



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA-UEPB
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA-CCT
DOUTORADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

PATRÍCIA SILVA CRUZ

**DINÂMICA DE CIANOBACTÉRIAS DURANTE PERÍODO DE ESTIAGEM
PROLONGADA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO E SUAS IMPLICAÇÕES
PARA A QUALIDADE DA ÁGUA**

**CAMPINA GRANDE-PB
2019**

PATRÍCIA SILVA CRUZ

**DINÂMICA DE CIANOBACTÉRIAS DURANTE PERÍODO DE ESTIAGEM
PROLONGADA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO E SUAS IMPLICAÇÕES
PARA A QUALIDADE DA ÁGUA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como parte de requisitos necessários para obtenção do Título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Qualidade de Sistemas Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa

Co-orientador (a): Prof. Dr._{a.} Vanessa Becker

CAMPINA GRANDE-PB
2019

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

C957d Cruz, Patrícia Silva.

Dinâmica de cianobactérias durante período de estiagem prolongada no semiárido brasileiro e suas implicações para a qualidade da água [manuscrito] / Patrícia Silva Cruz. - 2019.

109 p. : il. colorido.

Digitado.

Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia , 2019.

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

"Coorientação: Profa. Dra. Vanessa Becker , UFRN - Universidade Federal do Rio Grande do Norte"

1. Cianobactérias. 2. Comunidade fitoplanctônica. 3.

Qualidade da água. 4. Tratamento de água. I. Título

21. ed. CDD 628.162

PATRÍCIA SILVA CRUZ

**DINÂMICA DE CIANOBACTÉRIAS DURANTE PERÍODO DE
ESTIAGEM PROLONGADA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO E SUAS
IMPLICAÇÕES PARA A QUALIDADE DA ÁGUA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito à obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Qualidade de Sistemas Ambientais.

Aprovada em: 18/02/2019.

BANCA EXAMINADORA

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

Profª Drª Vanessa Becker (Coorientadora)
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

Profª Drª Luciane Oliveira Crossetti
Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

Prof. Dr. José Capelo Neto
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profª Drª Beatriz Susana Ovruski de Ceballos
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Profª Drª Joseline Molozzi
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

A minha família, em especial minha grande Mãe pela dedicação, companheirismo e paciência, DEDICO.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por me possibilitar a concretização desse trabalho com saúde e responsabilidade.

A todos meus familiares em especial, meus pais Socorro Cruz e Maurício Cruz, meus irmãos Elton e Monalisa pelos seus ensinamentos, valores e sentimentos transmitidos. Pela paciência e orientação nos momentos difíceis. Aos sobrinhos Caio, Maria Eduarda e Rafael por me transmitirem paz e amor e poder vivenciar tantos momentos alegres. Eu amo vocês.

Ao Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa, pelas suas orientações na realização desse trabalho. Bem como, pela sua presteza e prontidão que foram fundamentais para a realização dessa pesquisa. Agradeço pelo incentivo e principalmente a amizade.

À minha querida e admirável Profª. Drª Vanessa Becker (Co-orientadora), por seus ensinamentos e carinho. Acompanhou-me nessa caminhada sem deixar de fazer-se “presente”, mesmo estando em Natal cheia de outras atividades. Agradeço toda atenção e as palavras de otimismo, principalmente na fase de recuperação da cirurgia e durante as férias para finalização desse trabalho. Serei eternamente grata!

À minha Mãe Científica, Profª. Drª Beatriz Ceballos, por seus ensinamentos e carinho. Você sabe como me sinto sua filha. Agradeço por ter sido acarinhada e protegida em muitos momentos difíceis dessa trajetória.

À Joseline Molozzi, por tantas contribuições desde a defesa do Plano e Qualificação. Por sua amizade e conselhos.

À amiga, Rosa Santana, pela paciência e prontidão nas orientações dos gráficos e com o Programa Origin. Sou grata por sua amizade e conselhos.

Aos amigos, Monalisa Olímpio e André Pessanha pela prontidão nas orientações sobre o programa R e o CANOCO.

Aos amigos Yasmin Lustosa, Leandro Gomes, Raniele Daiana, Dayany Aguiar e Daniely Lucena, por tantos momentos vivenciados. Agradeço imensamente pela parceria nas coletas e produção de trabalhos, sem falar no momentos difíceis, onde a alegria de vocês fez tudo ser mais leve.

Aos técnicos das Três Marias: Climélia e Adriano pelo carinho e amizade.

À todos que integram o Laboratório de Ecologia Aquática (LEAq-anos), pela atenção, respeito e momentos vivenciados.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa.

Aos avaliadores Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, Joseline Molozzi, José Capelo Neto e Luciane Crossetti por aceitarem meu convite e contribuírem com seus conhecimento.

A todos os que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

"O êxito na vida não se mede pelo que você conquistou, mas sim pelas dificuldades que superou ao longo do caminho"

Abraham Lincoln

RESUMO

A distribuição e ocorrência das florações de cianobactérias são reguladas por fatores ambientais e bióticos, de forma que a proliferação de diferentes populações é favorecida pela versatilidade metabólica e pelas adaptações estruturais e enzimáticas que essas populações utilizam com a finalidade de sobreviver em condições adversas e limitantes. As espécies pertencentes a esse grupo diferem amplamente em aspectos morfológicos e funcionais que afetam a produção de toxinas e a interação com outros organismos. Nesse sentido, o estudo objetivou compreender os fatores ambientais que influenciam diretamente no funcionamento ecológico dos reservatórios, bem como, na dinâmica de cianobactérias e na produção de toxinas durante período de estiagem prolongada, além de testar a eficiência da adsorção da argila natural com e sem associação com Cloreto de Poli alumínio e Sulfato de alumínio na remoção de células de cianobactérias e na redução das concentrações de fósforo total e clorofila-a, em águas de reservatório eutrofizado da região semiárida do nordeste brasileiro. Assim, no 1º capítulo foi avaliado o efeito do período de seca sobre a composição, biomassa e dinâmica dos grupos funcionais fitoplanctônicos, a fim de compreender os fatores direcionadores da comunidade durante este evento extremo. Os resultados indicam que com a estiagem prolongada os fatores físicos e químicos de qualidade da água e a estrutura da comunidade fitoplancônica sofrem alterações, refletindo mudanças na biomassa e composição dos grupos funcionais fitoplancônicos. O principal fator direcionador da comunidade fitoplancônica nos ambientes estudados foi a redução do nível da água acumulado, refletindo numa mudança nos recursos para o fitoplâncton – luz e nutrientes com permanência das cianobactérias durante todo o período amostral em todos os sistemas. No 2º capítulo foi identificado os fatores que podem influenciar a proliferação de cianobactérias e a produção de suas toxinas em reservatórios tropicais de abastecimento público, na região semiárida do Brasil. Os resultados indicaram que a alta disponibilidade de nutrientes (P- total) associada a redução dos volumes acumulados nos reservatórios, favoreceram a dominância de cianobactérias tóxicas, assim como estiveram correlacionadas com as concentrações de toxinas registradas nos ambientes. No 3º capítulo foi testada a eficiência da aplicação de cloreto de poli alumínio e sulfato de alumínio, com e sem associação com argila natural, na remoção das concentrações de fósforo total e clorofila-a e células de cianobactérias. A aplicação combinada de sulfato de alumínio e Cloreto de Poli alumínio com argila natural (bentonita) funcionou como uma técnica eficiente na remoção de concentrações de fósforo total e clorofila a, além de reduzir a densidade de cianobactérias. A redução no número de células de cianobactérias com aplicação de bentonita e coagulantes associada foi promissora. Os resultados deste estudo permitiu ampliar a percepção do efeito da estiagem prolongada sobre a dinâmica de cianobactérias e produção de toxinas, além de propor alternativa para remoção de células de cianobactérias em águas utilizadas para abastecimento público. O elevado tempo de retenção de água relacionado à redução do volume armazenado, favoreceu o crescimento de cianobactérias. As condições ambientais mais turbinas e eutróficas tornaram-se ideais para o surgimento de cianobactérias potencialmente tóxicas. Assim, fenômenos de seca extrema, por meio da redução do volume, afetam de forma negativa a qualidade da água de reservatórios de regiões semiáridas.

Palavras-Chave: Fatores Climáticos. Grupos Funcionais. Remoção de Cianobactérias.

ABSTRACT

The distribution and occurrence of cyanobacteria blooms are regulated by environmental and biotic factors, so that the proliferation of different populations is favored by the metabolic versatility and by the structural and enzymatic adaptations that these populations use in order to survive in adverse and limiting conditions. The species belonging to this group differ widely in morphological and functional aspects that affect the production of toxins and the interaction with other organisms. In this sense, the objective of this study was to understand the environmental factors that directly influence the ecological functioning of the reservoirs, as well as the dynamics of cyanobacteria and toxin production during prolonged drought, and to test the adsorption efficiency of natural clay with and without association with poly aluminum chloride and aluminum sulphate in the removal of cyanobacteria cells and the reduction of total phosphorus and chlorophyll a concentrations in eutrophic reservoir waters of the Brazilian Northeast semi-arid region. Thus, in the first chapter, the effect of the dry period on the composition, biomass and dynamics of phytoplankton functional groups was evaluated in order to understand the driving factors of the community during this extreme event. The results indicate that with prolonged drought the factors physical and chemical characteristics of water and the structure of the phytoplankton community undergo changes, reflecting changes in biomass and composition of phytoplankton functional groups. The main guiding factor of the phytoplankton community in the studied environments was the reduction of the accumulated water level, reflecting a change in the resources for phytoplankton - light and nutrients with permanence of the cyanobacteria throughout the sampling period in all systems. In the second chapter, the factors that could influence the proliferation of cyanobacteria and the production of their toxins in tropical reservoirs in the semi-arid region of Brazil were identified. The results indicated that the high availability of nutrients (total P) associated with the reduction of the accumulated volumes in the reservoirs favored the dominance of toxic cyanobacteria, as well as they were correlated with the concentrations of toxins registered in the environments. In the 3rd chapter the efficiency of the application of poly aluminum chloride and aluminum sulfate, with and without association with natural clay, in the removal of concentrations of total phosphorus and chlorophyll a and cyanobacteria cells was tested. The combined application of aluminum sulphate and Poly Aluminum Chloride with natural clay (bentonite) functioned as an efficient technique in the removal of concentrations of total phosphorus and chlorophyll a, in addition to reducing the density of cyanobacteria. The reduction in the number of cyanobacteria cells with application of bentonite and associated coagulants was promising. The results of this study allowed to increase the perception of the effect of prolonged drought on the dynamics of cyanobacteria and toxin production, besides proposing an alternative for the removal of cyanobacteria cells in waters used for public supply. The high retention time of water related to the reduction of the stored volume, favored the growth of cyanobacteria. More turbid and eutrophic environmental conditions have become ideal for the emergence of potentially toxic cyanobacteria. Thus, extreme drought phenomena, through volume reduction, negatively affect the water quality of reservoirs in semi-arid regions.

