

## **ESTRUTURA DO FITOPLÂNTON EM RESERVATÓRIO DA PARAÍBA, BRASIL: ANÁLISE COMPARATIVA DOS PERÍODOS PRÉ E PÓS-TRANSPOSIÇÃO DO RIO SÃO FRANCISCO**

Manuela Pereira Cardoso (1); Ranielle Daiana dos Santos Silva (2); Dayany Aguiar de Oliveira (3); Juliana dos Santos Severiano (4); José Etham de Lucena Barbosa (5).

*Universidade Estadual da Paraíba, [manuelapereiracardoso@gmail.com](mailto:manuelapereiracardoso@gmail.com); Universidade Estadual da Paraíba, [ranielledaiana.santos72@gmail.com](mailto:ranielledaiana.santos72@gmail.com); Universidade Estadual da Paraíba, [dayanyaguiar93@gmail.com](mailto:dayanyaguiar93@gmail.com); Instituto Federal da Paraíba, [jsantosseveriano@gmail.com](mailto:jsantosseveriano@gmail.com); Universidade Estadual da Paraíba, [ethambarbosa@hotmail.com](mailto:ethambarbosa@hotmail.com).*

**Resumo:** O presente estudo teve como objetivo avaliar a estrutura da comunidade fitoplanctônica, antes e após a transposição das águas do Rio São Francisco. O estudo foi realizado no reservatório Poções-Paraíba. Foram realizadas amostragens antes da transposição em outubro/2016 e fevereiro/2017 e uma coleta após em junho/2017. Foram analisadas as concentrações de fósforo reativo solúvel, fósforo total, clorofila-a e transparência da água para obtenção do Índice de Estado Trófico (IET), e análises quali-quantitativa do fitoplâncton. Os resultados mostraram que o reservatório Poções apresentou baixo volume hídrico e pouca precipitação, permanecendo eutrófico durante todo o estudo. Além disso, verificou-se alterações na comunidade fitoplanctônica como a redução de cianobactérias após o evento da transposição e aumento de Chlorophyceae. No estudo foi observada a introdução da espécie de Dinophyceae *Ceratium furcoides* proveniente das águas da transposição. Contudo, conclui-se que a transposição causou perturbação, alterando as características limnológicas e a estrutura da comunidade fitoplanctônica.

**Palavras-chave:** Comunidade fitoplanctônica, Reservatório de abastecimento público, Eutrofização, Semiárido, Variáveis limnológicas.

### **Introdução**

A eutrofização dos corpos hídricos vem se tornando um problema comum em todo o mundo e tem acarretado inúmeras perturbações como a redução de diversidade espécies e perda da qualidade da água (PAERL, 2009), principalmente, por favorecer, a formação de

florações de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas (SANCHES et al., 2012).

O processo da eutrofização é decorrente do aumento das concentrações de nutrientes (BOQUIANG et al., 2009), especialmente nitrogênio e o fósforo. Tais nutrientes, aliados a condições de altas intensidade luminosa, elevadas temperaturas e pH promovem o crescimento da biomassa fitoplanctônica (PAERL et al., 2013; CHA et al., 2017).

No semiárido brasileiro, as condições climáticas promovem longos períodos de estiagem, alto tempo de residência da água e, nos casos mais graves, o colapso hídrico de reservatórios, sendo, devido a esses fatores ambientais consideravelmente mais vulneráveis à eutrofização (BARBOSA et al., 2012).

Os longos períodos de estiagem ocasionam a redução do volume hídrico dos reservatórios e, conseqüentemente, alteram as condições físicas e químicas da água, modificando a dinâmica da comunidade fitoplanctônica (COSTA et al., 2016). Nos últimos sete anos (2012-2018), a seca prolongada provocou o colapso hídrico de muitos reservatórios paraibanos, o que inviabilizou o abastecimento de água para população. Neste contexto, a transposição do Rio São Francisco surge como alternativa para minimizar os efeitos gerados pela seca, amenizando problemas de escassez hídrica na região.

