



**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GESTÃO AMBIENTAL
MESTRADO PROFISSIONAL EM GESTAO AMBIENTAL**

ANDREIA SOUZA REGIS

**FATORES ABIÓTICOS E O CRESCIMENTO DE CIANOBACTÉRIAS EM
RESERVATÓRIOS DE ÁGUA SUPERFICIAIS DO ESTADO DE PERNAMBUCO**

Recife, 2020

R337f Regis, Andreia Souza.
Fatores abióticos e o crescimento de cianobactérias em reservatórios de água superficiais do Estado de Pernambuco. / Andreia Souza Regis. – Recife, PE: O autor, 2020.
67 f.: il. ; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo José Alécio de Oliveira.

Dissertação (Mestrado) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco - IFPE, Campus Recife, Coordenação de Pós-Graduação - Mestrado Profissional em Gestão Ambiental, 2020.

Inclui referências e anexos.

1. Cianobactéria. 2. Fitoplâncton. 3. Barragem. 4. Gestão Ambiental. I. Oliveira, Eduardo José Alécio de. (Orientador). II. Título.

589.46 CDD (22 Ed.)

ANDREIA SOUZA REGIS

**FATORES ABIÓTICOS E O CRESCIMENTO DE CIANOBACTÉRIAS EM
RESERVATÓRIOS DE ÁGUA SUPERFICIAIS DO ESTADO DE PERNAMBUCO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental, como requisito para obtenção do grau de Mestre em Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco.

Prof. Dr. Eduardo José Alécio de Oliveira
Orientador

Prof. Dr. Ronaldo Faustino da Silva
Co-orientador – IFPE

Prof. Dr. Fábio Henrique Portella Corrêa de Oliveira
Co-orientador Externo – IFPE

Recife, 2020

ANDREIA SOUZA REGIS

**FATORES ABIÓTICOS E O CRESCIMENTO DE CIANOBACTÉRIAS EM
RESERVATÓRIOS DE ÁGUA SUPERFICIAIS DO ESTADO DE PERNAMBUCO**

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco como parte integrante dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Gestão Ambiental.

Data da aprovação: ____ / ____ / ____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Eduardo José Alécio de Oliveira
Orientador – IFPE

Prof. Dr. Ronaldo Faustino da Silva
Co-orientador – IFPE

Prof. Dr. Fábio Henrique Portella Corrêa de Oliveira
Co-orientador Externo – IFPE

Profa. Dra. Maria Tereza Duarte Dutra
Examinador Interno - MPGA

Profa. Dra. Valderice Pereira Alves Baydum
Examinador Externo – UNICAP

APRESENTAÇÃO

Graduada em Química Industrial pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), com Especialização em Gestão Ambiental pela Faculdade Frassinetti do Recife (FAFIRE), exerce há treze anos a função de Química da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) na Gerência de Controle de Qualidade, desses, com dez anos como responsável pela Coordenação de Laboratórios que cuida do monitoramento da qualidade da água e efluente de todo o estado de Pernambuco, nos municípios em que a COMPESA possui concessão. Atualmente também responsável pelo setor de tratamento que estuda e propõe melhorias nas concepções de tratamento visando a adequação aos parâmetros de controle de qualidade, em concordância com a Portaria de Consolidação nº 05 do Ministério da Saúde, em seu Anexo XX (BRASIL, 2017b). A Coordenação é composta dos seguintes laboratórios: Laboratório de análises físico-químicas, Laboratório de análises de metais, Laboratório de Bacteriologia para água bruta e tratada, Laboratório para análise de produtos químicos, Laboratório de Hidrobiologia, Laboratório para análise de toxinas, Laboratório para análise de Compostos Orgânicos e por fim, Laboratório de análises de efluentes domésticos.

Os laboratórios têm por objetivo o atendimento ao preconizado nas resoluções CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) e Portaria de Consolidação nº 05 do Ministério da Saúde, em seu Anexo XX (BRASIL, 2017b).

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, especialmente:

A Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) pela oportunidade conferida para desenvolver este trabalho.

A todos os que fazem o Mestrado Profissional em Gestão Ambiental do IFPE, professores, colaboradores e colegas de turma, pela convivência e amizade construída durante o caminho percorrido.

Ao Prof. Dr. Eduardo José Alécio de Oliveira, meu orientador, que contribuiu sobremaneira para a execução deste trabalho, sobretudo com seus ensinamentos, sugestões e colocações pertinentes em relação ao trabalho, sendo um dos meus maiores incentivadores.

Aos Co-orientadores Prof. Dr. Fábio Henrique Portella Corrêa de Oliveira e Prof. Dr. Ronaldo Faustino, cujas participações e contribuições viabilizaram o bom desenvolvimento do trabalho.

À Prof^a. Dra. Maria Tereza Duarte Dutra e à Prof^a. Dra. Valderice Pereira Alves Baydum que em meio a tantas atribuições, aceitaram examinar o trabalho, contribuindo com a qualidade e relevância do trabalho desenvolvido.

Aos colegas da Gerência de Controle de Qualidade da COMPESA, que tanto me incentivaram e ajudaram no desenvolvimento deste trabalho. Em especial, ao colega Romero Freire e sua filha Mayra Angelina Quaresma Freire pelo apoio na elaboração do projeto de concepção para as Estações de Tratamento de Água.

A meus pais, meu grande alicerce e porto seguro e aos meus filhos, os grandes amores da minha vida e responsáveis pela minha busca por desenvolvimento.

A Deus por sempre está iluminando os meus passos e me ajudando quando a força já não está tão grande.

RESUMO

A degradação dos corpos hídricos causada pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais sem tratamento adequado, ou sem nenhum tipo de tratamento, o assoreamento, processos de salinização e a eutrofização dos mananciais, leva à perda da qualidade da água. Como consequência desta degradação, a eutrofização, a presença de nutrientes e o clima no estado de Pernambuco tem favorecido a floração de cianobactérias em reservatórios utilizados para abastecimento público. Com a problemática de mananciais eutrofizados resultantes da ação antropogênica, qual é a influência das diferentes variáveis abióticas sobre o aparecimento de florações de cianobactérias em ambientes lênticos, a exemplo dos reservatórios? Desta forma o presente trabalho teve como objetivo analisar a relação entre os fatores abióticos físico-químicos da água e climáticos com a ocorrência de gêneros de cianobactérias formadoras de florações em reservatórios de água superficial utilizados para abastecimento público. O estudo foi realizado a partir de amostras coletadas em quatro reservatórios de água doce eutróficos localizados no Estado de Pernambuco, no período de 2010 a 2020. Os resultados foram tratados no software de estatística R (versão 4.0.2) e o cálculo de Abundância Relativa foi adaptado de Lobo & Leighton (1986), com gêneros de cianobactérias enquadrados nas seguintes categorias: dominantes (com densidade de cianobactérias > 50% da densidade total das amostras) e abundantes (densidade superior à densidade média, em função do número total de cianobactérias presentes na amostra). Concluiu-se que o gênero de cianobactérias mais frequente identificado foi o *Raphidiopsis/Cylindrospermopsis*, o qual foi encontrado em todos os reservatórios em condição abundante, e que o aumento de cor, turbidez e pH estiveram correlacionados positivamente com a presença dos gêneros *Microcystis* e *Raphidiopsis/Cylindrospermopsis*, e correlacionado negativamente ao aumento da dureza. Bem como foi observada uma correlação positiva entre a dureza (cálcio e magnésio) e o aumento da densidade do gênero *Planktothrix*. Assim, o fruto deste trabalho servirá como diretriz para o serviço de abastecimento público, para o manejo de reservatórios de água superficiais com florações, oferecendo as ferramentas necessárias para entender quais condições abióticas influenciam no crescimento das cianobactérias a fim de traçar estratégias de mitigação ou controle nas Estações de Tratamento de Água (ETAs).

Palavras-chave: Fitoplâncton. Limnologia. Qualidade da água. Barragem.

ABSTRACT

The degradation of water bodies caused by the release of domestic and industrial effluents without proper treatment, or without any type of treatment, silting, salinization processes and eutrophication of water sources, leads to loss of water quality. As a consequence of this degradation, eutrophication, the presence of nutrients and the climate in the state of Pernambuco have favored the bloom of cyanobacteria in reservoirs used for public supply. With the problem of eutrophic springs of anthropogenic action, what is the influence of the different abiotic variables on the appearance of cyanobacterial blooms in lentic environments, an example of reservoirs? Thus, the present work aimed to analyze the relationship between the abiotic physicochemical variables of water and climatic factors with the occurrence of genera of cyanobacteria that form blooms in shallow water reservoirs used for public supply. The study was carried out from samples collected in four eutrophic freshwater reservoirs in the State of Pernambuco, among the period from 2010 to 2020. The results were treated in the statistical software R (version 4.0.2) and the Relative Abundance calculation was adapted de Lobo & Leighton (1986), with genera of cyanobacteria classified in the following categories: dominant (with density of cyanobacteria > 50% of the total density of the samples) and abundant (density higher than the average density, depending on the total number of cyanobacteria present in the sample). We concluded that *Raphidiopsis* / *Cylindrospermopsis* was the most frequent genus and was found in all reservoirs in abundant condition, and that the increase in color, turbidity and pH were positively correlated with the presence of the genera *Microcystis* and *Raphidiopsis* / *Cylindrospermopsis*, and correlated negatively to the increase in hardness. As well as a positive correlation was observed between hardness (calcium and magnesium) and increased density of the genus *Planktothrix*. Thus, the fruit of this work will serve as a guideline for the public supply service, for the management of surface water reservoirs with blooms, offering the necessary tools to understand which abiotic conditions influence the growth of cyanobacteria in order to outline mitigation or control strategies at Water Treatment Plants.

Keywords: Phytoplankton. Limnology. Water quality. Dam

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 -	Classificação climática segundo o modelo de Köppen para o Estado de Pernambuco	28
Figura 2 -	Índice Pluviométrico nos municípios: a) São Lourenço da Mata (Reservatório de Tapacurá); b) Lagoa do Carro (Reservatório de Carpina); c) Belo Jardim (Reservatório de Pedro Moura Júnior e d) Garanhuns (Reservatório de Mundaú).....	29
Figura 3 -	Mapa do estado de Pernambuco com área dos reservatórios de Tapacurá , Carpina, Pedro Moura Júnior e Mundaú circulados em verde.....	32
Quadro 1 -	Descrição, localização e características hidrológicas dos reservatórios estudados.....	33
Figura 4 -	Bacia Hidrográfica do Capibaribe com área dos reservatórios de Tapacurá e Carpina circulados em verde.....	34
Figura 5 -	Bacia Hidrográfica do Mundaú com área do reservatório Mundaú circulado em verde.....	36
Figura 6 -	Bacia Hidrográfica do Ipojuca com área do reservatório Pedro Moura Júnior circulado em verde.....	38
Quadro 2 -	Variáveis bióticas e abióticas avaliadas neste estudo e metodologias de ensaios utilizadas.....	39
Figura 7 -	Densidade de cianobactérias nos Reservatórios: a) Tapacurá; b) Pedro Moura Júnior; c) Carpina; d) Mundaú.....	43
Quadro 3 -	Classificação da Abundância Relativa de cianobactérias nos reservatórios de Tapacurá, Pedro Moura Júnior, Carpina e Mundaú.....	45
Figura 8 -	Densidade de Cianobactérias x Índice Pluviométrico – a) Reservatório Tapacurá; b) Reservatório Carpina; c) Reservatório Pedro Moura Júnior e d) Reservatório Mundaú.....	46
Figura 9 -	Diagrama da Análise de Redundância (RDA) mostrando a variação da densidade de gêneros de cianobactérias envolvidos em florações em relação a variáveis abióticas nos reservatórios de Carpina, Mundaú, Pedro Moura Júnioe Tapacurá no período de 2010 a 2020.....	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Resultados da média e desvio padrão dos parâmetros abióticos e bióticos dos reservatórios de Tapacurá, Pedro Moura Júnior, Carpina e Mundaú.....	42
Tabela 2 -	Valores do teste GLM correlacionando variáveis abióticas com a densidade total de cianobactérias para os reservatórios Tapacurá, Pedro Moura Júnior, Carpina e Mundaú	49

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
ETA	Estação de Tratamento de Água
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Climas
APHA	American Public Health Association
GLM	Modelos Lineares Generalizados
DCA	Análise de Correspondência Destendenciada
RDA	Análise de Redundância

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	13
1.1	TEMA E CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA.....	13
1.2	PROBLEMA DA PESQUISA.....	14
1.3	JUSTIFICATIVA.....	14
1.4	OBJETIVOS.....	16
1.4.1	OBJETIVO GERAL.....	16
1.4.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
2.1	ÁGUAS PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO.....	17
2.2	EUTROFIZAÇÃO E QUALIDADE DA ÁGUA.....	20
2.3	FATORES AMBIENTAIS COMO PRECURSORES DA FLORAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS.....	25
2.4	VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS EM PERNAMBUCO.....	27
2.4.1	ÍNDICE PLUVIOMÉTRICO NOS MUNICÍPIOS ONDE FICAM LOCALIZADOS OS RESERVATÓRIOS DE TAPACURÁ, CARPINA, PEDRO MOURA JÚNIOR E MUNDAÚ.....	28
3	METODOLOGIA.....	31
3.1	ÁREA DE ESTUDO.....	31
3.1.1	BACIA DO RIO CAPIBARIBE.....	33
3.1.2	BACIA DO RIO MUNDAÚ.....	36
3.1.3	BACIA DO RIO IPOJUCA.....	37
3.1.4	VARIÁVEIS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS AVALIADAS NOS RESERVATÓRIOS ESTUDADOS.....	39
3.2	TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS RESULTADOS.....	40
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
4.1	DENSIDADE DE CIANOBACTÉRIAS	41
4.2	GÊNEROS DE CIANOBACTÉRIAS MAIS FREQUENTES EM FLORAÇÕES NOS RESERVATÓRIOS AVALIADOS	45
4.3	RELAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS BIÓTICAS E ABIÓTICAS.....	48
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	54
	REFERÊNCIAS	55
	ANEXO A – Relatório Técnico para operação de ETAS com florações de cianobactérias	62

1 INTRODUÇÃO

1.1. TEMA E CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA

As atividades exercidas pelo ser humano ao longo dos anos visando o desenvolvimento econômico, aumentando assim, a necessidade de exploração dos recursos hídricos para agricultura, indústria, dentre outras atividades, bem como o crescimento populacional tem causado a degradação dos recursos hídricos pela destruição da mata ciliar, das florestas e do aporte de fósforo e nitrogênio. A contaminação por efluentes domésticos e industriais tem causado vários problemas de saúde pública, como a contaminação de mananciais por microrganismos patogênicos, agrotóxicos, metais, dentre outros.

Neste contexto, os efluentes lançados sem tratamento ou com tratamento deficitário, apresentam alto teor de compostos orgânicos em sua composição, que aliados às elevadas temperaturas do território brasileiro propiciam a proliferação das cianobactérias em reservatórios de água utilizados para o abastecimento público. Essas cianobactérias podem apresentar produção de metabólitos potencialmente tóxicos aos seres aquáticos e humanos denominados de cianotoxinas.

Quando em concentrações elevadas, as cianobactérias podem conferir sabor e odor a água, bem como sua presença nos sistemas de tratamento de água provocam baixa eficiência na capacidade de tratamento, ocorrendo menor eficiência na decantação e sobrecarga nos filtros (BITTENCOURT-OLIVEIRA; MOLICA, 2003).

A eutrofização dos mananciais provoca o aumento da matéria orgânica e das cianobactérias, não sendo neste caso adequado o uso do cloro como agente oxidante, pois em seu processo de reação pode ser obtido como subproduto desta oxidação compostos halogenados carcinogênicos, denominados trihalometanos e ácidos haloacéticos (TANGERINO, DI BERNARDO, 2005).

Reservatórios localizados próximos a grandes centros urbanos geralmente são mais propensos a eutrofização, constituindo ecossistemas favoráveis para a expansão das florações de algas e cianobactérias. De acordo com Paerl e Paul (2012), estes ambientes são os ambientes mais apropriados para o crescimento de cianobactérias, que normalmente são encontradas em águas neutro alcalinas (pH de 6,0 a 9,0), em temperaturas entre 15°C e 30°C e com elevadas concentrações de nutrientes, particularmente o nitrogênio e o fósforo. No entanto, outros fatores como o volume de água dos reservatórios e a disponibilidade de luz

(transparência e turbidez) na coluna d'água, influenciam de forma significativa a estrutura e a dinâmica da comunidade de cianobactérias e de suas toxinas num ecossistema aquático (SANTOS SILVA *et al.*, 2020).

Neste contexto, o presente trabalho focou nos frequentes episódios de florações que ocorrem em quatro reservatórios eutróficos do Estado de Pernambuco, e buscou, utilizando os dados históricos de monitoramento da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA), entender melhor as interações que acontecem entre a comunidade das cianobactérias e variáveis abióticas tanto físicas, químicas e físico-químicas da água, como climáticas.

Espera-se então que o fruto deste trabalho sirva como diretriz para o serviço de abastecimento público, para o manejo de reservatórios de água superficiais com florações, oferecendo as ferramentas necessárias para entender quais condições abióticas influenciam no crescimento das cianobactérias a fim de traçar estratégias de mitigação ou controle nas Estações de Tratamento de Água (ETAs).

1.2. PROBLEMA DA PESQUISA

Com a problemática de mananciais eutrofizados resultantes da ação antropogênica, qual é a influência das diferentes variáveis abióticas sobre o aparecimento de florações de cianobactérias em ambientes lênticos, a exemplo dos reservatórios?

1.3. JUSTIFICATIVA

O estudo do comportamento dos sistemas aquáticos assume importante envergadura científica, tendo em vista que a água é um dos principais responsáveis pela sobrevivência da humanidade. A obtenção de água potável em quantidade e qualidade tem sido o grande desafio deste século, principalmente para os responsáveis pelos sistemas de abastecimento público.

Apesar de sua grande importância, a degradação dos corpos hídricos, causada pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais sem tratamento adequado, ou sem nenhum tipo de tratamento, o assoreamento, processos de salinização e a eutrofização dos mananciais leva à perda da qualidade da água. Essa situação, alinhada às condições climáticas do estado de Pernambuco, vem favorecendo a proliferação de cianobactérias, em cujo grupo, existem

alguns representantes potencialmente produtores de cianotoxinas e outros metabólitos secundários prejudiciais à saúde humana e à operação do tratamento de água.

O estudo das florações de cianobactérias começou a ganhar destaque especial após a tragédia na cidade de Caruaru (Pernambuco/Brasil) no ano de 1996, que ficou conhecida como “A síndrome de Caruaru”, na qual foram relatadas as primeiras mortes humanas em consequência da ação de cianotoxinas. Vários trabalhos têm sido realizados desde este episódio, há muito a se saber a respeito da ecologia e da resposta das cianobactérias às variações em variáveis ambientais (MORESCO e RODRIGUES,2007; MOURA *et al.*,2007; JARDIM *et al.*,2014).

Atualmente, já se tem o conhecimento que a produção de cianotoxinas pelas cianobactérias é afetada por mudanças em fatores abióticos, como os nutrientes, luz e temperatura da água (FERNANDES *et al.*, 2009). Entretanto, deve-se considerar que mesmo em concentrações consideradas seguras, pode haver floração de cianobactérias potencialmente tóxicas. Há uma lacuna científica que precisa ser preenchida com o entendimento de quais são os “gatilhos” que podem levar à produção de cianotoxinas, bem como a indicação de quais condições ambientais são as mais propícias às florações em reservatórios.

Segundo Glibert e Burkholder (2011), muitas florações de cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas estão associadas ao aumento da eutrofização, porém, nem todas as espécies respondem igualmente às alterações no ambiente. Esse é o grande desafio para os estudiosos do assunto, determinar de fato quais florações estão relacionadas à eutrofização, e procurar entender por que algumas espécies proliferam em outras condições específicas de nutrientes e variáveis abióticas.