Keywords: Climate Factors. Functional Groups. Removal of Cyanobacteria.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO 1

Figura 1: Mapa de localização dos reservatórios e suas respectivas bacias hidrográficas.....	40
Figura 2: Volume acumulado e precipitação registrada durante o período de estudo. A: São Gonçalo, B: Coremas e C: Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; D: Poções, E: Epitácio Pessoa (Boqueirão) e F: Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e G: Tauá, H: Araçagí e I: Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.....	43
Figura 3: Temperatura registrada nos reservatórios durante o período de estudo.....	44
Figura 4: A: Transparência Disco de Secchi (m), B: pH, C: Turbidez (NTU) e D: Total de sidos dissolvidos (g) nos reservatórios em estudo.....	44
Figura 5: Concentrações de PT durante o período de estudo. A: São Gonçalo, B: Coremas e C: Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; D: Poções, E: Epitácio Pessoa (Boqueirão) e F: Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e G: Tauá, H: Araçagí e I: Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.....	45
Figura 6: Concentrações de clorofila-a durante o período de estudo. A: São Gonçalo, B: Coremas e C: Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; D: Poções, E: Epitácio Pessoa (Boqueirão) e F: Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e G: Tauá, H: Araçagí e I: Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.....	46
Figura 7: Análise de distance-based linear models DistLM e Distance-based redundancy analysis, dbRDA mostrando os agrupamentos das bacias relacionadas com as variáveis limnológicas e o volume acumulado nos reservatórios.....	47
Figura 8: Biomassa dos grupos funcionais nos reservatórios em estudo. A: São Gonçalo, B: Coremas e C: Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; D: Poções, E: Epitácio Pessoa (Boqueirão) e F: Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e G: Tauá, H: Araçagí e I: Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.....	52
Figura 9: Diagrama de ordenação da ACC das unidades amostrais em função dos grupos funcionais (mg.L-1) nos ambientes e principais variáveis abióticas durante o período de estudo. BO = Boqueirão, AC = Acauã, PO = Poções, PA = Bacia do Piranhas-Açu e MAM = Bacia do Mamanguape.....	54

CAPÍTULO 2

- Figura 1:** Mapa de Localização dos reservatórios em estudo..... 68
- Figura 2:** Volume acumulado e precipitação registrada durante o período de estudo. **A:** São Gonçalo, **B:** Coremas e **C:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **D:** Poções, **E:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **F:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **G:**Tauá, **H:** Araçagí e **I:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape..... 71
- Figura 3:** Concentração de PT durante o período de estudo. **A:** São Gonçalo, **B:** Coremas e **C:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **D:** Poções, **E:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **F:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **G:**Tauá, **H:** Araçagí e **I:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape..... 74
- Figura 4:** Concentração de Clorofila – *a* durante o período de estudo. **A:** São Gonçalo, **B:** Coremas e **C:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **D:** Poções, **E:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **F:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **G:**Tauá, **H:** Araçagí e **I:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape 75
- Figura 5:** Biomassa (mg.L^{-1}) das espécies potencialmente produtoras e toxinas durante período de estudo. **A:** São Gonçalo, **B:** Coremas e **C:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **D:** Poções, **E:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **F:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **G:**Tauá, **H:** Araçagí e **I:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape..... 77
- Figura 6:** Concentração de Toxinas (MYC, SAX e CYL) ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos reservatórios durante período de estudo. **A:** São Gonçalo, **B:** Coremas e **C:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **D:** Poções, **E:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **F:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **G:**Tauá, **H:** Araçagí e **I:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape..... 79
- Figura 7:** Análise de distance-based linear models DistLM e Distance-based redundancy analysis, dbRDA mostrando os agrupamentos das bacias

relacionadas com as variáveis limnológicas e a biomassa das espécies com potencial toxigênico.....	80
--	----

Figura 8: Análise de distance-based linear models DistLM e Distance-based redundancy analysis, dbRDA mostrando os agrupamentos das bacias relacionadas com as variáveis limnológicas e as concentrações de toxinas.....	81
--	----

CAPÍTULO 3

Figura 1: Eficiência de remoção (%) das concentrações de Fósforo Total (A e B) e Clorofila-a (C e D) e Comportamento do pH nos ensaios com provetas, para seleção das dosagens dos coagulantes.....	99
--	----

Figura 2: Eficiência de remoção (%) das concentrações de Fósforo Total (A e B) e Clorofila-a (C e D) e Comportamento do pH nos ensaios com provetas, para seleção das dosagens da argila associadas ao PAC (10 mg Al.L^{-1}) e ao Sulfato (8mg Al.L^{-1}).....	100
---	-----

Figura 3: Valores de fósforo total, clorofila-a e pH nos ensaios em Jar Test nas dosagens de Bentonita natural (BEN), Sulfato de alumínio (SUL) e Policloreto de Alumínio (PAC) testadas. Barra de erro é o erro padrão. Colunas com letras distintas diferem significativamente ($p \leq 0,05$).....	102
--	-----

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Espécies descritoras do fitoplâncton, Riqueza, Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Grupos Funcionais e Biomassa Relativa (%) registrados nos reservatórios durante o período de estudo.	48
---	----

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Valores médios das variáveis ambientais registrados nos reservatórios durante o período de estudo.....	73
---	----

Tabela 2. Espécies de cianobactérias registradas e Biomassa relativa (%) das espécies durante o período de estudo. SG: São Gonçalo, CO: Coremas e CH: Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; PO: Poções, BO: Epitácio Pessoa (Boqueirão) e AC: Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e TA: Tauá, AR: Araçagi e LM: Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.....	76
--	----

CAPÍTULO 3

Tabela 1. Características da Argila (Bentonita Natural) utilizada no experimento.....	96
--	----

Tabela 2. Parâmetros hidráulicos utilizados nos ensaios em Jar Test. MS= Mistura rápida; FLOC= floculação; SED= sedimentação; ROT rotação; T= tempo e GRAD= gradiente.....	96
---	----

Tabela 3. Potencial toxigênico, densidade no controle e eficiência de remoção das cianobactérias no tratamentos testados em Jar Test.....	103
--	-----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	REVISÃO DE LITERATURA	19
2.1	Reservatórios: Importância e Consequências da Eutrofização	19
2.2	Grupos Funcionais.....	20
2.3	Cianobactérias e Cianotoxinas: implicações para Saúde Pública e Tratamento da Água	22
2.4	Coagulantes à Base de Alumínio e Argila Natural: alternativa para remoção de fósforo e cianobactérias.....	25
3	REFERÊNCIAS.....	28

CAPÍTULO 1: Efeito do Regime Hidrológico na Dinâmica de Grupos Funcionais do Fitoplâncton em Reservatórios Tropicais do Semiárido

	RESUMO	36
	ABSTRACT.....	37
1	INTRODUÇÃO	38
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	39
2.1	Área de Estudo.....	39
2.2	Amostragem e Análises.....	40
2.3	Comunidade Fitoplanctônica.....	41
2.4	Análise de Dados.....	41
3	RESULTADOS.....	42
3.1	Cenário Meteorológico, Hidrológico e Limnológico.....	42
3.2	Comunidade Fitoplanctônica.....	47
4	DISCUSSÃO.....	55
5	REFERÊNCIAS.....	58

CAPÍTULO 2: Efeitos da Estiagem Prolongada sobre a Dominância de Cianobactérias e Produção de Cianotoxinas em Reservatórios Eutrofizados do Semiárido Brasileiro

	RESUMO.....	64
	ABSTRACT.....	65
1	INTRODUÇÃO.....	66
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	67
2.1	Área de Estudo.....	67
2.2	Amostragem e Análises.....	68

2.3	Comunidade Fitoplancônica.....	69
2.4	Análise de Toxinas.....	69
2.5	Análise de Dados.....	70
3	RESULTADOS.....	70
4	DISCUSSÃO.....	81
5	REFERÊNCIAS.....	84

CAPÍTULO 3: Aplicação de Compostos à base de Alumínio e Argila Natural no Tratamento de Águas Eutrofizadas do Semiárido Brasileiro

RESUMO.....	91
ABSTRACT.....	92
1 INTRODUÇÃO.....	93
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	95
2.1 Área de Estudo.....	95
2.2 Coagulantes e Argilas.....	95
2.3 Ensaios em Jar Test.....	96
2.4 Coleta e Análise de Dados.....	97
2.5 Tratamento Estatístico.....	97
3 RESULTADOS.....	97
4 DISCUSSÃO.....	103
5 REFERÊNCIAS.....	106

CAPÍTULOS DA TESE



1 INTRODUÇÃO

Os fatores climáticos e hidrológicos desempenham papéis importantes na entrada, saída, nível de água e tempo de retenção dos reservatórios, afetando diretamente as características limnológicas (NASELLI-FLORES; BARONE, 2000; SOARES et al., 2012). Neste sentido, flutuações sazonais no nível d'água dos reservatórios estão associadas a mudanças nas características físicas, químicas e biológicas desses sistemas, podendo resultar em uma diminuição na qualidade da água em ecossistemas aquáticos durante períodos caracterizados por baixa precipitação e redução dos volumes armazenados (ARFI, 2003). Essas condições, aliadas à alta irradiação, às elevadas temperaturas e ao estado trófico, favorecem o intenso crescimento de cianobactérias durante todo o ano em mananciais para abastecimento humano (ROMO et al., 2012).

A distribuição e ocorrência das florações de cianobactérias são reguladas por fatores ambientais e bióticos, de forma que a proliferação de diferentes populações é favorecida pela versatilidade metabólica e pelas adaptações estruturais e enzimáticas que essas populações utilizam com a finalidade de sobreviver em condições adversas e limitantes (FERNADES et al., 2009).

As espécies pertencentes a esse grupo diferem amplamente em aspectos morfológicos e funcionais que afetam a produção de toxinas e a interação com outros organismos (SOARES et al., 2013). O desenvolvimento de adaptações morfológicas como vesículas gasosas, que possibilitam a migração na coluna d'água, a capacidade de fixação de nitrogênio e de estocar fósforo, possibilitam às cianobactérias sua dominância na comunidade fitoplânctonica sob condições físicas estáveis, desenvolvendo densas florações em ambientes ricos em nutrientes (DELAZARI-BARROSO, 2007). Esse processo é visto como um mecanismo adaptativo direcionado à utilização ótima dos recursos ambientais, ao mesmo tempo em que reduz a luminosidade para outras populações algais potencialmente competidoras (REYNOLDS, 1997).

Para compreensão da ecologia do fitoplâncton faz-se necessário, entender os mecanismos que controlam a estrutura, forma e funcionamento dessas comunidades, a exemplo dos fatores que promovem a seleção de a seleção de habitat e a substituição de espécies. Estimadores agregados das comunidades fitoplâncticas, a exemplo da biomassa total, funcionam para prever as respostas da comunidade em geral, em diferentes condições ambientais (LINS, 2011).

A abordagem funcional agrupa as espécies considerando traços morfológicos, fisiológicos e ecológicos similares, que lhes permitem tolerar condições ambientais também similares. Determinados filtros ambientais podem selecionar grupos de espécies que compartilham características adaptativas semelhantes (REYNOLDS, 1998). Essa abordagem nos permite classificar as espécies em grupos relacionados com as funções do ecossistemas (BRASIL; HUSZAR, 2011).

Diante das previsões que apontam o agravamento dos períodos secos, os reservatórios da região semiárida do nordeste tornam-se ambientes mais vulneráveis à eutrofização. Uma revisão recente indica que a redução do nível de água muitas vezes resulta em concentrações mais elevadas de nutrientes, maior biomassa de fitoplâncton e transparência da água inferior em lagos e reservatórios rasos e profundos (JEPPESEN et al., 2015). Além disso, a redução do nível da água devido à seca aumenta o tempo de residência da água nos lagos, e alguns estudos têm demonstrado que tempos de residência maior da água durante anos secos aumenta a dominância e a biomassa de cianobactérias (ELLIOTT, 2012; ROMO et al, 2012).

A elevada frequência de florações de cianobactérias potencialmente toxigênicas levaram a inclusão das cianobactérias e cianotoxinas como parâmetros de monitoramento pelo Ministério da Saúde (Portaria 1469/2000, Portaria 518/2004 e Portaria 2914/2011), da quantificação das concentrações de células e de cianotoxinas como parâmetros de controle de qualidade da água bruta destinada ao consumo humano.

Atualmente a Portaria de Consolidação 05/2017 do Ministério da Saúde exige a análise de microcistinas (MC-LR) e saxitoxinas (STX) na água para consumo humano e estabelece como valor máximo permitido $1,0 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ para MC-LR e $3,0 \text{ }\mu\text{g}$ equivalente STX/L, respectivamente. A análise de cilindrospermopsina na água potável só é recomendada, quando for detectada a presença de gêneros potencialmente produtores no ponto de captação do manancial superficial, observando o valor máximo aceitável de $1,0 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$.

A presença de cianobactérias na água bruta pode causar problemas operacionais nas estações de tratamento, como interferências nos processos de coagulação, de flocação, colmatação de filtros, promovendo alterações importantes nas características organolépticas como cor, sabor e odor da água, fato decorrente da produção das substâncias como a geosmina e o 2-metil-isobomeol (DZIAŁOWSKI et al., 2009; PAERL et al., 2011).

