



**UEPB**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA  
CAMPUS I – CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE - CCBS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**PATRÍCIA SILVA CRUZ**

**INFLUÊNCIA DO LOCAL DE AMOSTRAGEM NA DETECÇÃO DE  
CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM RESERVATÓRIOS DE  
ABASTECIMENTO PÚBLICO**

**CAMPINA GRANDE  
2022**

**PATRÍCIA SILVA CRUZ**

**INFLUÊNCIA DO LOCAL DE AMOSTRAGEM NA DETECÇÃO DE  
CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM RESERVATÓRIOS DE  
ABASTECIMENTO PÚBLICO**

Trabalho de Conclusão de Curso (Artigo) apresentado a Coordenação /Departamento do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

**Área de concentração:** Ecologia  
Aquática

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

**Coorientadora:** Prof. Dra. Juliana Santos Severiano

**CAMPINA GRANDE  
2022**

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.

C957i Cruz, Patrícia Silva.

Influência do local de amostragem na detecção de cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios de abastecimento público [manuscrito] / Patrícia Silva Cruz. - 2022.

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, 2022.

"Orientação : Prof. Dr. José Elham de Lucena Barbosa, Departamento de Biologia - CCBS."

1. Cianobactérias. 2. Tratamento de água. 3. Fitoplâncton.  
I. Título

21. ed. CDD 579.3

PATRÍCIA SILVA CRUZ

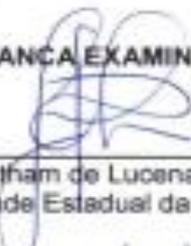
**INFLUÊNCIA DO LOCAL DE AMOSTRAGEM NA DETECÇÃO DE  
CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM RESERVATÓRIOS DE  
ABASTECIMENTO PÚBLICO**

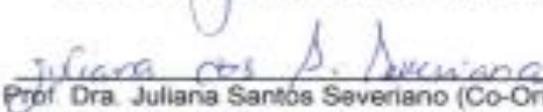
Trabalho de Conclusão de Curso (Artigo)  
apresentado a Coordenação/  
Departamento do Curso de Ciências  
Biológicas da Universidade Estadual da  
Paraíba, como requisito para a obtenção  
do título de Bacharel em Ciências  
Biológicas.

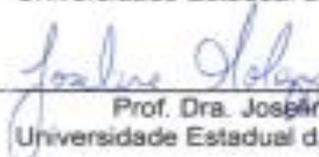
Área de concentração: Ecologia Aquática.

Aprovada em: 20/11/2022.

**BANCA EXAMINADORA**

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

  
Prof. Dra. Juliana Santos Severiano (Co-Orientador)  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

  
Prof. Dra. Joseline Molozzi  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

  
Prof. MSC Ranielle Daiana dos Santos Silva  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

A minha família, em especial ao meu avô  
Sebastião Pereira (*In memoriam*) e minha Mãe  
pela dedicação, companheirismo e paciência,  
DEDICO.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Mapa de localização dos sistemas em estudo.....	10
Figura 2 –	Densidade de cianobactérias na captação e na entrada da ETA dos reservatórios.....	14
Figura 3 -	Número de amostras com as concentrações de clorofila maior que o Valor Máximo Permitido (VMP) na captação e na entrada da ETA dos reservatórios.....	14
Figura 4 -	Número de amostras com densidades de cianobactérias e concentrações de cianotoxinas maior que o Valor Máximo Permitido (VMP) na captação e na entrada da ETA dos reservatórios.....	15
Figura 5 -	Concentrações de cianotoxinas: microcistina, Saxitoxina e Cilindrospermopsina na captação e na entrada da ETA dos reservatórios.....	16
Figura 6 -	Ordenação pela PCA das variáveis analisadas nos ambientes, baseadas nos fatores I e II em relação ao período de amostragem.....	16

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Densidade das espécies de cianobactérias identificadas na captação e na entrada da ETA dos reservatórios .....	13
---	----

## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	08
2	<b>METODOLOGIA</b> .....	10
2.1	<b>Área de Estudo</b> .....	10
2.2	<b>Amostragens e Análises</b> .....	11
2.3	<b>Análises Estatísticas</b> .....	12
3	<b>RESULTADOS</b> .....	12
4	<b>DISCUSSÕES</b> .....	17
5	<b>CONCLUSÃO</b> .....	18
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	19
	<b>APÊNDICE – Dados dos ambientes estudados</b> .....	25
	<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	29

## INFLUÊNCIA DO LOCAL DE AMOSTRAGEM NA DETECÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM RESERVATÓRIOS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO

## INFLUENCE OF THE SAMPLING PLACE ON THE DETECTION OF CYANOBACTERIA AND CYANOTOXINS IN PUBLIC SUPPLY RESERVOIRS

Patrícia Silva Cruz\*  
Juliana Santos Severiano\*\*  
José Etham de Lucena Barbosa\*\*\*

### RESUMO

O presente estudo objetivou comparar as densidades de cianobactérias e as concentrações de clorofila e cianotoxinas em distintos pontos de amostragens de sistemas do semiárido brasileiro. O estudo foi realizado em reservatórios (n=42) e as amostragens realizadas na subsuperfície do ponto de captação dos reservatórios e na entrada da estação de tratamento (ETA) de cada sistema, com periodicidade semanal (21 de julho a 07 de agosto de 2020). Dentre as espécies identificadas, houve registro de espécies com potencial toxigênico. Foi observado a redução das densidades de cianobactérias nas entradas das ETA's, assim como nas concentrações de toxinas. Houve relação significativa entre a distância e altitude da captação e das ETA's entre as densidades de cianobactérias e concentrações de cianotoxinas. Embora os resultados amostrados apresentem concentrações de toxinas inferiores ao VMP preconizado pela legislação, ressalta-se, que o frequente monitoramento e o local de amostragem são extremamente relevantes, uma vez que, a presença de algas e seus metabólitos interferem no processo de tratamento.

**Palavras-chave:** cianobactérias; tratamento de água; fitoplâncton.

### ABSTRACT

The present study aimed to compare the densities of cyanobacteria and the concentrations of chlorophyll and cyanotoxins in different sampling points of the Brazilian semi-arid systems. The study was carried out in reservoirs (n=42) and the samplings were carried out in the subsurface of the reservoir catchment point and at the entrance to the treatment station (ETA) of each system, on a weekly basis (July 21 to August 7, 2020). Among the identified species, there were records of species with toxigenic potential. A reduction in cyanobacterial densities was observed at the ETA's entrances, as well as in toxin concentrations. There was a significant relationship between the distance and altitude of capture and ETA's between cyanobacteria densities and cyanotoxin concentrations. Although the sampled results show concentrations of toxins lower than the VMP recommended by the legislation, it is emphasized that frequent monitoring and the sampling site are extremely relevant, since the presence of algae and its metabolites interfere in the treatment process.

**Keywords:** cyanobacteria; water treatment; phytoplankton

---

\* Graduanda em Ciências Biológicas/UEPB. E-mail: patriciacruz\_biologa@hotmail.com

\*\*Doutora em Botânica – UFPE. Professora Visitante – UEPB. E-mail: jsantoseveriano@gmail.com

\*\*\* Professor Adjunto – UEPB. E-mail: ethambarbosa@hotmail.com

## 1 INTRODUÇÃO

As florações de cianobactérias é a consequência mais relevante da eutrofização das águas superficiais. A incidência desses organismos nos reservatórios indica que esses sistemas recebem interferências antrópicas através da entrada de nutrientes, que somada as mudanças climáticas, favorecem a proliferação de cianobactérias com potencial toxigênico (PAERL; OTTEN 2016; MOURA et al., 2018).

A ocorrência das florações, principalmente durante o período de seca é resultante do aumento do tempo de residência da água nos reservatórios, com predominância de espécies potencialmente produtoras de cianotoxinas, com efeitos negativos diretos à qualidade da água e à gestão hídrica (DROBAC et al., 2016; HROUZEK et al., 2016), por ocasionar alteração da cor e sabor da água, conferindo aspecto desagradável ao manancial e à água tratada proveniente deste, além da produção de toxinas que podem causar intoxicações agudas ou crônicas.

