



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I
CENTRO DE SAÚDE E CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

MATEUS ROCHA RODRIGUES

**INFLUÊNCIA DAS CIANOBACTÉRIAS NA DENSIDADE DO ZOOPLÂNCTON EM
UM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO PARAÍBANO.**

**CAMPINA GRANDE
2019**

MATEUS ROCHA RODRIGUES

Influência das cianobactérias na densidade do zooplâncton em um reservatório do semiárido paraibano.

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro de Saúde e Ciências Biológicas da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Área de concentração: Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa.

Coorientadora: MSc. Camila Ferreira Mendes.

**CAMPINA GRANDE
2019**

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

R696i Rodrigues, Mateus Rocha.
Influência das cianobactérias na densidade do zooplâncton em um reservatório do semiárido paraibano. [manuscrito] / Mateus Rocha Rodrigues. - 2019.
30 p. : il. colorido.
Digitado.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2019.
"Orientação : Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa , Coordenação de Curso de Biologia - CCBS."
"Coorientação: Profa. Ma. Camila Ferreira Mendes , Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."
1. Eutrofização, Florações, Cianotoxinas. I. Título
21. ed. CDD 333.91

MATEUS ROCHA RODRIGUES

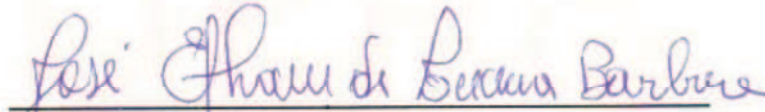
**INFLUÊNCIA DAS CIANOBACTÉRIAS NA DENSIDADE DO ZOOPLÂNCTON EM
UM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO PARAÍBANO.**

TCC apresentado ao Programa de Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

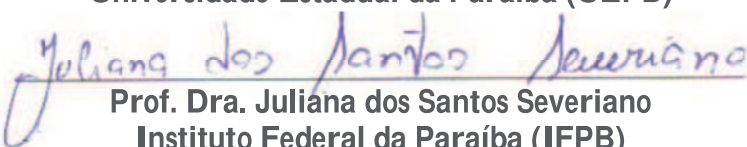
Área de concentração: Ecologia Aquática.

Aprovada em: 22/ 02/2019

BANCA EXAMINADORA


Prof. Dr. José Ethan de Lucena Barbosa (Orientador)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)


Prof. MSc. Sandra Maria Silva
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)


Prof. Dra. Juliana dos Santos Severiano
Instituto Federal da Paraíba (IFPB)

À Jesus Cristo e nossa Mãe, Nossa Senhora, por me
permitir chegar onde cheguei.

AGRADECIMENTOS

Às minhas avós, Genice Ana da Rocha e Adi Olívia da Silva, por todo amor e por seu empenho em contribuir para minha graduação.

Aos meus pais, Genicleide Rocha Rodrigues e Celso Rodrigues da Silva, por sempre acreditarem em mim e me ajudarem a chegar onde cheguei.

À minha irmã, por todas as brigas e chatices, mas também por todo seu amor e sua torcida para meu sucesso.

À tio Messias e tia Fátima, por toda confiança e empenho em colaborar para minha formação acadêmica.

Aos meus amigos de Malta, Silvânio, Fafá, Lidiana (Vereadora forte), Sr. Daniel, Lidjane, Hardman, Gabriel, Helena, Ivandeilda, Toinho, Aragão, Karen, Dona Maria, Alex, Igor, Kadmo, Lucinha, e Seu Nego, Lindalva, Lucas, Vinícius e Jackson, por sempre permanecerem junto a mim e por sempre torcerem pelo meu sucesso.

Aos amigos de Campina Grande, Ulisses, Nayara, Nayane, Izaac, Larissa, Fabrine, Fidelis, Camile, Thaíse, Carol, Cesário e Luciana por me ajudarem a ser uma pessoa melhor e por todas as farras (que não foram poucas).

Aos professores do Curso de Biologia da UEPB, em especial, que contribuíram ao longo de quatro anos, por meio das disciplinas e debates, para o desenvolvimento da minha formação.

Aos funcionários da UEPB, Dona Mari e Edilma, pela presteza, atendimento quando nos foi necessário, e por todos os cafés.

Aos colegas de classe pelos momentos de amizade e apoio.

À família LEAQ, por toda paciência e colaboração para a minha formação acadêmica, por todo conhecimento que me passaram.

Ao meu orientador José Ethan, por toda a dedicação e esforço em nos fazer querer ir sempre além.

Às minhas coorientadoras, Juliana, Camila e Dany, pessoas que contribuíram muito além da vida academia, que ensinaram a ser uma pessoa mais responsável, séria e madura. Por todas as cervejas, conversas e gargalhadas.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	7
2. MATERIAL E MÉTODOS	9
2.1. Área de estudo.....	9
2.2. Amostragem e Análises de Dados.....	10
2.3. Cianobactéria	10
2.4. Cianotoxinas.....	10
2.5. Zooplâncton.....	11
2.6. Análise estatística.....	12
3. RESULTADOS	12
3.1. Variáveis climatológicas, físicas e químicas	12
3.2. Cianobactérias, Zooplâncton e Cianotoxinas.....	14
4. DISCUSSÃO	20
5. CONCLUSÃO.....	24
REFERÊNCIAS.....	25

Influência das cianobactérias na densidade do zooplâncton em um reservatório do semiárido paraibano.

Mateus Rocha Rodrigues*

RESUMO

Devido a perturbações externas como as poluições que intensificam a eutrofização, as dinâmicas dos corpos d'água tem se alterado, mudando a estrutura e a função dos habitats, incluindo a interação entre esses grupos, principalmente entre fitoplâncton e zooplâncton. As cianobactérias por serem fortes competidoras intra e enter-específicas em ambientes eutrofizados, alteram a estrutura dos habitats, afetando principalmente o zooplâncton. O objetivo desse estudo é analisar a interação entre cianobactérias potencialmente tóxicas sobre o zooplâncton, como também a influência das variáveis físicas e químicas em um reservatório do semiárido brasileiro. As amostragens foram realizadas no reservatório Epitácio Pessoa, que é o segundo maior reservatório da Paraíba, entre os anos de 2016 e 2018. Foi observado uma alteração nas variáveis físicas e químicas do reservatório após a transposição do Rio São Francisco. Durante o estudo foi observado uma densa floração de *Dolychospermum circinalis*, acompanhado da produção de três toxinas, microscistina (MYC), saxitoxina (STX) e cilindrospermopsina (CYN). Consequentemente houve uma redução drástica na comunidade zooplânctônica, permanecendo apenas poucas espécies dos grupos Copépoda e Cladóceras, *Notodiaptomus iheringi* e *Daphnia dubia*, respectivamente. A análise de componentes principais (PCA) mostrou que os eixos 1 e 2 representaram 50,92% e 30,65% de explicabilidade, respectivamente. O gráfico de ordenação revelou a formação de diferentes grupos onde as cianotoxinas e cianobactéria formaram um grupo e Copepode, cladócero e rotíferos outro. A relação cianobactérias produtoras de cianotoxinas e zooplâncton ainda é pouco compreendida na comunidade científica, estudos que esclareçam essa interação faz-se muito necessário, principalmente para projetos de manejo hídrico.

Palavras-Chave: Eutrofização. Florações. Cianotoxinas.

* Aluno de Graduação em Ciências Biológicas na Universidade Estadual da Paraíba – Campus I.
Email: mateusrodriguesueb@gmail.com

1. INTRODUÇÃO

As atividades humanas têm alterado grande parte dos ecossistemas do mundo, causando uma modificação nas suas estruturas, dinâmicas e funções, acometendo com vários distúrbios os sistemas aquáticos, direcionando seu estado trófico para eutrófico (ROCKSTRÖM et al., 2009). Uma das principais consequências da eutrofização, são as florações de cianobactérias, que causam um enfraquecimento na transferência de energia na cadeia trófica, além de danos diretos aos serviços ecossistêmicos, como diminuição e perda da biodiversidade, e diminuição da qualidade da água dos reservatórios que servem para o abastecimento público (GLIBERT et al., 2017).

Na maioria dos reservatórios eutrofizados, as cianobactérias dominam entre o fitoplâncton, causando alterações nas interações com outros grupos, como por exemplo, o zooplâncton, seu predador principal (YANG et al., 2017). De uma maneira geral, esses grupos possuem uma importante função como a introdução do carbono nos ecossistemas, sendo o fitoplâncton considerado como produtor (GER et al., 2014) e, por serem considerados consumidores primários, o zooplâncton é responsável por dar continuidade ao fluxo de energia na cadeia trófica (GER et al., 2016), além de participar na ciclagem de nutrientes. Por serem da base da cadeia trófica (cianobactéria e zooplâncton), uma alteração nessas interações pode acarretar consequências negativas para todo o sistema aquático, incluindo níveis tróficos superiores.