Destaca-se ainda a carência de estudos fazendo esse tipo de correlação no estado de Pernambuco. Ressalta-se também a existência de dados físico-químicos e biológicos de grande abrangência no monitoramento do Controle de Qualidade da COMPESA que foram pouco tratados nessa perspectiva, o que traz ao trabalho bastante robustez, sendo esperado que os resultados obtidos possibilitem uma melhor compreensão dos fatores precursores das florações, servindo de embasamento para possíveis ações preventivas.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a relação entre os fatores abióticos físico-químicos da água e climáticos e a ocorrência de gêneros de cianobactérias formadoras de florações em reservatórios de água superficial utilizados para abastecimento público, em Pernambuco.

1.4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar os gêneros de cianobactérias mais frequentes em florações ocorridas nos reservatórios estudados, no período de 2010 a 2020.
- Avaliar a correlação entre variáveis abióticas (pH, Condutividade elétrica - CE, Turbidez, Cor, Cálcio, Magnésio, Cloretos, Sulfato, Nitrogênio, Fosfato, Alcalinidade, Dureza, Ferro, Manganês, Alumínio e Índice pluviométrico) e a densidade de cianobactérias em ambientes lênticos dos Reservatórios de Tapacurá, Carpina, Mundaú e Pedro Moura Júnior em Pernambuco.
- Elaborar relatório técnico operacional com orientações para as Estações de Tratamento de água em relação ao manejo de captação e tratamento da água, em função das possibilidades de florações de cianobactérias indicadas por variáveis abióticas físicas, químicas, físico-químicas da água e climáticas.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 ÁGUAS PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO

A água é essencial para o funcionamento biológico de todos os seres vivos, ou seja, de todo o ecossistema. Especialmente na biologia humana, é responsável pela fisiologia, higiene e conforto (GURGEL, BILLA, *et al.*, 2013). A água em sua disponibilidade é um dos principais requisitos para o desenvolvimento humano. Devido a isso a segurança hídrica é de suma importância para o avanço social, econômico e ambiental da terra (VERIATO, BARROS, *et al.*, 2015).

De acordo com Schneider *et al.* (2010), a qualidade da água reflete as condições ambientais de cada bacia hidrográfica, então, conhecer as características de qualidade da água amplia o conhecimento ecológico do ecossistema e possibilita identificar os impactos causados pela atividade humana.

O ciclo hidrológico tem componentes bem integrados: as águas superficiais, subterrâneas e atmosféricas. A interação desses componentes é a característica principal do ciclo da água e do estado em que se encontra. Antes da existência do homem, a água era utilizada exclusivamente para o funcionamento dos ecossistemas. A presença da espécie humana, a agricultura, o aparecimento das indústrias e demais usos empregados atualmente da água, gerou o estresse e escassez hídrica (ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS, 2014).

Em 2008 estimava-se que cerca de 1 bilhão e 500 milhões de pessoas no mundo não tinham acesso a água de boa qualidade (GURGEL, BILLA, *et al.*, 2013), sendo a preocupação inicial com os recursos hídricos baseada apenas na quantidade. Com o passar dos anos houve um aumento da preocupação também com a qualidade desses recursos, sendo criado em 1997 no Brasil a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituído pela Lei nº 9433/1997. Essa Política visava garantir às gerações futuras a disponibilidade e a qualidade da água (LOPES, RODRIGUES, *et al.*, 2016), tendo em seu conceito que a água é um bem de domínio público, limitado e dotado de valor econômico, e que no caso de escassez hídrica, a prioridade é o consumo humano e a dessedentação dos animais.

Nos últimos cem anos a população mundial triplicou e o consumo de água aumentou seis vezes. Em 2015 já eramos mais de 7,3 bilhões de habitantes e a estimativa para 2050 é de que seremos mais de 9 bilhões. A expectativa em 2015 já era que, se a poluição continuar nos mesmos moldes atuais, 3 milhões de crianças ou mais morrerão a cada ano devido à escassez hídrica (CIRILO, 2015).

A crise hídrica é fruto da ação do homem através de desmatamentos, urbanismos sem planejamento, uso inadequado do solo, entre outros, como também de fenômenos globais tais como a mudança climática. Existem cerca de 37 megacidades no planeta, com população superior a 10 milhões de habitantes. A grande problemática é como suprir a demanda por água desta população. Da mesma forma apresenta-se como outro grande problema a quantidade de detritos gerados por estas megacidades, que afetam a qualidade de águas tanto superficiais como subterrâneas (TUNDISI, José Galizia, TUNDISI, 2015).

O Brasil é um dos países com maior disponibilidade hídrica no mundo, porém esses recursos estão distribuídos espacial e temporalmente de forma desigual. Somado a esses fatores também existe o uso diversificado da água e o problema da qualidade da mesma, gerando áreas de conflitos. Cerca de 80% da água superficial do país encontra-se na Região Hidrográfica Amazônica que, por outro lado, possui baixa densidade demográfica e pouca demanda por uso de água (BRASIL, 2017a).

Os maiores déficits hídricos do Brasil historicamente são registrados no semiárido da região Nordeste, região que normalmente é submetida à ocorrência de secas. A seca é considerada um dos mais complexos fenômenos naturais. Um enorme desafio dos governos e das companhias de saneamento das regiões atingidas pelas secas é mitigar seus efeitos (com ações de curto prazo) e reduzir (a longo prazo) esta vulnerabilidade da sociedade para o convívio com este fenômeno natural, que é parte do clima, e de recorrência inevitável (CIRILO, 2015).

De acordo com Schneider *et al.* (2010) a falta de saneamento básico no Brasil, que faz com que os efluentes domésticos sejam lançados *in natura* ou com tratamento deficitário, é a principal causa da poluição dos recursos hídricos urbanos, o que impacta negativamente na saúde das pessoas. O uso destes mananciais como fonte de abastecimento público, irrigação de alimentos, lazer e pesca, aumenta o risco de uma contaminação.

O processo de autodepuração do despejo dos efluentes de um corpo hídrico receptor depende da vazão destes e da concentração da carga lançada. Por essa razão, é necessário que os setores de recursos hídricos e saneamento atuem de forma articulada, uma vez que o tratamento de esgotos melhora significativamente a qualidade da água, aumentando a disponibilidade hídrica para outros usos. Por outro lado, é importante considerar que a demanda por recursos hídricos é crescente em todo o mundo, e as águas residuárias vêm ganhando importância como fonte de água alternativa e confiável após o tratamento adequado (BRASIL, 2017a).

Segundo Tundisi e Tundisi (2015) as fontes de contaminação das águas são inúmeras, tais como resíduos orgânicos domésticos, resíduos industriais e agrícolas, bem como poluição térmica devido a despejo de efluentes industriais de refrigeração que estimula o desenvolvimento de microrganismos patogênicos. Além das doenças de veiculação hídrica, existe um complexo de substâncias orgânicas dissolvidas, composta por pesticidas e herbicidas, cosméticos, remédios e hormônios, que podem ter efeitos direto ou indiretos na saúde humana. Com as crises hídricas, ocorre a alteração nos volumes da água e na concentração destes elementos.

O crescimento da população urbana, bem como o desenvolvimento da industrialização, gera cada vez mais resíduos líquidos e sólidos, que se não forem adequadamente dispostos geram problemas ambientais com impactos nocivos. A eutrofização dos mananciais tem ocorrido em diversos corpos d'água ao longo de o todo Brasil. Este processo de eutrofização ocorre principalmente em ambientes lênticos como lagos e reservatórios. Nos rios, que geralmente são ambientes lóticos, a eutrofização ocorre com menor frequência (TRINDADE, MENDONÇA, 2014).

No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu por meio da Resolução nº 357 de 17 de março de 2005, as condições de qualidade para enquadramento dos corpos hídricos de acordo com seus usos e para o lançamento de efluentes, conforme instituído na Lei nº 9433/1997 (GASPARINI, CARMO *et al.*, 2013). Os padrões de lançamentos de efluentes foram alterados pela Conama nº 430, de 13 de maio de 2011, resolução que complementa e altera a resolução nº 357/2005 (BRASIL, 2011). A resolução 357 estabelece em seus artigos 14, 15,16 e 17 as condições e os padrões da qualidade da água doce, definindo os limites máximos permitidos para cada classe. Sendo conforme sua classificação, destinadas para:

I - Classe especial: águas destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção;
- b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e,
- c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

II - Classe 1: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e
- e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

III - classe 2: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- e) à aquicultura e à atividade de pesca.

IV - Classe 3: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à pesca amadora;
- d) à recreação de contato secundário; e
- e) à dessedentação de animais.

V - Classe 4: águas que podem ser destinadas:

- a) à navegação; e
- b) à harmonia paisagística. (BRASIL, 2005)

Da mesma forma que existe uma legislação para regulamentar os usos de águas brutas superficiais, há a Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde, de 28 de setembro de 2017 (BRASIL, 2017b), que em seu Anexo XX estabelece o controle da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2017b). Esta legislação estabelece que seja realizado monitoramento de cianobactérias mensalmente para mananciais de superfície que apresentem densidade inferior a 10.000 células/mL e semanalmente quando estes valores superarem essas 10.000 células/mL. Se esse valor for superior a 20.000 células/ mL deverá ser realizada a análise de cianotoxinas do manancial (BRASIL, 2017b).

2.2 EUTROFIZAÇÃO E QUALIDADE DA ÁGUA

A escassez hídrica na Região Nordeste do Brasil tem provocado grandes problemas na qualidade da água. Muitos mananciais de superfície desta região apresentam eutrofização devido ao excesso de efluentes despejados nos corpos hídricos, provocando aumento de matéria orgânica e nutrientes ricos em fósforo e nitrogênio. Essa contaminação é provocada pela falta de saneamento básico, fazendo com que os despejos sejam lançados nos rios sem nenhum tratamento (CIRILO, 2015).

De acordo com Siqueira e Oliveira-Filho (2005) existem diversas formas de liberação de efluentes oriundas de atividades humanas, dentre as quais, destacam-se: os efluentes da produção agrícola, efluentes domésticos, industriais e gerados pela chuva.

Os efluentes da produção agrícola têm impacto direto no processo de eutrofização

devido ao uso de fertilizantes, que são ricos em nitrogênio e fósforo, adicionados em grandes quantidades às plantações, bem acima da capacidade de absorção das mesmas. A retirada da vegetação em torno das bacias para ocupação por agricultura, que torna os mananciais mais desprotegidos, é outro agravante. Do ponto de vista dos efluentes domésticos, o uso de detergentes sintéticos, ricos em fosfato, aumenta a quantidade de fósforo liberado para os corpos hídricos, também contribuindo para o processo de eutrofização (SIQUEIRA, OLIVEIRA-FILHO, 2005).

Ainda segundo Siqueira e Oliveira-Filho (2005), os efluentes industriais, por sua vez, têm em sua composição muitos compostos a base de nitrogênio, tais como os utilizados em indústrias de plásticos e metais, nas matérias-primas das indústrias têxteis, nas indústrias de fabricação de compensados, medicamentos e produtos de limpeza. Apresentam predominantemente amônia, ácido nítrico, ureia e nitrato de amônio em sua composição que contribuem diretamente com o aumento do nitrogênio nos corpos hídricos, aumentando a eutrofização.

Os efluentes oriundos das chuvas em áreas de grande contaminação atmosférica são responsáveis pela contribuição no aumento do fósforo e nitrogênio em corpos hídricos que se localizam próximos às rodovias, advindos do tráfego de veículos. Este aporte de nutrientes é variado de acordo com a região e suas condições meteorológicas (SIQUEIRA, OLIVEIRA-FILHO, 2005).

As águas superficiais são geralmente poluídas pelo lançamento de esgotos não tratados e lixos que são descartados em seus leitos, ficando a água em alguns casos tão contaminada que não serve nem para ser tratada novamente. De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico do IBGE (2017), apenas 60,3% dos municípios brasileiros possuem serviço de esgotamento sanitário, no Norte, apenas 16,2% dos municípios contavam com esse serviço. Apenas em 11 das 27 unidades federativas, mais da metade dos municípios possuíam rede coletora de esgoto. Eram 34,1 milhões de domicílios sem serviço de esgotamento sanitário no país, sendo 13,6 milhões no Nordeste.

Segundo Siqueira e Oliveira-Filho (2005), a eutrofização provocada pelo aumento de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, aumenta a produtividade do corpo hídrico, e como consequência, os corpos hídricos passam da condição de oligotróficos e mesotróficos para eutróficos e hipereutróficos.

De acordo com Von Sperling (2005), a eutrofização é o crescimento em excesso de plantas aquáticas, a níveis tais de se tornarem causadoras de interferências para o uso dos

corpos d'água. O processo de eutrofização ocorre principalmente em lagos e represas e menos frequentemente em rios, devido às condições de turbidez e velocidades elevadas serem menos favoráveis ao crescimento de algas e outras plantas.

Ainda de acordo Von Sperling (2005) os principais problemas da eutrofização são: problemas estéticos e recreacionais para corpos d'água utilizados para recreação, condições anaeróbias no fundo dos corpos d'água que favorecem a presença de ferro e manganês na forma solúvel trazendo problemas para o abastecimento de água e a formação de gás sulfídrico causando problema de toxidade e maus odores, mortandade de peixes devido a anaerobiose, maior dificuldade e aumento nos custos para tratamento da água aumentando o consumo de produtos químicos e o tempo de lavagem dos filtros, toxidade das algas, redução da navegação e capacidade de transporte, dentre outros.

Esse fenômeno de eutrofização ocasiona as florações de cianobactérias que, conforme Bittencourt-Oliveira e Molica (2003), são crescimentos maciços e descontrolados da comunidade desse ecossistema. As florações podem ocasionar alterações na qualidade de água do manancial conferindo gosto e odor desagradáveis e problemas nos sistemas de tratamento de água, com baixa eficiência de decantação, aumento da necessidade de lavagem dos filtros o que ocasiona um aumento das perdas operacionais e a baixa produtividade da Estação de Tratamento de Água. Devido a esta problemática o monitoramento da qualidade da água deve ser intensificado conforme recomendado pelo Ministério da Saúde (JULIO, FIORAVANTE, *et al.*, 2010a).

De acordo com Paula (2016) as florações criam um biofilme superficial, alterando a transparência do meio, causando deficiência de oxigênio no manancial, bem como ocasionam a liberação de toxinas pela lise das células de espécies potencialmente produtoras destas toxinas, provocando problemas de saúde graves em animais terrestres e aquáticos e nos humanos através de ingestão ou contato com a água contaminada.

Segundo Oliveira (2017), as florações de cianobactérias tóxicas já aconteceram em quase todo o planeta, com exceção dos pólos Norte e Sul. No Brasil, há registros destas florações tóxicas em ecossistemas aquáticos como reservatórios de água, açudes, rios, lagos e lagoas, de todas as cinco regiões do país. Se em alguns estados ou mesmo municípios não ocorreram até o momento relato de floração de cianobactérias, pode ser muito provavelmente reflexo da falta de estudos e não uma melhor qualidade das águas de seus ecossistemas aquáticos (OLIVEIRA, 2017).

As cianobactérias são organismos procariontes pois não possuem núcleo nem

estruturas definidas sendo, portanto, consideradas bactérias, realizam fotossíntese, algumas são unicelulares, poucas são filamentosas e raras formam placas e colônias irregulares (SILVA *et al.*, 2013). São conhecidas como algas azuis, cianofíceas ou cianobactérias, e acredita-se que iniciaram a formação da atmosfera. Estão predominantemente no fitoplâncton das águas continentais e devido as suas adaptações morfológicas, fisiológicas e bioquímicas, alcançaram uma diversidade de formas (BITTENCOURT-OLIVEIRA, MOLICA, 2003).

As cianobactérias têm sua origem estimada em cerca de 3,5 bilhões de anos, onde fósseis foram descobertos em rochas sedimentares encontradas no noroeste da Austrália. Desta forma, as cianobactérias estão entre os organismos pioneiros na Terra, sendo provavelmente os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem oxigênio elementar na atmosfera primitiva. (AZEVEDO, 1998).

As cianobactérias foram estudadas sistematicamente e continuamente desde os anos 80 do século XX. Estes organismos mostram crescimentos maciços em águas no verão e início do outono, sob condições de vento calmo ou baixo, temperaturas média a alta (15-30 ° C), pH entre 6,0 e 9,0 e nutrientes abundantes (fosfatos e nitratos) (URIZA, MARTÍNEZ, *et al.*, 2017).

Segundo Julio *et al.* (2010b), alguns gêneros de cianobactérias são potencialmente produtores de toxinas, sendo *Anabaena (Dolichospermum)*, *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*, *Synechocystis*, *Aphanizomenum*, *Cianotoxinas Lingbya*, *Oscillatoria*, *Phormidium* e *Schizothrix*, os principais. As cianotoxinas são metabólitos sintetizados por cianobactérias e apresentam estruturas químicas heterogêneas e propriedades toxicológicas diferentes.

Recentemente estudos com métodos moleculares demonstrou que gênero *Cylindrospermopsis* tem similaridade genética com o gênero *Raphidiopsis*, justificando o uso de ambos os termos como sinônimos, culminando com a aceitação que a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* poderia ser chamada de *Raphidiopsis raciborskii* (PAGNI *et al.*, 2020).

Os fatores que tornam favoráveis a produção de toxinas é muito variável, e em alguns casos essa produção está relacionada ao pH, produção de clorofila-a, temperatura superficial da água e percentual de saturação de oxigênio (SIQUEIRA, 2005; VILAR e MOLICA, 2020)

A intoxicação em seres humanos pode ocorrer pelo contato com água, consumo de peixes e o consumo de água proveniente de abastecimento público, se estiverem contaminadas com células tóxicas (VIANA-VERONEZI, GIANI, *et al.*, 2009).

As cianotoxinas são caracterizadas de acordo com sua ação farmacológica em

neurotoxinas, dermatotoxinas e hepatotoxinas. No grupo das hepatotoxinas se enquadram as microcistinas, as nodularinas e a cilindroespermopsina. Fazem parte das neurotoxinas a anatoxina-a e homoanatoxina-a, saxitoxinas e anatoxina-a(S) (SILVA *et al.*, 2013), sendo esta última recentemente denominada guanitoxina (FIORE *et al.*, 2020).

De acordo com Paula (2016), apesar da diversidade de toxinas existentes, as que predominantemente são encontradas nas florações de água são as microcistinas. A ação da microcistina consiste em danos a estrutura do fígado, causando hemorragias, ocasionados pelo bloqueio das fosfatases hepáticas, podendo ser letal.

O primeiro caso confirmado no mundo de morte humana pela ação de toxinas produzidas por cianobactérias ocorreu na cidade de Caruaru, estado de Pernambuco-Brasil, no ano de 1996, em que 52 dos 131 pacientes de uma clínica de hemodiálise morreram por problemas hepáticos ocasionados pela presença de microcistinas na água utilizada nas sessões de hemodiálise (AZEVEDO *et al.*, 2002). A água proveniente do Açude Tabocas, era retirada de processo intermediário do tratamento e transportada em carros pipas onde eram cloradas, o que ocasionou a lise das células, liberando a toxina. Segundo Silva *et al.* (2013), o caso ficou conhecido mundialmente como a “Síndrome de Caruaru”.

De acordo com Bittencourt-Oliveira e Molica (2003), após esse grave problema, a Portaria 36/MS/1990 foi revogada pela Portaria 1469/MS/2000 que passou a exigir às companhias responsáveis pelo tratamento e distribuição de água o monitoramento de cianobactérias e o monitoramento das cianotoxinas, sendo inicialmente obrigatória a análise da microcistina e como recomendação, a análise de saxitoxinas e cilindroespermopsina. Atualmente em vigor, a Portaria de Consolidação nº 5 de 28/09/2017 – em seu Anexo XX, tornou obrigatório o monitoramento para microcistinas e saxitoxinas, permanecendo como recomendado o monitoramento de cilindroespermopsinas e anatoxina-a, como citado abaixo:

A Portaria de Consolidação nº5 de 28/09/2017 estabelece no seu artigo 40 que:

§ 1º Para minimizar os riscos de contaminação da água para consumo humano com cianotoxinas, deve ser realizado o monitoramento de cianobactérias, buscando-se identificar os diferentes gêneros, no ponto de captação do manancial superficial, de acordo com a Tabela do Anexo 11 do Anexo XX, considerando, para efeito de alteração da frequência de monitoramento, o resultado da última amostragem.

§ 2º Em complementação ao monitoramento do Anexo 11 do Anexo XX, recomenda-se a análise de clorofila-a no manancial, com frequência semanal, como indicador de potencial aumento da densidade de cianobactérias.