O conhecimento de que as toxinas de cianobactérias causam problemas à saúde humana são reportadas de longas datas (CARMICHAEL, 1981; FALCONER, 1996; PIZZOLÓN, 1996). A exposição humana às cianobactérias ou aos seus metabólitos prejudiciais (cianotoxinas) pode ocorrer de várias maneiras sendo o modo mais comum à exposição através do uso recreativo de lagos e rios (OTTEN; PAERL, 2015) e consumo de água e alimentos contaminados (via oral) (LEAL; SOARES, 2004). Outra forma de exposição pode ocorrer indiretamente através do consumo de alimentos como peixes, crustáceos, moluscos e plantas (GALVÃO et al., 2009; PAPADIMITRIOU et al., 2012; CHEN; XIE, 2005, 2007; DITTMANN; WIEGAND, 2006), em que as cianotoxinas podem estarem bioacumuladas (GUTIÉRREZ-PRAENA et al., 2013).

Relatos clínicos dos danos à saúde pública relacionadas com florações de cianobactérias já foram evidenciadas no Brasil, identificadas não apenas por pequenos sintomas (diarréia, náusea, distúrbio visual), mas também por morte (CARMICHAEL et al., 2001; CARNEIRO et al., 2013 e AGUILERA et al., 2018). O consumo de água de caminhões-pipa, poços e reservatórios já foi associado a surtos de diarréia em estados do nordeste brasileiro (MARTINES et al., 2016).

Em 1988, uma epidemia de gastroenterite no recém-inaugurado reservatório de Itaparica (Bahia) resultou na morte de 88 pessoas, entre 200 intoxicadas pelo consumo de água, entre março e abril do ano na supracitado. Estudos de Teixeira et al., (1993) registraram indícios de 2000 casos de gastroenterite em Paulo Afonso, cidade próxima ao reservatório de Itaparica no estado da Bahia, e associaram a epidemia da doença a proliferação de cianobactérias observada no reservatório. Outro episódio relevante ocorreu em 1996, com um surto de insuficiência hepática ocorrido em pacientes renais crônicos submetidos à hemodiálise numa clínica na cidade de Caruaru-PE. Esse foi o caso mais marcante no país, dos 131 pacientes envolvidos neste incidente, 76 faleceram. As análises de cianotoxinas comprovaram a presença de microcistinas e cilindrospermopsina, nos filtros de carvão ativado da clínica, no soro sanguíneo e no tecido hepático dos pacientes (CARMICHAEL et al., 2001).

Recentemente, estudo *in vitro* com organoides de cérebro humano e *in vivo* com camundongos expostos a baixas concentrações de saxitoxinas, mostraram aumento significativo das consequências neurológicas da infecção viral congênita, onde a saxitoxina pode ser considerada como um co-fator ambiental associado à

maior incidência de anormalidades cerebrais causadas pelo Zika vírus, no nordeste brasileiro (PEDROSA et al., 2019).

A elevada frequência de florações de cianobactérias potencialmente toxigênicas levaram a inclusão das cianobactérias e cianotoxinas como parâmetros de monitoramento pelo Ministério da Saúde (Portaria nº1469/2000, Portaria nº518/2004, Portaria nº2914/2011 e Portaria de Consolidação nº5), da quantificação das concentrações de células e de cianotoxinas como parâmetros de controle de qualidade da água bruta destinada ao consumo humano.

Considerando o § 4º – art. 40 da Portaria MS/GM nº 2.914/2011, quando a densidade de cianobactérias exceder 20.000 células/mL, devem ser realizadas análises de cianotoxinas na água do manancial, no ponto de captação, com frequência semanal, bem como na saída do tratamento, sendo dispensada a análise na saída do tratamento quando as concentrações de cianotoxinas no manancial forem inferiores ao respectivo Valor Máximo Permitido (VMP) para água tratada.

Atualmente, a Portaria nº888/2021 do Ministério da Saúde determina que a análise da densidade de cianobactérias no ponto de captação seja realizada com frequência mensal substituindo o monitoramento de clorofila -a e atendendo o limite de contagem de células de cianobactérias menor ou igual a 10.000 células/ml. Conforme descrito no § 3º, o monitoramento de cianobactérias alternativamente pode ser substituído pelo monitoramento semanal de cianotoxinas, na saída do tratamento, quando a contagem de cianobactérias excederem 20.000 células/mL (BRASIL, 2021).

Questões relacionadas ao local de amostragem e principalmente a frequência do monitoramento são relevantes. Os monitoramentos em períodos mais curtos podem ser necessários para avaliar tendências de florações já estabelecidas ou seu deslocamento vertical na coluna d'água em diferentes horários. Para o monitoramento das cianotoxinas, deve-se considerar que a persistência no ambiente varia com o tipo de toxina. As microcistinas apresentam degradação mais lenta: estudos demonstraram que foi necessário um período de 30 dias para degradação de 90% da microcistina dissolvida no ambiente (CETESB, 2013). Esta característica é importante porque, apesar de determinado local não conter um número significativo de células de cianobactérias, as toxinas podem estar presentes em concentrações elevadas.

Do ponto de vista fisiológico, as cianotoxinas podem afetar órgãos específicos como o fígado (microcistinas e nodularinas), a transmissão de impulsos nervosos e a estabilidade dos neurônios (anatoxina-a, anatoxina-a (s), saxitoxina), citotóxicas afetando vários órgãos como os rins (cilindropsermopsina), dermatotóxicas (LPS e lyngbyatoxina) e cancerígenas (lyngbyatoxina) (RODRIGUES et al., 2021). Apesar da existência de uma grande variedade, as microcistinas são as mais frequentemente encontradas em florações na água (RAMOS et al., 2016). A presença dessas toxinas em águas para consumo humano implica em sérios riscos à saúde pública, uma vez que estas são solúveis em água e passam pelo sistema de tratamento convencional (BRANDÃO; DOMINGOS, 2006), podendo ocasionar interferências nos processos de coagulação, de floculação, colmatação de filtros, promovendo alterações importantes nas características organolépticas como cor, sabor e odor da água.

A presença de materiais orgânicos na rede de distribuição de água, entre os quais o material orgânico intra e extracelular das microalgas e cianobactérias, pode servir de substrato para o desenvolvimento de bactérias que têm a capacidade de atacar alguns tipos de materiais constituintes dos tanques de reservação e das

tubulações de distribuição de água (JANSSENS; BUEKENS, 1993) além de contribuir para a deterioração da qualidade bacteriológica da água (HAYES; GREENE, 1984).

O monitoramento das cianobactérias tóxicas e cianotoxinas nos mananciais de água para abastecimento público é imprescindível para identificar os locais com risco potencial, visto que comprometem a qualidade da água, dificultam a remoção dos organismos que se proliferam e encarecem o processo de potabilização (LAPOLLI et al., 2011).

Embora exista o monitoramento das cianobactérias e cianotoxinas em sistemas de abastecimento público, esforços adicionais para monitorar essas toxinas são necessários, bem como políticas voltadas para as populações com risco de contaminação, em virtude do aumento dos registros de espécies produtoras de toxinas nos últimos anos (GRATTAN et al., 2016). Assim, o presente estudo objetivou comparar as densidades de cianobactérias e as concentrações de clorofila e cianotoxinas em distintos pontos de amostragem (captação do manancial e entrada da estação de tratamento) de sistemas do semiárido brasileiro.