As cianobactérias possuem fortes estratégias de defesa que estão relacionadas com a produção de diferentes metabólitos secundários (cianotoxinas) (GOBLER et al., 2007; PEREYRA et al., 2017), com a plasticidade fenotípica e a baixa qualidade nutricional (GER et al., 2016). Em seus estudos, Wilson e Hay (2007), verificaram que as cianotoxinas podem reduzir a aptidão do zooplâncton, funcionando como defesa contra esses predadores. Pesquisas realizadas por Jang et al., (2007) mostraram que uma maior produção de microcistina, um tipo de cianotoxina, é observada quando há a presença do zooplâncton. Já em relação a plasticidade fenotípica, acredita-se que esses indivíduos alteram a sua morfologia para livrar-se do pastoreio. O aumento da colônia e alteração da morfologia de filamentosas retas para espiraladas são exemplos de plasticidades fenotípicas (GENG et al., 2013). E em relação a baixa qualidade nutricional, as cianobactérias possuem baixas concentrações de lipídeos (energia) essenciais para os seus predadores, além disso, possuem

bainhas mucilaginosas que são resistentes a digestão no zooplâncton (WILSON et al., 2006; TILLMANN et al., 2008).

Mesmo com todas essas defesas, estudos mostram que algumas espécies de zooplâncton são fortes predadores e agentes controladores na abundância de algumas cianobactérias (*Microcystis aeruginosa* formando pequenas colônias, por exemplo) (SEVERIANO et al., 2018). Outros estudos também mostram a coexistência de algumas espécies de zooplâncton em florações de cianobactérias (GER; PANOSO, 2014). Diniz et al., (2019) em um reservatório hipereutrófico, os resultados mostraram que o mesozooplâncton, composto principalmente de copépodes calanóida, conseguiu predação de cianobactérias filamentosas, sugerindo também que os calanóida, podem ser o grupo zooplancônico mais adequado para o controle de cianobactérias filamentosas em reservatórios hipereutróficos.

A alimentação seletiva e tolerância a ingestão de cianobactérias tóxicas são suas principais características para livra-se da pressão que as florações oferecem (DEMOTT; MOXTER, 1991). Acredita-se que a alimentação seletiva é uma adaptação principal que facilita a coexistência com as florações. Selecionar um alimento de boa qualidade ao invés de células tóxicas, é uma importante estratégia, porém pode contribuir com florações, uma vez que o zooplâncton se alimenta de espécies do fitoplâncton que provavelmente competem com as cianobactérias (DAM et al., 2013). Os copépodes possuem mecanorreceptores e quimiorreceptores, que auxiliam na alimentação (LITCHMAN et al. 2013). Alguns estudos mostram também que os copépodes conseguem encurtar os filamentos de cepas tóxicas de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (PANOSSO et al., 2003), além de serem eficientes na desintoxicação (GER; PANOSO, 2014).

Devido essas características, pesquisadores têm se preocupado em estudar a dinâmica cianobactéria-zooplâncton e como eles estão se comportando no meio ambiente (PADIAL et al., 2014). Estudos de monitoramento da cianobactéria e zooplâncton nos corpos d'água, tem contribuído para respostas ecológicas, pois fornecem informações importantes sobre os processos fisiológicos (produção de toxinas), o crescimento, o comportamento e as interações de competição e predação entre os organismos. Esse tipo de informação pode contribuir também para a solução de problemas ecológicos complexos encontrados nos ambientes naturais, além de auxiliar os gestores para um manejo adequado e conservação dos ecossistemas aquáticos.

Assim, o objetivo desse estudo é analisar a interação entre cianobactérias sobre o zooplâncton, como também a influência das variáveis físicas e químicas em um reservatório do semiárido paraibano. Para isto, a seguinte hipótese foi testada: a alteração da densidade das

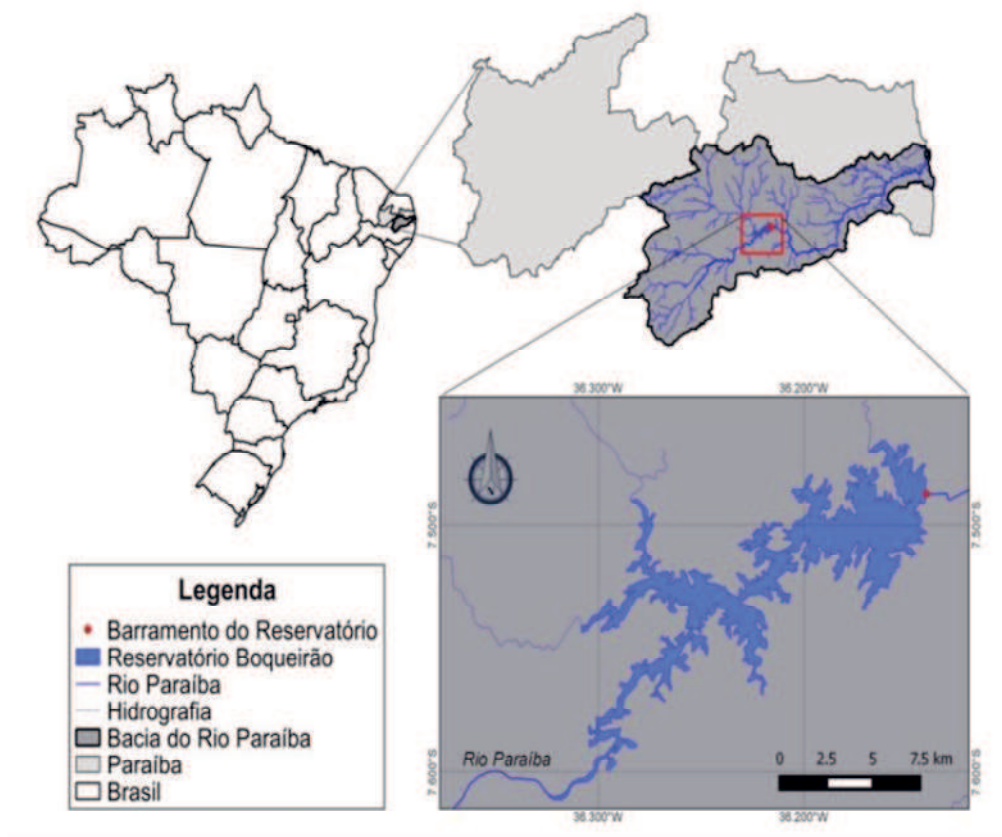
cianobactérias, possivelmente produtoras de toxinas, pode afetar a riqueza e a densidade do zooplâncton.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

As amostragens foram realizadas no reservatório Epitácio Pessoa (popularmente denominado de reservatório Boqueirão), localizado na bacia do Rio Paraíba, no município de Boqueirão-PB, cuja altitude é de 355m acima do nível do mar ($07^{\circ}28'54''$ S e $36^{\circ}08'06''$ W) (Figura 1). É o segundo maior reservatório da Paraíba, abastecendo mais de 500.000 habitantes. Além do abastecimento público, esse reservatório é utilizado também para irrigação, dessedentação animal, recreação e, principalmente, para atividades agrícolas e pecuária. Durante o período de estudo, o reservatório passou a receber água do Rio São Francisco, através do projeto de manejo da transposição do Rio São Francisco.

Figura 1. Mapa com a localização geográfica do reservatório Epitácio Pessoa, PB.



Fonte: Própria autoria.

2.2. Amostragem e Análises de Dados

Foram realizadas seis amostragens, das quais três foram compreendidas entre junho de 2016 e fevereiro de 2017 (antes da transposição) e três compreenderam o período entre junho de 2017 e agosto de 2018 (após a transposição). As amostras de água direcionadas para análise química, de cianobactérias e zooplâncton, foram coletadas com auxílio de um balde, na zona de barramento, na subsuperfície, onde há 100% de incidência luminosa.

As variáveis físicas e químicas, como temperatura da água, pH, turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (mg/L) e sólidos totais dissolvidos foram mensurados *in situ*, com auxílio de sonda multiparamétrica de marca HORIBA- U50. Para as análises dos nutrientes, amônia (NH_4), nitrito (NO_2^-), ortofosfato (SRP), nitrato (NO_3^-) e fósforo total (PT) foram seguidos os métodos descritos em APHA (2012). As concentrações de clorofila *a* foram determinadas espectrofotometricamente com bases nos procedimentos descritos por Jespersen e Christoffersen (1987). Os dados de volume e precipitação foram obtidos no site da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs).

2.3. Cianobactéria

Amostras para a análise das cianobactérias foram armazenadas em frascos plásticos e fixadas em Lugol 1% e, posteriormente, analisadas em laboratório. As identificações das espécies foram realizadas a partir das confecções de lâminas semi-permanentes e posteriores observações em microscópio óptico da marca Olympus, modelo CX31, utilizando bibliografia especializada (KOMAREK e AGNOSTIDIS, 1986; BAKER, 1991, 1992). A quantificação foi realizada segundo a técnica de sedimentação (UTERMÖHL, 1958), sendo contado pelo menos um transecto da câmara ou 100 indivíduos da espécie mais abundante.

2.4. Cianotoxinas

As amostras de cianotoxinas foram coletadas com o auxílio de um balde de 10 L, posteriormente filtradas 30L e concentradas através de uma rede de plâncton com abertura de 20 μm , armazenadas em frascos plásticos com volume de 250 ml e conduzidos em isopor com gelo para laboratório. A microscistina, saxitoxina e cilindrospermopsina foram determinadas pelo método Enzyme-Linked Immuno Sorbent Assay (ELISA) utilizando kits em placa

Abraxis, Inc, (Warminster, Pa) específicos para cada toxina, seguindo as instruções do fabricante. As análises foram realizadas com o auxílio de um leitor de microplacas ASYS A-5301 (ASYS Hitech GmbH, Eugendorf, Áustria).