§ 3º Quando os resultados da análise prevista no § 2º deste artigo revelarem que a concentração de clorofila-a em duas semanas consecutivas tiver seu valor duplicado ou mais, deve-se proceder nova coleta de amostra para quantificação de cianobactérias no ponto de captação do manancial, para reavaliação da frequência de amostragem de cianobactérias.

§ 4º Quando a densidade de cianobactérias exceder 20.000 células/ml, deve-se

realizar análise de cianotoxinas na água do manancial, no ponto de captação, com frequência semanal.

§ 5º Quando as concentrações de cianotoxinas no manancial forem menores que seus respectivos VMPs para água tratada, será dispensada análise de cianotoxinas na saída do tratamento de que trata o Anexo 12 do Anexo XX.

§ 6º Em função dos riscos à saúde associados às cianotoxinas, é vedado o uso de algicidas para o controle do crescimento de microalgas e cianobactérias no manancial de abastecimento ou qualquer intervenção que provoque a lise das células.

De acordo com Tangerino e Di Bernardo (2005), desde a década de 70, a presença de matéria orgânica natural em águas de abastecimento tem recebido atenção de muitos pesquisadores. A matéria orgânica confere aspecto negativo a água, como elevada cor e dependendo dos compostos presentes podem causar sabor e odor além de gerar subprodutos que podem ser tóxicos, cancerígenos, mutagênicos ou teratogênicos, que em elevadas concentrações e longos períodos de exposição podem causar problemas de saúde pública.

2.3 FATORES AMBIENTAIS COMO PRECUSSORES DA FLORAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS

As variações do estado trófico dos reservatórios podem causar diversos problemas para o ecossistema, conduzindo a alterações limnológicas com possível efeito na densidade das espécies fitoplânctônicas, dentre elas as cianobactérias (CRUZ, CAVALCANTE, *et al.*, 2017).

Segundo Esteves (2011), os barramentos hídricos alteram as características dos ecossistemas causando uma grande instabilidade limnológica. E segundo Hussain *et al.* (2016) as temperaturas elevadas e a água estagnada são fatores que melhor proporcionam o crescimento das cianobactérias. Assim, os reservatórios existentes no estado de Pernambuco são um ótimo habitat para esse tipo de organismo.

A presença de nitrogênio e fósforo é importante para o desenvolvimento do fitoplâncton, incluindo as cianobactérias. Esses nutrientes são indispensáveis para a constituição celular e o metabolismo, levando à síntese de moléculas importantes (DE SOUZA BEGHELLI, FRASCARELI, *et al.*, 2016).

Na água, o nitrogênio pode estar presente sob as formas de nitrogênio gasoso (N_2), Nitrito (NO_2^-), Nitrato (NO_3^-) e íon amônio (NH_4^+), sendo um importante precursor do fitoplâncton (DOLMAN, MISCHKE, *et al.*, 2016).

O fósforo, em sistemas que não haja aporte significativo de efluentes, apresenta-se como um composto limitante, tendo em vista que o ortofosfato, forma natural biodisponível

do componente, é escassa (BRASIL *et al.*, 2016).

Na água, os ortofosfatos podem estar sob diferentes formas iônicas em função do pH do meio: H_3PO_4 (forma aquosa sob condições muito ácidas), H_2PO_4^- (forma aquosa sob condições neutras), HPO_4^{2-} (forma aquosa sob condições básicas) e PO_4^{3-} (forma molecular mais simples de fosfato, forma aquosa, sob condições muito básicas). Como em águas continentais a faixa de pH mais frequente encontra-se entre 5 e 8, as formas iônicas predominantes são H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} . Nos lagos tropicais, devido à alta temperatura da água, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente, fazendo com que o P-orto (fósforo inorgânico dissolvido) seja consumido rapidamente e apresente baixas concentrações (JUN *et al.*, 2008).

A concentração de micronutrientes (principalmente o ferro) também tem sido considerada como importante fator para o controle do crescimento do fitoplâncton, incluindo as cianobactérias (WEVER, MUYLAERT, *et al.*, 2008).

De acordo com Reynolds (2006), os metais em concentração traços tem papel importante na atividade de várias enzimas, envolvidas em diversas vias metabólicas como a fotossíntese, a assimilação de nitrogênio inorgânico dissolvido, fixação de nitrogênio molecular, assimilação de carbono, dentre outros.

Nos ecossistemas aquáticos, principalmente em climas temperados, a temperatura é uma importante variável reguladora da estrutura da comunidade fitoplanctônica e das reações de decomposição microbiana, reduzindo a concentração de oxigênio dissolvido, favorecendo a liberação do fósforo do sedimento para a coluna d'água, bem como acelerando as reações de desnitrificação e alterando as concentrações de fósforo e nitrogênio na água, respectivamente. Com isso, pode ocorrer uma baixa relação N:P, o que pode favorecer o desenvolvimento de cianobactérias (GOBLER *et al.*, 2016).

O pH também tem um papel importante sobre o fitoplâncton, visto que todas as reações orgânicas dependem de uma faixa ótima para que as enzimas exerçam suas funções catalisadoras. Estudos comprovam que as cianobactérias preferem ambientes neutro-alcalinos devido à sua capacidade de utilizar o bicarbonato como fonte de carbono inorgânico e a sua habilidade limitada para regular e manter o pH interno neutro em ecossistemas ácidos (BRASIL *et al.*, 2016; CAO *et al.*, 2016).

O volume de água dos reservatórios tem sido relacionado diretamente a episódios de florações de diferentes espécies fitoplanctônicas, tanto durante os períodos de seca como de inundação. Florações de cianobactérias são relatadas durante longos períodos de estiagem,

devido ao aumento de nutrientes, do tempo de retenção hidráulica e à concentração de nutrientes na água ocasionada pela ausência do efeito diluidor (ROMO *et al.*, 2013). A ré-suspensão de nutrientes do sedimento para o corpo d'água pode ser facilitada em menores volumes, permitindo a proliferação destas algas (BORTOLINI *et al.*, 2016).

Estudos mostraram que menores volumes de água estão relacionados com a precipitação de fósforo ligado ao ferro, devido à maior concentração de oxigênio dissolvido e também, aceleração das reações de desnitrificação em função da elevação da temperatura da água. Em ambas as situações, a inibição do crescimento de microalgas é relatada (BERTANI *et al.*, 2016).

O aquecimento global, associado com as mudanças hidrológicas afetam processos físicos, químicos e principalmente os biológicos, notoriamente o metabolismo e a faixa de crescimento das cianobactérias. O aquecimento pode promover crescimento seletivo, tendo em vista que por serem procariontes as suas taxas de crescimento são otimizadas a temperaturas elevadas (BUTTERWICK *et al.*, 2005).

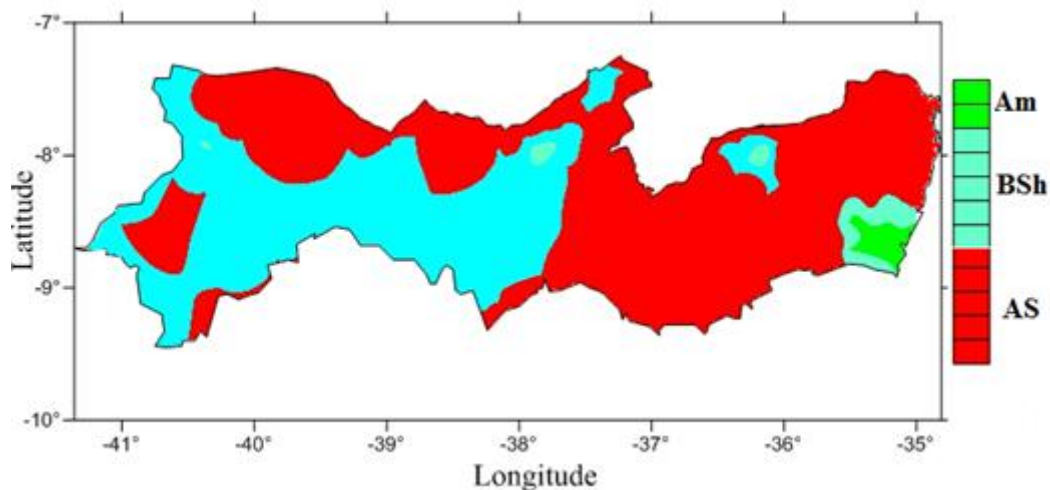
Por fim, as frentes frias que ocorrem principalmente nas regiões de climas úmidos, ocasionam diminuição da temperatura atmosférica e aumento das chuvas e ventos. Isto favorece a homogeneização da coluna d'água o que pode levar ao aumento da diversidade do fitoplâncton trazidas do fundo do reservatório (TUNDISI, JG., MATSUMURA-TUNDISI, *et al.*, 2010).

2.4 VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS EM PERNAMBUCO

O Estado de Pernambuco está localizado no centro-leste do Nordeste do Brasil e limita ao norte com o estado da Paraíba, a noroeste faz fronteira com o estado do Ceará, na posição sudeste com os estados de Alagoas e Bahia (ao Sul) e com o Piauí a oeste, além de ser banhado pelo Oceano Atlântico no setor leste. Ocupa uma área de 98.937,8 km². Os arquipélagos de Fernando de Noronha, São Pedro e São Paulo fazem parte de seu território (SILVA, 2018).

A Figura 1 mostra a variabilidade de acordo com a classificação climática para o estado de Pernambuco com o modelo de Köppen. As ocorrências mais frequentes são o As (apresenta uma estação mais seca no verão, onde o mês mais seco tem precipitação inferior a 60 mm e equivale a menos de 4% da precipitação anual total) como o tipo mais predominante, o tipo BSh (clima semiárido quente) com predominância intermediária e o clima Am (Úmido).

Figura 1 – Classificação climática segundo o modelo de Köppen para o Estado de Pernambuco



Fonte: Medeiros (2016)

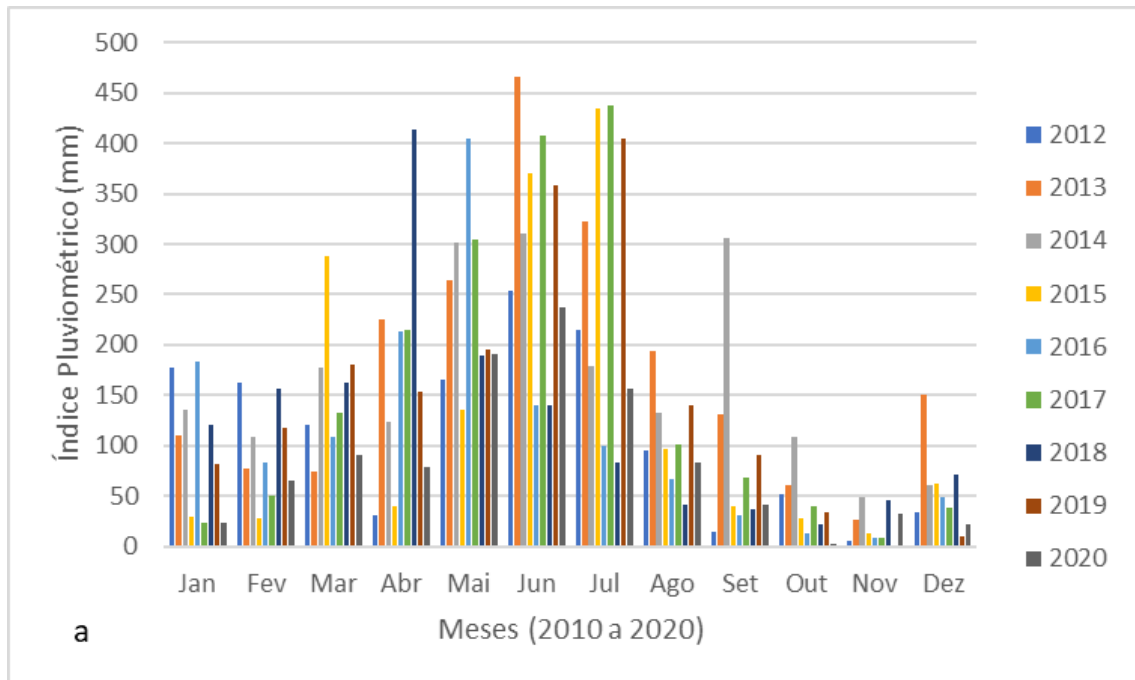
De acordo com Melo *et al* (2011), existe ampla sazonalidade da chuva entre os municípios do estado de Pernambuco, onde as chuvas na região do Sertão são predominantes durante os meses de janeiro a março; para o Agreste, Zona da Mata e região Metropolitana, os maiores níveis pluviométricos são observados entre os meses de abril a agosto. Em termos quantitativos, os maiores valores de precipitação são verificados no Litoral e Zona da Mata, seguido da região Agreste e logo depois Sertão e Sertão do São Francisco, caracterizando a existência de um gradiente pluviométrico.

É desafiador entender os efeitos combinados das diferentes variáveis abióticas no crescimento do fitoplâncton, em especial das cianobactérias. A diversidade do comportamento destes organismos, fornecendo diversas respostas, juntamente com a influência das variáveis locais e globais, devem ser consideradas para melhor entender a relação abiótica-biótica.

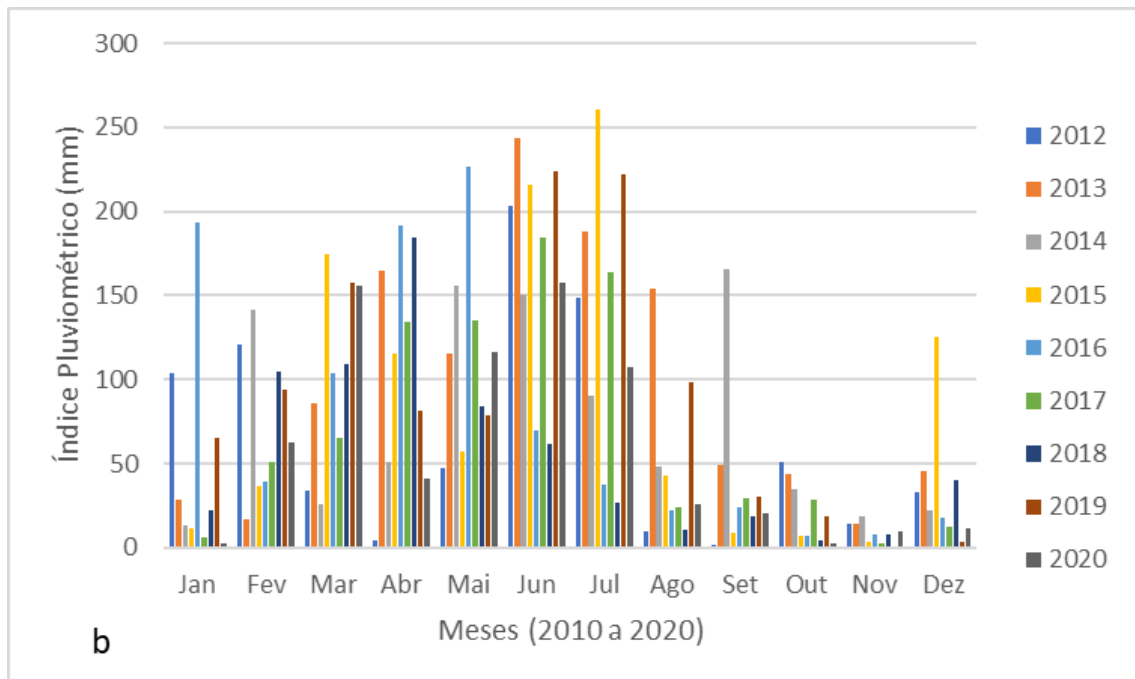
2.4.1 ÍNDICE PLUVIOMÉTRICO NOS MUNICÍPIOS ONDE FICAM LOCALIZADOS OS RESERVATÓRIOS DE TAPACURÁ, CARPINA, PEDRO MOURA JÚNIOR E MUNDAÚ

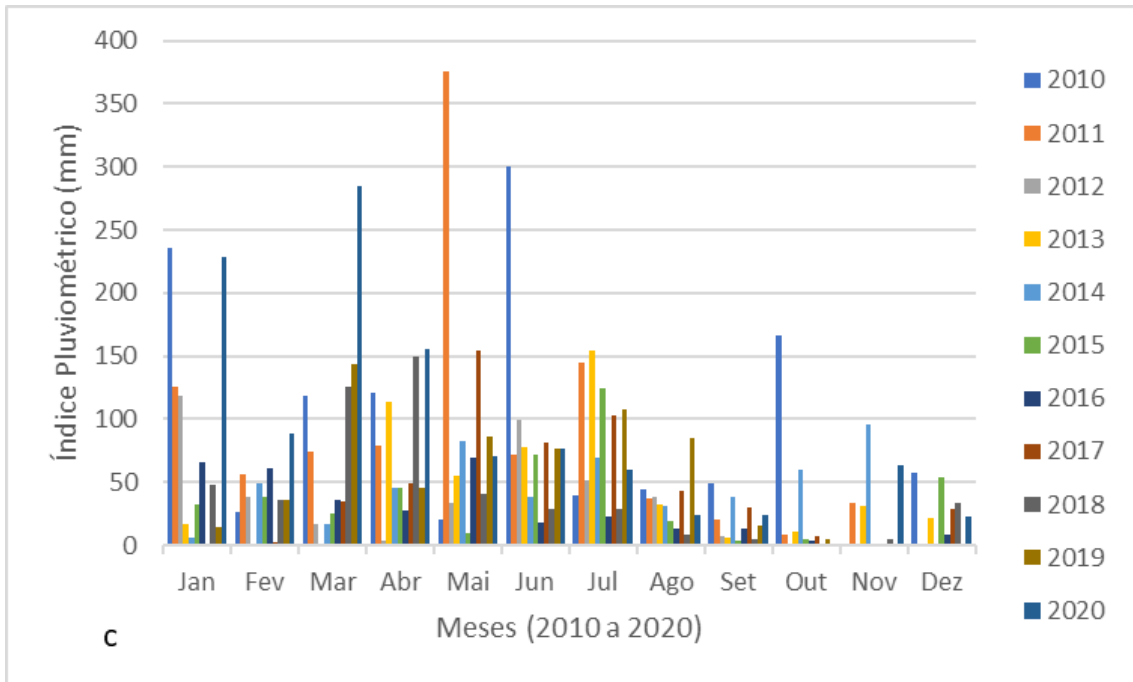
De acordo com os resultados apresentados pelo Instituto Agrônomo de Pernambuco - IPA, o período de chuvas nas cidades onde ficam localizados os reservatórios estudados estão concentrados entre março e agosto, conforme apresentado nas figuras 2 a, b, c e d abaixo:

Figura 2 – Índice Pluviométrico nos municípios: a) São Lourenço da Mata (Reservatório de Tapacurá); b) Lagoa do Carro (Reservatório de Carpina); c) Belo Jardim (Reservatório de Pedro Moura Júnior e d) Garanhuns (Reservatório de Mundaú), em Pernambuco.

