das diferenças entre as estações, meses e profundidades de amostragem no reservatório de Xingó para as variáveis monitoradas em campo e analisadas em laboratório, no período entre dezembro de 2007 a novembro de 2008. Valores em negrito correspondem àqueles considerados significativos ( $p \leq 0,05$ ).

Variável	Valores de "P" para estações	Valores de "P" para meses	Valores de "P" para profundidade
Nitrogênio amoniacal total	0,6945	<b>0,0001</b>	0,2910
Nitrito	0,7772	<b>0,0001</b>	<b>0,0033</b>
Nitrato	0,9290	<b>0,0001</b>	<b>0,0058</b>
Fosfato inorgânico	0,9946	<b>0,0001</b>	<b>0,0002</b>
Fosfato total	0,5257	<b>0,0001</b>	0,0908
Fósforo total	0,3398	<b>0,0001</b>	0,0581
Alcalinidade total	<b>0,0357</b>	<b>0,0007</b>	<b>0,9833</b>
Dureza total	0,2634	<b>0,0001</b>	<b>0,5479</b>
Cálcio	0,1905	<b>0,0001</b>	0,3920
Magnésio	0,2423	0,1143	0,1185
Cloretos	0,6457	<b>0,0001</b>	<b>0,7189</b>
Clorofila-a	0,7842	<b>0,0009</b>	<b>0,0101</b>
Feofitina	0,3087	<b>0,0001</b>	0,3329
Silica	0,8178	<b>0,0001</b>	<b>0,5044</b>
DQO	0,9916	<b>0,0001</b>	<b>0,6768</b>
Turbidez	0,9683	<b>0,0001</b>	<b>0,0156</b>
Sólidos suspensos totais	0,7961	<b>0,0001</b>	-
Sólidos suspensos orgânicos	0,5693	0,0260	-
Sólidos suspensos inorgânicos	0,7390	<b>0,0001</b>	-
Frações Inorgânicos	0,7980	<b>0,0011</b>	-
Frações Orgânicos	0,8150	<b>0,0011</b>	-
Temperatura	0,8906	<b>0,0001</b>	<b>0,0008</b>
Oxigênio dissolvido	0,5705	<b>0,0001</b>	<b>0,0001</b>
pH	0,3340	<b>0,0036</b>	0,7661
Condutividade elétrica	0,8955	<b>0,0001</b>	<b>0,0001</b>
Salinidade	0,7696	<b>0,0001</b>	<b>0,8367</b>
Sólidos dissolvidos totais	0,8797	<b>0,0001</b>	<b>0,9831</b>
Transparência da água	0,9721	<b>0,0001</b>	-
Zona eufótica	0,8768	<b>0,0001</b>	-
K	0,6350	<b>0,0001</b>	-

Fonte: CHESF, 2009

**ANEXO B - Variação espacial entre as estações limnológicas do lago de Xingó de dez/2008 a nov/2009.**

Tabela 3.3-3 - Nível de significância da análise estatística das diferenças entre as estações, meses e profundidades de amostragem no reservatório de Xingó para as variáveis monitoradas em campo e analisadas em laboratório, no período entre dezembro de 2008 a novembro de 2009. Valores em negrito correspondem àqueles considerados significativos ( $p \leq 0,05$ ).