2.5. Zooplâncton

Amostras de zooplâncton foram coletadas através de uma rede de plâncton com abertura de malha de 68µm. O material coletado foi colocado em frasco de polietileno (50 mL) devidamente etiquetado e fixado em formaldeído a 4%. A análise quali-quantitativa das espécies zooplanctônicas foi realizada em microscópio óptico (Zeiss AxioCam MRc), com o auxílio de uma placa de Sedgewick-Rafter com capacidade máxima de 1 mL. As subamostras foram quantificadas em réplicas. A identificação das espécies se deu a partir do uso de bibliografia especializada (ROCHA e MATSUMURA-TUNDISI, 1976; KOSTE, 1978; EL MOOR-LOUREIRO, 1997; SANTOS-SILVA, 2000).

Após a identificação, foram realizadas contagens dos organismos e calculada a abundância relativa de cada táxon, utilizando a fórmula:

$$A = N \times \frac{100}{n}$$

onde:

N= n° de espécies na amostra,

n= n° total de espécies.

Foi estabelecido os seguintes critérios: dominante - ocorrência maior do que 50%; abundante- ocorrência entre 50 e 30%; pouco abundante – ocorrência entre 30 e 10%; rara – menor de 10% (LOBO e LEIGHTON 1986). A frequência de ocorrência foi calculada a partir do número de vezes em que cada táxon ocorreu nas amostras analisadas, de acordo com a metodologia de Mateucci e Coluna (1982), por intermédio da fórmula:

$$F = P \times \frac{100}{p}$$

onde:

P= n° de amostras contendo a espécie;

p= n° total de amostras examinadas,

Foi estabelecido os seguintes critérios: muito frequente – ocorrência em mais de 70% das amostras; frequente – ocorrência entre 70% e 40% das amostras; pouco frequentes – ocorrência entre 40% e 20% e esporádica menos de 20%.

2.6. Análise estatística

A análise de componentes principais (PCA) foi realizada para verificar a correlação entre os principais grupos do zooplâncton (Copépoda, Rotífera e Cladóccera), a densidade de cianobactérias e a concentração de cianotoxinas. Dados de cianobactéria, zooplâncton e cianotoxinas foram padronizados por meio de transformação logarítmica. Para a PCA foi utilizado os dados obtidos nos meses junho e outubro de 2016, fevereiro de 2017 (Antes da transposição), junho e outubro de 2017 e agosto de 2018 (Após a transposição). Todas as análises estatísticas foram realizadas com nível de significância de 5%, utilizando o programa R Statistical Analysis Program pelo Windows.

3. RESULTADOS

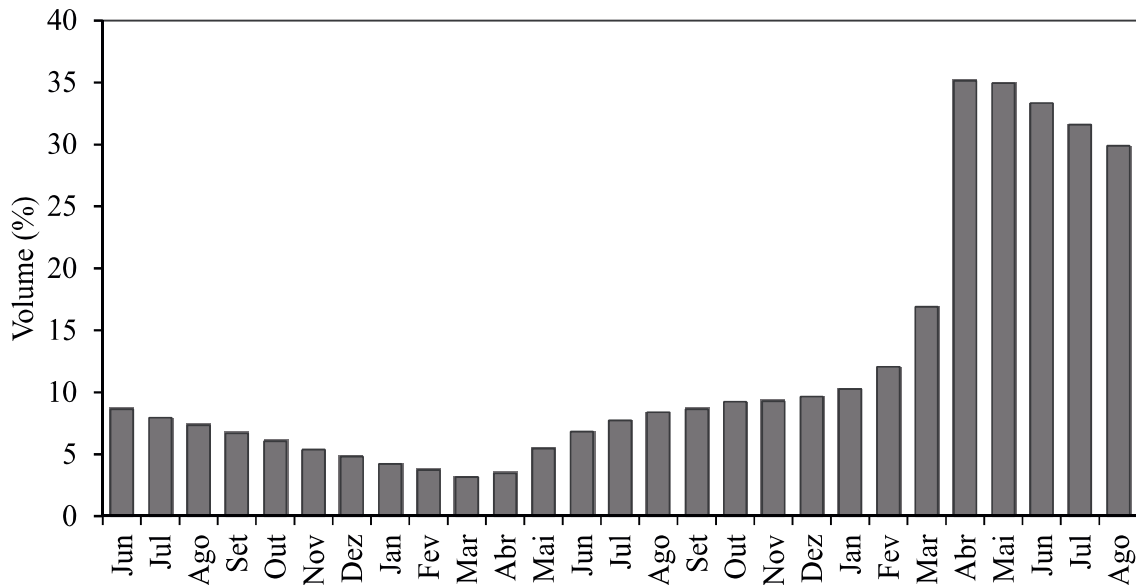
3.1. Variáveis climatológicas, físicas e químicas

Foi observado nos primeiros meses uma redução no volume do reservatório Epitácio Pessoa, sendo encontrados valores em junho de 2016 de 8,4% de volume armazenado, em outubro de 2016 de 6,5% e em fevereiro de 2017, apenas 3,72% do volume total (Figura 2). Porém, após a transposição foi observado um aumento gradativo no volume do reservatório, onde os valores dos meses junho de 2017 e outubro de 2017 foram de: 6,84% e 9,24%, respectivamente. Durante o período de estudo, o maior volume do reservatório foi registrado em abril de 2018 de 35,13%, e devido a uma pausa no bombeamento das águas da transposição para resolução de problemas técnicos, no último mês amostrado (agosto de 2018) o reservatório se encontrava com 29%.

A temperatura da água mostrou uma amplitude de variação de $\pm 2^{\circ}\text{C}$, apresentando uma mínima de 24°C e máxima de 26°C (Tabela 1). A turbidez apresentou um expressivo aumento indo de 3,30 NTU, no início do estudo, para 228 NTU na última amostragem. Conseqüentemente, os valores de transparência da água diminuíram nos períodos após a transposição, sendo verificados valores de 2,51m no primeiro mês amostrado (junho de 2016)

e de 1,33m no último mês (agosto de 2018). Houve redução nos valores de pH, que chegaram mais próximos a neutralidade (7,8) nos meses após a entrada de água do Rio São Francisco, no entanto, em agosto de 2018 o valor do pH volta a se tornar básico chegando a 8,6 (Tabela 1).

Figura 2. Volume armazenado (%) pelo reservatório Eptácio Pessoa – PB, no período de estudo.



Fonte: Própria autoria.

Os valores de condutividade elétrica aumentaram entre junho de 2016 ($1,59 \mu\text{S}/\text{cm}^2$) e agosto de 2018 ($285,30 \mu\text{S}/\text{cm}^2$), bem como houve um aumento expressivo na concentração de TDS do primeiro mês amostrado ao último, $1,02 \text{ g L}^{-1}$ (junho de 2016) e $187,00 \text{ g L}^{-1}$ (agosto de 2018). A salinidade em junho de 2016 tinha concentração de 0,08 o/oo e aumentou até fevereiro de 2017 chegando a 1,2 o/oo. Entretanto, com o aumento do volume do reservatório em junho de 2017 os valores de salinidade foram diminuindo chegando a 0,04 o/oo em agosto de 2018. Do mesmo modo, as concentrações de OD diminuíram, após a transposição de $10,16 \text{ mg L}^{-1}$ em fevereiro de 2017 para $8,58 \text{ mg L}^{-1}$ em agosto de 2018 (Tabela 1).

Nos meses antes da transposição, as concentrações dos nutrientes, amônio (NH_4^+) e fósforo total (PT) foram mais elevados em relação aos demais nutrientes. Para o amônio foram registradas concentrações de $174,68 \mu\text{g L}^{-1}$ e $198,21 \mu\text{g L}^{-1}$ e o PT apresentou concentrações de $100,33 \mu\text{g L}^{-1}$ e $53,67 \mu\text{g L}^{-1}$, ambos em junho e outubro de 2016, respectivamente (Tabela 1). Com exceção do nitrito e PT, todos os nutrientes tiveram suas concentrações reduzidas no mês de fevereiro de 2017, destacando-se o amônio que apresentou

expressiva redução, chegando a uma concentração de $6,35 \mu\text{g L}^{-1}$. Após a transposição, ocorreu um aumento nas concentrações de amônio ($40,19 \mu\text{g L}^{-1}$), nitrato ($69,04 \mu\text{g L}^{-1}$) e PT ($80,33 \mu\text{g L}^{-1}$). Em agosto de 2018 há um aumento nas concentrações de nitrito ($29,10 \mu\text{g L}^{-1}$), nitrato ($41,18 \mu\text{g L}^{-1}$) e amônio ($15,51 \mu\text{g L}^{-1}$) (Tabela 1).

Tabela 1. Variáveis abióticas dos anos 2016, 2017 e 2018 do reservatório Epitácio Pessoa - PB.

Mês	2016		2017		2018	
	Jun	Out	Fev	Jun	Out	Ago
Transparência da água (m)	2,51	1,08	1,78	1,10	1,95	1,33
Temperatura (°C)	26,74	24,57	26,23	25,14	24,74	24,51
pH	8,18	8,64	8,49	7,91	6,90	8,60
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	1,59	1,93	2,27	1,26	0,77	285,30
Turbidez (NTU)	3,30	7,56	18,50	228,00	28,00	9,48
Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1})	9,29	24,06	10,16	10,93	7,58	8,58
Sólidos Totais Dissolvidos (g L^{-1})	1,02	1,24	1,45	0,81	0,50	187,00
Salinidade (o/oo)	0,08	1,00	1,20	0,60	0,04	0,04
Amônio ($\mu\text{g L}^{-1}$)	174,68	198,21	6,35	40,19	9,17	15,51
Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$)	3,36	2,24	7,84	4,48	6,72	29,10
Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$)	42,39	24,22	14,53	69,04	27,86	41,18
Fósforo Solúvel Reativo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	78,00	13,00	28,00	3,00	48,00	23,00
Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	100,33	53,67	60,33	80,33	73,67	67,00

Fonte: Própria autoria.