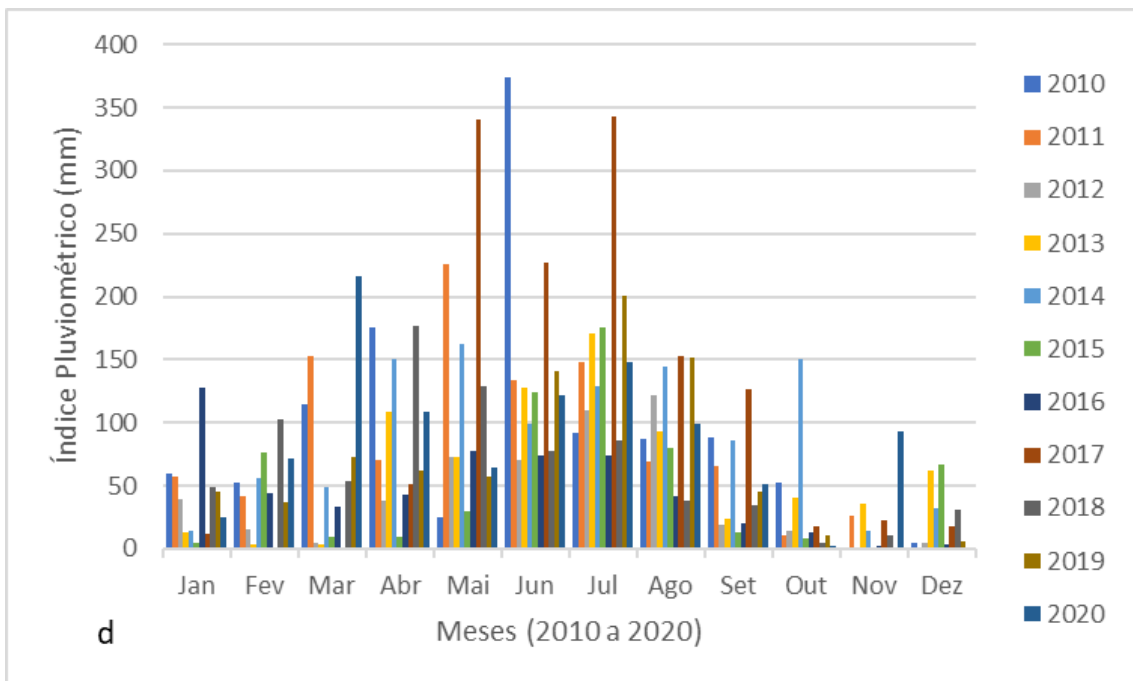


Fonte: Instituto Agrônômico de Pernambuco - IPA (2021)





Fonte: Instituto Agronômico de Pernambuco - IPA (2021)



Fonte: Instituto Agronômico de Pernambuco - IPA (2020)

3 METODOLOGIA

Trata-se de uma abordagem quali-quantitativa, descritiva e exploratória com a análise dos dados de variáveis abióticas (pH, Condutividade elétrica, Turbidez, Cor, Cálcio, Magnésio, Cloretos, Sulfato, Nitrogênio, Fosfato, Alcalinidade, Dureza, Ferro, Manganês, Alumínio e Índice pluviométrico) e biótica (Densidade de cianobactérias), coletados junto a Coordenação de Tratamento e Laboratórios da Companhia de Saneamento do Estado de Pernambuco – COMPESA. Este trabalho ainda pode ser enquadrado como de natureza básica, buscando um aprofundamento no tema pesquisado e com procedimentos metodológicos de pesquisa bibliográfica e documental. Como produto do presente trabalho, será elaborado um Relatório Técnico orientativo para as Estações de Tratamento de água em relação ao manejo de captação de água e tratamento da água, em função das possibilidades de florações de cianobactérias indicadas por variáveis abióticas físicas, químicas, físico-químicas da água e climáticas.

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado a partir das amostras coletadas em quatro reservatórios de água doce e eutróficos localizados no Estado de Pernambuco (Região Nordeste do Brasil) conforme apresentado na Figura 3. Os reservatórios estudados apresentam histórico de concentrações de cianobactérias acima de 10.000 cél/mL, incluindo gêneros potencialmente produtores de cianotoxinas. Os reservatórios objeto de estudos foram a Barragem Tapacurá, Barragem Carpina, Barragem Mundaú e Barragem Pedro Moura Júnior, cujos dados de localização, capacidade hídrica, localização e bacia hidrográfica a que pertencem estão sumarizados no Quadro 1.

Quadro 1 – Descrição, localização e características hidrológicas dos reservatórios estudados

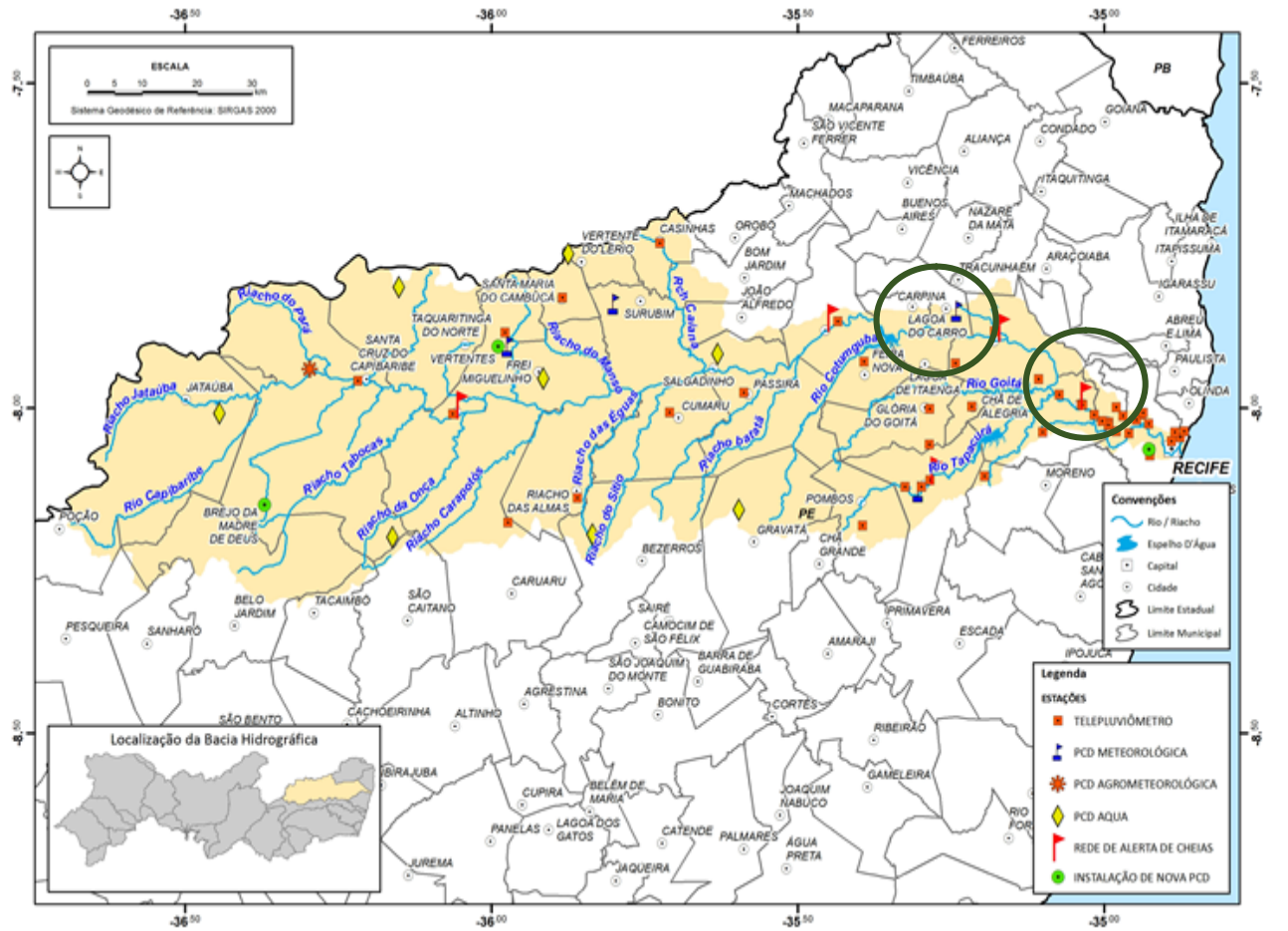
Reservatório	Município do Estado de Pernambuco	Capacidade (10 ³ m ³)	Coordenadas Geográficas	Bacia Hidrográfica
Tapacurá	São Lourenço da Mata	104.871	8°3'21"S 35°11'14"W	Rio Capibaribe
Carpina	Lagoa do Carro	270.000	7°53'28"S 35°21'45"W	Rio Capibaribe
Mundaú	Garanhuns	19.283	8°58'59"S 36°28'27"W	Rio Mundaú
Pedro Moura Júnior	Belo Jardim	29.336	8°20'43.6"S 36°22'29.2"W	Rio Ipojuca

Fonte: Adaptado de APAC (2020)

3.1.1 BACIA DO RIO CAPIBARIBE

Na Bacia do Capibaribe, estão localizadas duas barragens objeto do estudo, a Barragem Tapacurá e a Barragem Carpina. Na Figura 4 está apresentada a localização e a extensão da Bacia Hidrográfica do Capibaribe.

Figura 4 – Bacia Hidrográfica do Capibaribe com área dos reservatórios de Tapacurá e Carpina circulos em verde.



Fonte: Adaptado de APAC (2020)

De acordo com informações da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC,2020), a bacia hidrográfica do rio Capibaribe, está localizada na porção norte-oriental do Estado de Pernambuco, entre $07^{\circ} 41' 20''$ e $08^{\circ} 19' 30''$ de latitude sul, e $34^{\circ} 51' 00''$ e $36^{\circ} 41' 58''$ de longitude oeste. A bacia do rio Capibaribe apresenta uma área de $7.454,88 \text{ km}^2$ (7,58% da área do estado), abrangendo 42 municípios pernambucanos, dos quais Brejo da Madre de Deus, Chã da Alegria, Cumaru, Feira Nova, Frei Miguelinho, Glória do Goitá, Jataúba, Lagoa do Itaenga, Passira, Santa Cruz do Capibaribe, Santa Maria do Cambucá, Surubim, Toritama, Vertentes e Vertente do Lério estão totalmente inseridos na bacia. Os municípios que possuem sede na bacia são Camaragibe, Casinhas, Limoeiro, Paudalho, Pombos, Recife, Riacho das Almas, Salgadinho, São Lourenço da Mata, Taquaritinga do Norte e Vitória de Santo Antão e os municípios parcialmente inseridos na bacia são Belo

Jardim, Bezerros, Bom Jardim, Carpina, Caruaru, Chã Grande, Gravatá, João Alfredo, Lagoa do Carro, Moreno, Pesqueira, Poção, Sanharó, São Caetano, Tacaimbó e Tracunhaém (APAC,2020).

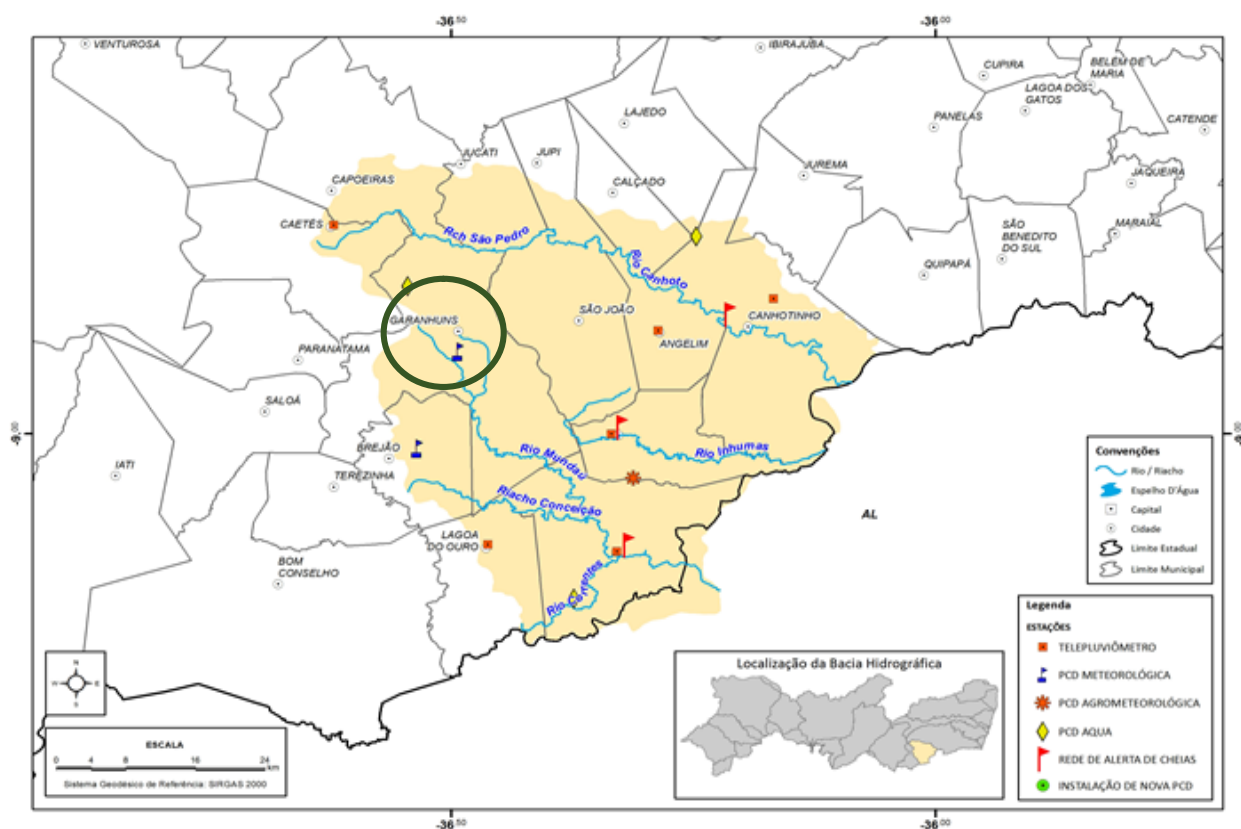
A bacia do rio Capibaribe, das nascentes até a sua foz, em Recife, percorre paisagens incluídas nos biomas Caatinga e Mata Atlântica, onde se observa uma grande variedade de solos e relevo, resultando em elevada diversidade de ambientes. No entanto, o modo de ocupação da terra, dominado pela monocultura da cana-de-açúcar na Zona de Mata, pela pecuária e, anteriormente, pela cultura do algodão, no Agreste, determinou o surgimento de paisagens fortemente antropizadas (APAC, 2013).

Ainda segundo relatório da APAC (2013), a nascente do rio Capibaribe apresenta vegetação com moderado grau de preservação e com valor simbólico por ser a nascente de um dos rios mais importante para o Estado de Pernambuco. As demais nascentes localizadas no alto Capibaribe encontram-se com pouca ou nenhuma vegetação natural, com exceção das nascentes dos riachos das Tabocas, do Brejo da Madre de Deus, da Bica e Caiçara, os quais se encontram em área de serra, ou em brejos de altitude, o que dificulta o desmatamento. No alto curso do rio Capibaribe predomina a ausência de vegetação ciliar e as poucas áreas remanescentes de vegetação nativa encontram-se degradadas e constantemente desmatadas. Quanto aos manguezais do estuário do Capibaribe, há muito deram espaço aos aterros da cidade do Recife, restando estreitas faixas em áreas completamente urbanizadas, em parte resultado de replantios realizados com propósitos conservacionistas, onde se encontram principalmente o mangue-branco e mangue-cinza.

3.1.2 BACIA DO RIO MUNDAÚ

Na Bacia do Rio Mundaú, está localizada a barragem Mundaú, no município de Garanhuns. A Figura 5, apresenta a localização e a extensão da Bacia Hidrográfica do Mundaú.

Figura 5 – Bacia Hidrográfica do Mundaú com área do reservatório Mundaú circulado em verde.



Fonte: Adaptado de APAC (2020)

Ainda segundo a APAC (2020), a bacia hidrográfica do rio Mundaú está localizada nos Estados de Pernambuco e Alagoas. A porção compreendida no território pernambucano localiza-se entre as coordenadas 08° 41' 34" e 09° 14' 00" de latitude sul, e 36°03'36" e 36° 37' 27" de longitude oeste. A bacia do rio Mundaú, em toda sua extensão, tem uma área de 4.090,39 km², dos quais 2.154,26 km² no Estado de Pernambuco (2,19% da área do estado). A área de drenagem da bacia em Pernambuco envolve 15 municípios, dentre estes, 4 municípios estão inseridos em sua totalidade, quais sejam Angelim, Correntes, Palmerina e

São João. Os municípios com sede na bacia são Caetés, Canhotinho, Garanhuns e Lagoa do Ouro e os municípios de Brejão, Calçado, Capoeiras, Jucati, Jurema, Jupi e Lajedo estão parcialmente inseridos na bacia (APAC, 2020).

A bacia do Mundaú, de forma geral, apresenta um alto índice de antropismo (aproximadamente 62%). Entre as atividades antrópicas desenvolvidas na bacia, destacam-se a pastagem e a policultura. Essa antropização margeia o rio Mundaú desde a sua nascente, no município de Garanhuns, até a sua divisa com Alagoas, no município de Correntes. A ação antrópica é mais notável ao norte da bacia, nos municípios de Jucati, São João, Caetés e Capoeiras, onde predomina o Neossolo Litólico com características de baixa retenção de água e alta capacidade de infiltração. O uso intensivo (agricultura de subsistência) desse solo no período das águas causa o esgotamento da fertilidade natural, o que torna essas áreas carentes de maior atenção. Ressalta-se, também, que nesta região existe um grande número de nascentes, mas que estão praticamente desprovidas de vegetação no seu entorno (APAC, 2013).

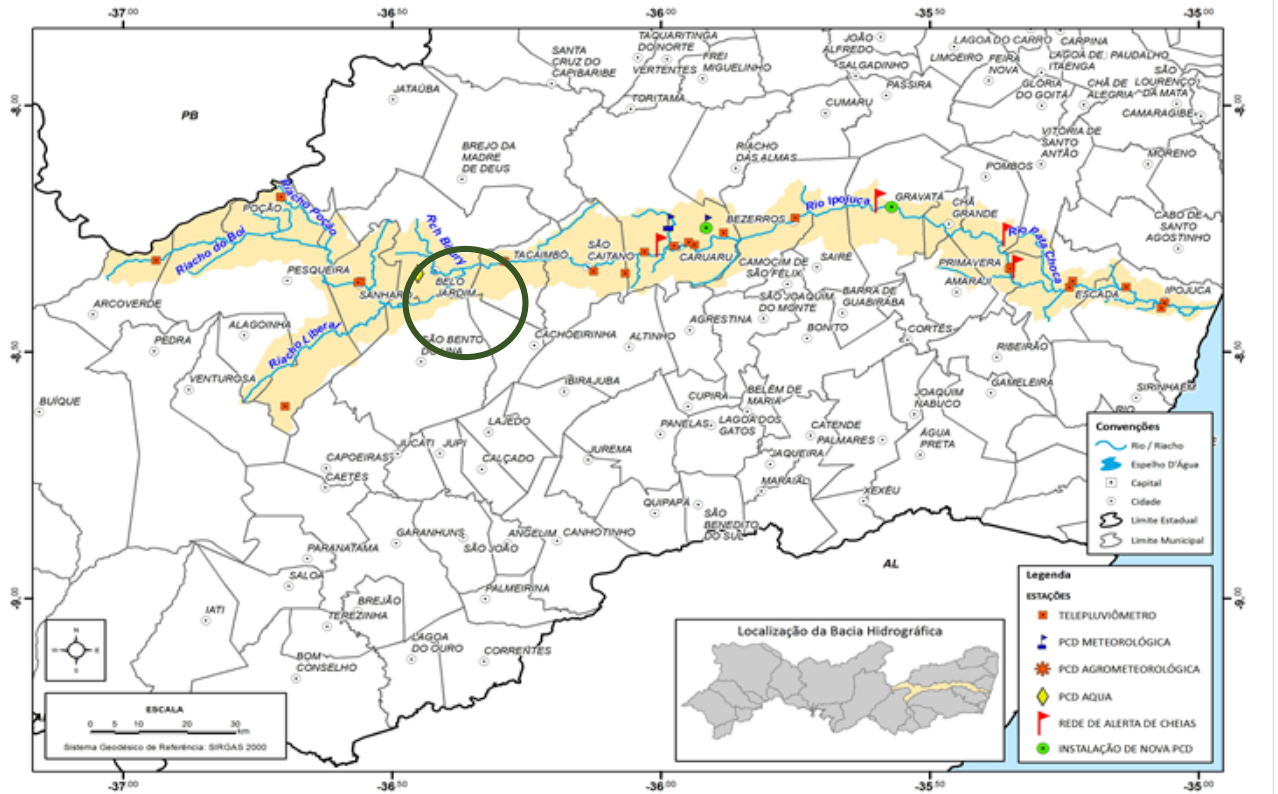
Ainda segundo a APAC (2013), na região sudeste desta bacia, no município de Canhotinho e limite com Alagoas, observa-se a presença de vegetação arbórea fechada em suas margens, mas pouco representativa em relação ao alto grau de antropismo predominante neste município.