Embora a transposição tenha sido empregada para remediar a escassez de água na região semiárida, o distúrbio ocasionado por este evento pode alterar negativamente a diversidade de espécies locais. Além disso, pode introduzir espécies invasoras altamente competitivas o que pode ocasionar a exclusão de espécies no ecossistema aquático, e alterar características hidrológicas (RIMA, 2004). Uma das formas de avaliar os impactos causados pela transposição é verificar as alterações na dinâmica fitoplanctônica, visto que esta comunidade é altamente sensível a alterações ambientais, sendo utilizada como bioindicadora de qualidade da água (WU et al., 2014). Diante disto, o presente estudo tem como objetivo avaliar a estrutura do fitoplâncton antes e após a transposição das águas do Rio São Francisco em reservatórios da região semiárida da Paraíba.

## **Metodologia**

O estudo foi desenvolvido no reservatório Poções (7°53'45"S e 37°0'50"W) (Figura 1), localizado no município de Monteiro, no estado da Paraíba, Brasil. Este reservatório faz parte da bacia do Rio Paraíba e apresenta capacidade máxima de 29.861.562 m<sup>3</sup>, sendo utilizado para o abastecimento e atividades de piscicultura, dessedentação animal, recreação e irrigação.



**Figura 1:** Reservatório Poções, município Monteiro, Paraíba, Brasil.

As amostras foram coletadas na subsuperfície (100% de incidência luz) na região lântica, com frequência trimestral entre o período outubro de 2016 a junho de 2017. Os meses amostrados são referentes aos períodos pré-(Outubro de 2016 e fevereiro de 2017) e pós (Junho de 2017) transposição do rio São Francisco. As amostras de água para a análise dos nutrientes, clorofila-a e fitoplâncton foram armazenadas em frascos plásticos. As amostras de nutrientes e clorofila-a foram mantidas em isopor com gelo para serem conduzidas ao laboratório, enquanto as amostras para o estudo quali-quantitativa do fitoplâncton foram preservadas com Lugol a 1%. A transparência da água foi mensurada (m), utilizando-se o disco de Secchi.

Em laboratório, a clorofila-a foi extraída com etanol 96%, seguindo o método de Jerpersen e Christoffersen (1987), e determinada pelo método espectrofotométrico de Lorezen (1967). Enquanto o fósforo total (PT) e fósforo reativo solúvel (SRP), foram determinados de acordo com as técnicas descritas no *Standard Methods Apha* (2012).

Os dados de fósforo total e clorofila-a foram utilizados para calcular o Índice de Estado Trófico (IET), descrito por Carlson (1977) e modificado para ambientes tropicais por Toledo Jr. et al. (1983). A classificação trófica segue o seguinte critério: oligotrófico  $IET < 44$ , mesotrófico  $44 < IET > 54$  e eutrófico  $IET > 54$ .

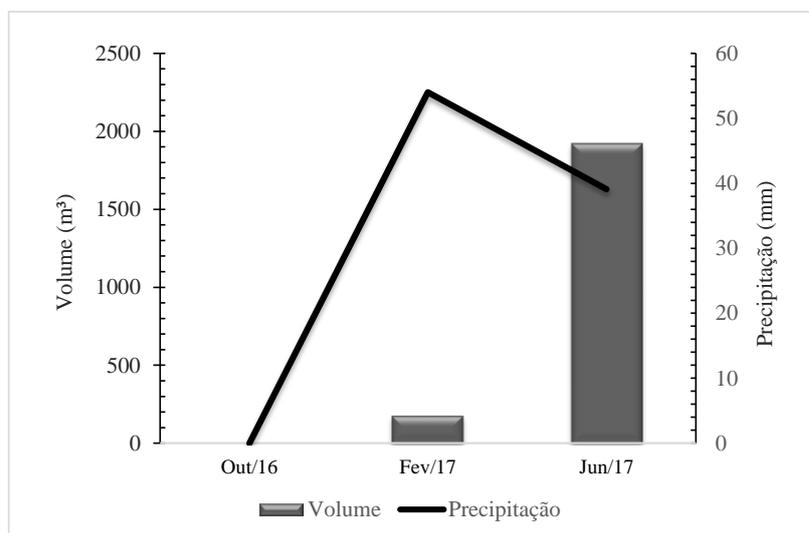
As espécies fitoplanctônicas foram identificadas em microscópio da marca Zeizz (modelo Lab. A1), com o auxílio de chaves de identificação (KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 1989;

1998; 2005; KOMÁREK et al., 2002). Em seguida foi realizado a análise quantitativa em microscópio invertido (Zeiss Axiovert 40 C) com o aumento de 400X, utilizando câmara de sedimentação, segundo Uthermöhl (1958). Foi realizado cálculo de espécies dominantes e abundantes (LOBO; LEIGHTON 1986) e através destas foi obtida a densidade dos indivíduos (ROSS, 1979).