3.2. Cianobactérias, Zooplâncton e Cianotoxinas

Um total de 10 espécies de cianobactérias foram identificadas no reservatório Epitácio Pessoa no período estudado. Foram encontrados gêneros das três ordens de cianobactérias Nostocales, Oscillatoriales e Synechococcales. Nos meses antes da transposição, foi observado 5 espécies: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Dolichospermum solitarium*, *Geitlerinema* sp., *Pseudanabaena catenata* e *Pseudanabaena galeata* (Tabela 2). Após a transposição, foi verificado um aumento de espécies, oito no total. Os indivíduos que foram observados a mais após a transposição foram a *Pseudanabaena galeata*, *Aphanocapsa incerta*, *Chroococcus dispersus*, *Dolichospermum circinalis*, *Eucapsis densa* e *Planktothrix agardhii*.

Nos períodos que antecedem a transposição, as espécies *Pseudanabaena galeata* e *Geitlerinema* sp. codominaram o ambiente, se apresentando com maiores abundâncias (Figura 3. A). Os maiores valores encontrados para essas duas espécies foram $1589 \times 10^2 \text{ Org L}^{-1}$ em junho de 2016 para *P. galeata* e $1451 \times 10^2 \text{ Org L}^{-1}$ em fevereiro de 2017 para a *Geitlerinema* sp. Após a transposição, há uma alteração na dominância das cianobactérias, como também uma mudança na estrutura das espécies encontradas. A espécie *D. circinalis* dominou o

ambiente nos meses de outubro de 2017 ($53224 \times 10^2 \text{ Org L}^{-1}$) e agosto de 2018 ($206798 \times 10^2 \text{ Org L}^{-1}$). Também foram encontrados expressivos resultados para a espécie *P. agardhii* no mês de outubro de 2017, chegando a $37373 \times 10^2 \text{ Org L}^{-1}$ (Figura 3. A).

Tabela 2. Densidade das cianobactérias nos anos de 2016, 2017 e 2018 encontradas no reservatório Epitácio Pessoa - PB.

Classe Cyanophyceae	Antes da transposição			Após Transposição		
	Jun/16	Out/16	Fev/17	Jun/17	Out/17	Ago/18
<i>Aphanocapsa incerta</i>	0	0	0	0	0	2749
<i>Chroococcus dispersus</i>	0	0	0	3358	0	1604
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	0	0	19	0	773	14830
<i>Doliospermum solitarium</i>	0	790	0	0	0	0
<i>Dolychospermum circinalis</i>	0	0	0	0	53224	206798
<i>Eucapis densa</i>	0	0	0	156	0	0
<i>Geitlerinema</i> sp.	859	1237	1451	0	0	8007
<i>Planktothrix agardhii</i>	0	0	0	156	37373	4344
<i>Pseudanabaena catenata</i>	1589	223	1146	0	0	0
<i>Pseudanabaena galeata</i>	236	0	0	1367	0	0

Fonte: Própria autoria.

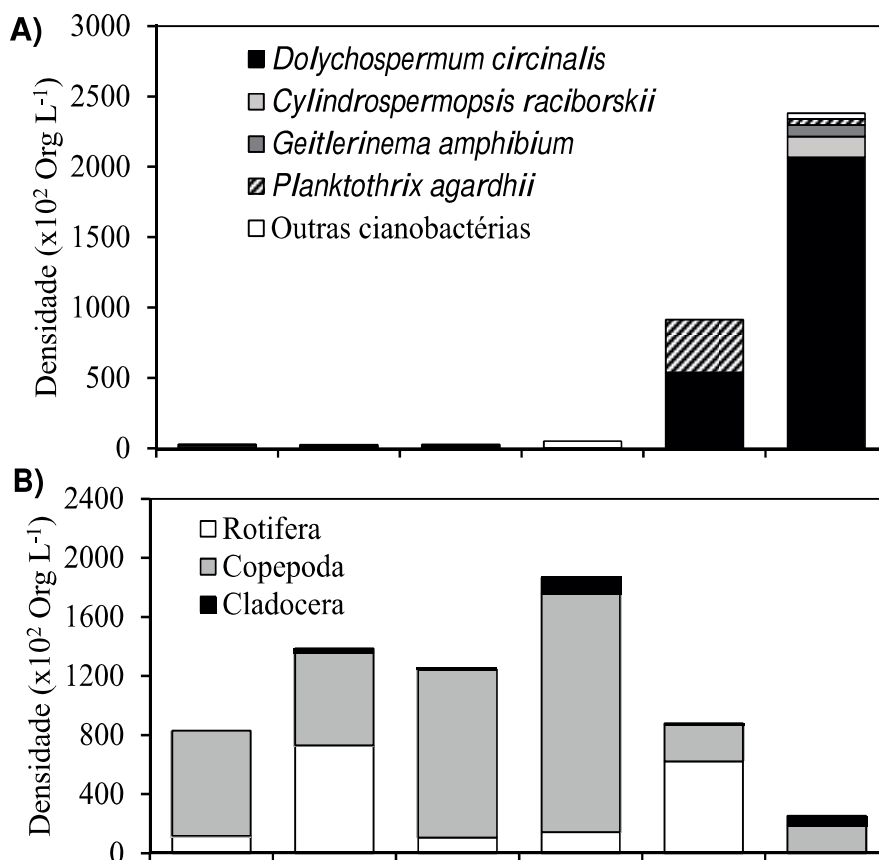
A comunidade zooplancônica foi representada por organismos dos três grupos: copépoda, cladócera e rotífera (Tabela 3). Os copépoda e rotífera foram mais representativos quando comparados ao grupo cladócera. No total, foram registradas 12 espécies de copépodas, 11 espécies de cladóceras e 26 de rotíferas.

Durante o período que antecede a transposição, o grupo copépoda dominou nos três meses, com exceção de outubro de 2016, onde houve co-dominância com rotífera, no entanto cladóceras não foram encontrados em junho de 2016, apenas em outubro de 2016 e fevereiro de 2017 (Figura 3. B). Durante o período que antecede a transposição, os copépoda dominaram nos três meses, com exceção de outubro de 2016, onde houve co-dominância com rotífera, no entanto cladóceras não foram encontrados em junho de 2016, apenas em outubro de 2016 e fevereiro de 2017 (Figura 3. B).

Dentre os copépodas, os táxons com maiores densidades foram os nauplios com $84.274 \text{ org/L}^{-1}$, os copepoditos de calanoida (5.300 org/L^{-1}) e cyclopoida (9.049 org L^{-1}) e dentre as formas adultas, as espécies *Notodiaptomus* sp. (8.430 org L^{-1}) e *Notodiaptomus iheringi* (2.920 org L^{-1}). No grupo dos rotíferos, as espécies com maiores densidades antes da transposição foram *Brachionus plicatilis* (3.913 org L^{-1}), *Hexarthra* sp. (5.700 org L^{-1}) e *Keratella valga* ($58.273 \text{ org L}^{-1}$). Já nos cladóceras, as espécies *Chydorus* sp. (2.053 org L^{-1}) e *Neonato* sp. (1.027 org L^{-1}) tiveram as maiores densidades (Figura 3. B).

Nos períodos após transposição, no mês junho de 2017, foi observado um aumento na densidade dos três grupos (Figura 3. B). Os copépodos na forma de naúplio continuaram apresentando as maiores densidades, sendo encontrados valores de $132.540 \text{ org L}^{-1}$. Em segundo lugar aparecem as formas jovens, os copepoditos de calanoida (8.913 orgL^{-1}) e *Microcyclops* (8.180 orgL^{-1}). E nas formas adultas, em densidades bem menores, aparecem *Notodiaptomus* sp. com (1.903 orgL^{-1}) e *Mesocyclops* sp. com (1.577 orgL^{-1}). Em outubro de 2017, as densidades de copépoda diminuíram, e os rotíferos passam a ser dominantes no sistema, especialmente pelas altas densidades das espécies *Keratella americana* e *Brachionus* sp. 2, que apresentaram valores de 38.400 orgL^{-1} e 16.583 orgL^{-1} , respectivamente. Os nauplios e copepoditos diminuíram expressivamente nesse mês, sendo observado valores de 20.625 orgL^{-1} para os nauplios, 867 orgL^{-1} para os copepoditos de cyclopoida e 867 orgL^{-1} copepodito calanoida. Nas formas adultas, as espécies encontradas foram *Notodiaptomus iheringi* com 200 orgL^{-1} e *Thermocyclops* sp. com 867 orgL^{-1} .

Figura 3. (A) Densidade das cianobactérias ($\times 10^2 \text{ Org L}^{-1}$), (B) Densidade de zooplâncton ($\times 10^2 \text{ Org L}^{-1}$) (C) participação relativa do zooplâncton e cianobactéria.



Fonte: Própria autoria.