No baixo curso, no município de Lagoa do Ouro e a Oeste de Correntes destaca-se a ocorrência de fragmentos de Mata Atlântica. Ressalta-se que parte dessa vegetação mais densa está localizada na Reserva Biológica de Pedra Talhada, município de Lagoa do Ouro (APAC, 2013).

3.1.3 BACIA DO RIO IPOJUCA

Na bacia do rio Ipojuca está localizada a Barragem Ipojuca ou Pedro Moura Júnior, no município de Belo Jardim. A Figura 6, apresenta a localização e a extensão da Bacia Hidrográfica do Ipojuca.

Figura 6 – Bacia Hidrográfica do Ipojuca com área do reservatório Pedro Moura Júnior circulado em verde.



Fonte: Adaptado de APAC (2020)

A Bacia do rio Ipojuca localiza-se em sua totalidade no Estado de Pernambuco, entre as latitudes de $08^{\circ} 09' 50''$ e $08^{\circ} 40' 20''$ de latitude sul, e $34^{\circ} 57' 52''$ e $37^{\circ} 02' 48''$ de longitude oeste (APAC,2020). Ainda segundo a APAC (2020), a bacia do rio Ipojuca abrange uma área de 3.435,34 km², correspondendo a 3,49% da área do Estado. Estão inseridos nessa bacia um total de 25 municípios, dentre os quais: 14 possuem suas sedes inseridas na bacia (Arcoverde, Belo Jardim, Bezerros, Caruaru, Chã Grande, Escada, Gravatá, Ipojuca, Pombos, Poção, Primavera, Sanharó, São Caetano e Tacaimbó); e 10 estão apenas parcialmente inseridos (Agrestina, Alagoinha, Altinho, Amaraji, Cachoeirinha, Pesqueira, Riacho das Almas, Sairé, São Bento do Una, Venturosa e Vitória de Santo Antão).

De modo geral a bacia hidrográfica do rio Ipojuca apresenta um elevado grau de degradação da sua vegetação, incluindo as margens de seus rios, nascentes e reservatórios. Estas áreas marginais são ocupadas frequentemente por cultivos de cana-de-açúcar, policultura e pecuária, além da ocupação urbana e industrial. Alguns fragmentos de mata, entretanto, ainda permanecem preservados, especialmente nas áreas de topos de morro.

Dentre as principais fontes de degradação ambiental está a poluição advinda do lixo urbano e industrial, contaminando águas superficiais e subterrâneas (APAC, 2013).

3.1.4 VARIÁVEIS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS AVALIADAS NOS RESERVATÓRIOS ESTUDADOS

O monitoramento foi realizado pela COMPESA dentro do seu Plano de Amostragem estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 05, Anexo XX, do Ministério da Saúde, que define as frequências deste monitoramento para cada parâmetro avaliado. O período histórico definido foi de 10 anos, sendo correlacionado com os períodos de sazonalidade, bem como a identificação dos principais gêneros de cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas. Os parâmetros analisados neste estudo estão listados no Quadro 2.

As análises dos parâmetros físico-químicos das barragens foram realizadas pelo Laboratório Central de Água e Esgoto da COMPESA, segundo as metodologias descritas no Quadro 2, bem como a identificação dos principais gêneros de cianobactérias potencialmente produtores de cianotoxinas.

Quadro 2 – Variáveis bióticas e abióticas avaliadas neste estudo e metodologias de ensaios utilizadas

Ensaio	Unidade	Método	Referência Normativa
Alcalinidade	mg/L	Método da Titulação	APHA 2310 B
Alumínio	mg/L	Espectrometria de emissão atômica por plasma acoplado indutivamente	APHA 3120 B
Cálcio	mg/L	Espectrometria de emissão atômica por plasma acoplado indutivamente	APHA 3120 B
Cloretos	mg/L	Cromatografia Iônica	APHA 4110 C
Condutividade elétrica	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a 25°C	Condutimétrico	
Cor	Hazen	Colorimétrico	APHA 2120 E
Dureza	mg/L	Método de titulação por EDTA	APHA 2340 C
Ferro	mg/L	Espectrometria de emissão atômica por plasma acoplado indutivamente	APHA 3120 B
Fósforo Total	mg/L	Espectrometria de emissão atômica por plasma acoplado indutivamente	APHA 3120 B

Ensaio	Unidade	Método	Referência Normativa
Magnésio	mg/L	Espectrometria de emissão atômica por plasma acoplado indutivamente	APHA 3120 B
Manganês	mg/L	Espectrometria de emissão atômica por plasma acoplado indutivamente	APHA 3120 B
Nitrogênio Total	mg/L	Cromatografia Iônica	APHA 4110 C
pH	---	Potenciométrico	-----
Sulfato	mg/L	Cromatografia Iônica	APHA 3120 B
Turbidez	UT (NTU)	Nefelométrico	APHA 2130 B
Identificação e contagem de cianobactérias	Células/mL	Sedgwick-Rafter	APHA 10200 F

Fonte: A autora (2021)

3.2 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS RESULTADOS

Os dados foram submetidos inicialmente a uma verificação da presença de *outliers*, que são caracterizados pelo distanciamento aberrante de um dado em relação aos demais.

Cada situação foi analisada individualmente, pois podiam refletir erros de medições, bem como ser o indicativo de uma característica da população analisada.

O cálculo da Abundância Relativa das cianobactérias foi adaptado de Lobo & Leighton (1986), com gêneros de cianobactérias enquadrados nas seguintes categorias: dominantes (com densidade de cianobactérias > 50% da densidade total das amostras) e abundantes (densidade superior à densidade média, em função do número total de cianobactérias presentes na amostra).

Foi realizada a verificação da normalidade das variáveis através do teste de Shapiro Wilk executados pelo software R (versão 4.0.2).

A análise de Modelos Lineares Generalizados (GLM), que é um teste não paramétrico da Regressão Linear Múltipla, foi utilizada para apontar a correlação conjunta entre as variáveis abióticas em relação à densidade de cianobactérias. A correlação é estabelecida a partir dos coeficientes gerados no ensaio para cada variável. Considera-se que a correlação é significativa quando $P < 0,05$.

Análises multivariadas foram realizadas para analisar a influência de variáveis abióticas sobre os gêneros de cianobactérias dos reservatórios estudados. Para isso, foram construídas matrizes de variáveis bióticas e abióticas. Uma matriz biótica foi construída com os dados de densidade de cianobactérias. Foram considerados apenas os gêneros que

representaram no mínimo 5% da densidade total de cada gênero em relação à densidade total de cianobactérias em cada reservatório. As variáveis bióticas foram $\log(x+1)$ transformadas e todos os dados abióticos foram padronizados, utilizando a função *range* do software R (versão 4.0.2).

A influência das variáveis abióticas sobre as densidades dos gêneros de cianobactérias foi determinada a partir de análises de redundância (RDA). Este ensaio foi escolhido devido à menor distribuição destes dados, calculada a partir do comprimento do eixo fornecido pela análise de correspondência destendenciada (DCA). Na DCA ocorre uma ordenação dos diversos dados das múltiplas variáveis, visando diminuir a dimensionalidade dos dados e analisar quais os principais gêneros envolvidos com as variáveis abióticas. A análise de redundância (RDA) é a forma canônica de análise de componentes principais (ACP), que seleciona a combinação linear de variáveis ambientais que dá a menor soma do total residual do ajuste dos dados para os gêneros de cianobactérias. A função *ordistep* foi utilizada para selecionar as variáveis, exceto aquelas que apresentaram valores de inflação maiores que 20%, para evitar colinearidade entre as variáveis. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R (versão 4.0.2, pacote *vegan*).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

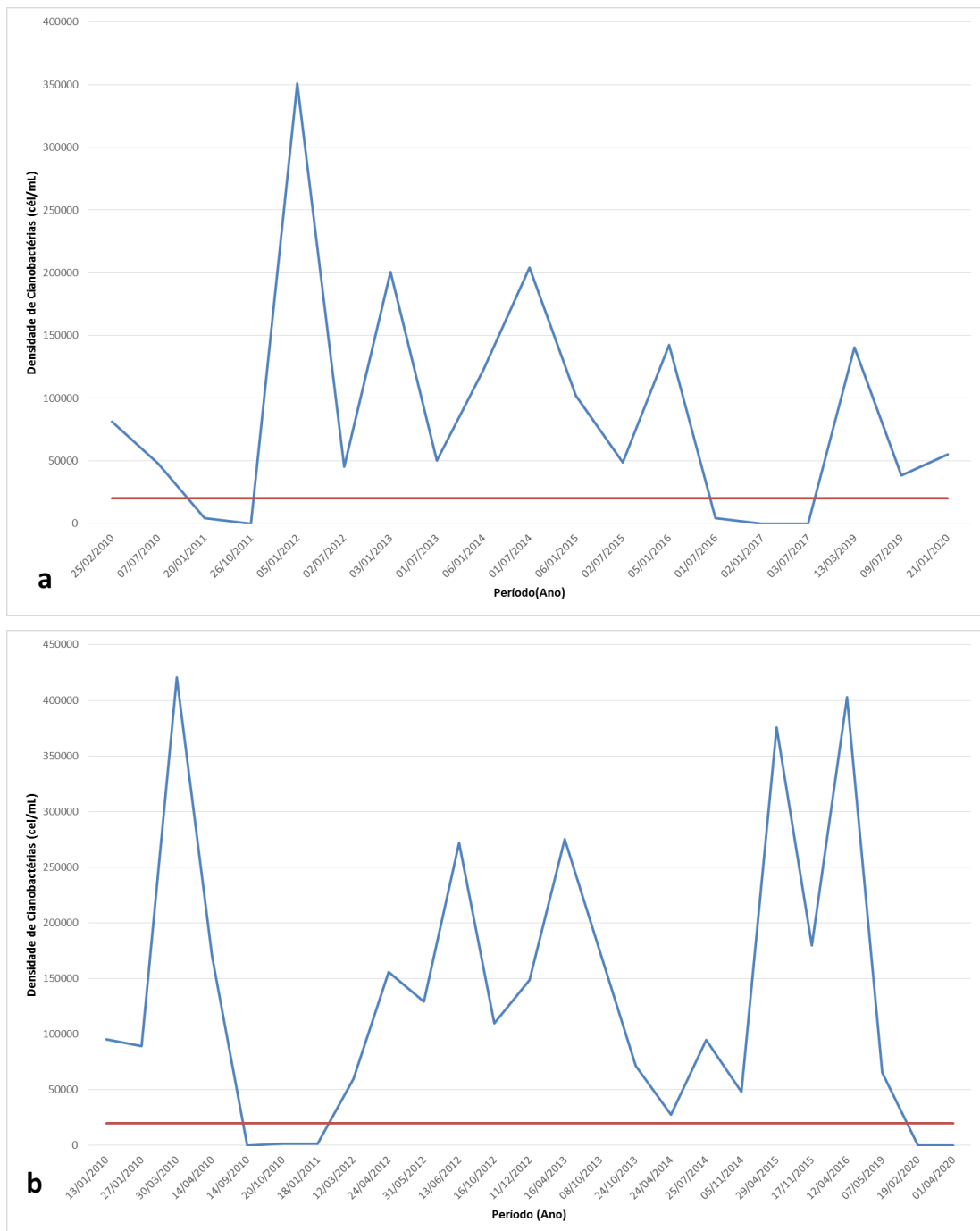
4.1 DENSIDADE DE CIANOBACTÉRIAS

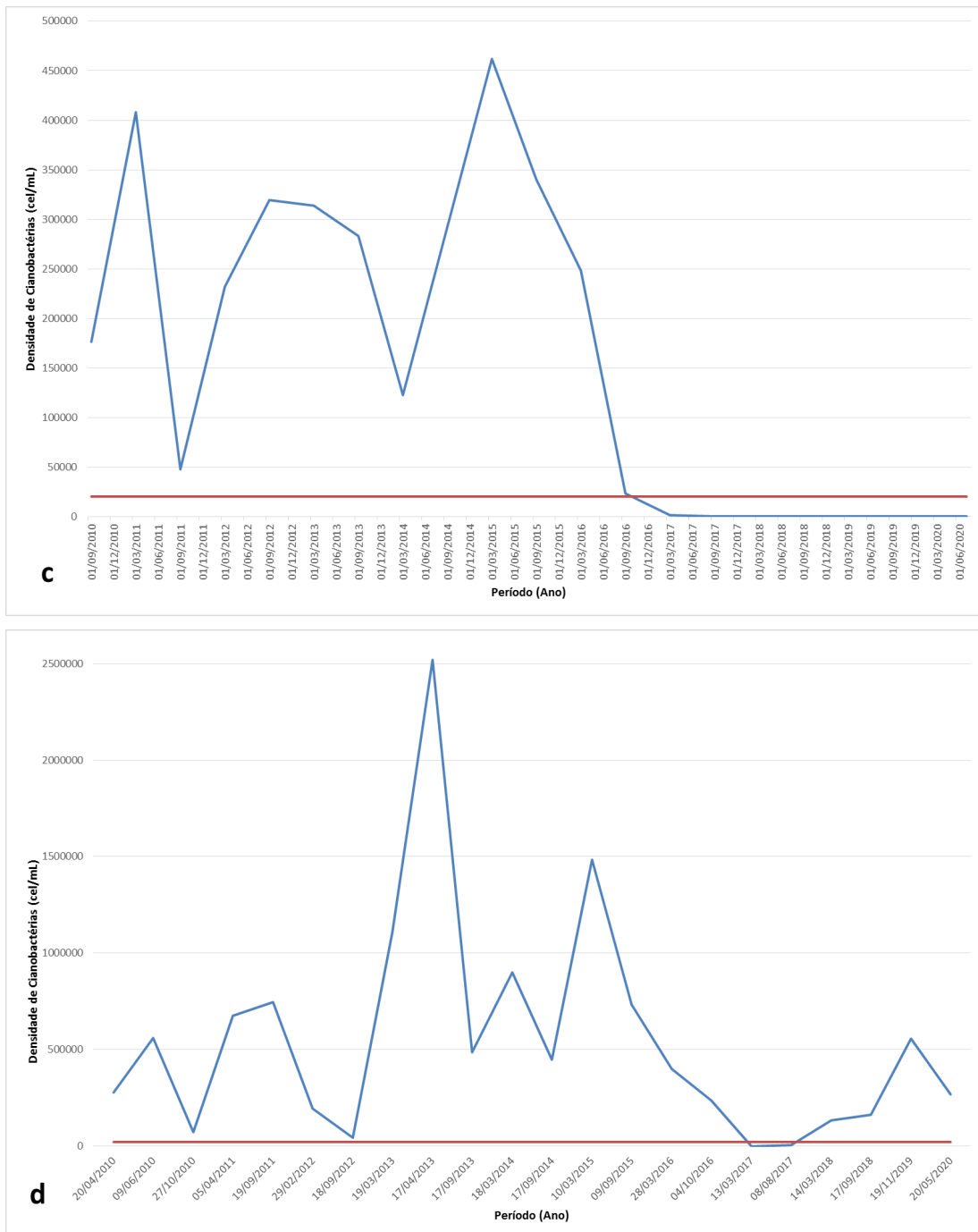
Os reservatórios escolhidos como objeto de estudo, apresentam em seu histórico florações de cianobactérias potencialmente tóxicas ao longo dos últimos 10 anos, com concentrações superiores a de “gatilho” (20.000 cél/mL), determinada para monitoramento semanal de contagem de cianobactérias e análise de cianotoxinas, conforme estabelecido no Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 05/2017 do Ministério da Saúde (Figura 7). Na Tabela 1 são apresentados os resultados médios e os desvios padrão para cada parâmetro analisado de 2010 a 2020.

Tabela 1 – Resultados da média e desvio padrão dos parâmetros abióticos e biótico dos reservatórios de Tapacurá, Pedro Moura Júnior, Carpina e Mundaú , em Pernambuco no período de 2010 a 2020.

Reservatório	pH	Condutividade Elétrica	Turbidez	Cor	Cálcio	Magnésio	Cloreto	Sulfato	Nitrogênio Total	Fosfato	Alcalinidade	Dureza	Ferro	Manganês	Alumínio	Índice Pluviométrico	Densidade de Cianobactérias
Tapacurá	7,52	448	15	123	12	8	83	12	1,14	0,47	82	61	0,3	0,1	0,4	10	86188
Desvio padrão	0,35	64,86	11,19	69,22	2,74	1,69	15,08	9,93	1,12	0,25	13,27	12,15	0,34	0,02	0,30	17,94	88738,80
Pedro Moura Júnior	7,40	2086	9	112	62	93	714	42	1,75	0,13	114	536	0,6	0,6	0,4	4	134733
Desvio padrão	0,72	1637,06	8,07	68,47	43,69	80,99	639,49	50,62	2,23	0,10	104,97	429,83	0,58	1,23	0,62	16,44	123993,95
Carpina	8,12	2124	9	116	29	83	715	47	1,61	0,24	204	415	0,2	0,2	0,4	1	114577
Desvio padrão	0,32	491,97	5,09	63,19	9,54	18,27	148,83	13,30	0,99	0,10	55,36	60,02	0,09	0,06	0,24	1,04	156690,08
Mundaú	8,38	681	30	260	21	12	134	3	1,80	0,19	137	100	0,4	0,1	0,4	2	546233
Desvio padrão	0,71	96,40	15,36	118,91	5,17	3,31	45,15	6,23	1,42	0,10	33,91	23,42	0,57	0,04	0,66	3,95	567709,26

Figura 7 – Densidade de cianobactérias nos Reservatórios: a) Tapacurá; b) Pedro Moura Júnior; c) Carpina; d) Mundaú em Pernambuco no período de 2010 a 2020 A linha vermelha representa o valor máximo permitido para densidade de cianobactérias (20.000 cél/mL), conforme o Anexo XX da Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde nº 05/2017, e a linha azul representa a variação temporal da densidade de cianobactérias nos reservatórios





A Barragem de Carpina, apresentou nos últimos 3 anos uma redução nos resultados de densidade de cianobactérias, onde 35% dos resultados considerados no período da pesquisa apresentaram densidade de cianobactérias inferior a 20.000 cél/mL, sendo um importante comportamento para outros estudos futuros.

4.2 GÊNEROS DE CIANOBACTÉRIAS MAIS FREQUENTES EM FLORAÇÕES NOS RESERVATÓRIOS AVALIADOS

No Quadro 3 é apresentada a classificação segundo o cálculo da Abundância Relativa das cianobactérias nos reservatórios estudados, conforme classificação proposta por Lobo e Leighton (1986).

Quadro 3 – Classificação da Abundância Relativa de cianobactérias nos reservatórios de Tapacurá, Pedro Moura Júnior, Carpina e Mundaú em Pernambuco no período de 2010 a 2020.