Os dados de precipitação pluviométrica (mm) e volume hídrico (m<sup>3</sup>) foram obtidos do site da AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas).

## Resultados e Discussão

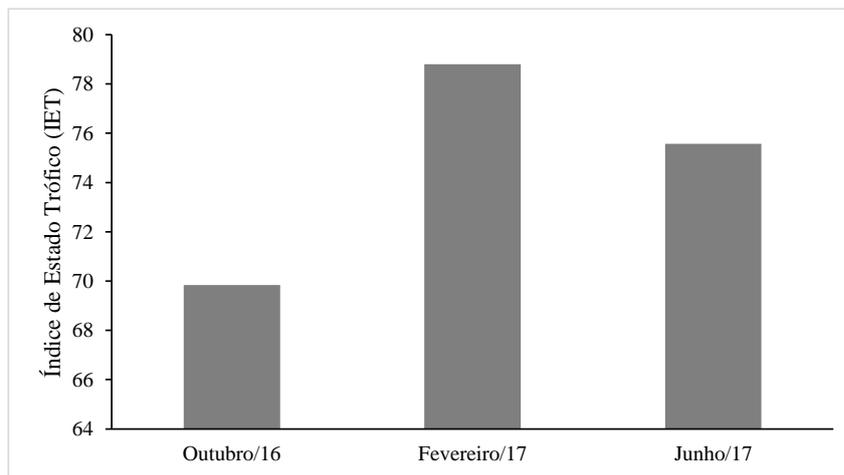
Durante o período de estudo, foi verificado uma baixa precipitação no mês de outubro/16, sendo observada maior precipitação nos meses de fevereiro e junho de 2017. O maior volume hídrico no reservatório Poções ocorreu no mês de junho de 2017, este acúmulo de água foi proveniente das chuvas ocorridas na região, e principalmente da transposição das águas do Rio São Francisco iniciada em meados de março/17. Segundo Costa, Barbosa e Dantas (2016), devido as elevadas temperaturas, alta incidência luminosa e aos baixos índices pluviométricos da região semiárida, os reservatórios dessa região estão constantemente condicionados a reduzirem seu volume hídrico durante o período de seca.



**Figura 2:** Volume e precipitação no período de outubro de 2016 a junho de 2017.

O Índice de Estado Trófico (IET) foi utilizado para indicar o grau de trofia do reservatório Poções (Figura: 3). O cálculo do IET

classificou o ambiente como eutrófico durante todo o estudo. Esta condição pode ser explicada pelo baixo volume hídrico, baixa transparência e pelas altas concentrações de nutrientes (fósforo total, fósforo reativo solúvel) e clorofila-a do reservatório (Tabela 1). Ambientes que sofrem com longos períodos de secas estão susceptíveis a terem seu estado trófico elevado, como observado em estudo por Medeiros et al., (2015).