Frente aos problemas ocasionados pela presença de cianobactérias e cianotoxinas em águas de abastecimento, a busca por tecnologias ou estratégias de remoção destas é crescente. A aplicação de materiais com capacidade de adsorver poluentes do meio aquático vem sendo testada, a exemplo das argilas naturais, como uma tecnologia alternativa, por sua

disponibilidade em várias regiões do Brasil (FERNANDES; PENHA, 2013), além da sua eficiência na adsorção e precipitação do fósforo, bloqueando sua liberação após a sedimentação (JACOBS; FORSTNER, 1999).

A capacidade de adsorção das argilas apresenta várias vantagens quando relacionadas a outros métodos, além da eficiência na remoção por sedimentação de florações de cianobactérias com potencial tóxico (PAN et al., 2006a, 2006b; VESPAGEN; VISSER; HUISMAN, 2006), elas são de baixo custo e de fácil manipulação e insensibilidade às substâncias tóxicas (ALVES, 2013).

A remoção de células intactas de cianobactérias é importante e precisa ser sempre considerada tendo em vista que acarreta a redução significativa das concentrações de substâncias que podem conferir sabor e odor e de substâncias tóxicas na água. Frente aos problemas ocasionados pela presença de cianobactérias e cianotoxinas em águas de abastecimento, a busca por tecnologias ou estratégias de remoção destas é crescente. Nessa perspectiva, a presente pesquisa busca compreender os fatores ambientais que influenciam diretamente no funcionamento dos reservatórios, bem como, na dinâmica de cianobactérias e na produção de toxinas durante período de estiagem prolongada, além de testar a eficiência da adsorção da argila natural com e sem associação com Cloreto de Poli alumínio e Sulfato de alumínio na remoção de células de cianobactérias e na redução das concentrações de fósforo total e clorofila-a, em águas de reservatório eutrofizado da região semiárida do nordeste brasileiro.

Para melhor direcionamento, a tese foi organizada em três capítulos:

Capítulo 1. “Efeito do Regime Hidrológico na Dinâmica de Grupos Funcionais do Fitoplâncton em Reservatórios Tropicais do Semiárido”

Capítulo 2. “Efeitos da Estiagem Prolongada sobre a Dominância de Cianobactérias e Produção de Cianotoxinas em Reservatórios Eutrofizados do Semiárido Brasileiro”

Capítulo 3. "Aplicação de Compostos à base de Alumínio e Argila Natural no Tratamento de Águas Eutrofizadas do Semiárido Brasileiro"

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Reservatórios: importância e consequências da eutrofização

A maior rede de açudes do mundo está no Brasil, sendo que a grande maioria encontra-se na região nordeste do país, com quase 70.000 reservatórios e com um volume armazenado de cerca de 37 bilhões de m³ de água (VIANA, 2012). Esses ambientes são formados principalmente pelo represamento de rios, para atender os seguintes objetivos: abastecimento de águas, regularização de cursos, obtenção de energia elétrica, irrigação, navegação, recreação, entre outros e recebem diferentes denominações, tais como: represas, reservatórios, açudes, etc., que nada mais são que sinônimos, uma vez que esses ecossistemas têm a mesma origem e finalidade (ESTEVES, 2011).

Os usos múltiplos do reservatório e de bacias hidrográficas baseados em atividades humanas trazem mudanças nas entradas de nutrientes que são provavelmente a principal razão para as modificações no estado trófico do reservatório, nas assembleias de fitoplâncton e nas condições físicas e químicas (MOLISANI et al., 2010).

Devido à escassez de água, os reservatórios no semiárido apresentam vazões reduzidas e consequentemente um elevado tempo de retenção da água, além de um balanço hídrico negativo durante a maior parte do ano devido às altas taxas de evaporação e evapotranspiração, contribuindo assim, para o acúmulo e concentração de sais e nutrientes, tornando esses ambientes mais vulneráveis à eutrofização (BARBOSA; FRANÇA, 2011).

Embora a construção de reservatórios seja uma solução para os problemas associados à necessidade de água, o despejo crescente de esgoto doméstico e industrial dos centros urbanos, têm infligido problemas ambientais como a eutrofização cultural (DANTAS et al., 2008). Eutrofização cultural, resultante da carga excessiva de nutrientes das atividades humanas, é um problema mundial, tanto para o estado ecológico e qualidade da água potável, com sintomas indesejáveis, muitas vezes incluindo o aumento da biomassa fitoplanctônica, a dominância de cianobactérias com potencial toxigênico, depleção de oxigênio, diminuição da transparência da água e os problemas de tratamento de água potável (SMITH; SCHINDLER, 2009).

Um dos problemas mais difundidos decorrente da eutrofização artificial é a proliferação de algas e macrófitas aquáticas. Como o meio é incapaz de decompor, dissipar ou assimilar a carga de esgotos excessiva, ele entra em desequilíbrio, com oscilações bruscas entre crescimento e mortandade de algas e macrófitas (MORAES, 2009), onde o desenvolvimento exacerbado dos produtores primários só ocorre porque existe, por um lado, grande quantidade

de nutrientes disponíveis na água, e por outro lado, porque as populações de consumidores não são suficientemente numerosas para conseguirem, por herbivoria, eliminar o excesso de algas.

Estudos realizados por Dellamano-Oliveira et al., (2008) e Soares et al., (2009) demonstram que nas últimas décadas alguns destes sistemas têm sofrido com uma eutrofização intensa, resultando no aumento da ocorrência de florações de cianobactéria, que é um problema crescente em todo o mundo como consequência dos processos de eutrofização artificial, que favorece a rápida proliferação de cianobactérias no ambiente aquático, conhecida como “floração” ou “bloom” (CARNEIRO; LEITE, 2008). Este crescimento excessivo de cianobactérias planctônicas está entre as principais ameaças que põem em perigo o uso da água em lagos rasos (BONILA et al., 2012).

Cenários futuros de mudanças climáticas projetam o aumento de temperaturas, maior estratificação vertical dos ecossistemas aquáticos, e alterações nos padrões climáticos sazonais e interanuais (incluindo secas, tempestades, inundações). Essas alterações contribuem para a formação de florações de cianobactérias nocivas em águas eutrofizadas (PAERL; HUISMAN, 2009).

Estudos recentes na região semiárida do Nordeste brasileiro, evidenciam que a redução do nível de água causada por seca pode aumentar ou diminuir a biomassa de fitoplâncton e dominância de cianobactérias em lagos rasos tropicais dependendo da profundidade do lago e da concentração de sedimentos inorgânicos em suspensão (COSTA; ATTAYDE; BECKER, 2015).

2.2 Grupos Funcionais Fitoplanctônicos

A dinâmica das comunidades fitoplanctônicas em reservatórios rasos tem sido objeto de pesquisa de grande interesse por parte dos ecólogos (SCHEFFER, 2001; PADISÁK; REYNOLDS, 2003). Os reservatórios tropicais são mais sensíveis à eutrofização, devido à maior irradiação solar nos trópicos, provocando temperaturas médias mais elevadas na coluna d’água, com amplitude térmica relativamente pequena entre a camada superior e o fundo (LEWIS, 2000).

As mudanças temporais na composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica são influenciadas pelas condições ambientais e as mudanças das condições no tempo e no espaço, onde os padrões de riqueza, diversidade, densidade e biomassa estão diretamente relacionados com esta variação (REYNOLDS, 2006). Eventos extremos como chuvas torrenciais e secas severas, que são características do regime hidrológico da região semiárida, influenciam a

variação do volume dos reservatórios, alterando a composição do fitoplâncton (MEDEIROS et al., 2015).

Os mecanismos de seleção das espécies do fitoplâncton em reservatórios tropicais são variáveis e dependem não só das condições das ambientais como também da habilidade das espécies sobreviver sob tais condições. As diferentes condições ambientais (temperatura, regime de luz e mistura) somadas as condições químicas (nutrientes) possibilitaram ao fitoplâncton instituir estratégias de vida relacionadas diretamente com a eficiência de alocação de recursos (REYNOLDS, 2006).

Para compreensão da ecologia do fitoplâncton faz-se necessário investigar os fatores que promovem a seleção de habitat e a substituição de espécies. Para compreender melhor como o sistema é organizado e para distinguir as diferenças na estrutura das comunidades, os ecólogos vêm trabalhando com os papéis funcionais e com as adaptações estruturais das espécies.

Os grupos funcionais são definidos principalmente a partir das estratégias adaptativas das espécies, levando-se em consideração as respostas destes organismos aos fatores “estresse” e “distúrbio”. Estes são considerados os principais processos de estruturação do habitat e explicam a distribuição e a dinâmica dos organismos nos ecossistemas (BURLIGA, 2010), onde a comunidade fitoplanctônica pode ser agrupadas de acordo com suas afinidades ecológicas.

Várias abordagens têm sido aplicadas para explicar e prever a resposta do fitoplâncton às condições ambientais. A abordagem funcional agrupa as espécies considerando traços morfológicos, fisiológicos e ecológicos similares, que lhes permitem tolerar condições ambientais também similares. Essas condições atuam como filtros ambientais de forma a selecionar grupos de espécies que compartilham características adaptativas semelhantes (REYNOLDS, 1998). Essa abordagem nos permite classificar as espécies em grupos relacionados com as funções do ecossistemas (BRASIL; HUSZAR, 2011).

Reynolds et al. (2002) formularam uma classificação funcional para o fitoplâncton de água doce, utilizando agrupamentos por traços morfológicos, fisiológicos e ecológicos. Tais agrupamentos, muitas vezes de origem polifilética, são baseados em atributos e afinidades fisiológicas, morfológicas e ecológicas das espécies que potencialmente podem dominar ou co-dominar um ambiente (REYNOLDS et al., 2002). Atualmente o sistema de classificação consiste em 40 grupos funcionais, identificados por caracteres alfa-numéricos, de acordo com suas sensibilidades e tolerâncias ambientais. Segundo Padisák et al. (2009), os grupos A, B, C, D, MP, N, P e T são formados por diatomáceas; os grupos F, G, J, K, MP, N, P, T, X e W são compostos por espécies de clorofítas; H, K, L, M, MP, R, S, T, W e Z agrupam espécies de cianobactérias e os grupos E, L, Q, U, V, W, X e Y são formados por espécies de fitoflagelados.

Os códons não são exclusivos de determinados grupos de algas e cianobactérias, e táxons filogeneticamente não relacionados podem pertencer a um mesmo códon. Além do mais, os códons podem ser subdivididos em: H1 e H2; Lo e Lm; N e Na; S1, S2 e Sn; T, Tb, Tc e Td; W1, W2, Wo e Ws; e X1, X2, X3 e Xph. Este sistema aplicado nos sistemas aquáticos tem fornecido informações de extrema importância para a compreensão da dinâmica de seleção de espécies nas comunidades pelágicas. Desde então, vários estudos apresentam detalhes sobre a ecologia do fitoplâncton utilizando as associações algais como ferramenta útil na caracterização das condições ambientais tanto em ambientes tropicais como subtropicais (HUSZAR et al., 2000; HUSZAR; KRUUK; CARACO, 2003; NASELLI-FLORES et al., 2003; BURFORD; O'DONOHUE, 2006; BECKER et al., 2008).

2.3 Cianobactérias e Cianotoxinas: implicações para saúde pública e tratamento da água

O conhecimento de que as toxinas de cianobactérias causam problemas à saúde humana são citadas na literatura (CARMICHAEL, 1981; FALCONER, 1996; PIZZOLÓN, 1996). A exposição às cianotoxinas pode ocorrer por via oral, diretamente pela ingestão de água. Outra forma de exposição pode ocorrer indiretamente através do consumo de alimentos como peixes, crustáceos, moluscos e plantas (GALVÃO et al., 2009; PAPADIMITRIOU et al., 2012; CHEN; XIE, 2005; DITTMANN; WIEGAND, 2006), em que as cianotoxinas podem estar bioacumuladas (GUTIÉRREZ-PRAENA et al., 2013). Além disso, a contaminação também pode ocorrer por meio de atividades recreativas, exposição dérmica e inalação (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006).