Gêneros/Reservatórios	Tapacurá	Pedro Moura Júnior	Carpina	Mundaú
<i>Raphidiopsis/Cylindrospermopsis</i> sp.	Abundante	Abundante	Abundante	Abundante
<i>Planktothrix</i> sp.	Rara	Abundante	Abundante	Rara
<i>Geitlerinema</i> sp.	Rara	Rara	Rara	Rara
<i>Merismopedia</i> sp.	Rara	Rara	Rara	Rara
<i>Planktolyngbya</i> sp.	Rara	Rara	Rara	Rara
<i>Anabaenopsis</i> sp.	Rara	Rara	Rara	Rara
<i>Coelomoron</i> sp.	Rara	Rara	Rara	Rara
<i>Dolichospermum</i> sp.	Rara	Rara	Rara	Rara
<i>Microcystis</i> sp.	Abundante	Rara	Rara	Abundante
<i>Romeria</i> sp.	Rara	Rara	Rara	Rara
<i>Oscillatoria</i> sp.	Rara	Rara	Rara	Rara
<i>Radiocystis</i> sp.	Rara	Rara	Rara	Rara
<i>Aphanocapsa</i> sp.	Rara	Rara	Rara	Rara
<i>Pseudanabaena</i> sp.	Rara	Rara	Rara	Rara
<i>Cuspidothrix</i> sp.	Rara	Rara	Rara	Rara
<i>Chroococcus</i> sp.	Rara	Rara	Rara	Rara
<i>Sphaerospermopsis</i> sp.	Rara	Rara	Rara	Rara

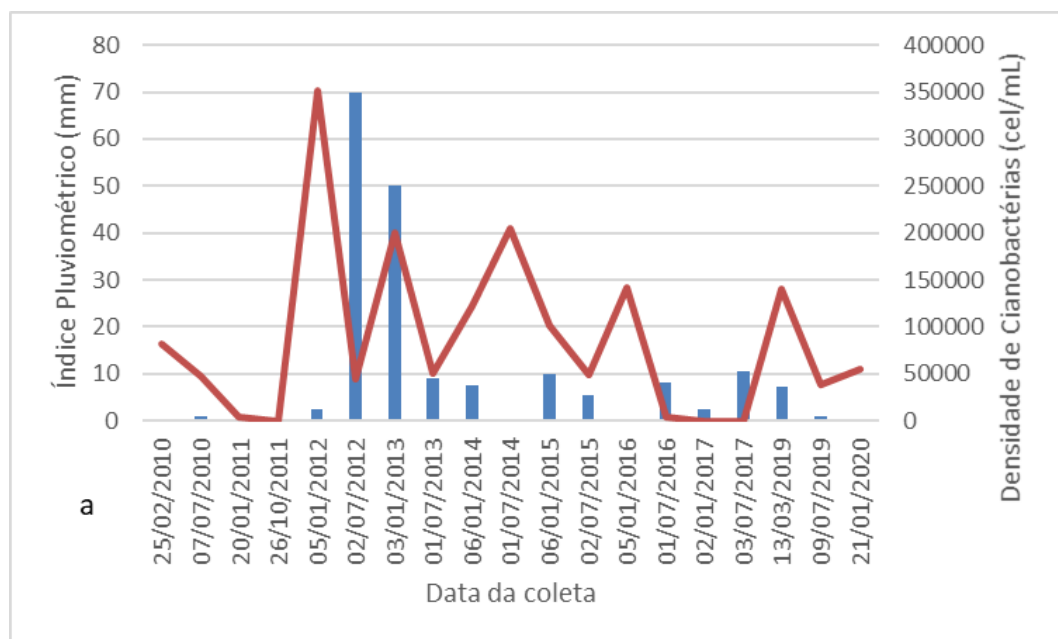
Fonte: A autora (2021)

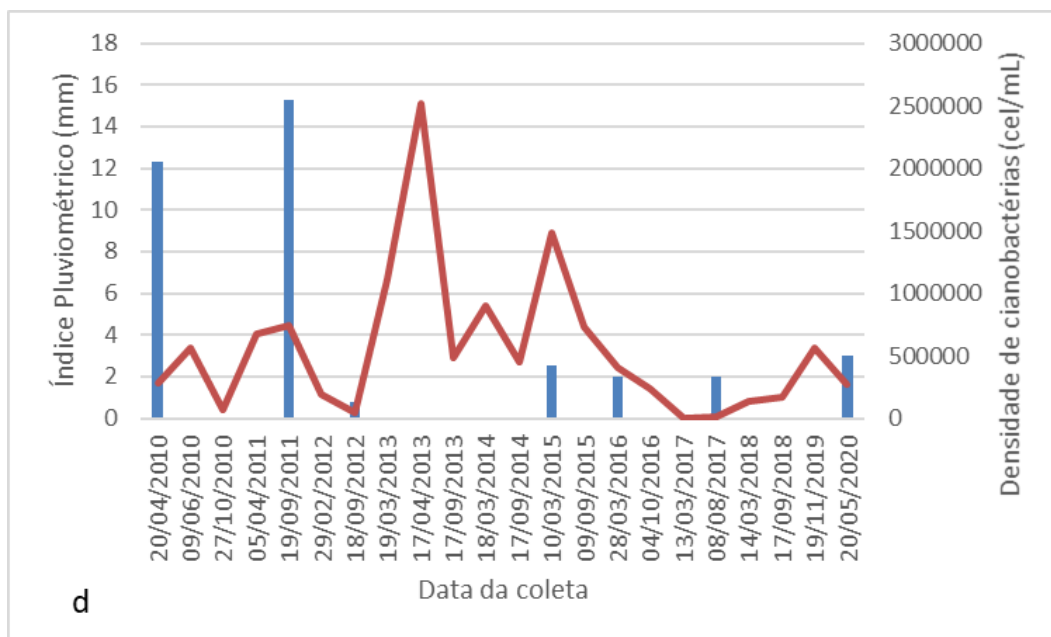
Analisando o quadro 3, pode-se observar que nenhum gênero foi dominante, enquanto os gêneros *Raphidiopsis/Cylindrospermopsis*, *Planktothrix* e *Microcystis* foram abundantes em pelo menos um dos reservatórios analisados. *Raphidiopsis/Cylindrospermopsis* foi abundante em todos os ecossistemas, enquanto *Planktothrix* foi abundante nos reservatórios de Pedro Moura Júnior e Carpina e o gênero *Microcystis*, abundante em Tapacurá e Mundaú. De acordo com Vieira *et al.* (2020), a presença do gênero *Cylindrospermopsis* em um reservatório de abastecimento no semiárido Cearense, mostrou-se abundante durante o

período de monitoramento, apresentando ocorrência em todo o período de amostragem e com presença registrada em todos os pontos de estudo. A presença de *Cylindrospermopsis* e *Planktothrix* também foi relatada em um reservatório no Rio Grande do Norte (OLIVEIRA; FONSECA; LOPES, 2019). No estado da Paraíba, Vasconcelos *et al.* (2011) observaram a frequência dos gêneros *Cylindrospermopsis*, *Planktothrix* e *Microcystis* em reservatórios, confirmando a presença frequente destes três gêneros em reservatórios da Região Nordeste.

Os resultados das figuras 8 a, b, c e d relacionam o período em que as amostras foram coletadas, o índice pluviométrico e a densidade de cianobactérias.

Figura 8 – Densidade de Cianobactérias x Índice Pluviométrico – a) Reservatório Tapacurá; b) Reservatório Carpina; c) Reservatório Pedro Moura Júnior e d) Reservatório Mundaú. A linha vermelha representa o índice pluviométrico (mm) na data da coleta e a coluna azul representa a variação temporal da densidade de cianobactérias nos reservatórios





Os reservatórios de Tapacurá, Pedro Moura Júnior e Mundaú, apresentaram picos de densidade de cianobactérias nos períodos de baixa pluviosidade na maior parte do período monitorado. Segundo Chaves *et al.* (2013) e Brasil *et al.* (2016), ecossistemas tropicais podem ser eutrofizados no período de seca, pela concentração da matéria orgânica existente na água, favorecendo a floração das cianobactérias.

Ainda há outros estudos que afirmam que períodos de maior pluviosidade tem aumentado a floração de cianobactérias e a concentração de nutrientes em função do processo de mistura, ocasionando a ré-suspensão destes nutrientes (MENG *et al.*,2016; ZHOU *et al.*,2016). Esses estudos corroboram os resultados encontrados no reservatório de Carpina, cujos resultados oscilaram, apresentando em alguns períodos de maior pluviosidade, picos de cianobactérias. Outros estudos realizados neste mesmo reservatório também comprovaram o aumento da contagem associado à alta pluviosidade (OLIVEIRA *et al.*, 2015; TEIXEIRA DE OLIVEIRA *et al.* ,2011; LIRA *et al.* ,2011 e DANTAS *et al.* ,2012).

4.3 RELAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS BIÓTICAS E ABIÓTICAS

A contagem de células de cianobactérias é um exemplo claro de valores que apresentam um distanciamento, ou seja, elevados valores de desvio-padrão. Entretanto, não devem ser excluídos, pois, levando-se em consideração a grande variação possível em

análises ambientais, optou-se por manter todos os dados, uma vez que os valores de *outliers* encontrados podem ser reflexo da situação real do ambiente.

Como esperado, por tratar-se de dados ambientais, a distribuição de algumas variáveis não seguiu uma distribuição normal, utilizando-se então ensaios não paramétricos das variáveis.

Após a análise de Modelos Lineares Generalizados (GLM), todas as variáveis abióticas apresentaram correlação significativa com a densidade de cianobactérias ($p < 0,05$) em todos os reservatórios estudados. A Tabela 2 apresenta os coeficientes de correlação entre o conjunto de variáveis abióticas e a densidade de cianobactérias. A variável abiótica Nitrogênio Total apresentou uma correlação indireta em todos os reservatórios.

Tabela 2 – Valores do teste GLM correlacionando variáveis abióticas com a densidade total de cianobactérias para os reservatórios de Tapacurá, Pedro Moura Júnior, Carpina e Mundaú, em Pernambuco. Valores positivos e negativos indicam correlação direta e indireta, respectivamente, da variável abiótica com a densidade total de cianobactérias. (---) indica ausência de correlação significativa.

Reservatório	pH	Condutividade Elétrica	Turbidez	Cor	Cálcio	Magnésio	Cloreto	Sulfato	Nitrogênio Total	Fosfato	Alcalinidade	Dureza	Ferro	Manganês	Alumínio	Índice Pluviométrico
Tapacurá	1,682e+01	8,293e-03	-8,660e-01	1,044e-01	3,559e+01	7,051e+01	-2,509e-01	2,698e-01	-2,797e+00	- 1,804e+0 1	1,146e+00	- 1,622e+01	1,095e+01	- 6,736e+01	7,494e+00	-6,716e-02
Pedro Moura Júnior	1,160e+00	4,106e-04	1,816e-02	-2,484e-02	- 2,206e+00	- 3,564e+00	4,252e-03	-7,214e-04	-1,113e-01	2,351e+0 0	-1,569e-03	8,648e-01	-1,7775e-01	1,021e+00	2,061e+00	1,101e-02
Carpina	2,781e+00	-3,307e-03	-1,863e-01	-9,387e-03	3,485e+01	5,759e+01	1,185e-02	-1,684e-01	-2,219e+00	8,340e+0 0	1,520e-02	- 1,401e+01	-4,02e+01	2,709e+01	- 2,775e+00	----
Mundaú	-9,289e-01	-1,159e-03	-4,938e-02	5,303e-03	- 1,134e+01	- 1,878e+01	8,530e-03	-1,771e-01	-5,662e-01	8,872e+0 0	4,334e-03	4,577e+00	-8,694e-01	- 6,368e+00	1,080e+00	1,451e-01

A influência das variáveis abióticas sobre a densidade de gêneros de cianobactérias é mostrada na RDA presente na Figura 9. O modelo gerado explicou 24,52% da variação da densidade dos gêneros de cianobactérias envolvidos em florações nos reservatórios estudados. Ambos os eixos foram significativos ($p < 0,05$) e explicaram 56,24% (eixo 1) e 33,75% (eixo 2) do percentual total do modelo.

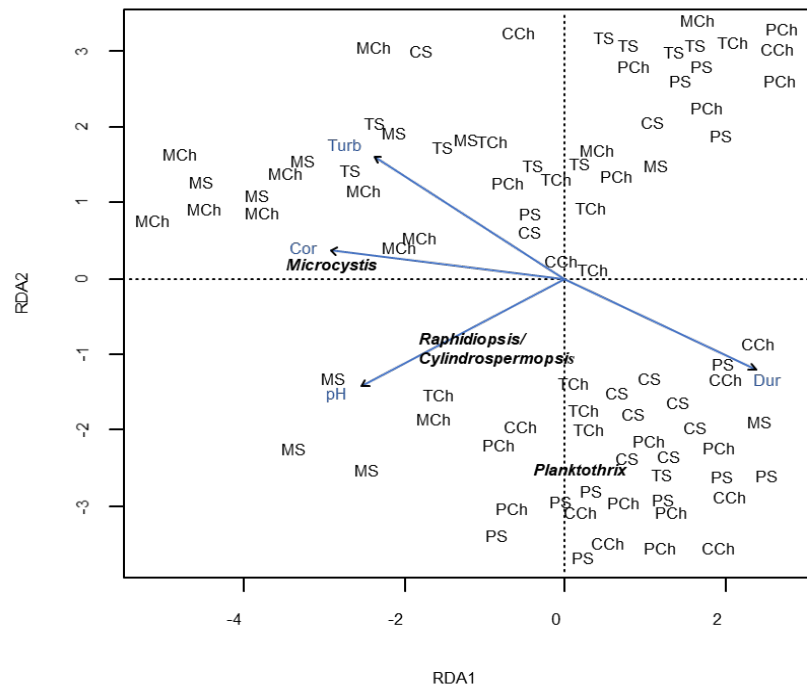
O eixo 1 da RDA separou as amostras provenientes do reservatório Mundaú, que se correlacionaram negativamente com o eixo, enquanto as demais amostras tiveram relação positiva. Ainda que presentes no lado positivo do eixo 1, as amostras do reservatório de Carpina se distribuíram, predominantemente, no lado negativo do eixo 2, enquanto as amostras de Tapacurá e Pedro Moura Júnior foram plotadas majoritariamente no lado positivo deste. Quanto às variáveis abióticas, a dureza (0,61) foi associada positivamente ao eixo 1, enquanto cor (-0,7), turbidez (-0,61) e pH (-0,65) foram associados negativamente a este eixo.

Analisando as variáveis bióticas, a densidade de *Microcystis* (-2,61) e *Raphidiopsis/Cylindrospermopsis* (-1,18) estão relacionadas negativamente com o eixo 1, enquanto as densidades de *Planktothrix* (-2,41) estiveram negativamente relacionadas com o eixo 2.

Apesar de nenhuma variável climática ter apresentado, isoladamente, correlação significativa com as amostras, pôde-se observar que foram formados conjuntos em função da sazonalidade.

Deste modo, pôde-se observar que maiores valores de cor, turbidez e pH e menores concentrações de dureza favoreceram o crescimento de *Microcystis* e *Raphidiopsis/Cylindrospermopsis*. Por outro lado, o aumento da dureza e do pH favorecem o crescimento de *Planktothrix*. Finalmente, pôde-se observar que o reservatório Mundaú teve sua floração caracterizada principalmente por espécies do gênero *Microcystis*, enquanto o reservatório de Carpina teve suas florações caracterizadas principalmente pelo gênero *Planktothrix*. Os reservatórios Tapacurá e Pedro Moura Júnior apresentaram alternância temporal nos gêneros que compõem as florações.

Figura 9 – Diagrama da Análise de Redundância (RDA) mostrando a variação da densidade de gêneros de cianobactérias envolvidos em florações em relação às variáveis abióticas nos reservatórios de Carpina, Mundaú, Pedro Moura Júnior e Tapacurá no período de 2010 a 2020, em Pernambuco.



TS – reservatório Tapacurá, período seco; TCh - reservatório Tapacurá, período chuvoso; MS - reservatório Mundaú, período seco; MCh - reservatório Mundaú, período chuvoso; PS - reservatório Pedro Moura Júnior, período seco; PCh – reservatório Pedro Moura Júnior, período chuvoso; CS - reservatório Carpina, período seco; CCh - reservatório Carpina, período chuvoso; Dur = dureza; Turb = turbidez

O pH nos reservatórios estudados apresentou valores variando de neutro-alcalino a alcalino (conforme apresentado na Tabela 1), o que corrobora os trabalhos de Moura *et al.* (2007) e Lira *et al.* (2014); Câmara *et al.* (2015) e Jardim *et al.* (2014), nos estudos de reservatórios eutróficos dos Estados de Pernambuco, Rio Grande do Norte e Minas Gerais respectivamente. Segundo Esteves (2011), as algas podem aumentar o valor do pH do meio devido à assimilação do CO₂ durante o processo fotossintético, especialmente onde ocorrem florações, o que pode justificar os valores de pH acima da neutralidade.

Com relação a turbidez, estudos tem mostrado correlação negativa desta variável com a densidade de cianobactérias, possivelmente, devido à interceptação dos raios solares, comprometendo o processo fotossintético (Dantas *et al.*, 2008; Jardim *et al.*, 2014; Oliveira; Fonseca; Lopes, 2019; Santos Silva *et al.*, 2020). Entretanto, os resultados deste trabalho mostraram que o gênero *Microcystis* teve seu crescimento favorecido por águas mais turvas.

Este comportamento pode ser justificado pelo fato de que representantes desta espécie possuem aerótopos em suas células, que permitem seu deslocamento vertical na coluna d'água. Nos períodos de maior radiação solar, a espécie migra para o epilímnio dos reservatórios para realizar fotossíntese e isso permite o seu crescimento. O desenvolvimento excessivo destes organismos forma um efeito de sombreamento (*shading*) no reservatório, impedindo que os raios solares atinjam as camadas mais inferiores, onde estão localizados os outros gêneros de cianobactérias. Esta competição não mostrou inibição, entretanto, de espécies do gênero *Raphidiopsis/Cylindrospermopsis* que, segundo Reynolds (2002) tolera ambientes com baixa luminosidade. Deste modo, pôde-se inferir que o aumento da turbidez não favorece diretamente o crescimento de *Microcystis*, mas sim, que o crescimento destas bactérias cria uma condição que inibe o crescimento de outras (competição interespecífica) e com isso, sua densidade aumenta. Este mesmo raciocínio pode ser utilizado para explicar o efeito da cor sobre o crescimento de *Microcystis*.

A presença de cátions divalentes como cálcio e magnésio, mensurados pela dureza da água, participam de reações fotossintéticas e auxiliam na agregação das espécies formadoras de colônias (CARNEIRO *et al.*, 2013). O cálcio e o magnésio também atuam no balanço entre nitrogênio e carbono em espécies filamentosas, como é o caso do gênero *Planktothrix* (WALTER *et al.*, 2016). Os resultados apresentados na RDA (Figura 8) apresentam uma correlação positiva entre a dureza e o aumento da densidade de *Planktothrix*, apesar de o vetor apresentar maior representatividade no eixo 1.

Embora alguns estudos apontem que o fósforo e nitrogênio sejam os nutrientes limitantes para a produção primária, estes não foram correlacionados significativamente com a densidade de cianobactérias neste estudo, resultado semelhante também foi observado por Sonobe *et al.* (2019) ao estudar o crescimento de cianobactérias em reservatórios no estado de São Paulo. Sabe-se da importância que estes elementos têm para o desenvolvimento e manutenção de espécies de cianobactérias em ambientes eutrofizados, entretanto, quando se expande o número de parâmetros, o peso de outras variáveis é revelado, destacando-se a importância da ação sinérgica entre as diversas variáveis bióticas e abióticas para a ecologia das cianobactérias.

5 CONCLUSÕES

- Os reservatórios estudados apresentaram ao longo do histórico de dez anos resultados de densidade de cianobactérias acima de 20.000 cél/mL no período estudado de 2010 a 2020.
- As cianobactérias mais frequentemente identificadas nos episódios de densidade acima de 20.000 cél/mL pertenciam ao gênero potencialmente toxigênico *Raphidiopsis/Cylindrospermopsis*, as quais foram encontradas em todos os reservatórios em condição abundante.
- Segundo a Análise de Redundância (RDA) é possível afirmar que o aumento de cor, turbidez e pH estiveram correlacionados positivamente com a presença dos gêneros *Microcystis* e *Raphidiopsis/Cylindrospermopsis*, e correlacionado negativamente ao aumento da dureza. Bem como foi observada uma correlação positiva entre a dureza (cálcio e magnésio) e o aumento da densidade do gênero *Planktothrix*, mesmo o vetor tendo maior correlação com o eixo 1.
- A inibição de crescimento (densidade) de muitos gêneros de cianobactérias, observado pela abundância relativa, não pôde ser atribuída à concentração de fósforo total, mesmo estando presente em concentrações elevadas durante todo período avaliado, não sendo inclusive correlacionado significativamente na análise de RDA.

Diante destas conclusões, foi elaborado um Relatório Técnico orientativo para as Estações de Tratamento de água em relação ao manejo de captação e tratamento, em função das possibilidades de florações de cianobactérias indicadas por variáveis abióticas físicas, químicas e físico-químicas da água e climáticas, servirá de ferramenta de fundamental importância para indicação das principais ações e concepção mais adequadas para o tratamento de águas com essas características.

REFERÊNCIAS

ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS. **Recursos Hídricos no Brasil**. Rio de Janeiro, 2014.

AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMAS. Página inicial. Disponível em: <https://www.apac.pe.gov.br>. Acesso em: 25 de set. de 2020.

AZEVEDO, S. M. F. O. "Toxinas de cianobactérias : causas e conseqüências para a saúde pública", **Med On Line**, v. 1, p. 1–16, 1998.

ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS. **Recursos Hídricos no Brasil**. Rio de Janeiro, 2014, 2014.

AZEVEDO, S. M. F. O., CARMICHAEL, W. W., JOCHIMSEN, E. M., *et al.* "Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru - Brazil", **Toxicology**, v. 181–182, n. January, p. 441–446, 2002. DOI: 10.1016/S0300-483X(02)00491-2. .

BERTANI, I., PRIMICERIO, R., ROSSETTI, G. "Extreme Climatic Event Triggers a Lake Regime Shift that Propagates Across Multiple Trophic Levels", **Ecosystems**, v. 19, n. 1, p. 16–31, 11 jan. 2016. DOI: 10.1007/s10021-015-9914-5. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10021-015-9914-5>.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, MARIA DO CARMO & MOLICA, R. "Cianobactéria Invasora", n. January 2003, 2003.

BORTOLINI, J. C., TRAIN, S., RODRIGUES, L. C. "Extreme hydrological periods: effects on phytoplankton variability and persistence in a subtropical floodplain", **Hydrobiologia**, v. 763, n. 1, p. 223–236, 25 jan. 2016. DOI: 10.1007/s10750-015-2378-y. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10750-015-2378-y>.

BRASIL, "Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017 : relatório pleno". Brasília, [s.n.], 2017a. p. 15–17.

BRASIL. "Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de Setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde.", p. 1–444, 2017b.

BRASIL, J., ATTAYDE, J. L., VASCONCELOS, F. R., *et al.* "Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes", **Hydrobiologia**, v. 770, n. 1, p. 145–164, 11 maio 2016. DOI: 10.1007/s10750-015-2578-5. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10750-015-2578-5>.

BRASIL. "Resolução n 357, 18 de março de 2005", **Diário Oficial**, n. 053, p. 58–63, 2005. DOI: nº 053, de 18/03/2005.

BRASIL. "Resolução nº 430.", **Diário Oficial da União**, p. 01–08, 2011. DOI: 10.1073/pnas.0703993104. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>.

- CÂMARA, F. R. A., ROCHA, O., PESSOA, E. K. R., *et al.* "Alterações morfofuncionais da comunidade fitoplanctônica durante anomalia pluvial em um reservatório tropical", **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 3, p. 628–637, 2015. DOI: 10.1590/1519-6984.19513.
- 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", **Marine Drugs**, v. 11, n. 8, p. 2949–2963, 2013. DOI: 10.3390/md11082949.
- CAO, X., WANG, Y., HE, J., *et al.* "Phosphorus mobility among sediments, water and cyanobacteria enhanced by cyanobacteria blooms in eutrophic Lake Dianchi", **Environmental Pollution**, v. 219, p. 580–587, dez. 2016. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.06.017. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S026974911630505X>.
- CHAVES, F. Í. B., LIMA, P. de F., LEITÃO, R. C., *et al.* "Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir", **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, v. 35, n. 4, p. 505–511, 2013. DOI: 10.4025/actascibiolsci.v35i4.18261. .
- CIRILO, J. A. "Crise hídrica : desafios e superação", **Revista Usp**, n. 106, p. 45–58, 2015.
- CRUZ, P., CAVALCANTE, H., VIANA, L., *et al.* "[revista brasileira de agrotecnologia] issn 2317-3114", **Revista Brasileira de Agrotecnologia**, v. 7, p. 8, 2017.
- DANTAS,ênio W., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. do C., MOURA, A. do N. "Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory", **Limnologica**, v. 42, n. 1, p. 72–80, 2012. DOI: 10.1016/j.limno.2011.09.002. .
- DE OLIVEIRA, F. H. P. C., DA SILVA, J. D. B., COSTA, A. N. S. F., *et al.* "Cyanobacteria community in two tropical eutrophic reservoirs in northeastern Brazil", **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, v. 37, n. 2, p. 169–176, 2015. DOI: 10.4025/actascibiolsci.v37i2.26418. .
- DE SOUZA BEGHELLI, F. G., FRASCARELI, D., POMPÊO, M. L. M., *et al.* "Trophic State Evolution over 15 Years in a Tropical Reservoir with Low Nitrogen Concentrations and Cyanobacteria Predominance", **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 227, n. 3, 2016. DOI: 10.1007/s11270-016-2795-1.
- DOLMAN, A. M., MISCHKE, U., WIEDNER, C. "Lake-type-specific seasonal patterns of nutrient limitation in German lakes, with target nitrogen and phosphorus concentrations for good ecological status", **Freshwater Biology**, v. 61, n. 4, p. 444–456, 2016. DOI: 10.1111/fwb.12718.
- ESTEVES, F. A., *et al.* "Fundamentos de Limnologia". 3ª edição revista e ampliada, **Editora Interciência**. 789pp. 2011.
- FERNANDES, V. de O., CAVATI, B., DE OLIVEIRA, L. B., *et al.* "Ecologia de cianobactérias: Fatores promotores e consequências das florações", **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 247–258, 2009. DOI: 10.4257/oeco.2009.1302.03. .

FIORE, Marli Fátima, LIMA, Stella Thomaz de, CARMICHAEL, Wayne W., MCKINNIE, Shaun M.K., CHEKAN, Jonathan R., Moore, Gradley S. Guanitoxin, re-naming a cyanobacterial organophosphate toxin. **Harmful Algae**, v. 92, 2020

GASPARINI, D. F. C., CARMO, M. C., LAMPARELLI, M. C., *et al.* "CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos", **Engenharia Sanitária E Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 159–168, 2013. DOI: 10.1590/S1413-41522013000200008. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v18n2/a08v18n2.pdf>.

GLIBERT, P. M., BURKHOLDER, J. A. M. "Harmful algal blooms and eutrophication: “strategies” for nutrient uptake and growth outside the Redfield comfort zone", **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**, v. 29, n. 4, p. 724–738, 2011. DOI: 10.1007/s00343-011-0502-z.

GOBLER, C. J., BURKHOLDER, J. M., DAVIS, T. W., *et al.* "The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms", **Harmful Algae**, v. 54, p. 87–97, abr. 2016. DOI: 10.1016/j.hal.2016.01.010. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1568988316300269>.

GURGEL, H. C., BILLA, M., MAZZEGA, P. "Água , Saúde E Territórios : Uma Breve Discussão", **Paranoá: cadernos de arquitetura e urbanismo**, v. 10, p. 15–24, 2013.

HUSSAIN, F.; SHAH, S.; HUSSAIN, Z. "Indexing the cyanobacterial communities of different ecological habitats of Malakand Pakistan". **Pak.J. Weed Sci**, v. 22, n. 1, p. 37–47, 2016.

JARDIM, F. A., SPERLING, E. von, JARDIM, B. F. de M., *et al.* "Fatores determinantes das florações de cianobactérias na água do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil", **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 207–218, 2014. DOI: 10.1590/S1413-41522014019000001026. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522014000300207&lng=pt&tlng=pt.

JULIO, M. De, FIORAVANTE, D. A., FILHO, O. S., *et al.* "Remoção de cianobactérias de água proveniente de manancial Brasileiro eutrofizado , utilizando os diagramas de coagulação para o sulfato de alumínio e PAC", **Engenharia civil**, p. 47–61, 2010a.

JULIO, Marcelo De, FIORAVANTE, Diego Augusto, FILHO, Osmar Selhorst, *et al.* "Remoção de Cianobactérias e Saxitoxinas de água de manancial brasileiro eutrofizado". 2010b. , v. 17, n. 2.

JUN, H.; JIANTONG, L.; YONGDING, L. Phosphorus in suspended matter and sediments of a hypertrophic lake. A case study: Lake Dianchi, China. **Environmental Geology**, v. 58, n. 4, p. 833–841, 7 ago. 2009.

LIRA, G. A. S. T., ARAÚJO, E. L., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. do C., *et al.* "Phytoplankton abundance, dominance and coexistence in an eutrophic reservoir in the state of pernambuco, Northeast Brazil", **Anais da Academia Brasileira de Ciencias**, v. 83, n. 4, p.

1313–1326, 2011. DOI: 10.1590/s0001-37652011000400018.

LIRA, G., MOURA, A., VILAR, M., *et al.* "Vertical and temporal variation in phytoplankton assemblages correlated with environmental conditions in the Mundaú reservoir, semi-arid northeastern Brazil", **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 3 suppl 1, p. S093-S102, 2014. DOI: 10.1590/1519-6984.27612. .

LOBO, E., LEIGHTON, G. **Estructuras comunitarias de la fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la Zona Central de Chile. Revista de Biología marina.** [S.l: s.n.], 1986

LOPES, W., RODRIGUES, A., FEITOSA, P., *et al.* "Determinação de um índice de desempenho do serviço de esgotamento sanitário. Estudo de caso: cidade de Campina Grande, Paraíba.", **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 1, p. 1–10, 2016. DOI: 10.21168/rbrh.v21n1.p1-10. Disponível em: <http://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=1&ID=188&SUMARIO=5142>.

MELO, E. C. de S., MELO, A. S. de, SOUSA, E. G. de. "Estado De Pernambuco , Brasil Rainfall Variability Study in the Pernambuco State ," , n. 1, p. 82–92, 2011. .

MENG, P.-J., TEW, K. S., HSIEH, H.-Y., *et al.* "Relationship between magnitude of phytoplankton blooms and rainfall in a hyper-eutrophic lagoon: A continuous monitoring approach", **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, n. 2, p. 897–902, nov. 2017. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.12.040. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X1631044X>.

MORESCO, C., RODRIGUES, L. "Cianobactérias perifíticas nos reservatórios de Segredo e Iraí, Estado do Paraná, Brasil", **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 28, n. 4, 16 nov. 2007. DOI: 10.4025/actasciobiolsci.v28i4.165. Disponível em: <http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/article/view/165>.

MOURA, A. do N., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. do C., DANTAS, Ê. W., *et al.* "Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir", **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 3, p. 641–648, set. 2007. DOI: 10.1590/S0102-33062007000300011. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062007000300011&lng=en&tlng=en.

OLIVEIRA, E. J. A. . M. R. J. R. **A poluição da águas e as cianobactérias.** [S.l: s.n.], 2017.

PAERL, H. W., PAUL, V. J. "Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria.", **Water Research**, v. 46, p. 1349–1363, 2012.

PAULA, C. "Cianobactérias e microcistina em águas de rio destinadas ao abastecimento de centro industrial de Caruaru , PE , Brasil Cyanobacteria and microcystin in river waters intended to industrial park supply in Caruaru-PE , Brazil", v. 4, n. 1, p. 27–35, 2016. DOI: 10.3395/2317-269x.00602.

REYNOLDS, C. S., HUSZAR, V., KRUK, C., *et al.* "Towards a functional classification of

the freshwater phytoplankton", **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417–428, 2002. DOI: 10.1093/plankt/24.5.417. .

REYNOLDS, C. S., "Entrainment and distribution in the pelagic". **The Ecology of Phytoplankton**, Cambridge, Cambridge University Press, 2006. p. 38–92. DOI: 10.1017/CBO9780511542145.003. Disponível em: https://www.cambridge.org/core/product/identifier/CBO9780511542145A015/type/book_part. Acesso em: 15 mar. 2020.

ROMO, S., SORIA, J., FERNÁNDEZ, F., *et al.* "Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria", **Freshwater Biology**, v. 58, n. 3, p. 513–522, mar. 2013. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2012.02734.x. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2012.02734.x>.

SANTOS SILVA, Ranielle Daiana, SEVERIANO, Juliana dos Santos, OLIVEIRA, Dayany, Aguiar de, MENDES, Camila Ferreira, BARBOSA, Vanessa Virgínia, CHIA, Mathias Ahii, BARBOSA, José Etham de Lucena. Spatio-temporal variation of cyanobacteria and cyanotoxins in public supply reservoirs of the semi-arid region of Brazil. **J. limnol.**, v.79, n.1, 2020.

SARA PINHEIRO DE OLIVEIRA, C., DA SILVA FONSECA, A., DE ARAÚJO LOPES, F. "ANÁLISE DO GRAU DE TROFIA NO RESERVATÓRIO PASSAGENS DAS TRAÍRAS, MUNICÍPIO DE SÃO JOSÉ DO SERIDÓ – RN". 2019. **Anais [...]** [S.l.], Instituto internacional Despertando Vocações, 2019. DOI: 10.31692/ICOINTERPDVS.2019.0005. Disponível em: <https://cointer.institutoidv.org/inscricao/pdvs/uploadsAnais2020/ANÁLISE-DO-GRAU-DE-TROFIA-NO-RESERVATÓRIO-PASSAGENS-DAS-TRAÍRAS,-MUNICÍPIO-DE-SÃO-JOSÉ-DO-SERIDÓ---RN.pdf>.

SCHNEIDER, D. D., MARIA, S., COUTINHO, V., *et al.* "Indicadores para serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário voltados às populações vulneráveis", p. 65–76, 2010.

SILVA, E. M. Da, GOMES, C. T. D. S., RAMOS, C. P. D. S., *et al.* "Occurrence of Cyanobacteria in Mundaú Reservoir , in Pernambuco State During January 2010 to November 2011", **Vigilância Sanitária em Debate**, v. 1, n. 3, p. 35–42, 2013. DOI: 10.3395/vd.v1i. .

SIQUEIRA, D. B.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Cianobactérias de água doce e saúde pública: uma revisão. **Universitas Ciências da Saúde**, v. 03, p. 1–109, 2005.

SILVA, V. D. P. "CLIMATE CLASSIFICATION IN KÖPPEN MODEL FOR THE STATE OF PERNAMBUCO - BRAZIL", **Revista de Geografia (Recife)**, v. 35, n. 3, p. 219–234, 2018.

SONOBE, H. G., LAMPARELLI, M. C., CUNHA, D. G. F. "Spatial and temporal assessment of sanitary aspects of public water supply reservoirs in SP, Brazil, with emphasis on cyanobacteria and cyanotoxins", **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 5, p. 909–918, 2019. DOI: 10.1590/s1413-41522019193351.

- TANGERINO, E. P., & DI BERNARDO, L. (2005). REMOVAL OF HUMIC SUBSTANCES BY MEANS OF OXIDATION WITH OZONE AND HYDROGEN PEROXIDE AND FIME RESUMO", **Engenharia sanitária ambiental**, v. 10, n. 4, p. 290–298, dez. 2005. DOI: 10.1590/S1413-41522005000400005. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522005000400005&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 16 jun. 2018.
- TEIXEIRA DE OLIVEIRA, M., ROCHA, O., PERET, A. "Structure of the phytoplankton community in the Cachoeira Dourada reservoir (GO/MG), Brazil", **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 3, p. 587–600, 2011. DOI: 10.1590/s1519-69842011000400003. .
- TRINDADE, P. B. C. B., MENDONÇA, A. S. F. "Eutrofização em reservatórios – Estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES)", **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 275–282, 2014. DOI: 10.1590/S1413-41522014019000000537. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522014000300275&lng=pt&tlng=pt.
- TUNDISI, J. G., TUNDISI, T. M. "As múltiplas dimensões da crise hídrica.", **Revista USP**, n. 106, p. 21–30, 2015. DOI: 10.11606/issn.2316-9036.v0i106p21-30.
- TUNDISI, J., MATSUMURA-TUNDISI, T., PEREIRA, K., *et al.* "Cold fronts and reservoir limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems", **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3 suppl, p. 815–824, 2010. DOI: 10.1590/s1519-69842010000400012.
- URIZA, E. A. C., MARTÍNEZ, A. D. A., SANJURJO, M. A. "Cianotoxinas: efectos ambientales y sanitarios. Medidas de prevención", **Hidrobiologica**, v. 27, n. 2, p. 241–251, 2017.
- VASCONCELOS, J.F. & BARBOSA, J.E.L. & DINIZ, C.R. & CEBALLOS, B. "Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: Ocorrência, toxicidade e fatores reguladores.", **Boletim Da Sociedade Brasileira De Limnologia.**, v.39, p. 1–20, 2011.
- VERIATO, M. K. L., BARROS, H. M. M., SOUZA, L. P., *et al.* "Água: Escassez, crise e perspectivas para 2050", **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 10, n. 5, p. 17–22, 2015. DOI: 10.18378/rvads.v10i5.3869. Disponível em: <http://www.gvaa.org.br/revista/index.php/RVADS/article/view/3869>.
- VIANA-VERONEZI, M., GIANI, A., MELO, S., *et al.* "Avaliação da remoção de saxitoxinas por meio de técnicas de tratamento das águas de abastecimento", **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 14, n. 2, p. 193–204, jun. 2009. DOI: 10.1590/S1413-41522009000200007. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522009000200007&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 16 jun. 2018.
- VIEIRA, R. de S., OLIVEIRA, E. C. C. de, RICARTE, E. M. F., *et al.* "Dominância de Cianobactérias na composição do Fitoplâncton em Reservatório de abastecimento no Semiárido Cearense", **Research, Society and Development**, v. 9, n. 11, p. e339119476, 2 nov. 2020. DOI: 10.33448/rsd-v9i11.9476. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/9476>.

VILAR, M. C. P., MOLICA, R. J. R. "Changes in pH and dissolved inorganic carbon in water affect the growth, saxitoxins production and toxicity of the cyanobacterium *Raphidiopsis raciborskii* ITEP-A1", **Harmful Algae**, v. 97, p. 101870, jul. 2020. DOI: 10.1016/j.hal.2020.101870. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1568988320301499>.

VON SPERLING, M. "Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos". Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2005.

WALTER, J., LYNCH, F., BATTCHIKOVA, N., *et al.* "Calcium impacts carbon and nitrogen balance in the filamentous cyanobacterium *Anabaena* sp. PCC 7120", **Journal of Experimental Botany**, v. 67, n. 13, p. 3997–4008, 2016. DOI: 10.1093/jxb/erw112.

WEVER, A. De, MUYLEAERT, K., LANGLET, D., *et al.* "Differential response of phytoplankton to additions of nitrogen, phosphorus and iron in Lake Tanganyika", **Freshwater Biology**, v. 53, n. 2, p. 264–277, 2008. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01890.x.

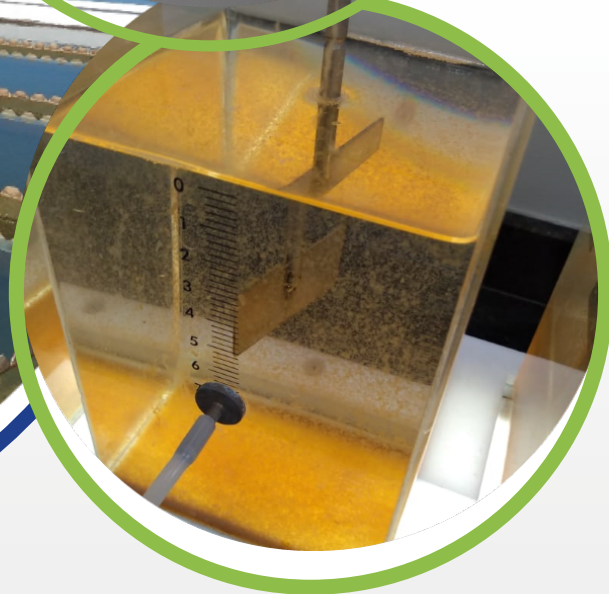
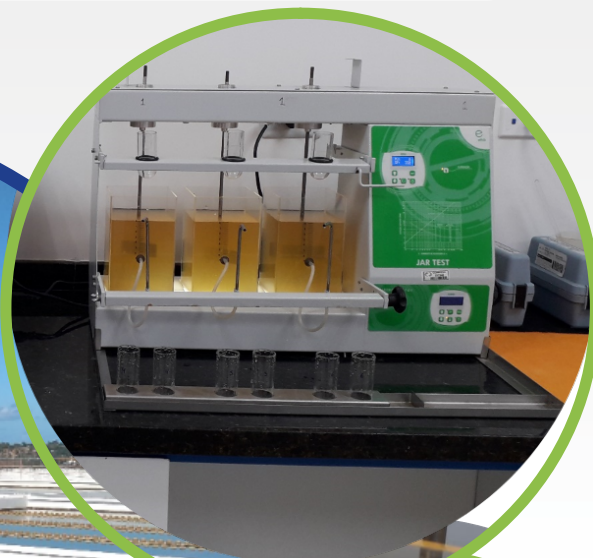
ZHOU, J., QIN, B., CASENAVE, C., *et al.* "Effects of turbulence on alkaline phosphatase activity of phytoplankton and bacterioplankton in Lake Taihu", **Hydrobiologia**, v. 765, n. 1, p. 197–207, fev. 2016. DOI: 10.1007/s10750-015-2413-z. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10750-015-2413-z>.