Em agosto de 2018, foi observado uma redução mais acentuada na densidade de todos os grupos, principalmente no estágio de larva dos copépodos, os nauplios. Dentre os três grupos, os copépodos tiveram a maior riqueza (5), seguidos dos cladóceros (3) e por último os rotíferos (1). A espécie com maior densidade foi a *Daphnia dubia* com 4767 orgL⁻¹. Já a espécie com segunda maior densidade foi o copépoda na forma larva, os nauplio com 7789 orgL⁻¹, no estágio juvenil os copepoditos de calanoida e cyclopoida com 2644 orgL⁻¹ e 2511 orgL⁻¹ e na forma adulta os *Notodiaptomus* sp. com 4.322 orgL⁻¹ e *Notodiaptomus iheringi* 1422 orgL⁻¹. As espécies *Notodiaptomus* sp. *Notodiaptomus iheringi* foram frequentes durante todos os meses amostrados.

Durante o período estudado, foi detectada a presença das toxinas microscistina (MYC), saxitoxina (STX) e cilindrospermopsina (CYN). Concentrações de MYC e STX foram detectadas em todos os meses, já a CYN foi apenas no último mês amostrado (agosto de 2018).

Tabela 3. Riqueza e densidade das espécies zooplânctônicas encontradas no reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba Brasil.

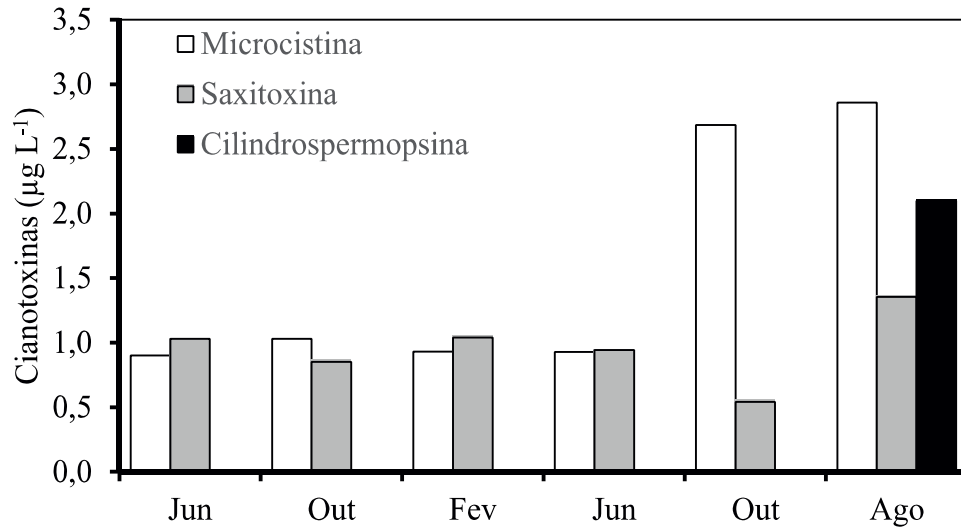
TÁXONS	Antes da Transposição			Após Transposição		
	Jun/16	Out/16	Fev/17	Jun/17	Out/17	Ago/18
ROTÍFERA						
<i>Asplanchna</i> sp.	0	87	0	0	0	0
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0	0	0	0	433	0
<i>Brachionus diversicornis</i>	0	0	0	160	0	0
<i>Brachionus dolabratus</i>	0	0	0	0	433	0
<i>Brachionus falcatus</i>	0	80	0	137	0	0
<i>Brachionus forficula</i>	0	87	0	0	0	0
<i>Brachionus havanaensis</i>	0	0	1634	0	0	0
<i>Brachionus plicatilis</i>	0	3913	0	0	75	0
<i>Brachionus urceolaris</i>	367	2553	133	0	0	0
<i>Brachionus</i> sp. 1	0	0	251	0	0	0
<i>Brachionus</i> sp. 2	0	0	0	0	16583	489
<i>Euchlanis</i> sp.	0	80	0	0	0	0
<i>Filinia opoliensis</i>	0	0	122	0	1300	0
<i>Filinia terminalis</i>	0	0	736	0	0	0
<i>Hexarthra</i> sp.	5700	1207	2720	593	0	0
<i>Keratella americana</i>	0	0	0	297	38400	0
<i>Keratella cochlearis</i>	0	0	0	980	433	0
<i>Keratella quadrata</i>	0	80	0	137	0	0
<i>Keratella tropica</i>	0	3447	739	137	3892	0

Tabela 3. Continuação

<i>Keratella valga</i>	5733	58273	4041	11715	800	0
<i>Lecane bulla</i>	0	433	0	0	0	0
<i>Lecane</i> sp.	0	0	133	0	0	0
<i>Lepadella</i> sp.	0	80	0	0	0	0
<i>Polyarthra</i> sp.	0	1867	0	160	0	0
<i>Synchaeta</i> sp.	0	680	0	0	0	0
<i>Testudinella patina</i>	0	0	0	157	0	0
CLADÓCERA						
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	0	0	0	5503	433	0
<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>	0	0	0	453	0	0
<i>Ceriodaphnia richardii</i>	0	0	0	137	0	0
<i>Ceriodaphnia</i> sp.	0	0	0	703	433	0
<i>Chydorus</i> sp.	0	2053	233	0	0	0
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	0	0	0	1343	0	1544
<i>Diaphanosoma</i> sp.	0	0	0	633	0	0
<i>Daphnia dúbia</i>	0	0	0	0	0	4767
<i>Moina micrura</i>	0	0	0	730	0	0
<i>Moina</i> sp.	0	173	0	1267	0	0
COPEPODA						
Copepodito cyclopoida	5734	5369	10812	13631	1934	1511
Copepodito calanoida	4567	4873	5300	8913	867	2644
<i>Mesocyclops longisetus</i>	0	1027	611	0	0	0
<i>Mesocyclops</i> sp.	600	87	122	1577	0	0
<i>Microcyclops</i> sp.	0	0	933	943	75	0
Nauplio	52500	45367	84274	132540	20625	7789
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	2467	2920	2374	273	200	1422
<i>Notodiaptomus nordestinus</i>	367	320	0	0	0	0
<i>Notodiaptomus</i> sp.	4433	2787	8430	1903	75	4322
<i>Thermocyclops</i> sp.	600	0	859	1407	867	633

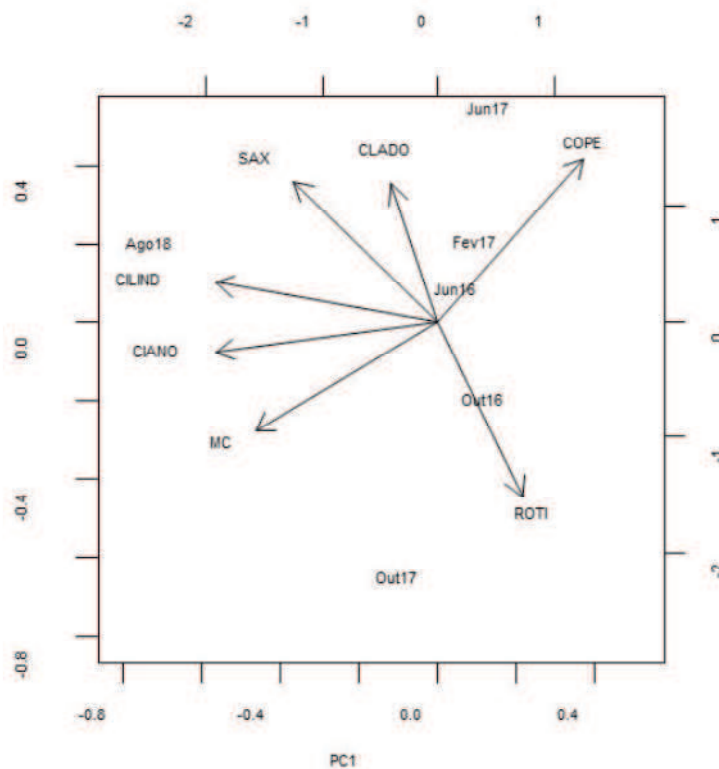
Não houve variação nas concentrações de microcistina e saxitoxina, e as concentrações registradas foram entre 0,9 e 1,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ de ambas, com exceção do mês de outubro de 2017 onde houve o registro de elevada concentração de microscistina (2,7 $\mu\text{g L}^{-1}$). Em agosto de 2018, foram registradas as maiores concentrações para todas as toxinas do estudo. Para microscistina foi detectado 2,9 $\mu\text{g L}^{-1}$, saxitoxina 1,4 $\mu\text{g L}^{-1}$ e cilindrospermopsina 2,1 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Figura 4. Concentrações de Microcistina, Saxitoxina e Cilindrospermopsina detectadas no reservatório Epitácio Pessoa – PB.



Fonte: Própria autoria.

Figura 5. Análise de componentes principais biplotais mostrando a relação entre os parâmetros medidos. CIANO= Cianobactéria; MC = microcistina total; SAX = Saxitoxina; CLIND= cilindrospermopsina; ROTI = Rotíferos; COPE = Copépoda; CLADO = Cladóceras.



Fonte: Própria autoria.

A análise de componentes principais (PCA) mostrou que os eixos 1 e 2 representaram 50,92% e 30,65% de explicabilidade, respectivamente (Fig. 5). O gráfico de ordenação

revelou a formação de diferentes grupos onde as cianotoxinas e cianobactéria formaram um grupo e Copepode, cladóceros e rotíferos outro. A cilindrospermopsis, microscistina e a saxitoxina correlacionaram positivamente com a cianobactéria, porém negativamente com Copépoda, rotífera e cladóceros.