Dados da literatura reportam registros de alterações gastrointestinais do início do século XX (TISDALE, 1933) quando florescimentos de *Microcystis* nos rios Ohio e Potomac, nos EUA, afetaram entre 5000 a 8000 pessoas que consumiram água potável procedente daquelas águas, onde o tratamento mediante precipitação, filtração e cloração não foi suficiente para remover as toxinas (TISDALE, 1931). Outros episódios de intoxicações por cianobactérias já foram descritos em países como Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (FALCONER et al., 1994).

No Brasil, tem sido confirmada a ocorrência de cepas tóxicas de cianobactérias em reservatórios de abastecimento público. Em 1988, uma epidemia de gastroenterite no recém-inaugurado reservatório de Itaparica (Bahia) resultou na morte de 88 pessoas, entre 200 intoxicadas pelo consumo de água. Dados clínicos dos pacientes e análises da água apontaram

forte evidência de correlação entre a ocorrência de florações de cianobactérias (TEIXEIRA et al., 1993). Outro episódio relevante ocorreu em 1996, com um surto de insuficiência hepática ocorrido em pacientes renais crônicos submetidos à hemodiálise numa clínica na cidade de Caruaru-PE. Esse foi o caso mais marcante no país, dos 131 pacientes envolvidos neste incidente, 76 faleceram. As análises de cianotoxinas comprovaram a presença de microcistinas e cilindrospermopsina, nos filtros de carvão ativado da clínica, no soro sanguíneo e no tecido hepático dos pacientes (CARMICHAEL et al., 2001).

As manifestações clínicas decorrentes da contaminação por cianotoxinas, são caracterizadas como agudas ou crônicas a depender do tempo de exposição às substâncias e da quantidade ingerida. De um modo geral os relatos clínicos dos danos à saúde pública envolvem o consumo oral de toxinas, em consequência de acidentes, desconhecimento ou deficiência na operação dos sistemas de tratamento de água (AZEVEDO ; JARDIM, 2006), sendo cada uma responsável por um rol de sintomas característicos: ingestão acidental, por via oral ou intravenosa (durante os tratamentos por hemodiálise) (MATSUZAKI; MUCCI; ROCHA, 2004), de águas com doses elevadas de cianotoxinas podem provocar intoxicações agudas caracterizadas por aparecimento de gastroenterite com diarreias, vômitos, náuseas, cólicas abdominais e febre ou um quadro de hepatite com anorexia, astenia e também vômitos, podendo evoluir para óbito.

Estudos de Portes (2004) evidenciam que as hortaliças podem também servir de via de contaminação quando irrigadas com águas contaminadas, não sendo comuns referências sobre este modo de contaminação. Outra forma é por inalação de cianobactérias e seus esporos, o que pode acontecer accidentalmente ou durante a prática de desportos aquáticos o que pode gerar sintomas como rinite, conjuntivite, dispneia, bronquite aguda, asma, dermatite ou queimaduras na pele (REIS, 2006).

Os riscos por contato com águas de recreação são maiores para os nadadores do que para banhistas comuns (CHORUS; BARTRAM, 1999; FALCONER et al., 1999). Nestes casos as infestações são traduzidas em irritações dérmicas e ou sintomas gastrointestinais como náuseas e vômitos, quando os casos mais graves requerem internamentos e assistência especializada (LEÓN, 2007).

Outra possibilidade é a de bioacumulação e transferência de cianotoxinas por meio da ingestão de peixes, onde as toxinas podem acumular no músculo ou vísceras (MAGALHÃES et al., 2001, SOARES; MAGALHÃES; AZEVEDO, 2004, ROMO et al., 2012) e em moluscos que tenham se alimentado continuamente de cianobactérias acumulando as toxinas em seus tecidos o que pode ocasionar sérios riscos à saúde humana (MATSUZAKI; MUCCI; ROCHA,

2004). Os moluscos, por serem filtradores, acumulam nos seus tecidos doses não letais de toxinas que são repassadas ao longo das cadeias alimentares cujo elo final poderá ser o homem (LEE, 1999; LEÓN, 2007).

Segundo Carmichael (1992), Nishiwaki-Matsushima et al., (1992), Yu (1989), Fujiki; Saganuma (1993), há evidências de que populações abastecidas por reservatórios que apresentam extensas florações de cianobactérias e que estejam expostas a baixos níveis de toxinas por longos períodos, demonstram desenvolvimento de carcinoma hepático em um número significativo de pessoas.

Estas florações causam diversos transtornos, comprometendo o aspecto estético do manancial (LEÓN, 2007) já que a água por vezes adquire aparência de “sopa”, além dos transtornos às estações de tratamento. Frente à elevada frequência das florações de cianobactérias potencialmente toxigênicas e a inclusão pelo Ministério da Saúde (Portaria de Consolidação nº 05/2017), da quantificação das concentrações de células e de cianotoxinas como parâmetros de controle de qualidade da água bruta destinada ao consumo humano desencadearam uma série de problemas e preocupações às concessionárias de abastecimento (GUERRA et al., 2015).

As Estações de Tratamento de Água (ETAs) que captam água em mananciais de superfície com probabilidade de ocorrência destes organismos, podem estar expondo as populações por elas abastecidas a sérios riscos de saúde, pois a eficiência de sua remoção depende das condições de captação e das técnicas do tratamento.

No Brasil, a grande maioria das estações de tratamento possui as etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção conhecidas como ciclo completo ou convencional. Segundo Svrcek; Smith (2004), esse tratamento não é eficiente para remover cianotoxinas, podendo resultar em um agravamento do risco à saúde em função da ação do coagulante químico sobre a célula, que pode provocar lise celular, e, portanto, a liberação de toxinas. Aliado a isso, fatores relacionados a problemas operacionais, como escolha inadequada de tecnologia, falta de mão-de-obra especializada e de recursos financeiros, entre outros, que acarretam sérios prejuízos à qualidade da água produzida, tornando indispensável o desenvolvimento e domínio de tecnologias alternativas de tratamento, ou de suas combinações, adequadas às condições técnicas, sociais, políticas e econômicas locais (FERREIRA, 2009).

A presença de cianobactérias na água bruta pode causar problemas operacionais nas estações de tratamento, como interferências nos processos de coagulação, de floculação, colmatação de filtros, promovendo alterações importantes às características organolépticas

como cor, sabor e odor da água, fato decorrente da produção das substâncias como a geosmina e o 2-metil-isobomeol (DZIAŁOWSKI et al., 2009; PAERL et al., 2011).

De acordo com Ferreira (2010) a remoção de cianobactérias é semelhante aos mesmos princípios da remoção de partículas inorgânicas coloidais e em suspensão, ou seja, as cianobactérias podem ser desestabilizadas e floculadas através dos mesmos mecanismos que atuam sobre as partículas inorgânicas. Estudos de Drikas et al., (2001) abordam que o lodo acumulado nos decantadores pode aumentar a concentração de toxinas na água clarificada, devido à lise das células de cianobactérias. Assim, a água potável passa a ser uma das principais fontes de exposição do homem às cianotoxinas, ao longo do tempo (HOEGER et al., 2004, 2005), BARTRAM et al., (1999); FUNARI; TESTAI, 2008).

A remoção de células intactas de cianobactérias é importante e precisa ser sempre considerada tendo em vista que acarreta a redução significativa das concentrações de percursos de sabor e odor e de substâncias tóxicas na água. Em situações em que a toxina é eliminada por algum processo de lise celular, envelhecimento (senescência) ou ação de fatores ambientais, o tratamento convencional não tem se mostrado eficiente, visto que a toxina se encontrará dissolvida na água (DRIKAS et al., 2009).

Os processos e as sequências de tratamento de água de abastecimento público devem ser analisados em função da sua capacidade de remover células viáveis das cianobactérias – sem promover a lise celular – e da capacidade de remover a fração dissolvida das cianotoxinas. Muitas estratégias para remoção de cianobactérias e cianotoxinas da água vêm sendo investigadas por vários pesquisadores, pois os diferentes tipos de cianotoxinas exibem comportamentos variados nos processos de tratamento de água (BRANDÃO, 2005).

2.4 Coagulantes à Base de Alumínio e Argila Natural: alternativa para remoção de fósforo e cianobactérias

A elevada frequência de florações de cianobactérias potencialmente toxigênicas e a inclusão, pelo Ministério da Saúde (Portaria de Consolidação nº5/2017), da quantificação das concentrações de células e de cianotoxinas como parâmetros de controle de qualidade da água bruta destinada ao consumo humano desencadearam uma série de preocupações às concessionárias de abastecimento, quem em alguns casos, optaram por mudanças no tipo de tratamento utilizado.

De acordo com Teixeira et al. (2010), o tratamento de água convencional por coagulação, sedimentação, filtração e cloração, não é uma barreira segura para cianobactérias

e toxinas associadas, principalmente, quando a água bruta é captada em mananciais com altos níveis de eutrofização e dominância de cianobactérias, restringindo o uso da água nesses ambientes (BONILA et al., 2012).

Frente aos problemas ocasionados pela presença de cianobactérias e cianotoxinas em águas de abastecimento, a busca por tecnologias ou estratégias de remoção destas é crescente. A aplicação de materiais com capacidade de adsorver poluentes do meio aquático vem sendo testada, a exemplo das argilas naturais, como uma tecnologia alternativa, por sua eficiência na adsorção e precipitação do fósforo, bloqueando sua liberação após a sedimentação (JACOBS; FORSTNER, 1999).

Compostos naturais ou modificados como argilas capazes de adsorver e precipitar o fósforo tem ganhado interesse nos últimos anos (SPEARS et al., 2013). As argilas apresentam vantagem na aplicação, pois não ocasionam acidificação da água, não necessitando do uso de tampões em ambientes com baixa alcalinidade. Vários estudos reportam a eficiência de argilas na remoção por sedimentação das florações de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas (PAN et al., 2006a, 2006b; VERSPAGEN et al., 2006).

As argilas podem funcionar, associadas aos coagulantes à base de alumínio, que são amplamente utilizados em virtude de sua capacidade de ligação a pequenas partículas, incluindo células algais, flocos e reduzindo, assim, a biomassa das cianobactérias da coluna d'água (JANCULA; MARSALEK, 2012). Ao serem adicionados à água, os coagulantes à base de alumínio, reagem com o fosfato formando precipitados, pelo processo de coagulação e flocação, que então são removidos da coluna de água pelo processo de sedimentação, promovendo a remoção de matéria orgânica e inorgânica (JIANG et al., 1993; JIANG; GRAHAM, 1998b; DRIKAS et al., 2001; HULLEBUSCH et al., 2002).

Coagulantes à base de alumínio apresentam vantagem sobre os coagulantes à base de ferro, pois a efetividade não é dependente das condições redox. Em virtude disso, o alumínio tem sido amplamente usado na restauração de lagos (COOKE et al., 2005). Dentre os coagulantes à base de alumínio, o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) é o mais comumente utilizado e sua efetividade em remover fósforo tem sido reportada baseada em experimentos em laboratório e em aplicações em lagos (WELCH; SCHRIEVE, 1994; HULLEBUSCH et al., 2002; LEWANDOWSKI Et al., 2003; REITZEL et al., 2003, 2005a).

Atualmente, o cloreto de Poli alumínio (PAC) vem sendo utilizado como uma alternativa para solucionar os efeitos indesejáveis relacionados ao sulfato de alumínio, por possuir um desempenho de coagulação superior devido a sua atuação em um amplo espectro de pH e consequentemente, maior capacidade de adsorção de fósforo, menor produção de lodo e

baixo custo no processo de coagulação para alcanças a mesma eficiência de remoção (JIANG; GRAHAM, 1998b; ARAÚJO; BECKER; ATTAYDE, 2016). Estudos realizados em escala de bancada e em lagos naturais tem evidenciado o desempenho do PAC na remoção de fósforo e turbidez da água (GAO et al., 2005; LOPATA; GAWROŃSKA, 2008; CHEN; LUAN, 2010; YANG et al., 2010; EGEMOSE et al., 2011; JANCULA; MARŠÁLEK, 2012).