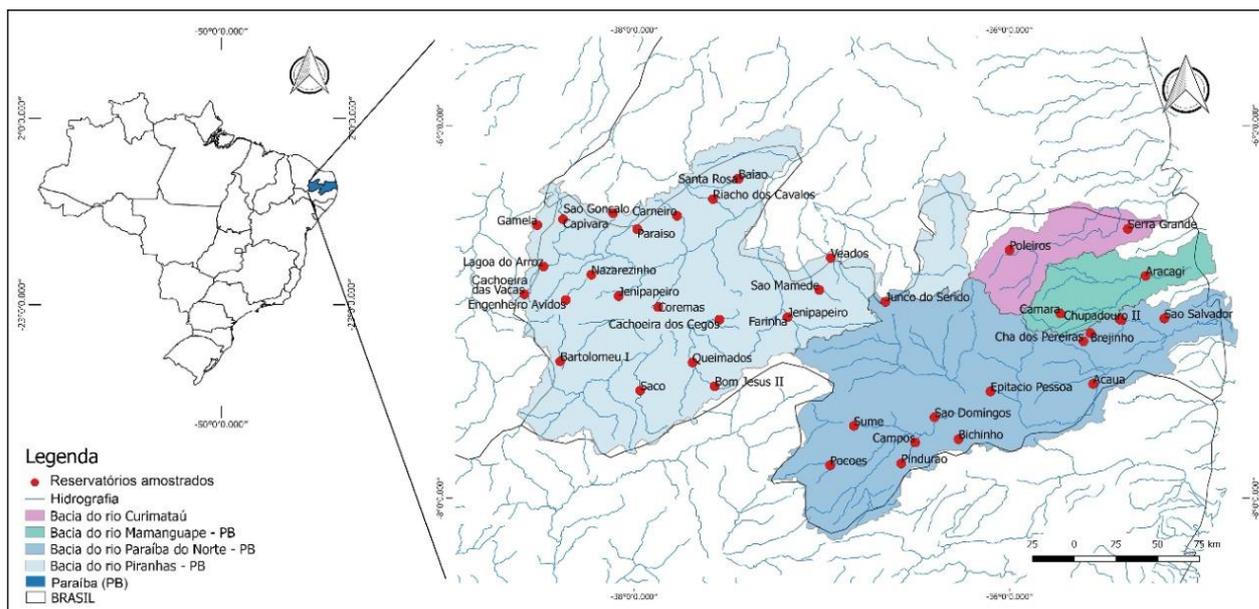
## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em reservatórios (n=42), destinados ao abastecimento público e suas respectivas estações de tratamento de água (ETA's). Os reservatórios são localizados em distintas bacias hidrográficas: Curimataú (Poleiros e Serra Grande); Mamanguape (Araçagi, Camará e Chupadouro II); Paraíba (Poções, Pindurão, Campos, Sumé, São Domingos, Epitácio Pessoa, Chã dos Pereiras, Brejinho, São Salvador, Acauã, Bichinho) e Piranhas (Junco do Seridó, Gamela, Queimados, Bom Jesus, Lagoa do Arroz, Engenheiro Ávidos, Bartolomeu I, Saco, Bom Jesus, Queimados, Cachoeira dos Cegos, Coremas, Jenipapeiro, Nazarezinho, Paraíso, Carneiro, São Gonçalo, Capivara, Baião, Santa Cruz, Riacho dos Cavalos, São Mamede, Veados e Farinha), conforme figura 1.

As bacias dos rios Curimataú e Paraíba do Norte apresentam clima predominante Bsh (semiárido quente) (ALVARES et al., 2013; FRANCISCO et al., 2015), com temperatura do ar variando entre 19 e 30 C e média anual de precipitação abaixo de 600 mm (AESAs 2021). A bacia do rio Paraíba do Norte é a segunda maior do estado da Paraíba, abrangendo 38% do território, com 1.828.178 habitantes que correspondem a 52% da população total do estado (AESAs 2021).

Situada no extremo leste do Estado da Paraíba, a bacia do Rio Mamanguape, apresenta clima predominante As' (tropical com verão seco) (ALVARES et al., 2013; FRANCISCO et al., 2015), a temperatura do ar entre 18 e 28 C e a precipitação média anual é 1000 mm (AESAs 2021). Já a bacia do rio Piranhas é a maior no estado, com 102 municípios e população de aproximadamente 914.343 habitantes (AESAs 2021). O clima é predominante As', a temperatura do ar é entre 21 e 32 C e a precipitação média anual é de 700 mm (ALVARES et al., 2013; FRANCISCO et al., 2015; AESAs 2021).



**Figura 1.** Mapa de localização dos sistemas em estudo.

Fonte: Autor, 2022.

## 2.2 Amostragens e Análises

As amostragens foram realizadas na subsuperfície do ponto de captação dos reservatórios e na entrada da estação de tratamento (ETA) de cada sistema, com periodicidade semanal (21 de julho a 07 de agosto de 2020). Foram coletadas amostras para análises do fitoplâncton, clorofila - a e cianotoxinas (microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas), diretamente do reservatório e armazenadas em garrafas de polietileno.

As amostras de clorofila foram preservadas em caixa térmica com gelo e conduzidas ao laboratório, onde para determinação da concentração, utilizou-se a técnica de extração com etanol a 96% (JESPERSEN; CHRISTOFFERSEN, 1987). Para análise das cianobactérias (quali-quantitativo), as amostras foram preservadas com formol a 4% (qualitativa) e lugol a 1% (quantitativa). A comunidade fitoplanctônica foi identificada sempre que possível, á nível de espécie. A identificação das espécies foi realizada em microscopia óptica, utilizando-se bibliografia especializada e a análise quantitativa foi realizada em microscópio invertido, segundo Utermöhl (1958). Unidades (células, colônias e filamentos) foram enumeradas em campos aleatórios (UEHLINGER, 1964) e pelo menos 100 espécimes das espécies mais frequentes foram contados (LUND et al., 1958).

As concentrações de toxinas (microcistina, saxitoxina e cilindrospermopsina) foram determinadas através de ensaios de Imunoabsorção Enzimática (ELISA; ABRAXIS, 2022), utilizando kits em placas específicos para cada toxina, seguindo as instruções do fabricante. A quantificação foi realizada por fotometria, utilizando-se leitora de placas Kasuaki com comprimento de onda de 450nm.

## 2.3 Análises estatísticas

Para verificar a existência de diferença significativa na densidade de cianobactérias e concentrações de toxinas entre os locais de coleta (captação e ETA), foi utilizado o modelo linear generalizado (GML). Para verificar a existência de efeito significativo da diferença da distância e altitude entre a captação e a ETA sobre a densidade de cianobactérias e as concentrações de cianotoxinas foi realizada a análise de redundância (RDA). Para essa análise, as variáveis foram previamente transformadas ( $\log X+1$ ). As análises estatísticas foram realizadas considerando nível de significância de 5% e utilizando o programa *R Software* para *Windows*.

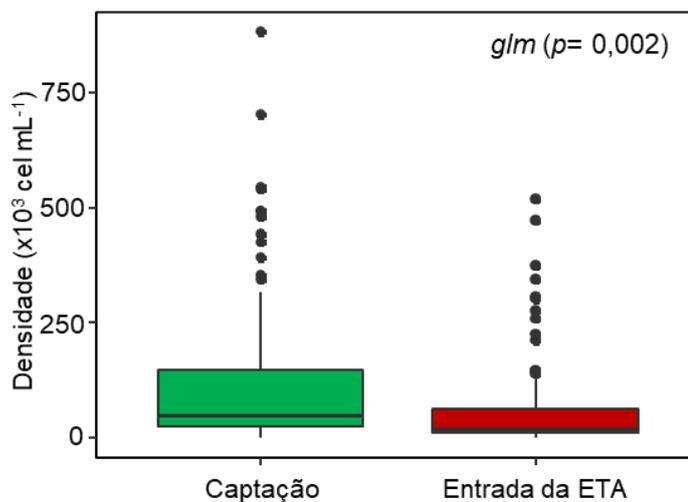
### 3 RESULTADOS

A partir das análises qualitativas das amostras, observaram-se vários gêneros de cianobactérias: *Aphanizomenon*, *Aphanocapsa*, *Chroococcus*, *Coelomoron*, *Dolichospermum*, *Geitlerinema*, *Merismopedia*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Planktothrix*, *Pseudanabaena*, *Raphidiopsis*, *Romeria* e *Mougeothia* (Tabela 1). Houve variação nas densidades das espécies e diferença significativa na composição de cianobactérias entre os locais de coleta (Pseudo-F= 4.43;  $p= 0.002$ ), conforme figura 2.

As espécies cujas densidades apresentaram diferenças significativas entre os locais de coleta, foram: *Aphanocapsa delicatissima* ( $p=0,01$ ); *Coelomoron tropicalis* ( $p=0,04$ ); *Planktolyngbya limnetica* ( $p=0,04$ ) e *Raphidiopsis raciborskii* ( $p=0,02$ ), conforme tabela 1. A *Planktothrix agardhii*, *Planktolyngbya limnetica*, e, *Raphidiopsis raciborskii*, foram as espécies cujas densidades no ponto de captação dos reservatórios foram superiores a 10.000cél/ml, no entanto, quando observadas essas densidades na entrada de suas respectivas ETA's, verificou-se que as densidades foram reduzidas.