4. DISCUSSÃO

A transposição do Rio São Francisco alterou algumas características do reservatório Epitácio Pessoa, e estudos realizados por Ke, Xie e Guo (2018) mostraram que a comunidade fitoplanctônica pode ser direcionada principalmente por fatores físicos e químicos. O aumento na turbidez e a diminuição da transparência da água, estão diretamente relacionados ao carreamento de materiais que a transposição oferece, bem como ao revolvimento da matéria interna do reservatório, condicionando a estrutura da comunidade fitoplanctônica, selecionando as espécies com maiores atributos na disputa por luz, sendo geralmente as cianobactérias com maior potencial de competição.

Dentre alguns fatores físicos, a temperatura se manteve em uma média de 25°C durante o estudo, e este fator é considerado como primordial para o florescimento de cianobactérias, porque a distribuição e abundância desses indivíduos em águas doces eutróficas são aumentadas por temperaturas elevadas (PAERL e PAUL, 2012), e em geral, estes organismos crescem melhor em altas temperaturas (frequentemente ≥ 25 ° C) do que outras espécies do fitoplâncton. Tanto as variações nos valores de pH, como nas concentrações de sais e TDS estão relacionados com a frequência da entrada de água da transposição do Rio São Francisco no reservatório Epitácio Pessoa. O pH é um fator importante na dinâmica das cianobactérias, pois pode ser positivamente relacionado com a biomassa de cianobactérias nos ambientes (KE et al., 2018). Em seu estudo Anglès (2019), observaram que uma vazão maior do rio em um reservatório pode diminuir as concentrações de sais, fato este que ocorreu em nosso estudo, com relação a salinidade.

O controle da carga de nutrientes deve ser o mais importante para um controle de florações em ambientes aquáticos (KE; XIE; GUO, 2018). A variabilidade no resultado das concentrações de nutrientes está relacionada com a dinâmica de cada elemento dentro de um ecossistema. A assimilação do fósforo (P) e compostos nitrogenados pelos produtores primários, o ciclo biogeoquímico de cada elemento e a entrada dos mesmos pela transposição do Rio São Francisco, cada um desses fatores podem alterar suas concentrações na coluna

d'água. O íon amônio é a principal forma inorgânica de nitrogênio (N) prontamente utilizável metabolicamente (utilização com menor custo energético) pelos produtores primários. Dos compostos nitrogenados, em termos energéticos a segunda melhor forma é o nitrito (NO_2^-), seguido do nitrato (NO_3^-). É provável que a redução no amônio seja devido a intensa assimilação pelos produtores primários (fitoplâncton e macrófitas), em especial no mês de fevereiro de 2017 (ESTEVE et al., 2011).

Em agosto de 2018 a transposição estava desativada há quatro meses, onde pode ter havido tempo suficiente para o reservatório se tornar estável novamente (como exemplo nós temos o aumento do pH nesse mesmo mês, voltando a características anteriores a transposição), dando às cianobactérias condições favoráveis à sua multiplicação. A dominância das cianobactérias está ligada a características como baixa disponibilidade luminosa, elevadas temperaturas, pH elevado, altas concentrações de nutrientes (P) e baixos teores de N-total (PRENTICE et al., 2015).

Há cada vez mais relatos de espécies pertencentes à ordem Nostocales (*C. raciborskii* e *D. solitarium*, por exemplo) dominando ecossistemas aquáticos (MEDEIROS, 2015). Essa dominância é relacionada às estruturas pertencentes a esses grupos, que contribuem nas interações de competição intra e interespecíficas. Uma vantagem competitiva sobre as outras cianobactérias, é o fato desses organismos possuírem células chamadas heterócito capazes de fixar nitrogênio atmosférico (N_2) (WALSBY, 1985; BREITBARTH, 2007; BRAUER, 2017). Os aerótopos são mais um exemplo de estrutura que contribuem para a competição, uma vez que são vacúolos de gás que auxiliam na flutuação, principalmente na competição por luz. Existem também os acinetos, estruturas de resistência, que estão presentes apenas em algumas cianobactérias filamentosas, são células diferenciadas e aumentadas, formadas apenas em condições ambientais desfavoráveis (baixa luminosidade, baixa temperatura, mudança de pH, baixas concentrações de nutrientes) (OBERHAUS et al., 2017)

A *D. solitarium* é uma espécie filamentosa, potencialmente formadora de florações tóxicas, principalmente produtora de saxitoxina (CHERNOVA et al., 2017). Fatores fisiológicos e ambientais (incluindo a intensidade da luz, temperatura e disponibilidade de nutrientes) foi relatado como fatores que afetam a toxicidade dessa cianobactéria (D'AGOSTINO et al., 2016).

Elevadas densidades de *C. raciborskii* também têm sido comuns nas últimas décadas e podem ser acompanhadas pela produção de diferentes metabólitos secundários tóxicos, cuja habilidade parece estar relacionada a distribuição geográfica (WIEDNER et al. 2007). Figueiredo et al. (2007) sugeriram que a dominância ecológica de *C. raciborskii* também pode

ser explicada por interações antagônicas com outras espécies fitoplanctônicas devido a produção desses compostos alelopáticos. A capacidade fisiológica de crescer em ambientes com pouca luz, baixas concentrações de nutrientes e com pouca transparência de água são as características que proporcionam a dominância em alguns ecossistemas. Sua capacidade de absorção ativa de P em concentrações abaixo a limites típicos de detecção são também indicativo de uma espécie altamente adaptada para coletar e armazenar P (PRENTICE et al., 2015).

Há relatos da espécie *P. agardhii* formando florações potencialmente tóxicas, principalmente com produção de microcistina (MC) (DAVIS et al., 2015; STEFFEN et al., 2015; SALK et al., 2018). Fatores que contribuem para a dominância dessa espécie é a (i) tolerância a uma ampla faixa de temperatura (ii) crescimento em baixa intensidade de luz e (iii) desenvolvimento em baixas concentrações de N, principalmente amônio (RÜCKER et al., 1997; OBERHAUS et al., 2007). Uma justificativa da *P. agardhii* ser umas das espécies com maior densidade, pode estar relacionada com a eficiência de capturar N, mesmos em níveis baixos, como aconteceu no reservatório Boqueirão (com baixas concentrações de N) (HAMPEL et al., 2019).

O aumento na produção de toxinas pode estar relacionado com a floração de *D. circinalis*, como também no aumento da densidade das espécies *C. raciborskii* e *P. agardhii*. Há relatos que as espécies *D. solitarium*, *C. raciborskii* e *P. agardhii* são produtoras de MC, STX e CYN (ANJOS et al., 2006; MOLICA et al. 2005; DITTMANN et al., 2013; MONTEIRO et al., 2014; KIM et al., 2018). Não se sabe ao certo a função das cianotoxinas no ambiente, porém hipóteses supõem que esses metabólitos são um meio de defesa contra a herbivoria. A microcistina é conhecida por conter inibidores de protease que atuam contra as principais proteases serínicas digestivas no tubo digestivo dos herbívoros artrópodes (AGRAWAL et al. 2001). É muito incerto também as toxinas que cada espécie pode produzir, as vezes variando entre regiões. A produção de cada toxina depende muito da linhagem de cada espécie, onde em cada linhagem de espécies pode haver ou não o gene específico responsável pela produção de determinada toxina.

Como a eutrofização transfere a produção primária basicamente para as cianobactérias geralmente tóxicas e nutricionalmente pobres, a comunidade zooplânctônica é afetada drasticamente (WILSON et al., 2006; TILLMANN et al. 2008). As principais características das cianobactérias que afetam o zooplâncton são suas plasticidades fenotípicas (alteração da morfologia) e a produção de cianotoxinas. Segundo Wilson e Hay (2007), as cianobactérias podem reduzir a aptidão zooplânctônica de pastar, alterando sua morfologia bem como podem

produzir inibidores de proteases no trato digestivo do zooplâncton. É relatado também que o zooplâncton quando alimentado com cianobactérias tem um crescimento mais lento, taxa de reprodução menor, além de uma taxa maior de mortalidade (GER et al., 2014).

A PCA mostrou que as cianobactérias tiveram uma relação positiva com as toxinas microscistina, saxitoxina e cilindropermopsina. Já o grupo rotífero teve relação negativa principalmente com a saxitoxina e os copépodos e cladóceros com microscistina e cilindropermopsina. Todas essas características podem ter influenciado na diminuição da densidade total do zooplâncton, visto que com o aumento da densidade de algumas cianobactérias, junto com produção de toxinas, a densidade total e riqueza do zooplâncton diminuiu expressivamente, corroborando com a nossa hipótese, onde: o aumento da densidade de cianobactérias potencialmente tóxicas pode diminuir a densidade e riqueza total do zooplâncton. Segundo Jang et al. (2003), a presença do zooplâncton tendem a aumentar a produção de toxinas, porém as respostas zooplancônicas às microcistinas e saxitoxina variam significativamente entre as espécies (GER et al., 2010).