3 REFERÊNCIAS

- ALVES, F.C. Estudo dos processos de Adsorção utilizando Argilas Como Adsorventes para Remoção do Corante Verde Malaquita. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, 2013. 107p.
- ARAÚJO, F.; BECKER, V.; ATTAYDE, L.A. Shallow lake restoration and water quality management by the combined effects of polyaluminium chloride addition and benthivorous fish removal: a field mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, 778 (1): 243-252, 2016.
- ARFI, R. (2003). The effects of climate and hydrology on the trophic status os Sélingué reservoir, Mali, West Africa. *Lakes Reserv. Res. Manage*, 8, 247-257.
- AZEVEDO S.M.F.O.; JARDIM F. (2006). Cianobactérias em Águas para Abastecimento Público e o Cumprimento da Legislação Brasileira. Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia, nº35. Disponível em: [http://www.sblimno.org.br/Boletim-arquivos/bol_sb1_35\(1\).pdf](http://www.sblimno.org.br/Boletim-arquivos/bol_sb1_35(1).pdf).
- BARBOSA, J.E.L.; FRANÇA, J.C. (2011). Educação Ambiental e a conservação da biodiversidade aquática do semiárido. In: ABÍLIO, F.J.P (Org.). Educação Ambiental para o semiárido. João Pessoa-PB. Ed. Universitária da UFPB, 2011. p 359-384.
- BARTRAM J.; BURCH M.; FALCONER I. R.; JONES G.; KUIPER-GOODMAN, T.(1999). Situation Assessment, Planning and Management in Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management, editado por Ingrid Chorus e Jamie Bartram, London and New York, E e FN SPON, pp 179-209.
- BECKER, V; HUSZAR, V.L.M.; NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J. (2008). Phytoplankton equilibrium phases during thermal stratification in a deep subtropical reservoir. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 53, p. 952-963.
- BONILLA, S., AUBRIOT, L., SOARES, M. C. S., GONZÁLEZ-PIANA, M., FABRE, A., HUSZAR, V. L.M., LÜRLING, M., ANTONIADES, D., PADISÁK, J.; KRUK, C. (2012). What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiology Ecology*, 79: 594–607.
- BRANDÃO, C.C.S. (2005). Remoção de Cianobactérias, Cianotoxinas e Patógenos Emergentes por Meio de Diferentes Técnicas de Tratamento. Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia. Disponível em: http://www.finep.gov.br/prosab/5_agua_unb.htm.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Normas e padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Portaria 1469. Brasília, 2000.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Normas e padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Portaria 518. Brasília, 2004.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Normas e padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Portaria 2914. Brasília, 2011.
- BRASIL, J.; HUSZAR, V.L.M. (2011) O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis*, 15(4), 799-83.
- BURFORD, M.A.; O'DONOHOUE, M.J. (2006). A comparison of phytoplankton community assemblages in artificially and naturally mixed subtropical water reservoirs. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 51, p. 2143-2153.
- BURLIGA, A. L. (2010). Abordagem de grupos funcionais nos estudos do perifiton e do fitoplâncton. In: FRANCESCHINI, I. M; BURLIGA, A. L.; REVIRS, B.; PRADO, J. F. & RÉZIG, S. H. (Eds). *Algas: Uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica*. Porto Alegre: Artmed, cap. 5. p. 233-258.
- CALIJURI, M.C.; ALVES, M.A.; SANTOS, A.C.A. (2006). Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais. São Carlos: Rima Editora.

- CARMICHAEL W.W. (1981). The Water Environment. Algal Toxins and Health. Plenum Press, New York.
- CARMICHAEL, W.W. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology*, 72: 445-459.
- CARMICHAEL, W.W.; AZEVEDO, S.M.F.O.; AN, J.S.; MOLICA, R.J.R.; JOCHIMSEN, E.M. (2001). Human fatalities from cyanobacterial chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives*, v 109, p 7663-7668.
- CHEN, J.; LUAN, Z. (2010). Enhancing phosphate removal by coagulation using polyelectrolytes and red mud. *Fresenius Environmental Bulletin* 19(10), 2200-2204.
- CARNEIRO, T.G.; LEITE, F. (2008). Cianobacterias e suas toxinas. *Revista Analytica*, 32:3641.
- CHEN, J.; XIE, P. (2005). Tissue distributions and seasonal dynamics of the hepatotoxic microcystins-LR and -RR in two freshwater shrimps, *Palaemon modestus* and *Macrobrachium nipponensis*, from a large shallow, eutrophic lake of the subtropical China. *Toxicon*, 2005, 45(5), 615-625.
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. (1999). Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health, consequences, monitoring and management. World Health Organization. London.416 p.
- COOKE, G. D.; WELCH, E. B.; PETERSON, S.; NICHOLS, S. A. (2005). Restoration and management of lakes and reservoirs. CRC press.
- CORLETT, R.T. (2012). Climate change in the tropics: the end of the world as we know it? *Biological Conservation*. (151), p.22–25.
- COSTA, M.R.A.; ATTAYDE, J.L.; BECKER, V. (2015). Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. *Hydrobiologia*, Published Online: 15 December 2015.
- COSTA, M.R.A.; MENEZES, R.F.; SARMENTO, H.; ATTAYDE, J. L.; STERNBERG, L.S.L.; BECKER, V. (2018). Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. *Hydrobiologia*, <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3583-2>.
- DANTAS, E. W.; MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; NETO, J. D. T. A.; CAVALCANTI, A. D. C. (2008). Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. *Acta Botânica Brasilica*, v. 22, n. 4, p. 970-982.
- DELAZARRI-BARROSO, A. (2007). Fatores controladores do desenvolvimento do fitoplâncton em um reservatório de abastecimento público no Espírito Santo, com ênfase em cianobactérias. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho da Universidade Federal do Rio de Janeiro. 112p.
- DELLAMANO-OLIVEIRA, M.J., VIEIRA, A.A.H., ROCHA, O. COLOMBO, V.; SANT'ANNA, C.L. (2008). Phytoplankton taxonomic composition and temporal changes in a tropical reservoir. *Archiv fur Hydrobiologie*, 171, 27–38.
- DITTMANN, E.; WIEGAND, C. (2006). Cyanobacterial toxins—occurrence, biosynthesis and impact on human affairs. *Molecular Nutrition & Food Research*, 2006, 50(1), 7-17.
- DRIKAS, M; DIXON, M; MORRAM, J. (2009). Removal of MIB and geosmin using granular activated carbon with and without MIEX pre-treatment. *Water Research*. v. 43, p. 5151-5159.
- DRIKAS, M.; CHOW, C. W. KOUSE, J.; BURCH, M. D. (2001). Using coagulation, flocculation and settling to remove toxic cyanobacteria. *Journal of the American Water Works Association* 93(2), 100-111.
- DZIAŁOWSKI AR, SMITH VH, HUGGINS DG, DENOYELLES F, LIM NC, BAKER DS AND BEURY JH. (2009). Development of predictive models for geosmin-related taste and odor in Kansas, USA, drinking water reservoirs. *Water Research*, 43: 2829-2840.

- EGEMOSE, S.; VICENTE, I.; REITZEL, K.; FLINDT, M. R.; ANDERSEN, F. Ø.; LAURIDSEN, T.L.; SØNDERGAARD, M.; JEPPESEN, E.; JENSEN, H.S.; PRAIRIE, Y. (2011). Changed cycling of P, N, Si, and DOC in Danish Lake Nordborg after aluminum treatment. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 68: 842–856.
- ELLIOTT, J. A. (2012). The seasonal sensitivity of cyanobacteria and other phytoplankton to changes in flushing rate and water temperature. Global Change Biology, 16: 864–876.q
- ESTEVES, F.A. Fundamentos de limnologia. 3 ed. Interciênciac, Rio de Janeiro. Brasil, 2011. 602p.
- FALCONER I.R.; BURCH M.D.; STEFFENSEN D.A.; CHOICE M.; COVERDALE O.R. (1994). Toxicity of the Blue-green Alga (*cyanobacterium*) *Microcystis aeruginosa* in Drinking Water to Growing Pigs, as an Animal Model for Human Injury and Risk Assessment. Jounal Environmental Toxicology and Water Quality, 9, 131–139.
- FALCONER, I.R. (1996). Potential impact on human health of toxic cyanobacteria. Phycologia 35 (6 Suppl.): 6-11.
- FALCONER I.R.; BARTRAM J.; CHORUS I.; KUIPER-GOODMAN T.; UTKILEN H.; BURCH M.; CODD G.A. (1999). “Safe levels and safe pratices” in Toxic Cyanobacteria in water. A Guide to Their Public Health Consequences Monitoring and Management, ed. por I. CHORUS e J. BARTRAM, London and New York, E e FN Spon, pp 155-178.
- FERNANDES, V.O.; CAVATI, B.; OLIVEIRA, L.B.; SOUZA, B.D'a. (2009). Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das florações. Oecologia Brasiliensis, 13(2): 247-258.
- FERREIRA, M. S. (2009). Desenho dos ensaios de nanofiltração para remoção de cianotoxinas no tratamento de água para consumo humano, à escala laboratorial e piloto. Trabalho realizado no âmbito do Projeto em Engenharia do Ambiente do Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente na área de Tecnologias Ambientais. Faculdade de Ciências e Tecnologia.
- FERREIRA, M.A.S. (2010). Nanofiltração à escala laboratorial na remoção de cianotoxinas. Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade do Algarve para a obtenção do grau de Mestre do Mestrado integrado em Engenharia do Ambiente na área de Tecnologias Ambientais.
- FUJIKI, H.; SUGANUMA, M. (1993). Tumor Promotion by Inhibitors of Protein Fosfatases1 and 2 A, The Ocadaic Acid Class of Compounds. Advances in Cancer Research, 611-43.
- FUNARI, E; TESTAI, E. (2008). Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure. Critical Reviews in Toxicology v. 38(2), p. 97-125.
- GALVÃO, J.A.; OETTERER, M.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; GOUVÊA-BARROS, S.; HILLER, S.; ERLER, K.; LUCKAS, B.; PINTO, E.; KUJBIDA, P. (2009). Saxitoxins accumulation by freshwater tilapia (*Oreochromis niloticus*) for human consumption. Toxicon, 2009, 54(6), 891-894.
- GAO, B.; CHU, Y.; YUE, Q.; WANG, B.; WANG, S. (2005). Characterization and coagulation of a polyaluminum chloride (PAC) coagulant with high Al 13 content. Journal of Environmental Management 76: 143–147.
- GRIME, J. P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. American Naturalist, v. 111, n. 982, p. 1169-1194.
- GRIME, J. P. (1979). Plant strategies and vegetation processes. Chichester: John Wiley & Sons, 222p.
- GUERRA, A.B.; TONUICCI, M.C.; CEBALLOS, B.O.; GUIMARÃES, H.R.C.; LOPES, W.S.; AQUINO, S.F.; LIBÂNIO, M. (2015). Remoção de microcistina-LR de águas eutrofizadas por clarificação e filtração seguidas de adsorção em carvão ativado granular. Revista de Engenharia Ambiental, v.20, n4. 603-612p.