**Tabela 1.** Densidade das espécies de cianobactérias identificadas na captação e entrada da ETA dos reservatórios. Valor de p, valor de p da glm; ns - não significativo.

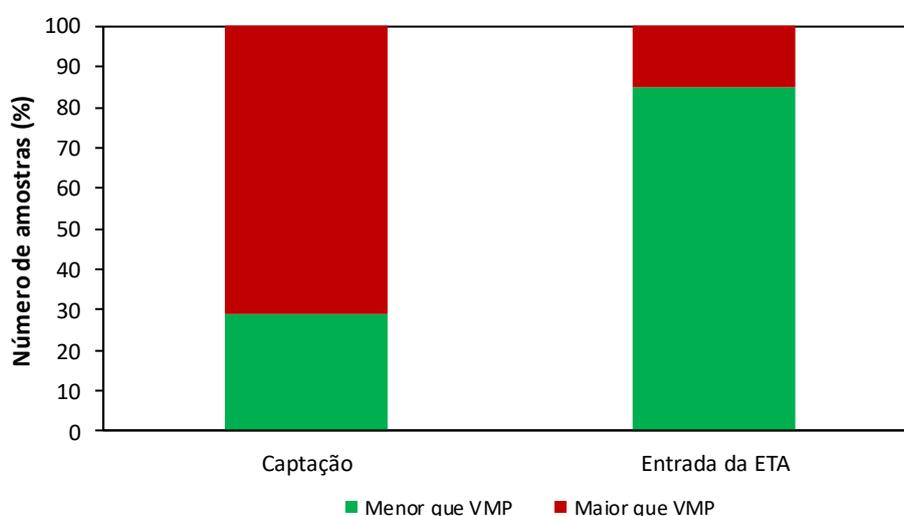
Cianobactérias	Água bruta	Entrada da ETA	Valor de p
<i>Aphanizomenon gracile</i>	1536±1015	360±244	ns
<i>Aphanocapsa annulata</i>	8135±3073	2094±702	ns
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	7300±1596	2966±750	0.01
<i>Aphanocapsa elachista</i>	341±341	37±37	ns
<i>Aphanocapsa incerta</i>	1459±441	526±164	ns
<i>Aphanocapsa koordersii</i>	146±93	0±0	ns
<i>Aphanothece minutissima</i>	1617±613	409±197	ns
<i>Chroococcus</i> sp.	6245±1454	3164±923	ns
<i>Coelomoron tropicalis</i>	6285±1878	2260±662	0.04
<i>Dolichospermum circinalis</i>	23±23	0±0	ns
<i>Dolichospermum compactum</i>	7±7	20±20	ns
<i>Dolichospermum crassum</i>	113±44	74±36	ns
<i>Dolichospermum solitarum</i>	73±26	71±47	ns
<i>Eucapsis densa</i>	6±6	0±0	ns
<i>Geitlerinema amphibium</i>	728±338	271±191	ns
<i>Geitlerinema splendidum</i>	4682±762	2911±859	ns
<i>Merismopedia glauca</i>	2570±985	2016±838	ns
<i>Merismopedia tenuissima</i>	3475±592	2643±601	ns
<i>Microcystis aeruginosa</i>	2335±1931	200±77	ns
<i>Oscillatoria limosa</i>	6446±3063	6292±3603	ns
<i>Planktothrix agardhii</i>	19470±6067	17763±5715	ns
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	22961±5023	11076±2808	0.04
<i>Pseudanabaena catenata</i>	4496±2882	337±274	ns
<i>Pseudanabaena galeata</i>	1343±529	496±196	ns
<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	10888±2382	4691±1262	0.02
<i>Romeria victoriae</i>	1017±200	1583±829	ns
<i>Mougeothia</i> sp.	11±9	0±0	ns



**Figura 2:** Densidade de cianobactérias na captação e na entrada da ETA dos reservatórios.

Verificou-se que o número de amostras cujas concentrações de clorofila foram superiores aos valores estabelecidos na legislação, correspondem as amostras coletadas na captação dos sistemas ( $\approx 70\%$ ). Para as amostras coletadas na entrada das ETA's, observou-se que cerca de 15% das amostras ficaram acima do VMP estabelecido (Figura 3).

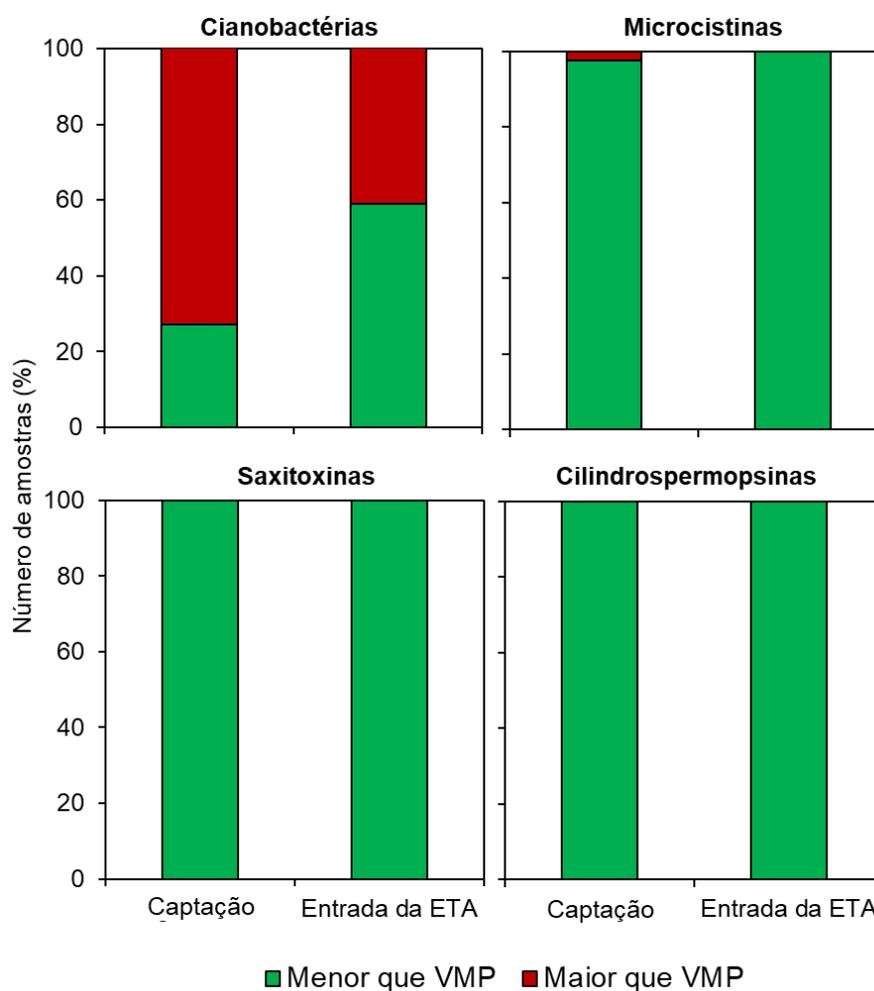
Houve variação nas concentrações de clorofila, onde os sistemas que apresentaram valores desta variável acima do VMP no ponto de captação, registraram concentrações menores, por vezes, inferiores ao VMP, quando coletadas na entrada da ETA. As amostras referentes a captação apresentaram valor mínimo de  $10,55 \mu\text{g/L}$  e máximo de  $310,15 \mu\text{g/L}$ . Ao verificar as amostras referente as entradas das ETA's, observou-se que as concentrações mínimas e máximas, variaram entre  $10,07$  e  $88,25 \mu\text{g/L}$ , respectivamente.