Mesmo com a floração da *D. circinalis*, aliada a produção de toxinas, algumas espécies de zooplâncton conseguiram se manter em altas densidades. A *Daphnia dubia* foi a espécie com maior densidade no período com altas concentrações de cianotoxinas. Segundo os estudos de campo e laboratório de Jiang (2016) e Lyu (2016b), a algumas espécies do gênero *Daphnia* tem capacidade de ganhar tolerância a cepas tóxicas com microscistinas. Entretanto, diferentes clones de *Daphnia*, isto é, genótipos, exibem diferenças em sua aptidão individual após exposição a cianobactérias (DAO et al. 2013; SADLER et al., 2014; GER et al, 2016).

Nesse estudo o gênero *Notodiaptomus* teve a segunda maior densidade, sendo as espécies *Notodiaptomus iheringi* e *Notodiaptomus* sp. Mesmo com as estratégias de resistência a predação que as cianobactérias possuem, o gênero *Notodiaptomus* consegue driblar essas defesas e co-existirem, com alta biomassa com florações tóxicas (SOUZA et al., 2008; LACEROT et al., 2013). Uma das hipóteses é que o zooplâncton consiga evitar a ingestão de células contendo toxinas e desintoxicação fisiológica ou exportação de toxinas ingeridas (SOUZA et al., 2008; SOARES et al., 2009; RANGEL et al., 2016a). Segundo Panosso et al. (2003) os copépodos deste gênero são conhecidos também por ingerir cianobactérias filamentosas, como *Cylindropermopsis*. Nos estudos de Ger e Panosso (2014) o copépodo *Notodiaptomus iheringi* de um lago eutrófico sobreviveu a dietas dominadas por uma cepa de *Microcystis* que era altamente tóxica, como a única fonte de alimentos.

5. CONCLUSÃO

Foi observado uma alteração nas variáveis físicas e químicas do reservatório. As concentrações de nutrientes variaram durante o estudo, porém fósforo foi o que mais se manteve com maiores concentrações. Houve uma redução na concentração de amônio e um aumento na de nitrito. Durante o estudo foi observado uma densa floração de *Dolychospermum circinalis*, acompanhado da produção de três toxinas, microscistina (MYC), saxitoxina (STX) e cilindrospermopsina (CYN). Conseqüentemente houve uma redução drástica na comunidade zooplânctonica, permanecendo apenas poucas espécies dos grupos copépoda e cladóceras. O gênero *Notodiaptomus* teve as maiores densidades, sendo as espécies *Notodiaptomus iheringi* e *Notodiaptomus* sp. Já do grupo cladóceras a espécies *Diaphanosoma spinulosum* e *Daphnia dúbia* permaneceram no ambiente. A relação cianobactérias produtoras de cianotoxinas e zooplâncton ainda é pouco compreendida na comunidade científica, estudos que esclareçam essa interação faz-se muito necessário, principalmente para projetos de manejo hídrico.

ABSTRACT

Due to external disturbances such as pollution that intensifies eutrophication, the dynamics of water bodies have changed, changing the structure and function of habitats, including the interaction between these groups, mainly phytoplankton and zooplankton. Cyanobacteria, because they are strong intra and enter specific competitors in eutrophic environments, alter the structure of habitats, mainly affecting zooplankton. The objective of this study is to analyze the interaction between potentially toxic cyanobacteria on zooplankton, as well as the influence of the physical and chemical variables on a Brazilian semiarid reservoir. Samplings were carried out in the Epitácio Pessoa reservoir, which is the second largest reservoir in Paraíba, between 2016 and 2018. A change was observed in the physical and chemical variables of the reservoir after the São Francisco River transposition. During the study a dense flowering of *Dolychospermum circinalis* was observed, accompanied by the production of three toxins, microscistina (MYC), saxitoxin (STX) and cylindrospermopsina (CYN). Consequently, there was a drastic reduction in the zooplanktonic community, with only a few species remaining in the Copepod and Cladocera, *Notodiaptomus iheringi* and *Daphnia dubia* groups, respectively. Principal component analysis (PCA) showed that axes 1 and 2 represented 50.92% and 30.65% of explainability, respectively. The ordering chart revealed the formation of different groups where the cyanotoxins and cyanobacteria formed one group and Copepod, cladocera and other rotifers. The relation cyanobacteria producing cyanotoxins and zooplankton is still little understood in the scientific community, studies that clarify this interaction is very necessary, especially for water management projects.

Keywords: Eutrophication. Blooms. Cyanotoxins.

REFERÊNCIAS

- AGRAWAL, M. K.; D. BAGCHI; AND S. N. BAGCHI. Acute inhibition of protease and suppression of growth in zooplankton, *Moina macrocopa*, by *Microcystis* blooms collected in Central India. **Hydrobiologia** 464: 37–44, 2001. doi:10.1023/A: 1013946514556
- ANGLÈS, S.; JORDI, A.; HENRICHS, D. W., e CAMPBELL, L. Influence of coastal upwelling and river discharge on the phytoplankton community composition in the northwestern Gulf of Mexico. **Progress in Oceanography**, 173, 26–36, 2019. doi:10.1016/j.pocean.2019.02.001
- ANJOS, F. M. et al. Detection of harmful cyanobacteria and their toxins by both PCR amplification and LC-MS during a bloom event. **Toxicon**, v. 48, n. 3, p. 239-245, 2006.
- BRAUER, V. S. et al. Low temperature delays timing and enhances the cost of nitrogen fixation in the unicellular cyanobacterium *Cyanothece*. **ISME J.** 7, 2105–2115 (2013).
- BREITBARTH, E., OSCHLIES, A. & LA ROCHE, J. Physiological constraints on the global distribution of *Trichodesmium*: effects of temperature on diazotrophy. **Biogeosciences** 4, 53–61 (2007).
- CHERNOVA, E., SIDELEV, S.; RUSSKIKH, I., VOYAKINA, E.; BABANAZAROVA, O., ROMANOV, R.; MAZUR-MARZEC, H.. *Dolichospermum* and *Aphanizomenon* as neurotoxins producers in some Russian **freshwaters**. **Toxicon**, 130, 47–55, 2017. doi:10.1016/j.toxicon.2017.02.016
- DAM H.G. Evolutionary adaptation of marine zooplankton to global change. **Annual Review of Marine Science**, 5, 349–370, 2013.
- DAO, T.-S., ORTIZ-RODRÍGUEZ, R., DO-HONG, L.-C., & WIEGAND, C. Non-microcystin and non-cylindrospermopsin producing cyanobacteria affect the biochemical responses and behavior of *Daphnia magna*. **International Review of Hydrobiology**, n/a–n/a, 2013. doi:10.1002/iroh.201301626
- DAVIS, T.W., BULLERJAHN, G.S., TUTTLE, T., MCKAY, R.M., WATSON, S.B. Effects of increasing nitrogen and phosphorus concentrations on phytoplankton community growth and toxicity during planktothrix blooms in Sandusky Bay, Lake Erie. **Environ. Sci. Technol.** 49, 7197–7207, 2015.
- DEMOTT, W. R. E MOXTER, F. Foraging on cyanobacteria by copepods – responses to chemical defenses and resource abundance. **Ecology**, 72, 1820–1834, 1991.

DINIZ, A. S., SEVERIANO, J. S., MELO JÚNIOR, M., DANTAS, Ê. W., & MOURA, A. N. Phytoplankton–zooplankton relationships based on phytoplankton functional groups in two tropical reservoirs. **Marine and Freshwater Research**, 2019. doi:10.1071/mf18049

DITTMANN, E.; FEWER, D. P.; NEILAN, B. A. Cyanobacterial toxins: biosynthetic routes and evolutionary roots. **FEMS Microbiol Rev**, v. 37, p. 23–43, 2013.

DOS SANTOS SEVERIANO, J., DOS SANTOS ALMEIDA-MELO, V. L., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. DO C., CHIA, M. A., & DO NASCIMENTO MOURA, A. Effects of increased zooplankton biomass on phytoplankton and cyanotoxins: A tropical mesocosm study. **Harmful Algae**, 71, 10–18, 2018. doi:10.1016/j.hal.2017.11.003

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Manual de Identificação de Cladóceros Limnícicos do Brasil. Universidade Católica de Brasília: Universa, p. 156, 1997.

GENG, L., QIN, B., YANG, Z. Unicellular *Microcystis aeruginosa* cannot revert back to colonial form after short-term exposure to natural conditions. **Biochem. Syst. Ecol.** 51, 104–108., 2013.

GER, K. A., L. A. HANSSON, AND M. LÜRLING. Understanding cyanobacteria-zooplankton interactions in a more eutrophic world. **Freshw. Biol.** 59: 1783–1789, 2014. doi:10.1111/ fwb.12393

GER, K. A., URRUTIA-CORDERO, P., FROST, P. C., HANSSON, L.-A., SARNELLE, O., WILSON, A. E., & LÜRLING, M. The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. **Harmful Algae**, 54, 128–144, 2016. doi:10.1016/j.hal.2015.12.005

GLIBERT, P. M.; BURFORD, M. A. Globally Changing Nutrient Loads and Harmful Algal Blooms: Recent Advances, New Paradigms, and Continuing Challenges. **Oceanography**, 30 (1), 58–69, 2017.