- GUTIÉRREZ-PRAENA, D.; JOS, Á.; PICHARDO, S.; MORENO, I.M.; CAMEÁN, A.M. (2013). Presence and bioaccumulation of microcystins and cylindrospermopsin in food and the effectiveness of some cooking techniques at decreasing their concentrations: a review. *Food and Chemical Toxicology*, 2013, 53, 139–152.
- HOEGER S. J.; SHAW, G.; HITZFELD, B.C.; DIETRICH, D.R. (2004). Occurrence and Elimination of Cyanobacterial Toxins in Two Australian Drinking Water Treatment Plants. *Toxicon*. 43. p. 639–49.
- HOEGER S. J.; HITZFELD, B.C.; DIETRICH, D.R. (2005). Occurrence and Elimination of Cyanobacterial Toxins in Drinking Water Treatment Plants. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 203. p. 231–242.
- HOUGHTON, J.T.; DING, Y.; GRIGGS, D.J.; NOGUER, M.; VAN DER LIN-DEN, P.J.; DAI, X.; MASKELL, K.; JOHNSON, C.A. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 881, 2001.
- HULLEBUSCH, E.; DELUCHAT, V.; CHAZAL, P.M.; BAUDU, M. (2002). Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake : Part I. Case of aluminium sulphate. *Environmental Pollution* 120: 617–626.
- HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P. ; SANT'ANNA, C. L. (2000). Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, v. 424, p. 67–77.
- HUSZAR, V.L.M.; KRUK, C.; CARACO, N.F. (2003). Steady state of phytoplankton assemblage of phytoplankton in four temperate lakes (NE USA). *Hydrobiologia*, The Hague, v. 502, p. 97–109.
- IPCC. (2007). A report of working group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for Policy makers and Technical Summary.
- IPCC. 2012. Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. In: Field, C., Barros, V., Stocker, T.F., Qin, D., Dokken, D.J., Ebi, K.L., Mastrandrea, M.D., Mach, K.J., Plattner, G.K., Allen, S.K., Tignor, M., Midgley, P.M. (Eds.), *A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, p. 58.
- JACOBS, P. H.; FÖRSTNER,U. (1999). Concept of subaqueous capping of contaminated sediments with active barrier systems (ABS) using natural and modified zeolites. *Water Research*, 33: 2083–2087.
- JANCULA, D.; MARŠÁLEK,B.(2012). Seven years from the first application of polyaluminium chloride in the Czech Republic – effects on phytoplankton communities in three water bodies. *Chemistry and Ecology* 28: 535–544.
- JEPPESEN, E.; BRUCET, S.; NASELLI-FLORES, L.; PAPASTERGIADOU, E.; STEFANIDIS, K.; NOGES, T.; NOGES, P.; ATTAYDE, J.L.; ZOHARY, T.; COPPENS, J.; BUCAK, T.; MENEZES, R.F.; FREITAS, F.R.S.; KERNAN, M.; SØNDERGAARD, M.; BEKLIOGLU, M. (2015). Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, 750: 201–227.
- JIANG, J.Q.; GRAHAM,N.J.D. (1998). Pre-polymerised inorganic coagulants and phosphorus removal by coagulation - A review. *Water SA* 24: 237–244, 1998b.
- JIANG, J.; GRAHAM, N.J.D.; HARWARD,C. (1993). Comparison of polyferric sulphate with other coagulants for the removal of algae and algae-derived organic matter. *Water Science and Technology* 27: 221–230.
- KRUK, C.; MAZZEO, N.; LACEROT, G.; REYNOLDS, C. S. (2002). Classification schemes for phytoplankton: A local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research*, London, v. 24, p. 901-912.

- LEE R. E. (1999). Phicology. 3º ed, Cambridge University Prees.
- LEÓN L. D. (2007). Floraciones Algales de Agua Dulce: Cianobacterias, Cianotoxinas, Sección Limnología, Instituto de Biología, Facultad de Ciencias, Uruguay. Disponible em:<http://mail.fq.edu.uy/~inmuno/curso%20microcistinas/teoricos/texto%20cianobacteria.s.doc>.
- LEWANDOWSKI, J.; SCHAUER, I.; HUPFER, M. (2003). Long term effects of phosphorus precipitations with alum in hypereutrophic Lake S usser. *Water Research* 37: 3194–3204.
- LEWIS, W. M. Jr., (2000). Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 5: 35–48.
- LINS, R. P. (2011). Estrutura dinâmica da comunidade fitoplanctônica em um reservatório eutrófico do trópico semiárido brasileiro. 113 p. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). CTRN. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, 2011.
- LOPATA, M.; GAWROŃSKA, H. (2008). Phosphorus immobilization in Lake Głęboczek following treatment with polyaluminum chloride. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 37: 99–105.
- MAGALHÃES, V.F.; MARINHO, M.M.; DOMINGOS, P; OLIVEIRA, A.C.; COSTA, S.M.; AZEVEDO, L.O.; AZEVEDO, S.M.F.O. (2001). Bioacumulação de Microcistinas em Peixes e Crustáceos da Baía de Sepetiba (Brasil, RJ). Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias (LETC). Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, CCS, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.
- MATSUZAKI M.; MUCCI J.L.N.; ROCHA A.A. (2004). Comunidade Fitoplancônica de um Pesqueiro na Cidade de São Paulo. Departamento de Saúde Ambiental. Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo-SP, Brasil, *Revista de Saúde Pública* 38(5):679-686.
- MEDEIROS, L.C.; MATTOS, A.; LÜRLING, M.; BECKER, V. (2015). Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. *Aquatic Ecology*, 49:293–307.
- MOLISANI, M.M.; BARROSO, H.S.; BECKER, H.; MOREIRA, M.O.P.; HIJO, C.A.G.; MONTE, T.M.; VASCONCELLOS, G.H. (2010). Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 22(1): 1-12.
- MORAES, L. A. F.(2009). A visão integrada da ecohidrologia para o manejo sustentável dos ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 13(4): 676-687.
- NASELLI-FLORES, L.; BARONE, R. (2000). Phytoplankton dynamics and structure: a comparative analysis in natural and man-made water bodies of different trophic state.
- NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J.; DOKULIL, M.T.; CHORUS, I. (2003). Equilibrium/steady-state concept in phytoplankton ecology. *Hydrobiologia*, The Hague, v. 502, p. 395-403.
- NISHIWAKI-MATSUSHIMA, R.; OTHA, T.; NISHIWAKI, S.; SUGUNUMA, M.; KOHYAMA, K.; ISHIKAWA, T.; CARMICHAEL, W.W.; FUJIKI, H. (1992). Liver Tumor Promotin by the Cyanobacterial Cyclic Peptid Toxin Microcystin-LR. *Journal Cancer Research Clinical Oncology* 1992; 118:420-4.
- O'NEIL, J.M.; DAVIS, T.W.; BURFORD, M.A.; GOBLER, C.J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potencial roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14:313-334.
- PADISÁK, J.; REYNOLDS, C.S. (2003). Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. *Hydrobiologia*, 506/509:1-11.
- PADISÁK, J. CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621:1–19.

- PAERL, H. W.; HUISMAN, J. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1: 27–37.
- PAERL, H. W.; Xu, H.; MCCARTHY, M. J.; ZHU, G.; QIN, B.; Li, Y.; GARDNER, W. S. (2011). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. *Water Research*, 45, p. 1973-1983.
- PAN, G.; ZHANG,M.M.; CHEN,H.; ZOU,H.; YAN,H. (2006a). Removal of cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils. I. Equilibrium and kinetic screening on the flocculation of *Microcystis aeruginosa* using commercially available clays and minerals. *Environmental Pollution*, 141: 195–200, 2006a.
- PAN, G.; ZOU, H.; CHEN,H.; YUAN, X. (2006b). Removal of harmful cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils. III. Factors affecting the removal efficiency and an in situ field experiment using chitosan-modified local soils. *Environmental Pollution*, 141: 206–212, 2006b.
- PAPADIMITRIOU, T.; KAGALOU, I.; STALIKAS, C.; PILIDIS, G.; LEONARDOS, I.D. (2012). Assessment of microcystin distribution and biomagnification in tissues of aquatic food web compartments from a shallow lake and evaluation of potential risks to public health. *Ecotoxicology* (London, England), 2012, 21(4), 1155-1166.
- PIZZOLÓN L. (1996). Importancia de las Cianobacterias Como Factor de Toxicidad en las Aguas Continentales. *Interciencia*, 21(6): 239-245.
- PORTESES E. S. (2004). Problemas e Manejo de Cianobactérias, Um dos piores poluentes da água potável. Disponível em: http://www.ufrgs.br/plantas/sisco/resumos/2322004-II_resumo_portes.pdf.
- REIS, M. C. (2006). Blooms de Cianobactérias. Naturlink. Disponível em: <http://www.naturlink.pt/canais/Artigo.asp?iArtigo=2369&iLingua=1>.
- REITZEL, K.; HANSEN,J.; ANDERSEN, F. Ø.; HANSEN,K.S.; JENSEN,H.S. (2005a). Lake Restoration by Dosing Aluminum Relative to Mobile Phosphorus in the Sediment. *Environmental Science & Technology* 39: 4134–4140.
- REITZEL, K.; HANSEN, J.; JENSEN, H.S.; ANDERSEN, F. Ø.; HANSEN, K.S. (2003). Testing aluminum addition as a tool for lake restoration in shallow, eutrophic Lake Sønderby, Denmark. *Hydrobiologia* 506-509: 781–787.
- REYNOLDS, C.S. (1997). Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. Oldendorf: Ecology Institute.
- REYNOLDS, C.S. (1998). What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia*, The Hague, v. 369/370, p. 11-26.
- REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L; MELO, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417-428.
- REYNOLDS, C.S. (2006). *Ecology of phytoplankton*. Cambridge, Cambridge University Press: 550pp.
- ROMO, S.; SORIA, J.; FERNANDEZ, F.; OUAHID, Y.; BARÓN-SÓLA, A. (2012). Waters residence time and the dynamic of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biol.*
- SCHEFFER, M. (2001). Alternative attractors of shallow lakes. *The Scientific World* 1: 254-263.
- SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution* 24(4), 201-207.
- SOARES, M. C. S.; HUSZAR, MIRANDA, M. N.; MELO, M. M.; ROLAND, F.; LURLING, M. (2013). Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. *Hydrobiologia* 717: 1–12.

- SOARES, M.C.S., MARINHO, M.M., AZEVEDO, S.M.F.O., BRANCO, C.W.C., HUSZAR, V.L.M. (2012). Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologica*.
- SOARES, M.C.S., ROCHA, M.I.A., MARINHO, M.M., AZEVEDO, S.M.F.O., BRANCO, C.W.C., HUSZAR, V.L.M. (2009). Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. *Aquatic Microbial Ecology*, 57: 137-149.
- SOARES, R.M.; MAGALHÃES, V.F.; AZEVEDO, S.M.F.O. (2004). Accumulation and depuration of microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) in Tilapia rendalli (Cichlidae) under laboratory conditions. *Aquatic Toxicology*, 70: 1-10.
- SPEARS, B. M.; LÜRLING, M.; YASSERI,S.; CASTRO-CASTELLON,A.T.; GIBBS, M.; S. MEIS,S.; MCDONALD, C.; MCINTOSH,J.; SLEEP,D.; VAN OOSTERHOUT,F. (2013). Lake responses following lanthanum-modified bentonite clay (Phoslock®) application: an analysis of water column lanthanum data from 16 case study lakes. *Water research* 47: 5930–5942.
- SVRCEK, C.; SMITH, D.W. (2004). Cyanobacteria toxins and the current state knowledge on water treatment options: A review. *Environmental Engineering and Science* 3 (3): 155-185.
- TEIXEIRA, M.G.L.C; COSTA, M.C. N.; CARVALHO, V. L. P.; PEREIRA, M. S. P.; HAGE, E. (1993). Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia, Brazil. *Bulletin of Paho*, 27(3). p. 244-253.
- TEIXEIRA, M.R.; SOUSA, V.; ROSA, M.J. (2010). Investigation dissolved air flotation performance with cyanobacterial cells and filaments. *Water Research*, v4, 3337-3344.
- TISDALE E.S. (1931). Epidemic of Intestinal Disorders in Charleston, Ocurring Simultaneously With Unprecedented Water Supply Conditions. *Journal of Public Health*, 21: 198-200.
- TISDALE E. S. (1933). The 1930-1931 Drought and Effects upon Public Water Supply. *Jounal of Public Health*, 21: 1203-1218.
- TREWIN, B. (2014). The climates of the Tropics and how they are changing. In: Harding, S., McComiskie, R., Wolff, M., Trewin, D., Hunter, S. (Eds.), *State of the Tropics 2014 Report*. James Cook University, Cairns, Australia, p. 39–52.
- VERSPAGEN, J. M. H.; VISSER,P.M.; HUISMAN,J. (2006). Aggregation with clay causes sedimentation of the buoyant cyanobacteria *Microcystis* spp. *Aquatic Microbial Ecology*, 44: 165–174. 2006.
- VIANA, E. S. (2012). Dimensionamento de açude e sistema de bombeamento de um poço artesiano para irrigação. Monografia (Bacharel em Engenharia Agrícola) Universidade Estadual de Goiás. Anápolis–Go, 2012.
- WELCH, E. B.; SCHRIEVE, G.D.(1994). Alum treatment effectiveness in and longevity in shallow lakes In Mortensen, E., E. Jeppesen, M. Sondergaard, & L. K. Nielsen (eds), *Nutrient Dynamics and Biological Structure in Shallow Freshwater and Brackish Lakes*. Springer Netherlands.: 423–431.
- YANG, Z.; GAO,B.; YUE,Q. (2010). Coagulation performance and residual aluminum speciation of Al₂(SO₄)₃ and polyaluminum chloride (PAC) in Yellow River water treatment. *Chemical Engineering Journal Elsevier* B.V. 165: 122–132.
- YU, S. (1989). Drinking water and primary liver cancer, in: Tang Z Y, Wu MC, Xia SS (Eds), Primary liver cancer. New York: China Academic Publishers, 30-37.