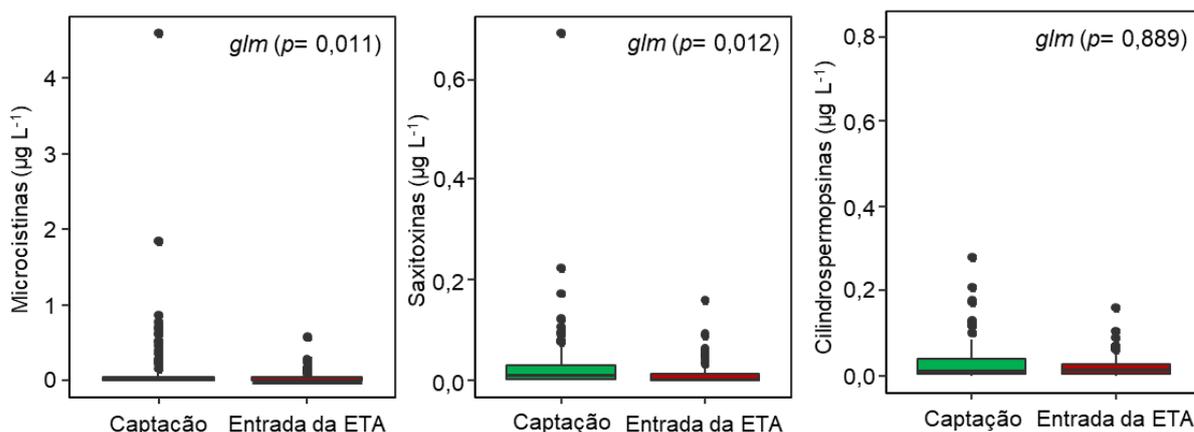
**Figura 3.** Número de amostras com as concentrações de clorofila maior que Valor Máximo Permitido (VMP) na captação e na entrada da ETA dos reservatórios.

Ao avaliar as densidades de cianobactérias e as concentrações de cianotoxinas (microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas) mensuradas nos sistemas em estudo com os valores determinados pela legislação vigente, verificou-se que o número de amostras cujas densidades de cianobactérias foram superiores aos valores da legislação, correspondem as amostras coletadas no ponto de captação dos sistemas ( $\approx 70\%$ ), embora cerca de 40% das amostras coletadas nas entradas das ETA's também terem ficado acima do VMP (Figura 4).

Em relação ao quantitativo de amostras referente as concentrações de cianotoxinas, observou-se que nos pontos de captação dos reservatórios, as concentrações de microcistinas apresentaram VMP superiores a legislação. Para as demais toxinas, os valores foram menores que VMP para os distintos pontos de coleta (Figura 4). Verificou-se diferença significativa entre as concentrações de microcistinas ( $p=0,011$ ) e saxitoxinas ( $p=0,012$ ) no ponto de captação e na entrada da ETA. Essa diferença não ocorreu entre as concentrações de cilindrospermopsinas nos distintos pontos (Figura 5).

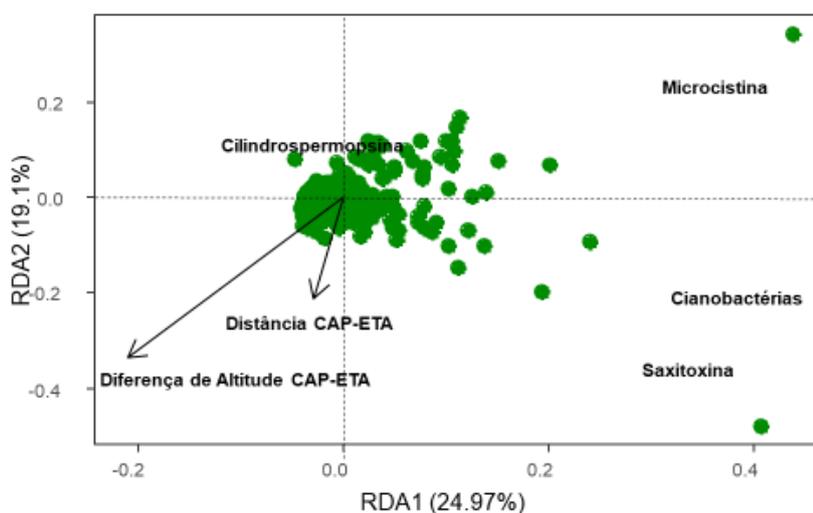


**Figura 4.** Número de amostras com densidade de cianobactérias e concentração de cianotoxinas maior que Valor Máximo Permitido (VMP) na captação e na entrada da ETA dos reservatórios.



**Figura 5:** Concentração das cianotoxinas microcistinas, saxitoxinas e cilindropermopsinas na captação e na entrada da ETA dos reservatórios.

A RDA realizada para identificar a relação da distância e altitude da captação e das ETA's entre as densidades de cianobactérias e concentrações de cianotoxinas foi significativa ( $F = 19,79$ ;  $p = 0,02$ ) e explicou 44,07% da variabilidade dos eixos 1 e 2 (Figura 6). Foi observado uma relação inversa entre a distância e a diferença de altitude com a densidade das cianobactérias e as concentrações de microcistina e saxitoxina, enquanto a cilindropermopsina ficou próxima ao centroide.



**Figura 6:** Análise de Redundância (RDA) com as variáveis altitude e distância entre a captação e a ETA e as densidades de cianobactérias e concentrações de microcistina, saxitoxina e cilindropermopsina.

## 4 DISCUSSÃO

Questões relacionadas ao local de amostragem e a frequência do monitoramento são relevantes para avaliar as tendências das florações já estabelecidas ou seu deslocamento. A redução das densidades de cianobactérias observadas nas entradas das estações de tratamento, devem ser levadas em consideração, uma vez que, a presença de algas no processo de tratamento dificulta a formação de coágulos e flocos nas etapas iniciais de tratamento (coagulação e floculação), devido à existência de matéria orgânica no meio extracelular (MOE) algal, capaz de interferir no processo de coagulação (FREIRE, 2018).

As reduções das cianobactérias nas entradas das ETA's podem estar relacionadas ao fato de muitos gêneros terem preferência por ambientes com baixas turbulências e baixas condições de mistura (FERNANDES et al.2009). As maiores densidades observadas nos pontos de captação, estão relacionados aos longos períodos de residência que são preferidos por grande parte dos gêneros (MOURA et al. 2018).

Quando há elevadas densidades de cianobactérias nos mananciais, é notório os problemas operacionais decorrentes da permanência desses organismos na água bruta. A presença de cianobactérias em estações de tratamento de água pode causar problemas operacionais em várias etapas de tratamento, dentre eles: problemas na coagulação e floculação, diminuindo a eficiência do processo de sedimentação; ocasionar gosto e odores acentuados, pois algumas algas e subprodutos podem produzir odores desagradáveis e gerar sabores indesejáveis à água e a degradação microbiológica da qualidade da água na rede de distribuição e reservatório, em virtude da presença de material orgânico intra e extracelular das microalgas e cianobactérias, que podem servir de substrato para o desenvolvimento de bactérias que têm a capacidade de atacar alguns tipos de materiais constituintes dos tanques de reservação e das tubulações de distribuição de água (JANSSENS; BUEKENS, 1993; MACHADO, 2011).

Estudos de Silva (2009) demonstram que em virtude dos problemas operacionais ocasionados pelas cianobactérias, têm-se como consequência a redução na eficiência dos processos de tratamento e o surgimento de problemas na água tratada, como a formação de trihalometanos, corrosão de unidades do sistema de abastecimento e a liberação de cianotoxinas (Di BERNARDO; PAZ, 2008).

Geralmente a remoção de algas e cianobactérias ocorre principalmente através de processos de tratamento que envolve coagulação química, no entanto, não se pode descartar a possibilidade de lise celular (SILVA, 2009).

Dentre as espécies identificadas, houve registro de espécies com potencial toxigênico. Uma das grandes preocupações com a frequência e intensidade das florações de cianobactérias está relacionada a sua capacidade em produzir e liberar altas concentrações de cianotoxinas, que são capazes de representar sérios riscos à saúde humana, causar redução na biodiversidade na comunidade de algas, zooplâncton e peixes, além de ocasionar impacto negativo no gerenciamento e custos na qualidade da água e no funcionamento dos serviços ecossistêmicos (CHORUS; BARTRAM, 1999; SILVA, 2020).

Geralmente, a toxicidade não é um traço específico das espécies; sendo assim, muitas espécies contêm cepas tóxicas e não tóxicas. De acordo com trabalhos de Sant'Anna et al. (2006; 2008) os táxons *Aphanocapsa* e *Planktolyngbya* são frequentes e merecem atenção especial, por serem considerados

potencialmente tóxicos, podendo desempenhar ação hepatotóxica neurotóxica e dermatotóxica.