Variável	Valores de "P" para estações	Valores de "P" para meses	Valores de "P" para profundidade
Nitrogênio amoniacal total	0,0001	0,0765	0,1552
Nitrito	0,3018	0,0008	0,3511
Nitrato	0,9998	0,0001	0,0001
Fosfato inorgânico	0,9692	0,1660	0,0001
Fosfato total	0,7921	0,0001	0,3855
Fósforo total	0,7641	0,0001	0,8249
Alcalinidade total	0,9696	0,0001	0,3828
Dureza total	0,5581	0,0001	0,2327
Cálcio	0,8775	0,0001	0,6551
Magnésio	0,3080	0,0001	0,0412
Cloretos	0,3038	0,0001	0,6442
Clorofila-a	0,6883	0,0021	0,0001
Feofitina	0,8231	0,0775	0,0002
Sílica	0,9613	0,0021	0,7322
DQO	0,0007	0,6555	0,8413
Turbidez	0,9665	0,0001	0,7383
Sólidos suspensos totais	0,9980	0,0001	-
Sólidos suspensos orgânicos	0,9229	0,0014	-
Sólidos suspensos inorgânicos	0,9742	0,0001	-
Frações Inorgânicos	0,7730	0,0711	-
Frações Orgânicos	0,7731	0,0707	-
Temperatura	0,8632	0,0001	0,0001
Oxigênio dissolvido	0,9334	0,0128	0,0001
pH	0,0513	0,0005	0,0012
Condutividade elétrica	0,8168	0,0001	0,4564
Salinidade	0,7675	0,0001	0,5516
Sólidos dissolvidos totais	0,8493	0,0001	0,3333
Transparência da água	0,9999	0,0001	-
Zona eufótica	0,9987	0,0001	-
K	0,9978	0,0001	-

Fonte: CHESF, 2010

**ANEXO C - Variação espacial entre as estações limnológicas do lago de Xingó de dez/2009 a nov/2010.**

Tabela 3.3-3 - Nível de significância da análise estatística das diferenças entre as estações, meses e profundidades de amostragem no reservatório de Xingó para as variáveis monitoradas em campo e analisadas em laboratório, no período entre dezembro de 2009 a novembro de 2010. Valores em negrito correspondem àqueles considerados significativos ( $p \leq 0,05$ ).

Variável	Valores de "P" para estações	Valores de "P" para meses	Valores de "P" para profundidade
Nitrogênio amoniacal total	0,0001	0,6485	0,2778
Nítrito	0,0219	0,0002	0,4626
Nitrato	0,9847	0,0001	0,0001
Fosfato inorgânico	0,3222	0,0001	0,0726
Fosfato total	0,0810	0,0015	0,0556
Fósforo total	0,8815	0,0001	0,3140
Alcalinidade total	0,5291	0,0014	0,0567
Dureza total	0,1248	0,0001	0,9468
Cálcio	0,0054	0,0001	0,7989
Magnésio	0,2308	0,0001	0,4324
Cloretos	0,0252	0,0001	0,9699
Clorofila-a	0,9083	0,0001	0,0001
Fecofitina	0,9351	0,0001	0,0001
Silica	0,9212	0,0002	0,0188
DQO	0,0097	0,0591	0,7104
Turbidez	0,2272	0,0001	0,8740
Sólidos suspensos totais	0,3902	0,0071	-
Sólidos suspensos orgânicos	0,5189	0,0005	-
Sólidos suspensos inorgânicos	0,1038	0,0625	-
Frações Inorgânicos	0,0799	0,0735	-
Frações Orgânicos	0,0799	0,0735	-
Temperatura	0,9680	0,0001	0,0017
Oxigênio dissolvido	0,5208	0,0108	0,0001
pH	0,0832	0,0007	0,0186
Condutividade elétrica	0,7802	0,0001	0,0648
Salinidade	0,2835	0,1387	0,5197
Sólidos dissolvidos totais	0,8512	0,0001	0,0438
Transparência da água	0,3561	0,0001	-
Zona eufótica	0,0162	0,0634	-
K	0,0117	0,0306	-

Fonte: CHESF, 2011.