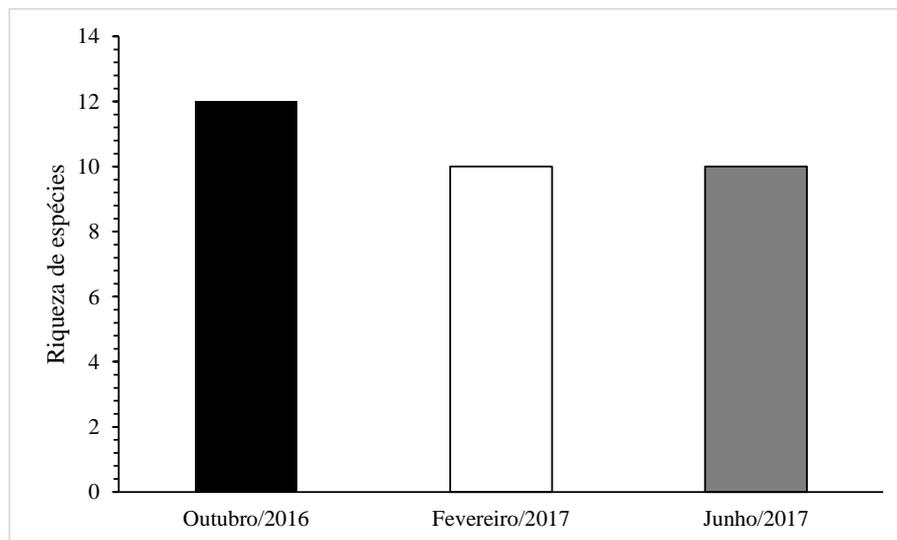


**Figura 3:** Índice de Estado Trófico do reservatório Poções, Paraíba, Brasil, entre o período de outubro/16 a junho/17.

**Tabela 1:** Variáveis abióticas utilizadas para calcular o Índice de Estado Trófico (IET) entre Outubro de 2016 à Junho de 2017. Secchi, Tansparência; PSR, Fósforo Reativo Solúvel; PT, Fósforo Total; Cloro-a, Clorofila-a.

Variáveis Abióticas				
Meses	Secchi (cm)	PSR ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	PT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	Cloro-a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )
<b>Outubro/2016</b>	61,65	38,84	79,85	66,76
	64,35	68,10	73,65	63,56
	63,62	89,54	89,91	33,16
<b>Fevereiro/2017</b>	83,98	113,96	94,59	40,43
	77,20	108,68	97,36	40,86
	77,20	108,79	94,37	34,04
<b>Junho/2017</b>	63,62	86,17	82,30	68,39
	63,62	82,48	76,01	65,36
	63,62	88,19	84,65	59,81

A composição da comunidade fitoplanctônica durante o estudo foi de 40 taxóns distribuídos nas classes Chlorophyceae (12), Bacillariophyta (9), Cyanophyceae (8), Euglenophyceae (6), Zynemaphyceae (4) e Dynophyceae (1). As maiores riquezas de espécies (12) ocorreram em outubro de 2016, antes da transposição das águas do Rio São Francisco, enquanto que a menor riqueza (10) foi observada nos meses de fevereiro e junho de 2017. A baixa riqueza de espécies conciliou com o menor volume hídrico em fevereiro, e no mês de junho essa baixa diversidade pode ter sido reflexo das perturbações ambientais sofridas com transposição.

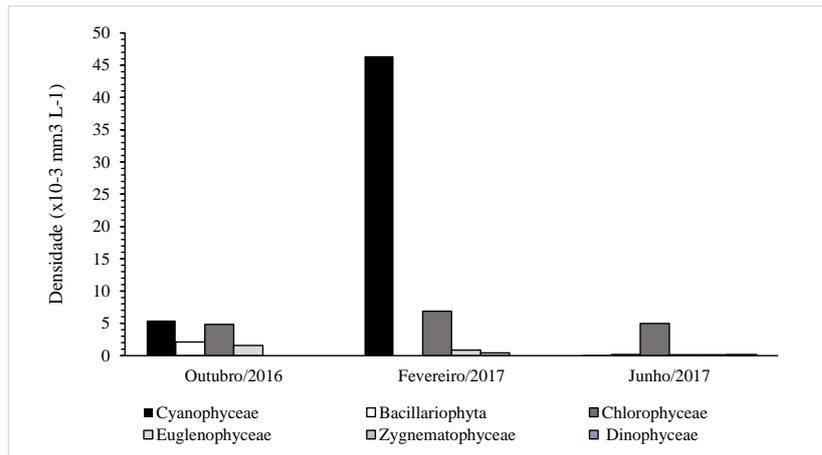


**Figura 4:** Composição fitoplanctônica do reservatório Poções, entre o período de outubro de 2016 e junho de 2017.

Foi verificado que as classes Cyanophyceae e Chlorophyceae apresentaram maior densidade, especialmente no mês de fevereiro, entretanto após a transposição das águas do Rio São Francisco foi observado uma redução da classe Cyanophyceae em comparação com a classe Chlorophyceae (Figura 5).

**Tabela 2:** Espécies fitoplanctônicas identificadas no reservatório Poções durante o período de outubro de 2016 à Junho de 2017. X, Presença da espécie; -, Ausência da espécie.