A *Raphidiopsis raciborskii* é produtora das cianotoxinas cilindrospermopsina e saxitoxina, consideradas como compostos alelopáticos capazes de inibir o crescimento de espécies concorrentes (ANTUNES; LEÃO; VASCOCELLOS, 2012; DZIALLAS e GROSSART, 2011; RZYMSKI et al., 2014; WANG et al., 2017; MIOTTO et al., 2017). Em alguns reservatórios tropicais, a *R. raciborskii* tem substituído ou co-dominado outras espécies de cianobactérias. Essa substituição pode estar relacionada com as condições ambientais, como a limitação de recursos, que determina o tamanho da população (MARINHO; SOUZA; LÜRLING, 2013).

Estudos de Who (1998), sugerem que as cianobactérias produzem mais toxinas em períodos de tempo quente ou em climas quentes (temperatura ótima entre os 20 e 25° C). Outro fator é a intensidade de luz, onde a toxicidade das cianobactérias parece aumentar com um aumento da intensidade luminosa (abaixo dos 40 micro einsteins/m<sup>2</sup> por segundo), diminuindo conseqüentemente com a profundidade (WHO, 1998).

Por serem solúveis em água, a remoção das toxinas pelo tratamento convencional é baixa, representando um risco elevado para as populações abastecidas com água potável produzida a partir de reservatórios eutróficos, sendo necessário a implementação de outros processos ao tratamento, a exemplo de procedimentos químicos (Hitzfeld et al., 2000; Hoeger, 2005).

Para minimizar os riscos de contaminação da água para consumo humano com cianotoxinas, os responsáveis devem realizar o monitoramento para identificação e contagem de células de cianobactérias, considerando, para efeito de alteração da frequência de monitoramento, o resultado da última amostragem (BRASIL, 2021).

De acordo com a legislação vigente, quando o monitoramento de cianobactérias é exigido (>20.000 células/mL), este deve ser realizado no ponto de captação com identificação dos gêneros presentes. Alternativamente a esse monitoramento, pode ser realizado o monitoramento semanal de cianotoxinas na água bruta (entrada da ETA), conforme §3° do capítulo IV que trata dos planos de amostragem de controle da qualidade da água para consumo humano (BRASIL, 2021).

Dados da literatura ressaltam que o monitoramento das cianobactérias é imprescindível, uma vez que o custo do tratamento da água utilizada para o abastecimento público depende da qualidade do manancial do qual ela foi captada (MARINO, 2017), onde os gestores dos sistemas de tratamento, muitas vezes tem que recorrer ao uso de técnicas auxiliares, visando reduzir a liberação dos metabólitos e a formação de subprodutos tóxicos (FREIRE, 2018).

## 5 CONCLUSÃO

O frequente monitoramento e o local de amostragem são extremamente relevantes, para identificar os locais com risco potencial de adução de água com elevadas densidades de cianobactérias e seus metabólitos, visto que comprometem a qualidade da água, dificultam a remoção dos organismos que se proliferam e encarecem o processo de potabilização.

## REFERÊNCIAS

- AESA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (2021). Volume dos açudes. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/monitoramento/>. Acesso em: fev. de 2022.
- AGUILERA A, GÓMEZ EB, KAŠTOVSKÝ J, ECHENIQUE RO, SALERNO GL. The polyphasic analysis of two native Raphidiopsis isolates supports the unification of the genera Raphidiopsis and Cylindrospermopsis (Nostocales, Cyanobacteria). **Phycologia**, 57(2):130–46,2018.
- ALVARES CA, STAPE JL, SENTELHAS PC, DE MORAES GONC, ALVES JL, SPAROVEK G (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol Zeitschrift* 22(6):711–728.
- ANTUNES, J. T.; LEÃO, P. N.; VASCONCELOS, V. M. Influence of biotic and abiotic factors on the allelopathic activity of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* strain LEGE 99043. *Microbial ecology*, 64 (3) 584-592. 2012.
- BRANDÃO, L. H. & DOMINGOS, P. Fatores ambientais para a floração de cianobactérias tóxicas. **Saúde & Ambiente em Revista**, Duque de Caxias, 1(2): 40-50, 2006.
- BRASIL. Portaria nº 888 de 04 de maio de 2021 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; Poder executivo*, Brasília, DF, 07 mai. Ed.85, Seção 1, p.127.
- CARMICHAEL W.W. **The Water Environment. Algal Toxins and Health**. Plenum Press, New York, 1981.
- CARMICHAEL, W. W. Health Effects of Toxin-Producing Cyanobacteria: “The CyanoHABs” Human and Ecological Risk Assessment: 7(5): 1393-140, 2001.
- CARMICHAEL, W.W.; BOYER, G.L. Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. **Harmful Algae**, 54: 194-212, 2016.
- CARNEIRO, R.L.; PACHECO, A.B.F.; DE OLIVEIRA E AZEVEDO, S.M.F. Growth and saxitoxin production by *cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) correlate with water hardness. **Mar Drugs**, 11(8):2949–63,2013.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Manual de Cianobactérias Planctônicas: Legislação, Orientações para o Monitoramento e Aspectos Ambientais; Maria do Carmo Carvalho ... [et al.]. -- São Paulo : CETESB, 2013. 47 p. : il. color. ; 14 x 21cm. - - (Série Manuais, ISSN 0103-2623).
- CHEN, J.; XIE, P. Tissue distributions and seasonal dynamics of the hepatotoxic microcystins-LR and -RR in two freshwater shrimps, *Palaemon modestus* and

*Macrobrachium nipponensis*, from a large shallow, eutrophic lake of the subtropical China. **Toxicon**, 2005, 45(5), 615-625, 2005.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to public health, consequences, monitoring and management**. London: E & FN Spon, 1999. 416 p.

DI BERNARDO, A.S.; PAZ, L.P.S. Seleção de tecnologias de tratamento de água. Ed. Ldibe. Vol 1. 868p. 2008.

DITTMANN, E.; WIEGAND, C. Cyanobacterial toxins—occurrence, biosynthesis and impact on human affairs. **Molecular Nutrition & Food Research**, 50(1), 7-17, 2006.

DROBAC, D.; TOKODI, N.; LUJIĆ, J.; MARINOVIĆ, Z.; SUBAKOV-SIMIĆ, G.; DULIĆ, T.; VAŽIĆ, T.; NYBOM, S.; MERILUOTO, J.; CODDE, G. A. & SVIRČEV, Z. Cyanobacteria and cyanotoxins in fishponds and their effects on fish tissue. **Harmful Algae** 55: 66–76, 2016.

DZIALLAS, C.; GROSSART, HANS-PETER. Increasing oxygen radicals and water temperature select for toxic *Microcystis* sp. *PLoS One*, 6, 9, e25569. 2011.

ELISA. Enzyme-Linked immunosorbent Assay for Determination of Saxitoxin (PSP) in water and Contaminated Samples Product N°52255B. Abraxis, 2022.

ELISA. Enzyme-Linked immunosorbent Assay for Determination of Cylindrospermopsin (CYN) in water and Contaminated Samples Product N°522011. Abraxis, 2022.

ELISA. Enzyme-Linked immunosorbent assay for Determination of Microcystin (MYC) in water and Contaminated Samples Product N°520011. Abraxis, 2022.

FALCONER, I.R. Potential impact on human health of toxic cyanobacteria. **Phycologia** 35 (6 Suppl.): 6-11, 1996.

FERNANDES, V.O.; BASSANI, L.O.; SOUZA, B.A. Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das florações. **Oecol. Bras.**, 13(2): 247-258, 2009.

FRANCISCO, P.R.M.; MEDEIROS, R.D.; SANTOS, D.; MATOS, R.D. (2015). Classificação climática de Köppen e Thornthwaite para o estado da Paraíba. **Revista Brasileira De Geografia Física** 8(4):1006–1016.

FREIRE, R.C. Tratabilidade de Águas Eutrofizadas dos Mananciais da Bacia do Rio Capibaribe-PE. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado a Agência Nacional de Águas e ao Instituto Federal de Educação Tecnológica do Ceará, 2018.