**ANEXO D - Lançamento, no Lago de Xingó, de efluentes sanitários da cidade de Paulo Afonso.**



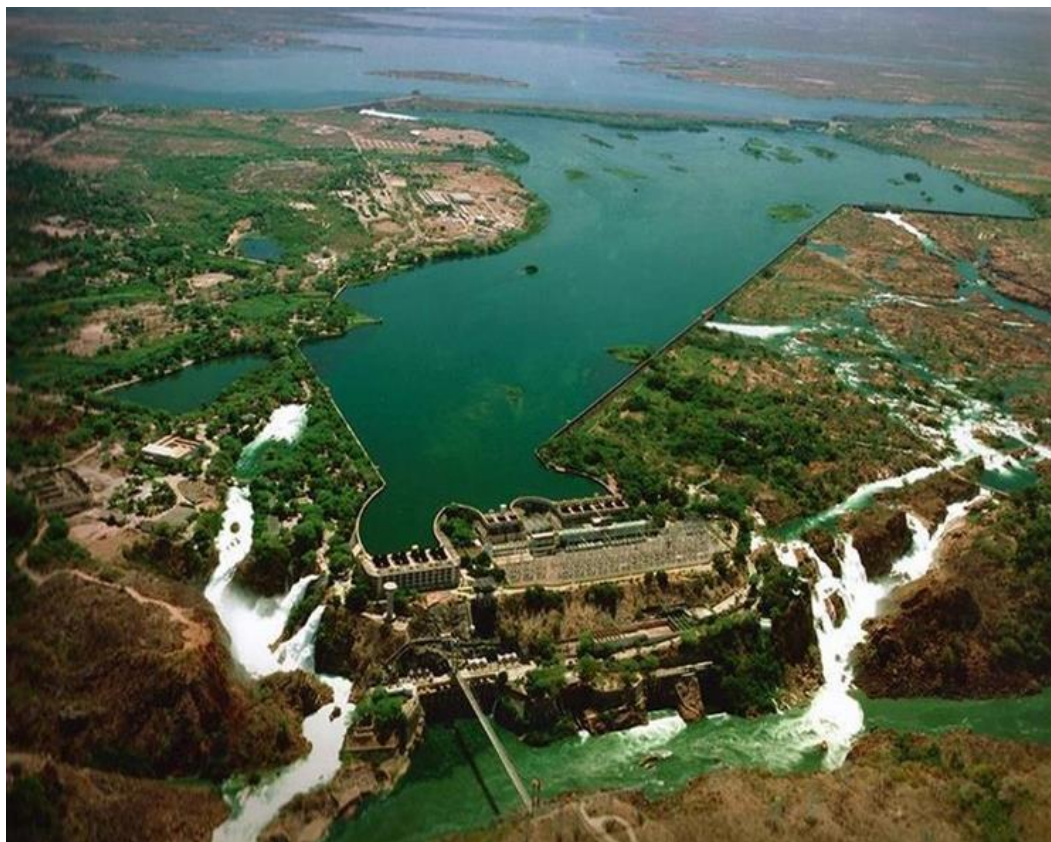
Fonte: (CASAL ,2016)

**ANEXO E - Propagação de macrófitas (*Eichhornia crassipes*) na parte anterior do lago de Xingó após a descarga sedimentológica do Lago Delmiro Gouveia.**



Fonte: CASAL, 2016.

**ANEXO F - Parte do complexo hidrelétrico de Paulo Afonso, em primeiro plano as Usinas Paulo Afonso I, II, e III e o reservatório Delmiro Gouveia, ao fundo, barragem e lago de Moxotó e a Usina Apolônio Sales.**



Fonte: (OZILDO ALVES, 2017)

**ANEXO F - Reservatório Delmiro Gouveia deplecionado para manutenção dos cinco drenos de areia.**



Fonte: (OZILDO ALVES, 2017)

**ANEXO G - Floração algal no Lago de Xingó com visualização da mancha (*Ceratium furcoides*) e outras espécies coexistentes em abril / maio de 2015.**



Fonte: (CBHSF, 2017)