ANEXO A – RELATÓRIO TÉCNICO PARA OPERAÇÃO DE ESTAÇÕES DE
TRATAMENTO DE ÁGUA – ETA’S COM FLORAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS



compesa

**RELATÓRIO TÉCNICO PARA OPERAÇÃO
DE ETA'S COM CAPTAÇÃO DE ÁGUA
COM FLORAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS**



**Andreia Souza Regis
fevereiro de 2021**

INTRODUÇÃO

As atividades exercidas pelo ser humano ao longo dos anos visando o desenvolvimento econômico, aumentando assim, a necessidade de exploração dos recursos hídricos para agricultura, indústria, dentre outras atividades, bem como o crescimento populacional, tem causado a degradação dos recursos hídricos pela destruição da mata ciliar, das florestas e do aporte de fósforo e nitrogênio. A contaminação por efluentes domésticos e industriais tem causado vários problemas de saúde pública, como a contaminação de mananciais por microrganismos patógenos, agrotóxicos, metais, dentre outros.

Neste contexto, os efluentes lançados sem tratamento ou com tratamento deficitário, apresentam alto teor de compostos orgânicos em sua composição, que aliados às elevadas temperaturas do território brasileiro propiciam a proliferação das cianobactérias em reservatórios de água utilizados para o abastecimento público. Essas cianobactérias podem apresentar produção de metabólitos potencialmente tóxicos aos seres aquáticos e humanos, denominados de cianotoxinas.

Quando em concentrações elevadas, as cianobactérias podem conferir sabor e odor à água, bem como sua presença nos sistemas de tratamento de água provocam baixa eficiência na capacidade de tratamento, ocorrendo uma menor eficiência na decantação e sobrecarga nos filtros (BITTENCOURT-OLIVEIRA; MOLICA, 2003).

A eutrofização dos mananciais provoca o aumento da matéria orgânica e das cianobactérias, não sendo neste caso adequado o uso do cloro como agente oxidante, pois, em seu processo de reação pode ser obtido como subproduto desta oxidação compostos halogenados carcinogênicos, denominados tri-halometanos e ácidos haloacéticos (TANGERINO, DI BERNARDO, 2005).

As algas e cianobactérias podem causar sérios problemas operacionais nas ETA's, podendo flotar nos decantadores e serem carregadas para os filtros, obstruindo-os em poucas horas de funcionamento. Quando presentes em grandes quantidades, algumas cianobactérias podem provocar odor na água tratada e podem ter a possibilidade de liberar toxinas extremamente perigosas ao ser humano (DI BERNARDO *et al*, 2010).

OBJETIVOS

- Orientar as Estações de Tratamento de água em relação ao manejo de captação e tratamento da água, em função das possibilidades de florações de cianobactérias indicadas por variáveis abióticas físicas, químicas e físico-químicas da água.
- Propor um projeto de concepção de tratamento para Estações de Tratamento de Água que apresentem problemas por florações de cianobactérias.

MATERIAS E MÉTODOS

O estudo foi realizado a partir de amostras coletadas em quatro reservatórios de água doce e eutróficos localizados no Estado de Pernambuco (Região Nordeste do Brasil). Os reservatórios estudados apresentam histórico de concentrações de cianobactérias acima de 10.000 cél/mL, incluindo gêneros potencialmente produtores de cianotoxinas. Os reservatórios objeto de estudos foram os da Barragem Tapacurá, Barragem Carpina, Barragem Mundaú e Barragem Pedro Moura Júnior. O período estudado foi de dez anos (2010 a 2020), sendo os dados provenientes dos resultados do monitoramento do Laboratório Central da Gerência de Controle de Qualidade da COMPESA.

Utilizou-se um software estatístico R (versão 4.0.2, pacote vegan) para avaliar a influência das análises físicas, químicas e físico-química e de metais, sobre as densidades (células/mL) dos gêneros de cianobactérias. Também se verificou a abundância da presença dos gêneros nos reservatórios estudados através da classificação proposta por Lobo e Leighton (1986).

Pela análise dos resultados, baseado no resultado histórico do monitoramento real dos reservatórios, indicou-se quais alterações de parâmetros devem gerar um sinal de alerta para o controle operacional, bem como qual tipo de tratamento é o mais indicado para reservatórios que apresentam histórico de floração de cianobactérias.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As cianobactérias mais frequentes identificadas nos episódios de densidade acima de 20.000cél/mL pertenciam ao gênero potencialmente tóxico *Raphidiopsis/Cylindrospermopsis*, as quais foram encontradas em todos os reservatórios em condição abundante.

Segundo a análise estatística utilizada, pôde-se observar que maiores valores de cor, turbidez e pH e menores concentrações de dureza favorecem o crescimento de cianobactérias dos gêneros *Microcystis* e *Raphidiopsis/Cylindrospermopsis*. Por outro lado, o aumento da dureza e do pH favoreceram o crescimento de cianobactérias do gênero *Planktothrix*.

Tendo em vista que os parâmetros cor, pH e turbidez são parâmetros de controle operacional das ETA's, é possível prever através das alterações desses valores, a possibilidade da ocorrência da floração de cianobactérias, tendo que ser adotadas medidas para contenção

das florações como uso do carvão granulado e instalação de lonas de proteção UV para inibir a incidência da luz direta nos decantadores, inibindo a proliferação de cianobactérias. Valores de pH, cor e turbidez, superiores a 8, 100 uH e 15 NTU respectivamente já caracterizam um sinal de alerta para possíveis florações.

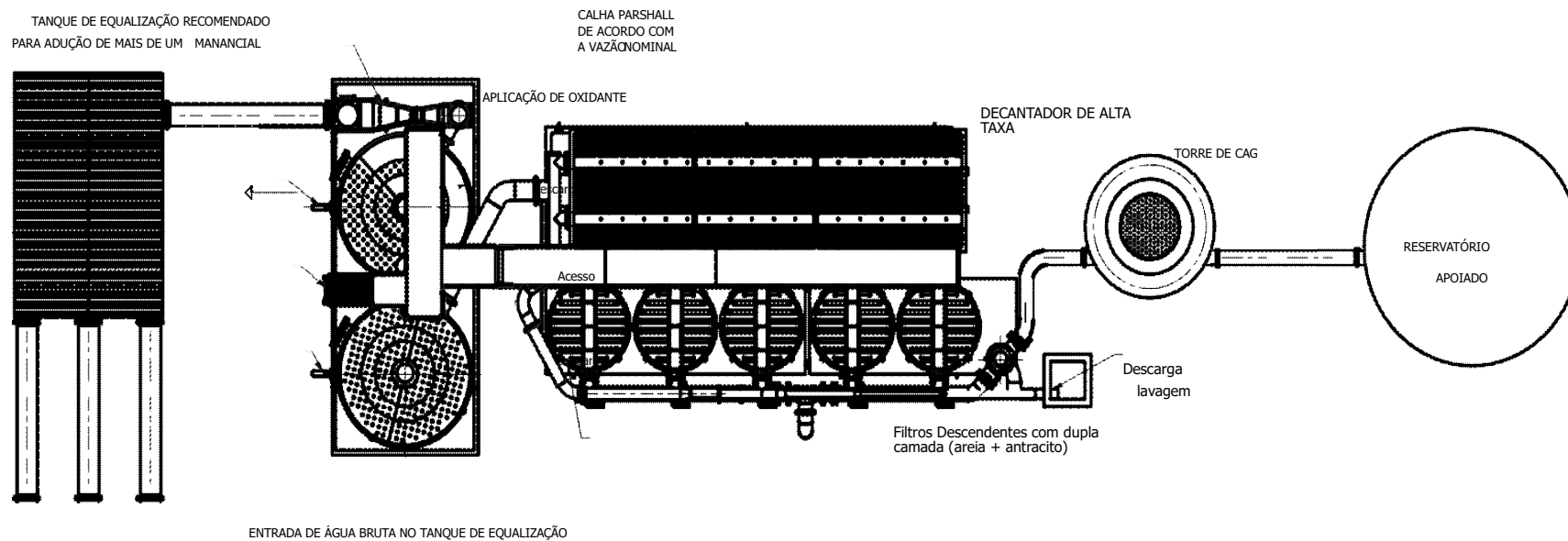
Abaixo é apresentada uma Tecnologia de Tratamento para águas eutrofizadas, visando a maior eficiência no processo de remoção das cianobactérias e cianotoxinas.

PROJETO DE CONCEPÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO COM CAPTAÇÃO DE ÁGUA EUTROFIZADA, EM ESTAÇÕES DE CICLO COMPLETO/CONVENCIONAL/CLÁSSICA

Este relatório apresenta as recomendações para adequações de unidades de tratamento de água para consumo humano para captação de águas eutrofizadas. O projeto foi produzido no setor de Tratamento da Gerência de Controle de Qualidade da Compesa, que é responsável pela indicação de melhores propostas de concepção de tratamentos visando o atendimento dos parâmetros solicitados pelo anexo XX as Portaria de Consolidação nº 05.

A unidade é composta das etapas de tratamento com oxidante, tanque de equalização, coagulação, floculação, decantação, filtração e tratamento com carvão ativado granulado (CAG), conforme esquematizado na Figura 1.

Figura 1: PROPOSTA DE UMA UNIDADE DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO COM CAPTAÇÃO DE ÁGUAS EUTROFIZADAS.



1. TRATAMENTO COM OXIDANTE NA ÁGUA BRUTA ADUZIDA

A recomendação é o uso de um oxidante em ponto mais distante da ETA. O tempo de contato é fator determinante para o sucesso do tratamento. Tempos inferiores a 10 minutos não são recomendados, principalmente se a unidade de tratamento aduzir água de diversos mananciais.

2. TANQUE DE EQUALIZAÇÃO

O tanque de equalização em uma ETA de ciclo completo tem a função de receber a água bruta aduzida e depois transportar para a unidade de tratamento. Opera como um pré-sedimentador e equalizador, quando há vários mananciais a serem tratados. Geralmente é inserido em projetos onde há problema com águas eutrofizadas, para realizar diluições com os mananciais aduzidos.

3. COAGULAÇÃO

A recomendação para mananciais eutrofizados é o uso de coagulantes de ferro ou o uso de cloreto de polialumínio (PAC) e um auxiliar de coagulação com polímero catiônico, utilização de calha parshall com lâmina de 10 cm e canal alternativo com tempo de detenção hidráulico de 15 a 20 segundos (cloreto de polialumínio necessita de um tempo maior na coagulação).

Algumas proteínas de cianobactérias possuem grande afinidade com metais, e podem consumir os coagulantes e também reduzir a eficiência da coagulação devido a formação de complexos entre proteína e metais (Takaara *et al.*, 2007). As algas são carregadas negativamente e muitas espécies possuem diâmetros inferiores a 10 μm , portanto os processos de coagulação e floculação são utilizados para ajustar o tamanho e a carga das células de forma adequada as estações de tratamento.

Algas e cianobactérias com células esféricas podem ser coaguladas por mecanismo de adsorção e neutralização de cargas (ETAs com concepção de Dupla Filtração, Filtração Ascendente em Pedregulho (FDP) e Filtração Direta Ascendente (FDA)), possibilitando a otimização da dosagem e coagulante (Bernhardt *et al.*, 1996). As microalgas não esféricas ou filamentosas necessitam de grandes quantidades de coagulantes para sua remoção, predominando o mecanismo de varredura (Vlaski *et al.*, 1996; Azevedo e Brandão, 2003). Por

estes motivos é importante conhecer quais os tipos de algas estão presentes no manancial.

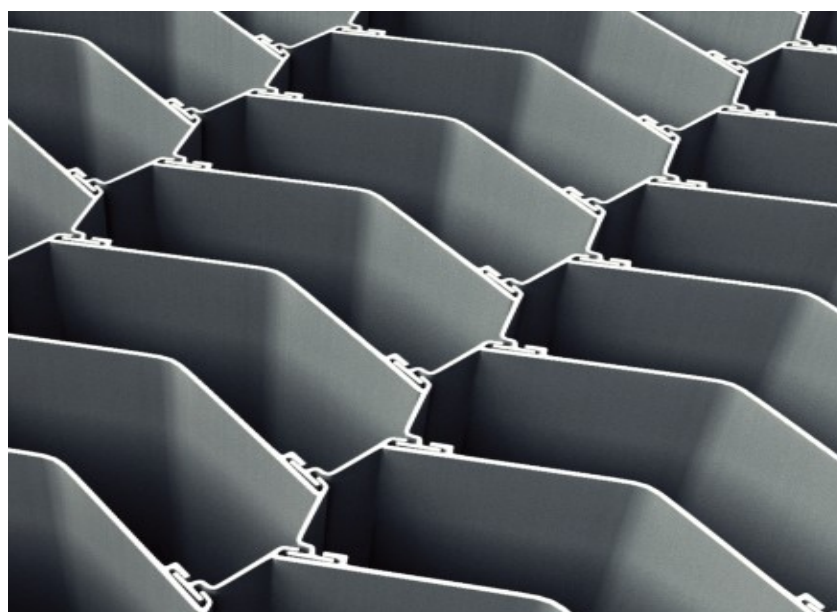
4. FLOCULAÇÃO

A recomendação da floculação para unidades que aduzem água eutrofizadas é o floculador mecanizado, pois possuem flexibilidade para alterar o módulo de rotação de acordo com a qualidade da água a ser tratada e o período do ano.

5. DECANTAÇÃO

O tipo de decantador indicado é o lamelar, de preferência com lamelas do tipo Chevron (Figura 2), cuja calha central foi especialmente projetada para facilitar a captação e o escoamento dos resíduos sólidos, ao mesmo tempo em que é a melhor solução geométrica encontrada para evitar entupimentos. Além de possuir uma elevada área superficial específica do componente, oferece maior resistência ao fluxo ascendente aquoso e, por conseguinte, aumento de sua velocidade ascensional, fator preponderante para a melhoria da precipitação dos flocos sólidos, que pode ser acelerada em até quatro vezes frente à característica da decantação natural.

Figura 2 - LAMELAS TIPO CHEVRON



Fonte: <https://www.petranova.com.br/site/index.php/modulos-para-decantadores>

A instalação de lonas para proteção UV nos decantadores (Figura 3), principalmente no verão, é recomendada para inibição da floração das cianobactérias.

Figura 3- LONAS DE PROTEÇÃO UV PARA DECANTADORES



Fonte: dalttax.com.br

6. FILTRAÇÃO

A concepção indicada para filtração é com operação hidráulica taxa constante, tendo como taxa máxima $300 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$, e dupla camada (areia + antracito), lavagem com ar e água. A granulometria de tamanho efetivo 1 mm, cd (coeficiente de desuniformidade) $\leq 1,6$, espessura da camada de 0,9 a 1,0 m.

7. TRATAMENTO COM TORRE DE CAG (CARVÃO ATIVADO GRANULADO)

O Carvão Ativado Granulado (CAG) é considerado até mais eficiente e seguro que o Carvão Ativado Pulverizado (CAP) para remoção de compostos orgânicos dissolvidos. No geral, o CAG é usado como meio filtrante de uma unidade da ETA e é recomendado para tratar águas que apresentam grandes quantidades de poluentes ou flutuações frequentes na qualidade da água bruta. Acredita-se que o filtro com CAG, além de adsorver os compostos

orgânicos dissolvidos, funciona como tratamento biológico, apresentando elevado potencial para realizar a biodegradação (DRIKAS, 1994; NEWCOMBE & NICHOLSON, 2004).

A recomendação é fazer um estudo em piloto para avaliar a performance de remoção de contaminantes na torre de CAG.

O tempo de detenção hidráulico (TDH) recomendado é de 20 a 30 minutos, a curva granulométrica ideal, assim como a porosidade, são especificadas em planta piloto.

A torre deve possuir desnível geométrico (em relação a saída dos filtros rápidos descendentes) de no mínimo 80 cm, para garantir a carga hidráulica mínima disponível. A saída da água no CAG deve possuir medidor de vazão para verificar a taxa de aplicação, e manômetro para acompanhamento de perda de carga. Uma perda de carga acima da carga hidráulica máxima disponível acarretará alteração na linha piezométrica da unidade de tratamento.

O carvão ativado é a alternativa para remoção das cianotoxinas liberadas pelas cianobactérias. A filtração em carvão apresenta perda de carga inferior, reduz o tempo de retrolavagem, produz água de qualidade superior à filtrada por filtros de camada simples, alcançando valores extremamente baixos de turbidez, cor, além de remoção de microrganismos patogênicos, além de ser facilmente adaptada a estações de tratamento já existentes. Após a filtração em carvão ativado, a água deve ser clorada, o que corresponde a etapa da desinfecção, para a água ser então distribuída à população.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Toda e qualquer alteração de tratamento e adição de novos produtos químicos devem passar pelos ensaios de tratabilidade, visando assegurar a dosagem segura e econômica nos processos.
- O controle operacional das análises de pH, cor e turbidez necessitam de monitoramento e avaliação pelos operadores das ETA's. As variações ao longo do processo servirão como indicativos de possíveis florações de cianobactérias, conforme verificado nas análises estatísticas do monitoramento realizado entre 2010 e 2020 pelo Laboratório Central.
- Ações de curto e médio prazo, como a instalação de lonas e de filtro de Carvão Ativado Granulado nas ETA's com histórico de florações, são recomendadas para

inibição de crescimento e remoção das cianobactérias/cianotoxinas, respectivamente.

REFERÊNCIAS

- AZEVEDO, S. M. F. O.; BRANDÃO, C.C.S. **Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano**. FUNASA/MS, Brasília, Brasil, 2003, 56p. BARBOSA, T.S. **Cianobactérias tóxicas e processos de remoção em Água para Consumo Humano**. FUNASA/MS, Brasília, Brasil, 2003, 56p.
- BERNHARDT, H., CLASEN, J. 1994. **Investigations into the flocculation mechanisms of small algal cells**. *Journal of Water Supply Research and Technology – AQUA*; 43(5): 222–232.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, MARIA DO CARMO & MOLICA, R. "**Cianobactéria Invasora**", n. January 2003, 2003.
- DI BERNARDO, L., MINILLO, A., DANTAS, A. D. B. **Florações de Algas e de Cianobactérias: suas influências na Qualidade da Água e nas Tecnologias de Tratamento**. São Carlos, [s.n.], 2010.
- DRIKAS, M. et al. **Using coagulation, flocculation and settling to remove toxic cyanobacteria**. *Journal AWWA*, v. 93, n. 2, p. 100-111, fev. 2001.
- LOBO, E., LEIGHTON, G. **Estructuras comunitarias de la fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la Zona Central de Chile**. *Revista de Biología marina*. [S.l: s.n.], 1986
- NEWCOMBE, G. & NICHOLSON, B. (2004) **Water treatment options for dissolved cyanotoxins**. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, v. 53, n. 4, p. 227-239.
- TANGERINO, E. P., DI BERNARDO, L. "**REMOÇÃO DE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS POR MEIO DA OXIDAÇÃO COM OZÔNIO E PERÓXIDO DE HIDROGÊNIO E FIME REMOVAL OF HUMIC SUBSTANCES BY MEANS OF OXIDATION WITH OZONE AND HYDROGEN PEROXIDE AND FIME RESUMO**", *Engenharia sanitária ambiental*, v. 10, n. 4, p. 290–298, dez. 2005. DOI: 10.1590/S1413-41522005000400005. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522005000400005&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 16 jun. 2018.
- TAKAARA, T., SANO, D., KONNO, H., *et al.* "Cellular proteins of *Microcystis aeruginosa* inhibiting coagulation with polyaluminum chloride", *Water Research*, v. 41, n. 8, p. 1653–1658, abr. 2007. DOI: 10.1016/j.watres.2007.01.035. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135407000735>.
- Vlaški, A. & Breemen, A.N. & Alaerts, Guy. (1996). **The algae problem in the Netherlands from a water treatment perspective**. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*. 45. 184-194.