GALVÃO, J.A.; OETTERER, M.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; GOUVÊA-BARROS, S.; HILLER, S.; ERLER, K.; LUCKAS, B.; PINTO, E.; KUJBIDA, P. Saxitoxins accumulation by freshwater tilapia (*Oreochromis niloticus*) for human consumption. **Toxicon**, 54(6), 891-894, 2009.

GRATTAN, L.M.; HOLOBAUGH, S.; MORRIS, J.G. Harmful algal blooms and public health. **Harmful Algae** 57, 2-8, 2016.

GUTIÉRREZ-PRAENA, D.; JOS, Á.; PICHARDO, S.; MORENO, I.M.; CAMEÁN, A.M. Presence and bioaccumulation of microcystins and cylindrospermopsin in food and the effectiveness of some cooking techniques at decreasing their concentrations: a review. **Food and Chemical Toxicology**, 53, 139-152, 2013.

HAYES, C.R.; GREENE, L.A. The evaluation of eutrophication impact in public water supply reservoirs in East Anglia. **Journal of The Water Pollution Control Federation** 1984; p. 42-51.

HITZFELD, B.C.; HOGGER, J.S.; DIETRICH, D.R. Cyanobacterial Toxins: Removal during Drinking Water Treatment, and Human Risk Assessment. **Environmental Health Perspectives**\*Vol108, Supplement1\*March, 2000.

HOEGER, S. J.; HITZFELD, B. C. e DIETRICH, R. "Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in drinking water treatment plants." **Toxicology and Applied Pharmacology**, 2005.

HROUZEK, P.; KAPUŠCIK, A.; VACEK J, VORÁČOVÁ, K.; PAICHLOVÁ, J.; KOSINA, P.; VOLOSHKO, L.; VENTURA, S. & KOPECKÝ, J. Cytotoxicity evaluation of large cyanobacterial strain set using selected human and murine in vitro cell models. **Ecotoxicology and Environmental Safety** 124: 177–185, 2016.

JANSSENS, J.G.; BUEKENS, A. Assessment of process selection for particle removal in surface water treatment. **Journal Water SRT – Aqua** 1993; 42(5):279-88.

JESPERSEN, A. M.; CHRISTOFFERSEN, K. Measurements of chlorophyll a from phytoplankton using ethanol as an extraction solvent. *Archiv fur Hydrobiologie Journal*, 109: 445–454, 1987.

LAPOLLI, F. R.; CORAL, L. A.; RECIO, M. A. L. Cianobactérias em mananciais de abastecimento – problemática e métodos de remoção. **Revista Dae**, 185, 09-17p, 2011.

LEAL, A. C. & SOARES, M. C. P. (2)Hepatotoxicidade da cianotoxina microcistina. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**. 37(11): 84-89, 2004.

LUND, J.W.G.; KPLING, C.; LECREN, E.D. (1958). The invert microscope method of stating algal number and statistical bases of estimating by counting. **Hydrobiology**, V11, p. 143- 170, 1958.

MARINO, L. Relação entre clorofila-a e cianobactérias no estado de São Paulo. **Revista Dae**, 026, 32-43p, 2017.

MARINHO, M. M.; SOUZA, M. B. G.; LÜRLING, M. Light and phosphate competição between *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* is strain dependente. *Microbiology of Aquatic systems*. 2013.

MARTINES, R.B.; BHATNAGAR, J.; DE OLIVEIRA RAMOS, A.M.; DAVI, H.P.F.; IGLEZIAS, S.D.A.; KANAMURA, C.T.; KEATING, M.K.; HALE, G.; SILVA-FLANNERY, L.; MUEHLENBACHS, A.; RITTER, J.; GARY, J.; ROLLIN, D.; GOLDSMITH, C.S.; REAGAN-STEINER, S.; ERMAS, Y.; SUZUKI, T.; LUZ, K.G.; OLIVEIRA, W.K.; LANCIOTTI, R.; LAMBERT, A.; SHIEH, W.J.; ZAKI, S.R. Pathology of congenital Zika syndrome in Brazil: a case series. **Lancet** [Internet]. 2016;388(10047):898–904.

MACHADO, B.C. Potabilização de água com elevada densidade de cianobactérias e microalgas através de sistema de dupla filtração em meio granular utilizando filtro de lavagem contínua. Tese apresentada ao Programa de Pós graduação em Engenharia Ambiental Florianópolis (SC), 2011.

MIOTTO, M C.; COSTA, L D F.; BRENTANO, D M, NADER, C.; DOS SANTOS SOUZA, L.; GRESSLER, P. D.; RÖRIG, L. R. Caracterização ecofisiológica e perfil de toxinas de duas linhagens de *Cylindrospermopsis raciborskii* isoladas de uma lagoa subtropical no sul do Brasil. *Hydrobiologia*, 802 (1), 97-113. 2017.

MOURA. A.N.; ARAGAO-TAVARES, N.; AMORIM, C.A. Cyanobacterial blooms in freshwater bodies from a semiarid region, Northeast Brazil: A review. **Journal of Limnology**, 77(2): 179-188, 2018.

NASCIMENTO, S.S.; LIMA, E. R. V. & LIMA, P. P. S. Uso do NDVI na análise temporal da degradação da caatinga na sub-bacia do Alto Paraíba. *OKARA: Geografia em debate*, v.8, n.1, p. 72-93, 2014.

OTTEN, T. G. & PAERL, H. W. Health Effects of Toxic Cyanobacteria in U.S. Drinking and Recreational Waters: Our Current Understanding and Proposed Direction. **Curr Envir Health Rpt.** 2:75–84, 2015.

PANOSSO, R. COSTA, I. S.; SOUZA, N. R. S.; ATTAYDE, J. L.; CUNHA, S. R. S.; COSTA, F. & GOMES, F. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasiliensis (Impresso)**, (11): 433-449, 2007.

PAPADIMITRIOU, T.; KAGALOU, I.; STALIKAS, C.; PILIDIS, G.; LEONARDOS, I.D. Assessment of microcystin distribution and biomagnification in tissues of aquatic food web compartments from a shallow lake and evaluation of potential risks to public health. **Ecotoxicology** (London, England), 21(4), 1155-1166, 2012.

PAERL, H. W.; OTTEN, T.G. Duelling ‘CyanoHABs’: unravelling the environmental drivers controlling dominance and succession among diazotrophic and non-N<sub>2</sub>-fixing harmful cyanobacteria. **Environmental Microbiology**, 18(2), 316–324, 2016.

PARALKAR, A., EDZWALD, J. K. Effect of ozone on EOM and coagulation. **Journal American Water Works Association**; 88(4): 143–154, 1996.

PEDROSA, C. S. G.; SOUZA, L. R. Q.; LIMA, C. V. F.; LEDUR, P. F. The cyanobacterial saxitoxin exacerbates neural cell death and brain malformations induced by Zika virus. **BioRxiv**, 2019.

PIZZOLÓN L. Importancia de las Cianobacterias Como Factor de Toxicidad en las Aguas Continentales. **Interciencia**, 21(6): 239-245, 1996.

RAMOS, C., MENEZES, T., AGRELLI, A., ALVES, I., DA LUZ, J., DA SILVA, C., PINHEIRO, I., & JÁCOME JUNIOR, A. Cianobactérias e microcistina em águas de rio destinadas ao abastecimento de centro industrial de Caruaru, PE, Brasil. **Vigilância Sanitária em Debate** 4(1):27-35, 2016.

RODRIGUES, E.H.C.; DE-CARLI, B.P.; VICENTIN, A.M.; POMPÊO, M.L.M.; CARLOS, V.M. Cianobactérias e cianotoxinas em ambientes aquáticos: uma breve revisão sobre os principais métodos de detecção, remoção e seus impactos sobre a saúde humana. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, Vol. 31(1): 1-18, 2021.