CAPÍTULO 1

Efeito do Regime Hidrológico na Dinâmica de Grupos Funcionais do Fitoplâncton em Reservatórios Tropicais do Semiárido

Efeito do Regime Hidrológico na Dinâmica de Grupos Funcionais do Fitoplâncton em Reservatórios Tropicais do Semiárido

Patrícia Silva Cruz; Vanessa Becker; José Etham de Lucena Barbosa

Resumo: Os períodos secos são geralmente reconhecidos como uma perturbação nos ecossistemas. Estimulado em buscar informações sobre a dinâmica do fitoplâncton nos trópicos, hipotetizamos que o regime hidrológico da região semiárida tropical é um fator chave na disponibilidade de recursos, que influencia a estrutura e dinâmica do fitoplâncton. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito do período de seca sobre a composição, biomassa e dinâmica dos grupos funcionais fitoplanctônicos em 09 (nove) reservatórios utilizados para abastecimento público, distribuídos em bacias hidrográficas com diferentes médias de precipitação. As amostragem foram realizadas no ponto de captação dos reservatórios durante 13 meses (janeiro de 2016 à janeiro de 2017). Os resultados indicam que com a estiagem prolongada os fatores físicos e químicos de qualidade da água e a estrutura da comunidade fitoplanctônica sofrem alterações, refletindo mudanças na biomassa e composição dos grupos funcionais fitoplanctônicos. De forma geral, a biomassa do fitoplâncton foi dominada por cianobactérias, mas devido à flutuação do nível da água e da disponibilidade dos recursos, a composição cianobactéria mudou entre morfotipos coloniais e filamentosas, como resultado de diferentes estratégias adaptativas. O principal fator direcionador da comunidade fitoplanctônica nos ambientes estudados foi a redução do nível da água acumulado, refletindo numa mudança nos principais recursos para o fitoplâncton – luz e nutrientes. Com a intensificação do período de seca, o conjunto de dados representa estágio sucessional da comunidade fitoplanctônica, frente as alterações dos grupos funcionais, em resposta ao incremento das concentrações de nutrientes e maior tempo de residência da água nos ambientes. As condições ambientais mais turbinadas e eutróficas tornaram-se ideais para o surgimento de cianobactérias, afetando de forma negativa a qualidade da água dos reservatórios.

Palavras-chave: Abastecimento público; Estiagem Prolongada; Cianobactérias.

Effect of the Hydrological Regime on the Dynamics of Phytoplankton Functional Groups in Tropical Semi-Arid Reservoirs

Patrícia Silva Cruz; Vanessa Becker; José Etham de Lucena Barbosa

Abstract: Dry periods are generally recognized as a disturbance in ecosystems. Encouraged to seek information about phytoplankton dynamics in the tropics, we hypothesize that the hydrological regime of the tropical semiarid region is a key factor in the availability of resources, which influences the structure and dynamics of phytoplankton. The objective of this study was to evaluate the effect of the dry period on the composition, biomass and dynamics of phytoplankton functional groups in 09 (nine) reservoirs used for public supply, distributed in hydrographic basins with different means of precipitation. Sampling was carried out at the point of abstraction of the reservoirs for 13 months (January 2016 to January 2017). The results indicate that with prolonged drought the physical and chemical factors of water quality and the structure of the phytoplankton community undergo changes, reflecting changes in the biomass and composition of phytoplankton functional groups. In general, phytoplankton biomass was dominated by cyanobacteria, but due to water level fluctuation and resource availability, the cyanobacteria composition changed between colonial and filamentous morphotypes because of different adaptive strategies. The main guiding factor of the phytoplankton community in the studied environments was the reduction of the accumulated water level, reflecting a change in the main resources for phytoplankton - light and nutrients. With the intensification of the drought period, the dataset represents a successional stage of the phytoplankton community, in face of the alterations of the functional groups, in response to the increase of nutrient concentrations and longer residence time of the water in the environments. The more turbid and eutrophic environmental conditions have become ideal for the appearance of cyanobacteria, negatively affecting the water quality of the reservoirs.

Keywords: Water supply; Prolonged Drought, Cyanobacteria.

1 INTRODUÇÃO

Fatores hidrológicos e climáticos desempenham importantes papéis na flutuação do nível de água, nutrientes, vazão e tempo de retenção dos reservatórios, refletindo diretamente sobre as variáveis limnológicas (NASELLI-FLORES; BARONE 2005; SOARES et al., 2012; ROMO et al., 2012).

Os períodos secos são geralmente reconhecidos como uma perturbação nos ecossistemas aquáticos e estão relacionados à redução ou ausência da precipitação (MISHRA; SINGH, 2010). Estudos indicam que as mudanças climáticas aumentam a frequência e intensidade de secas nas regiões semiáridas (MARENKO et al., 2010), uma vez que, os reservatórios dessa região são tipicamente expostos à variação constante e drástica de seu nível d'água, devido às taxas de precipitação serem menores que as taxas de evaporação (MEDEIROS et al., 2015).

Condições mais rasas em reservatórios da região semiárida, resultam em elevadas concentrações de nutrientes, maior biomassa fitoplânctônica e baixa transparência da água em lagos e reservatórios (JEPPESEN et al., 2015). No entanto, abaixo de um limiar crítico de volume de água, os altos níveis de turbidez abiótica, causadas por ressuspensão dos sedimentos por ação do vento e/ou organismos bioturbadores (peixes), pode inibir o crescimento do fitoplâncton, levando a uma redução nas concentrações de nutrientes, biomassa de fitoplâncton, e dominância de cianobactérias (JEPPESEN et al., 2015, MEDEIROS et al., 2015).

A interação biótica associada a essas mudanças terá consequências para a quantidade e qualidade da água, principalmente em regiões com escassez hídrica, onde o período de estiagem exerce influência no tempo de residência da água e alguns estudos têm demonstrado que quanto maior o tempo de residência da água durante anos secos, maior é a dominância e a biomassa de cianobactérias (ELLIOTT 2012; ROMO et al., 2012).

Em sistemas eutróficos, as altas concentrações de nutrientes e baixa disponibilidade de luz, são os principais fatores relacionados à seleção de espécies (REYNOLDS, 1998), onde muitos gêneros de cianobactérias apresentam vantagens adaptativas para sobreviver sob estas condições, permitindo-lhes dominar a comunidade fitoplânctonica (BONILLA et al., 2012; PAERL; OTTEN, 2013).

A comunidade fitoplânctonica pode ser caracterizada por grupos taxonômicos ou traços funcionais (SALMASO et al., 2015). Reynolds et al. (2002) propuseram uma classificação funcional para o fitoplâncton de água doce, levando em consideração seus aspectos morfológicos, fisiológicos e traços ecológicos. A abordagem agrupa espécies fitoplanctônicas,

muitas vezes de origem polifilética, baseadas em atributos e afinidades fisiológicas, morfológicas e ecológicas que potencialmente podem dominar ou co-dominar um ambiente (PADISÁK et al., 2009).

A abordagem funcional é uma ferramenta preditora da dinâmica dos ecossistemas aquáticos (COSTA et al., 2018). Esta abordagem permite classificar as espécies em grupos diretamente relacionados a função do ecossistema e fornece conhecimentos importantes sobre a dinâmica da espécie e seleção de habitat, sendo utilizado amplamente em todo mundo (KRUUK et al., 2002, HUSZAR; KRUUK; CARACO, 2003, BECKER et al., 2010, CROSSETTI et al., 2018).

Estimulado em buscar informações sobre a dinâmica do fitoplâncton nos trópicos, hipotetizamos que o regime hidrológico da região semiárida tropical é um fator chave na disponibilidade de recursos, que influencia a composição e dominância de espécies de cianobactérias. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito do período de seca sobre a composição, biomassa e dinâmica dos grupos funcionais fitoplanctônicos em reservatórios distribuídos em bacias hidrográficas com diferentes gradientes de precipitação, a fim de compreender os fatores direcionadores da comunidade durante este evento extremo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em três conjuntos de reservatórios ($n=9$), destinados ao abastecimento público, localizados em três Bacias hidrográficas: São Gonçalo (SG), Coremas (CO) e Cochos (CH) na Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu (PA); Argemiro de Figueiredo (Acauã) - AC, Epitácio Pessoa (Boqueirão) - BO e Poções (PO) na Bacia hidrográfica do Rio Paraíba (PB) e Tauá (TA), Araçagí (AR) e Lagoa do Matias (LM) na Bacia do Rio Mamanguape (MAM) (Figura 1). Embora as regiões das bacias em estudo sejam consideradas semiáridas, as mesmas apresentam contrastantes valores médios de precipitação anual, dessa forma, a distribuição espacial das bacias hidrográficas foi baseada no padrão do gradiente de pluviosidade (PA-500mm; PB – 300mm e MAM – 800-2000mm). O desenho do estudo compreendeu nove reservatórios, distribuídos em três bacias distintas e de treze meses de amostragem (janeiro de 2016 à janeiro de 2017). Este período foi caracterizado por estiagem prolongada na maior parte da região, com reservatórios atingindo menos de 50 % de sua capacidade máxima e precipitação abaixo da média.

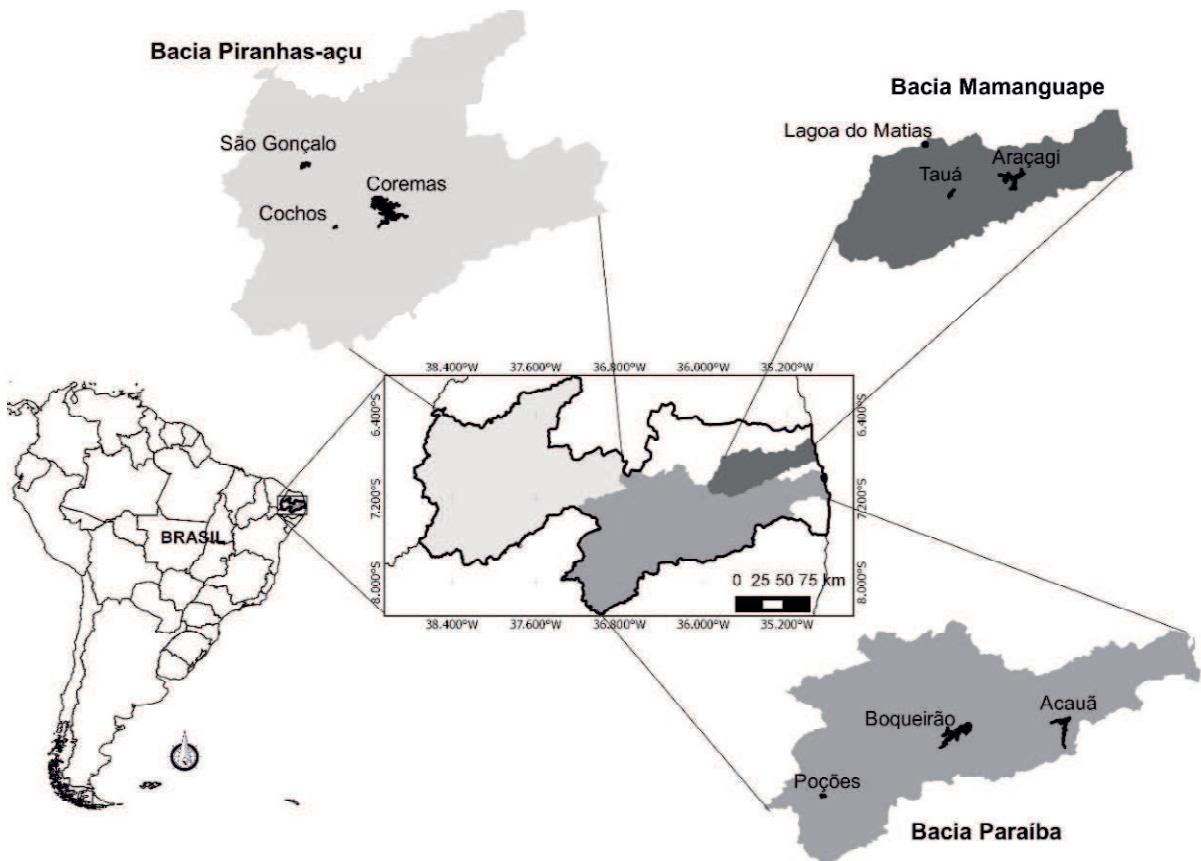


Figura 1: Mapa de localização dos reservatórios e suas respectivas bacias hidrográficas.