Espécies	Meses		
	Outubro/16	Fevereiro/17	Junho/17
<b>Cyanophyceae</b>			
<i>Amphanapsa annulata</i> (G.B.McGregor in McGregor, Fabbro & Lobegeiger 2007).	X	-	X
<i>Amphanocapsa incerta</i> ((Lemmermann) G.Cronberg & Komárek 1994).	X	X	X
<i>Coelomoron tropicale</i> (P.A.C.Senna, A.C.Peres & Komárek 1998)	X	X	-
<i>Eucapis densa</i> (M.T.P.Azevedo, Sant'Anna, Senna, Komárek & Komárková 2003).	X	X	X
<i>Limnococcus limneticus</i> ((Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomelová 2010).	-	X	-
<i>Microcystis pulchella</i> ((Kützing) Kützing 1846).	X	-	-
<i>Merismopedia tenuissima</i> (Lemmermann 1898).	-	X	-
<i>Merismopedia punctata</i> (Meyen 1839).	X	-	X
<i>Plankthotrix isothrix</i> (Skuja) Komárek & Komárková 2004).	-	-	X
<i>Plankthotrix agardi</i> ((Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988).	X	-	-
<i>Pseudanabaena galeata</i> (Böcher 1949).	X	-	-
<i>Snowella lacustres</i> ((Chodat) Komárek & Hindák 1988).	-	X	-
<i>Synechocystis aquatilis</i> (Sauvageau 1892).	X	-	X
<b>Bacillariophyta</b>			
<i>Aulacoseira granulata</i> ((Ehrenberg) Simonsen 1979).	X	X	X
<i>Amphora ovalis</i> ((Kützing) Kützing 1844).	X	X	X
<i>Cyclotella meneghiniana</i> (Kützing 1844).	X	X	X
<i>Gomphonema parvulum</i> ((Kützing) Kützing 1849).	X	-	-
<i>Gyrosigma attenuatum</i> ((Kützing) Rabenhorst 1853).	X	-	X
<i>Gyrosigma</i> (Kützing).	X	-	-
<i>Nitzschia closterium</i> ((Ehrenberg) W.Smith 1853).	X	-	-
<i>Navicula cuspidata</i> ((Kützing) Kützing 1844).	-	X	-
<i>Nitzschia palea</i> ((Kützing) W.Smith 1856).	-	-	X
<i>Navicula ambigua</i> (Ehrenberg 1843).	X	-	X
<i>Pinnularia acrosphaeria</i> (W.Smith 1853).	-	-	X
<i>Ulnaria ulna</i> ((Nitzsch) Compère in Jahn <i>et al.</i> 2001).	-	-	X
<i>Synedra sp</i> (Nitzsch).	-	-	X
<b>Chlorophyceae</b>			
<i>Coelastrum microporum</i> (Nägeli in A.Braun 1855).	X	-	-
<i>Crucigenia quadrata</i> (Morren 1830).	X	X	-
<i>Desmodesmus brasiliensis</i> ((Bohlin) E.Hegewald 2000).	-	-	X
<i>Kirchneriella diana</i> ((Bohlin) Comas Gonzalez 1980).	X	X	-
<i>Kirchneriella lunares</i> ((Kirchner) Möbius 1894).	-	X	-
<i>Oocystis borgei</i> (J.W.Snow 1903).	X	X	X
<i>Monoraphidium irregular</i> ((G.M.Smith) Komárková-Legnerová 1969).	-	-	X
<i>Monoraphidium contortum</i> ((Thuret) Komárková-Legnerová in Fott 1969).	X	X	X
<i>Schroederia setigera</i> ((Schröder) Lemmermann 1898).	X	-	-
<i>Tetrallantos lagerheimii</i> (Teiling 1916).	-	-	X
<i>Tetraëdron minimum</i> ((A.Braun) Hansgirg 1888).	X	-	X
<i>Tetraedron regulare</i> (Kützing 1845).	-	-	X
<b>Euglenophyceae</b>			
<i>Lepocinclis ovum</i> ((Ehrenberg) Lemmermann 1901)	X	-	X
<i>Lepocinclis fusiformes</i> ((H.J.Carter) Lemmermann 1901).	-	-	X
<i>Phacus unguis</i> (Pochmann 1942).	-	-	X
<i>Phacus circumflexus</i> (Pochmann 1942).	-	-	X
<i>Trachelomonas volvacina</i> ((Ehrenberg) Ehrenberg 1834).	X	X	X
<i>Trachelomonas superba</i> (Svirenko 1914).	X	-	-
<i>Trachelomonas abrupta</i> (Svirenko [Svirenko] 1914).	X	X	X
<i>Strombomonas limonensis</i> (Yacubson).	-	-	X
<b>Zygnematophyceae</b>			
<i>Closterium parvulum</i> (Nägeli 1849).	-	X	-
<i>Closterium venus</i> (Kützing ex Ralfs 1848).	-	X	-
<i>Closterium diana</i> (Ehrenberg ex Ralfs 1848).	-	-	X
<i>Cosmarium phaseolus</i> (Brébisson ex Ralfs 1848).	-	-	X
<b>Dinophyceae</b>			
<i>Ceratium furcoides</i> ((Levander) Langhans 1925).	-	-	X
<b>Total:</b>	28	19	32