GOBLER, C. J., DAVIS, T. W., COYNE, K. J., & BOYER, G. L. (). Interactive influences of nutrient loading, zooplankton grazing, and microcystin synthetase gene expression on cyanobacterial bloom dynamics in a eutrophic New York lake. **Harmful Algae**, 6(1), 119–133, 2007. doi:10.1016/j.hal.2006.08.003

HAMPEL, J. J., MCCARTHY, M. J., NEUDECK, M., BULLERJAHN, G. S., MCKAY, R. M. L., & NEWELL, S. E. Ammonium recycling supports toxic *Planktothrix* blooms in Sandusky Bay, Lake Erie: Evidence from stable isotope and metatranscriptome data. **Harmful Algae**, 81, 42–52, 2019. doi:10.1016/j.hal.2018.11.011

JANG M.H., HA K., JOO G.J. & TAKAMURA N. Toxin production of cyanobacteria is increased by exposure to zoo-plankton. **Freshwater Biology**, v. 48 , p. 1540–1550, 2003.

JANG M.H.; JUNG J.M.; TAKAMURA N. Changes in microcystin production in cyanobacteria exposed to zoo- plankton at different population densities and infochemical concentrations. **Limnology and Oceanography** , v. 52, p. 1454 – 1466, 2007.

JIANG, X., H. GAO, L. ZHANG, H. LIANG, e X. ZHU. Rapid evolution of tolerance to toxic *Microcystis* in two cladoceran grazers. **Sci. Rep.** 6: 25319, 2016. doi:10.1038/srep25319

KE, Z., XIE, P., e GUO, L. Ecological restoration and factors regulating phytoplankton community in a hypertrophic shallow lake, Lake Taihu, China. **Acta Ecologica Sinica**, 2018. doi:10.1016/j.chnaes.

KIM, K. H., YOON, Y., HONG, W.-Y., KIM, J., CHO, Y.-C., & HWANG, S.-J. Application of metagenome analysis to characterize the molecular diversity and saxitoxin-producing potentials of a cyanobacterial community: a case study in the North Han River, Korea. **Applied Biological Chemistry**, 61(2), 153–16, 2018. doi:10.1007/s13765-017-0342-4

KOSTE, W. Rotatoria: Die Rädertiere Mittelereuropas Ein Bestimmungswerk begründet von Max Voigt. Überordnung Monogonta. 2. Berlin, Gebrüder Borntraeger, p. 637, 1978.

LACEROT, G., KRUK, C., LÜRLING, M. AND SCHEFFER, M. The role of subtropical zooplankton as grazers of phytoplankton under different predation levels. **Freshw. Biol.**, 58, 494–503, 2013.

LITCHMAN E., OHMAN M. D., KIØRBOE T. Trait-based approaches to zooplankton communities. **J. Plankton Res.**, 35 , 473 – 484, 2013.

LYU, K., H. GUAN, C. WU, X. WANG, A. E. WILSON, AND Z. YANG. Maternal consumption of non-toxic *Microcystis* by *Daphnia magna* induces tolerance to toxic *Microcystis* in offspring. **Freshw. Biol.** 61: 219–228, 2016. doi:10.1111/fwb.12695

MEDEIROS, L. DE C., MATTOS, A., LÜRLING, 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**, 49(3), 293–307, 2015. doi:10.1007/s10452-015-9524-5

MOLICA, R. J. R. *et al.* O. Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. **Harmful Algae**, v. 4, p. 743–753, 2005.

MONTEIRO, F. M. *et al.* Ocorrência de Saxitoxinas em um Reservatório de Abastecimento Público no Estado da Paraíba. In: XII SIMPÓSIO DE RECURSOS HIDRÍCOS DO NORDESTE. Anais... Natal/RN, p. 1-10, 2014.

OBERHAUS, L., BRIAND, J.F., LÉBOULANGER, C., JACQUET, S., HUMBERT, J.F., Comparative effects of the quality and quantity of light and temperature on the growth of planktothrix agardhii and P. rubescens. **J. Phycol.** 43, 1191–1199, 2007.

PADIAL, A. A., CESCHIN, F., DECLERCK, S. A. J., DE MEESTER, L., BONECKER, C. C., LANSAC-TÔHA, F. A., ... BINI, L. M. Dispersal Ability Determines the Role of Environmental, Spatial and Temporal Drivers of Metacommunity Structure. **PLoS ONE**, 9(10), e111227, 2014. doi:10.1371/journal.pone.0111227

PAERL HW, PAUL VJ. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water Res** 46(5):1349–1363, 2012. [https://doi.org/ 10.1016/j.watres.2011.08.002](https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002)

PANOSSO, R., CARLSSON, P., KOZLOWSKY-SUZUKI, B., AZEVEDO, S. M. F. O. and Graneli, E. Effect of grazing by a neotropical copepod, Notodiaptomus, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains. **Journal of Plankton Research**, v. 25, n. 9, p. 1169-1175, 2003.

PEREYRA, J. P. A.; D'AGOSTINO, P. M.; MAZMOUZ, R.; WOODHOUSE, J. N.; PICKFORD, R., JAMESON, I.; e NEILAN, B. A. Molecular and morphological survey of saxitoxin-producing cyanobacterium Dolichospermum circinale (Anabaena circinalis) isolated from geographically distinct regions of Australia. **Toxicon**, v. 138, p. 68-77, 2017. doi:10.1016/j.toxicon.2017.08.006

PRENTICE, M.J., O'BRIEN, K.R., HAMILTON, D.P., BURFORD, M.A. High- and low-affinity phosphate uptake and its effect on phytoplankton dominance in a phosphatedepauperate lake. **Aquat. Microb. Ecol.**, 2015.

RANGEL, L. M., SOARES, M. C. S., PAIVA, R. AND SILVA, L. H. S. Morphology-based functional groups as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river–reservoir system. **Ecol. Indic.**, 64, 217–227, 2016a. doi:10. 1016/j.ecolind.2015.12.041.

REID, J. W. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sul-americanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). Boletim de Zoologia da Universidade de São Paulo, v. 9, n. 9, p. 17-143, 1985.

REYNOLDS, C.S. Variability in the provision and function of mucilage in phytoplankton: facultative responses to the environment. **Hydrobiologia** 578 (1), 37–45, 2007.
doi:<http://dx.doi.org/10.1007/s10750-006-0431-6>.

ROCKSTROM, J.; STEFFEN, W.; NOONE, K.; PERSSON, Å.; CHAPIN, F. S.; LAMBIN, E. F.; LENTON, T. M.; SCHEFFER, M.; FOLKE, C. A Safe Operating Space for Humanity. **Nature**, 461, 472–475, 2009.

RÜCKER, J., WIEDNER, C., ZIPPEL, P. Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnithrix redekei* in eutrophic shallow lakes. **Hydrobiologia** 342, 107–115, 1997.

RUTTNER-KOLISKO, A. Plankton Rotifers. Biology and taxonomy (Monogononta). Buchhandlung Suttgart: Schweizerbart'sche verlags, p. 146. 1974.

SADLER, T. AND VON ELERT, E. Dietary exposure of *Daphnia* to microcystins: no in vivo relevance of biotransformation. **Aquat. Toxicol.**, 150, 73–82, 2014.
doi:10.1016/j.aquatox.2014.02.017.

SALK, K.R., BULLERJAHN, G.S., MCKAY, R.M.L., CHAFFIN, J.D., NATHANIEL, E. Nitrogen cycling in Sandusky Bay, Lake Erie: oscillations between strong and weak export and implications for harmful algal blooms. **Biogeosciences** 15, 2891–2907, 2018.

SANTOS-SILVA, E. N. Revisão das espécies do “complexo nordestinus” (Wright, 1935) de *Notodiptomus* Kiefer, 1936 (Copepoda: Calanoida: Diaptomidae). Tese (Doutorado em Zoologia) – Universidade de São Paulo, p. 198. 2000.

SOARES, M. C. S., ROCHA, M. I. A., MARINHO, M. M., AZEVEDO, S. M. F. O., BRANCO, C. W. C. AND HUSZAR V. L. M. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. **Aquat. Microb. Ecol.**, 57, 137–149, 2009.

SOUZA, W., ATTAYDE, J. L., ROCHA, E. D. AND ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. **J. Plankton Res.**, 30, 699–708, 2008.

STEFFEN, M.M., BELISLE, B.S., WATSON, S.B., BOYER, G.L., BOURBONNIERE, R.A., WILHELM, S.W. Metatranscriptomic evidence for co-occurring top-down and bottom-up controls on toxic cyanobacterial communities. **Appl. Environ. Microbiol.** 81, 3268–3276, 2015.

TILLMANN, A.R., WILSON, A.E., PICK, F.R., SARNELLE, O. Meta-analysis of cyanobacterial effects on zooplankton population growth rate: species-specific responses. *Fundam. Appl. Limnol*, v. 171 n. 4, p. 285–295, 2008.

UTERMÖHL H. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen**, v. 9, n. 1, p. 1-38, 1958

WALSBY, A. E. The permeability of heterocysts to the gases nitrogen and oxygen. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 226, 345–366 (1985).

WILSON, A.E., SARNELLE, O., TILLMANN, A.R. Effects of cyanobacterial toxicity and morphology on the population growth of freshwater zooplankton: meta-analyses of laboratory experiments. **Limnol. Oceanogr**, v. 51, n. 4, p. 1915–1924, 2006. doi: <http://dx.doi.org/10.4319/lo.2006.51.4.1915>.

YANG, J. R.; LV, H.; ISABWE, A.; LIU, L.; YU, X.; CHEN, H.; YANG, J. Disturbance-induced phytoplankton regime shifts and recovery of cyanobacteria dominance in two subtropical reservoirs. **Water Research**, Beijing, v. 120, p.52-63, set. 2017.