RZYMSKI, P.; PONIEDZIAŁEK, B.; KOKOCIŃSKI, M.; JURCZAK, T.; LIPSKI, D.; WIKTOROWICZ, K. Interspecific allelopathy in cyanobacteria: Cylindrospermopsin and Cylindrospermopsis raciborskii effect on the growth and metabolism of *Microcystis aeruginosa*. *Harmful Algae*, 35, 1-8. 2014.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; AJUGARO, L.F.; CARVALHO, M.C.; CARVALHO, L.R.; SOUZA, R.C.R. Identificação e contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras. Rio de Janeiro: **Interciência**, 2006. 58 p.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; WERNER, W.R.; DOGO, C.R.; RIOS, F.R.; CARVALHO, L.R. Review of toxic species of cyanobacteria in Brazil. **Algological Studies**, v.126, p. 249-263, 2008.

SILVA, J.R.L. Dinâmica de cianobactérias e cianotoxinas em um braço do reservatório da usina hidroelétrica Luiz Eduardo Magalhães e suas implicações para o abastecimento público de Palmas- TO. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009.

SCHMIDT, D.M.; MATTOS, A. Dinâmica dos regimes de precipitação e vazão da bacia hidrográfica do Alto Piranhas-Açu / PB. **Sociedade e Território, Natal**, v. 25, nº 2, edição especial, p. 67-77, 2013.

SVIRCEV, V.; JELENA LUJIĆ, ZORAN MARINOVIĆ, DAMJANA DROBAC, NADA TOKODI, BRATISLAV STOJILJKOVIĆ & JUSSI MERILUOTO. Toxicopathology Induced by Microcystins and Nodularin: A Histopathological Review. **Journal of Environmental Science and Health**, 33(3): 125–167, 2015.

TEIXEIRA, M.G.L.C; COSTA, M.C. N.; CARVALHO, V. L. P.; PEREIRA, M. S. P.; HAGE, E. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia, Brazil. **Bulletin of Paho**, 27(3). p. 244-253, 1993.

UEHLINGER, V. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. **Arch. Sci. Phys.Nat.** 17:121-223, 1964.

UTERMOHL, H.; Zur vervollkommer der quantitativen phytoplankton methodik. Mitt in Verein.theor.angew. **Limnology**, 9:1 – 38, 1958.

WANG, L.; ZI, J.; XU, R.; HILT, S.; HOU, X.; CHANG, X. Allelopathic effects of *Microcystis aeruginosa* on green algae and a diatom: evidence from exudates addition and co-culturing. *Harmful algae*, 61, 56-62. 2017.

WESTRICK, J. A.; SZLAG D. C.; SOUTHWELL, B. J. & SINCLAIR J. A review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/ inactivation in drinking water treatment. **Anal Bioanal Chem** 397: 1705– 1714, 2010.

## APENDICE

Tabela 1: Reservatórios de abastecimento, regional e capacidade de acumulação dos ambientes estudados.

Latitude	Longitude	Manancial	Município	Bacia Hidrográfica	Capacidade Máx (m <sup>3</sup> )
7°48'61.3"	36°13'98"	Epitácio Pessoa	Boqueirão	Região do Alto Curso do Rio Paraíba	466.525.964
7°09'16.9"	35°43'43.2"	Sindô Ribeiro	Massaranduba	Mamanguape	3.022.715
7°09'44"	35°42'58.7"	Chupadouro II	Serra Redonda	Mamanguape	634.620
7°62'79.7"	36°44'42.1"	São Domingos	São Domingos do Cariri	Região do Alto Curso do Rio Paraíba	7.760.200
7°53'35.2"	36°50'95.2"	Poções	Monteiro	Região do Alto Curso do Rio Paraíba	29.861.562
7°67'52.1"	36°88'36.4"	Sumé	Sumé	Região do Alto Curso do Rio Paraíba	44.864.100
7°88'12.5"	36°62'53.9"	Pindurão	Distrito de Camalaú	Região do Alto Curso do Rio Paraíba	48 107 240
7°76'44.8"	37°54'96.6"	Campos	Caraúbas	Região do Alto Curso do Rio Paraíba	6.594.392
7°74'80.3"	36°31'39.7"	Bichinho	Barra de São Miguel	Região do Alto Curso do Rio Paraíba	4.574.375
7°59'41.4"	35,7°59'36.2"	Camará	Alagoa Nova	Mamanguape	26.581.614

7°21'14.2"	35°63'28.4"	Chã dos Pereiras	Ingá	Região do Baixo Curso do Rio Paraíba	1.965.600
7°71'11.7"	36°03'54,2"	Poleiros	Barra de Santa Rosa	Curimatau	7.933.700
7°51'97"	35°61'21,1"	Acauã	Aroeiras	Paraíba	*
7°08'59,3"	35°19'17,5"	São Salvador	Sapé	Região do Baixo Curso do Rio Paraíba	12.657.520
		Brejinho	Juarez Távora	Mamanguape	789.000
7°44'49.8"	35°50'80.28"	Acauã	Itatuba	Região do Médio Curso do Rio Paraíba	253.000.000
7°59'45.4"	35°39'11.6"	Serra Grande	Alagoa Grande	Curimatau	*
7°85'20.9"	35°29'43.2"	Araçagi	Araçagi	Mamanguape	63.289.037
7°77.878'43.7"	37.°24.4.3'38.49"	Jenipapeiro (buiú)	Olho d'água	Rio Piranhas	70.757.250
7°32.7'48.9"	37°76.2'21.94"	Queimados	Santana dos Garrotes	Rio Piranhas	15 625 338
7°09.2'52.6"	37°61.6'21.3"	Cachoeira dos Cegos	Catingueira	Rio Piranhas	71.887.047
7°7.78'43.7"	37°24.4'38.49"	Farinha	Patos	Rio Piranhas	25.738.500

---

7°45.7'92"	37°64.1'78"	Bom Jesus II	Água Branca	Rio Piranhas	14.636.457
6°92.9'84.93"	37°7.22'25.3"	São Mamede	São Mamede	Seridó	15.791.280
		Junco do Seridó	Junco do Seridó	Rio Piranhas	*
7°48.1'75"	38°47'36"	Saco	Nova Olinda	Rio Piranhas	97.488.089
		Veados		Rio Piranhas	*
7°23.6'23.2	37°94.95'99.7"	Coremas	Coremas	Rio Piranhas	744.144.694
6°54.2'87.3"	38°46.7'81.4"	Capivara	Uiraúna	Rio Piranhas	37.549.827
		Riacho dos Cavalos	Riacho dos Cavalos	Região do Médio Curso do Rio Piranhas	17.699.000
6°32.0' 76.0"	37°51.1'96.5"	Baião	Belém de Brejo do Cruz	Região do Médio Curso do Rio Piranhas	39.226.628
6°96.3'25"	38°16.4'47"	Jenipapeiro	São J. Lagoa Tapada	Região do Alto Curso do Rio Piranhas	1.948.300
6°52.3'17"	37°84.7'80.0"	Carneiro	Jericó	Região do Médio Curso do Rio Piranhas	31.285.875
67°59.6'28.3"	38°63.5'75"	Paraíso	São Francisco	Rio Piranhas	5.340.024

---

---

		Santa Rosa	Brejo do Cruz	Região do Médio Curso do Rio Piranhas	2.843.984
6°50'90.4"	38°19'54"	São Gonçalo	Sousa	Região do Alto Curso do Rio Piranhas	40.582.277
6°84.5'81.9"	38°31.3'24.2"	Nazarezinho	São Gonçalo	Região do Alto Curso do Rio Piranhas	*
6°95'31.7"	38°67.8'78"	Cachoeira das Vacas	Cachoeira dos Índios	Rio Piranhas	339.156
6°57.4'29.9"	38°68.2'94"	Gamela	Triunfo	Rio Piranhas	472.926
		Lagoa do Arroz	Cajazeiras	Rio Piranhas	80.388.537
6°98.4'71.2"	38°45.2'75"	Engenheiro Ávidos	Cajazeiras	Região do Alto Curso do Rio Piranhas	293.617.376
7°32.1'44.3"	38°48.2'63.5"	Bartolomeu I	Bonito de Santa Fé	Região do Alto Curso do Rio Piranhas	17.570.556

---

## **AGRADECIMENTOS**

Ao orientador José Etham de Lucena Barbosa pela oportunidade de integrar a equipe do Laboratório de Ecologia Aquática – LEAq.

À Professora Juliana Santos Severiano pelas leituras sugeridas ao longo dessa orientação.

A equipe do LEAq pelos momentos diários compartilhados.