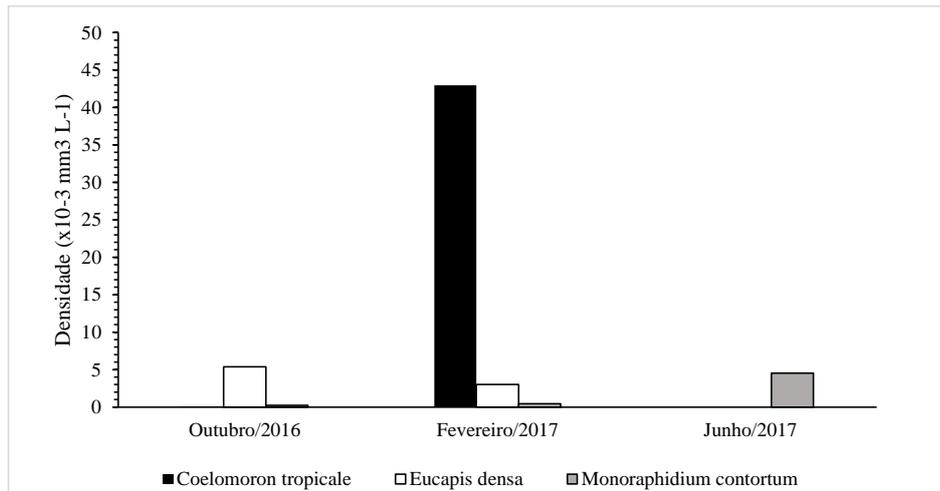


**Figura 5:** Densidade da comunidade fitoplanctônica do reservatório Poções, entre o período de outubro de 2016 a junho de 2017.

Foi realizado a análise de dominância e abundância de espécies seguindo a metodologia proposta por Lobo e Leighton (1986), para análise dos dados consideramos apenas as espécies dominantes e abundantes, excluindo as espécies pouco abundantes e raras. No estudo foi verificado a dominância das espécies *Coelomoron tropicale* e *Monoraphidium contortum*, e abundância da espécie *Eucapis densa*. Dentre as espécies raras foi verificado a introdução da espécie *Ceratium furcoides* a qual foi registrada após a transposição. Nos meses de outubro/16 e fevereiro/17 houve maior densidade das cianobactérias *Eucapis densa* e *Coelomoron tropicale*, enquanto que em Junho/17 houve baixa representatividade de cianobactérias, apresentando maior densidade da Chlorophyceae *Monoraphidium contortum* (Figura6).

A maior densidade da classe Chlorophyceae encontradas em Junho/17 pode estar associada ao maior volume hídrico do ambiente, além de melhores condições de luminosidade, menor turbidez e altas concentrações de nutrientes carreados pelo revolvimento do sedimento.

Nossos resultados demonstraram que embora tenha ocorrido a entrada de água por meio das chuvas e da transposição, o estado de trofia do reservatório Poções não alterou, permanecendo eutrófico. Além disso, houve a redução de cianobactérias após o evento da transposição o que pode ter sido relacionado as alterações das características limnológicas. Em contrapartida, em junho verificou-se maior densidade de Chlorophyceae, com a inserção da Dinophyceae *Ceratium furcoides* introduzida através da transposição, como foi documentado por Oliveira (2017).