**ANEXO H - Cronologia dos documentos técnicos com dados limnológicos do lago de Xingó.**

<b>Período</b>	<b>Descrição</b>	<b>Referência</b>
Dez/2007 a Nov/2008	1º Relatório anual do programa de inventário dos ecossistemas aquáticos do baixo São Francisco	FADURPE <sup>1</sup>
Dez/2008 a Nov 2009	2º Relatório anual do programa de inventário dos ecossistemas aquáticos do baixo São Francisco	FADURPE <sup>1</sup>
Dez/2009 a Nov/2010	3º Relatório anual do programa de inventário dos ecossistemas aquáticos do baixo São Francisco	FADURPE <sup>1</sup>
Dez/2007 a Nov/2010	Relatório Trienal do programa inventário dos Ecossistemas Aquáticos do Baixo São Francisco Reservatório de Xingó e Baixo São Francisco	FADURPE <sup>1</sup>
Jun/2013	1º Relatório mensal - Programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	PROJETEC <sup>2</sup>
Jul/2013	2º Relatório mensal - Programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	PROJETEC <sup>2</sup>
Ago/2013	3º Relatório mensal - Programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	PROJETEC <sup>2</sup>
Set/2013	4º Relatório mensal - Programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	PROJETEC <sup>2</sup>
Set -Out/2013	5º Relatório mensal - Programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	FADURPE <sup>1</sup>
Out -Nov/2013	6º Relatório mensal - Programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	FADURPE <sup>1</sup>
Nov-Dez/2013	7º Relatório mensal Programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	FADURPE <sup>1</sup>
Dez / 2013	8º Relatório mensal - Programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	FADURPE <sup>1</sup>
Jan/2014	9º Relatório mensal – Programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	FADURPE <sup>1</sup>
Set/2014	1º Relatório mensal da continuação dos serviços do programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	FADURPE <sup>1</sup>
Out/2014	2º Relatório mensal da continuação dos serviços do programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	FADURPE <sup>1</sup>
Nov/2014	3º Relatório mensal da continuação dos serviços do programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	FADURPE <sup>1</sup>
Dez/2014	4º Relatório mensal da continuação dos serviços do programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	FADURPE <sup>1</sup>
Jan/2015	5º Relatório mensal da continuação dos serviços do programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	FADURPE <sup>1</sup>
Mar/2015	6º Relatório mensal da continuação dos serviços do programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	FADURPE <sup>1</sup>
Abr/2015	7º Relatório mensal da continuação dos serviços do programa de monitoramento do Rio São Francisco durante o período de vazão reduzida	FADURPE <sup>1</sup>
Abr/2015	1º Relatório Quadrimestral 2014/2015 - Relatório 2A Programa de Monitoramento dos Ecossistemas Aquáticos do Reservatório de Xingó e Baixo São Francisco	Água e Terra
<b>Relatórios dos 30 dias de mancha (floração algal após a descarga total do lago Delmiro Gouveia no Lago Xingó )</b>		
10-15/abril/2015	RELATÓRIO DE FISCALIZAÇÃO DIMFI N° 093/2015	IMA/AL
13-15/abril	Parecer técnico DILAB 003/2015	IMA/AL
14/abril	Ocorrência de mancha escura no Rio São Francisco	DESO/SE
15/Abril/2015	Relatório sobre a paralisação do sistema coletivo do Sertão	CASAL
01/maio/2015	Laudo físico-químico	Água e Terra
01/maio/2015	Laudo fitoplâncton	Água e Terra
06/maio/2015	Ocorrência de manchas nas águas do baixo São Francisco, nordeste-brasil laudo de análise de fitoplâncton	LABMAR/UFAL
19/maio/2015	Laudo laboratório	Água e Terra
19/maio/2015	Laudo fitoplâncton	Água e Terra
Abril-Maio/2015	Relatório Parcial : Amostras Diárias. Monitoramento Intensivo realizado na área de influência do Reservatório de Xingó . Volume 1	Água e Terra
Maio-Junho/2015	Relatório Parcial 2. Monitoramento Intensivo realizado na área de influência do Reservatório de Xingó	Água e Terra
Agosto/2015	Ofício externo N° 1338/2015	ADEMA /SE

O autor (2018).