**Figura 6:** Densidade das espécies dominantes e abundantes no reservatório Poções entre o período de outubro de 2016 à Junho de 2017.

Apesar de ter ocorrido a redução de espécies em decorrência da transposição, segundo Hambright e Zohary (2000) perturbações com intensidades intermediárias podem contribuir para o aumento da diversidade de espécies. A condição de alta diversidade de espécies após um distúrbio pode ser mantida durante determinado tempo, cujo qual é necessário para se obter condições de equilíbrio e dominância por espécies competidoras (REYNOLDS, 1988), portanto, para compreensão de como a comunidade fitoplanctônica irá se comportar frente a esta perturbação a longo prazo, se mostra necessário o constante monitoramento deste reservatório visto que o mesmo é utilizado para o abastecimento público.

## Conclusão

Conclui-se que a transposição das águas do Rio São Francisco alterou a estrutura da comunidade fitoplanctônica do reservatório Poções, sendo a redução das cianobactérias consequentes das alterações limnológicas após o evento da transposição. Além disso, a alta riqueza de espécies foi associada ao menor do grau de trofia e a menor densidade de espécies dominantes verificado em outubro/16.

## Referências

AESA, Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Disponível em: <<http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/volumesAcudes.do?metodo=preparaVolumesMensaisAnterior>>, Acesso em: 31 de Maio de 2018.

BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. Aquatic systems in semiarid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v.24, n.1, p.103-118, 2012.

BOQIANG QIN: Lake eutrophication: Control countermeasures and recycling exploitation, **Ecological Engineering**, 2009, vo.35, no.11, p.1569-1573.

CARLSON, R. E. Atrophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v.22 (2), p.361-369. 1977.

CHRISTOFFERSEN, K. S.; WINDING, A. Microbial activity and bacterial community structure during degradation of microcystins. **Aquatic Microbial Ecology**, v.27, p.125-136. 2002.

COSTA, D. F.; BARBOSA, J. E. L.; DANTAS, Ê W. Productivity–diversity relationships in reservoir phytoplankton communities in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 129, p. 64-70, 2016.

COSTA, M. R. A. D.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. **Hidrobiologia**, v.778, n.1, p.75-89, 2016.

FREITAS, F. R. S.; RIGHETTO, A. M.; ATTAYDE, J. L. Cargas de fósforo total e material em suspensão em um reservatório do semiárido Brasileiro. **Oecologia Australis**, v.15(3), p.655-665, 2011.

HAMBRIGHT, K. David; ZOHARY, Tamar. Phytoplankton species diversity control through competitive exclusion and physical disturbances. **Limnology and Oceanography**, v. 45, n. 1, p. 110-122, 2000.

JESPERSEN, A. M.; CHRISTOFFERSEN, K. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. **Archiv für Hydrobiologie**, v.109, p.445-454. 1987.

MEDEIROS, L.D.C.; MATTOS, A.; LURLING, M.; BECKER, V. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. **Aquatic Ecology**, v. 49, n. 3, p. 293-307, 2015.

O'NEIL, J. M.; DAVIS, T. W.; BURFORD, M. A.; GLOBER, C. J. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. **Harmful Algae**, v. 14, p.313-334. 2012.

PAERL, H. W and OTTEN, T. G. Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences and controls. **Microbial Ecology**, v.65, p.995-1010. 2013.

Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – Relatório de Impacto Ambiental (RIMA). Ministério da Integração Nacional (MIN), Brasília (DF), 2004.

ROSS, J. **Práticas de ecologia**. Barcelona: Editora Omega, 1979.

SCHCES, S. M.; PRADO, E. L.; FERREIRA, I. M.; BRAGA, H. F.; VIEIRA, A. M. Presença de toxina microcistina em água, impactos na saúde pública e medidas de controle. **Revista de Ciências Farmacêuticas Básica e Aplicada**, v.33, n.2, p.181-187, 2012.

TE, S. H.; GIN, K. Y. H. The dynamics of cyanobacteria and microcystin production in a tropical reservoir by inferetial modelling. **Harmful Algae**, v.10, p.319-329. 2011.

WU, N.; SCHMALZ,B; FOHRE, N. Study Progress in Riverine Phytoplankton and its Use as Bio-Indicator- a ReviewR. **Austin Journal of Hydrology**, p.1-9, 2014.