2.2 Amostragem e Análises

As amostragens foram realizadas na subsuperfície do ponto de captação do sistema adutor da Companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA), com periodicidade mensal.

A transparência da água foi medida com o disco de Secchi. As seguintes variáveis foram medidas usando sonda multiparâmetro (Horiba, U-50): turbidez, temperatura, pH e sólidos dissolvidos totais (SDT).

Para análises de nutrientes (Fósforo total- PT, Ortofosfato, nitrato, nitrito e amônia) e clorofila-a foram coletadas em garrafas de polietileno (1L) e preservadas em gelo. Para o fitoplâncton, as amostras para identificação foram coletadas através de uma rede de plâncton (20 µm) e, para contagem, as amostras foram coletadas em garrafas de polietileno (200 mL) e fixadas com solução de Lugol Concentrado a 5%.

Análises de nutrientes inorgânicos dissolvidos e clorofila-a foram inicialmente filtradas em filtros de fibra de vidro (\varnothing 47 mm e 1,5 µm porosidade). O fósforo reativo solúvel (SRP) foi determinado pelo método de oxidação do persulfato de potássio (APHA, 2012). O nitrato foi determinado pelo método de redução de cádmio (APHA, 2012). O nitrito foi determinado

pelo método colorimétrico com N-nafitil e a amônia foi determinada pelo método colorimétrico pelo endofeno (APHA, 2012). Para a determinação do fósforo total, utilizou-se o método de oxidação do persulfato de potássio e a leitura espectrofotométrica (APHA, 2012). Para determinar a concentração de clorofila-a, utilizou-se a técnica de extração com etanol a 96% (JESPERSEN; CHRISTOFFERSEN, 1987).

2.3 Comunidade Fitoplanctônica

A comunidade fitoplancônica foi identificada sempre que possível, á nível de espécie. A identificação das espécies foi realizada em microscopia óptica, utilizando-se bibliografia especializada e a análise quantitativa foi realizada em microscópio invertido, segundo Utermöhl (1958). Unidades de assentamento (células, colônias e filamentos) foram enumeradas em campos aleatórios (UEHLINGER, 1964) e pelo menos 100 espécimes das espécies mais freqüentes foram contados (LUND et al., 1958). A densidade (ind mL^{-1}) foi determinada, segundo Ross (1979), e o biovolume ($\text{mm}^3 \text{ L}^{-1}$) foi estimado a partir de fórmulas geométricas (SUN; LI, 2003; HILLEBRAND et al., 1999) utilizando-se os valores médios das medidas de 30 indivíduos, expresso em unidade de peso fresco, em que $1\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1} = 1\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (WETZEL; LIKENS, 2000).

As espécies descritoras foram definidas como aquelas que contribuíram com mais de 5% para a biomassa total e classificadas pela abordagem do grupo funcional de Reynolds (RFG), proposta por Reynolds et al. (2002), revisado por Padisák et al. (2009). A diversidade foi estimada pelo índice de Shannon-Wiener (H') (SHANNON; WEAVER, 1963) com base na biomassa e expressa em bits por miligrama.

2.4 Análise de dados

Os dados de volume armazenado e precipitação foram disponibilizados pela Agência Executiva de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba (AESÁ, 2017).

A análise de variância foi realizada por meio da Análise Multivariada Permutacional de Variação (PERMANOVA) para verificar diferenças significativas de variáveis ambientais entre reservatórios, bacias hidrográficas e período amostral, com 9999 permutações e $\alpha < 0,05$.

Foi realizada a posteriori PERMANOVA *Pair-wise Tests* para os termos que apresentaram variação significativa (ANDERSON, GORLEY, CLARKE, 2008). Anteriormente, os dados ambientais e biológicos foram transformados para $\log(x + 1)$, para melhorar a normalidade, exceto pela porcentagem da variável volume.

Os dados de biomassa do fitoplâncton foram transformados em raiz quadrada, para os dados de riqueza e diversidade foi utilizado o critério de transformação individual. A medida de similaridade "Bray Curtis" foi usada para biomassa e "Distância Euclidiana" para os aspectos de riqueza e diversidade, usando o software Primer + Stay versão 6.1.11.

Para selecionar as variáveis que melhor descreveram a distribuição das variáveis ambientais e (volume acumulado) os grupos funcionais fitoplanctônicos, foi utilizado o DISTLM (modelos lineares baseados em distância). Para visualizar o modelo selecionado no espaço multidimensional utilizamos a "Análise de redundância baseada na distância, dbRDA" (LEGENDRE; ANDERSON, 1999). As análises de PERMANOVA, DISTLM e dbRDA foram realizadas utilizando o software PRIMER + PERMANOVA versão 6.1.11 (ANDERSON, GORLEY, CLARKE, 2008). Análises de Correspondente Canônico (ACC) foram realizadas com dados transformados em log ($x + 1$) para avaliar as principais tendências de variação de dados entre variáveis ambientais e biológicas (grupos funcionais) entre reservatórios. A significância das variáveis foi testada com 999 permutações aleatórias (teste de Monte Carlo) e $p < 0,05$, através do programa CANOCO for Windows 4.5 (BRAAK; SMILAUER, 2002).

3 RESULTADOS

3.1 Cenário Meteorológico, Hidrológico e Limnológico

A precipitação registrada promoveu o aumento do volume de água armazenado em todos os reservatórios da bacia do Rio Mamanguape (Figura 2). Nas demais bacias hidrográficas (Piranhas e Paraíba) o volume dos reservatórios reduziram consideravelmente devido ao período prolongado de precipitações baixas ou ausentes ou ainda por precipitações externas a área de drenagem da bacia, fato este, observado no reservatório São Gonçalo (Figura 2A), onde mesmo havendo registro de chuvas nos meses de janeiro a março, não houve contribuição para o aumento do volume acumulado nesse período.

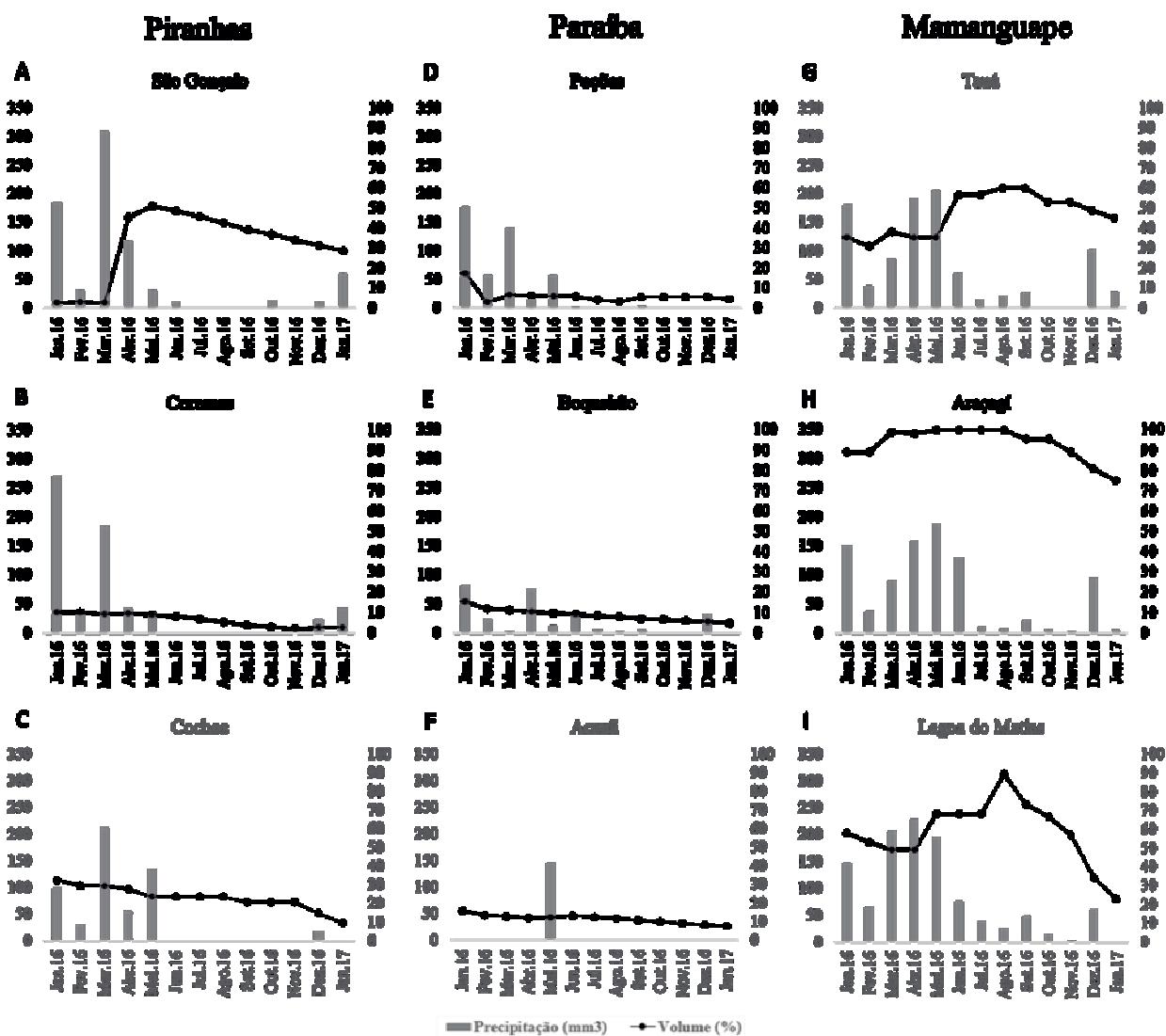


Figura 2: Volume acumulado e precipitação registrada durante o período de estudo. **A:** São Gonçalo, **B:** Coremas e **C:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **D:** Poções, **E:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **F:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **G:**Tauá, **H:** Araçagi e **I:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.

Os reservatórios da bacia do Piranhas, apresentaram águas quentes (entre 25,8 e 32,03°C, n=39), pH (7,4 e 10, n=39), transparência de Secchi entre 0,54 a 1,14m (n=39), águas turbinadas (entre 38,10 e 124,70 uT, n=39) e SDT (entre 0,05 a 0,26 g/L, n=39) (Figuras 3 e 4).

Para os ambientes da bacia do Paraíba, foram observadas também águas quentes (entre 23,5 e 31,6°C, n=39), pH (entre 6,86 e 10,4, n=39), transparência de Secchi entre 0,70 e 1,47 m (n=39), águas turbinadas (entre 35,68 e 401,63 uT, n=39) e SDT (entre 0,27 a 1,79 g/L, n=39). Em contra partida, os reservatórios pertencentes a bacia do Mamanguape, apresentaram águas mais frias (entre 23,78 e 28,05, n=39), pH manteve em condições semelhantes aos reservatórios

do Paraíba (6,64 e 10,03 (n=39), transparência de secchi maiores (entre 1,09 e 1,84 m, n=39), menores valores de turbidez (entre 10,03 e 60,57 uT, n=39) e menores concentrações de SDT (0,10 e 0,42 g/L, n=39) (Figuras 3 e 4).

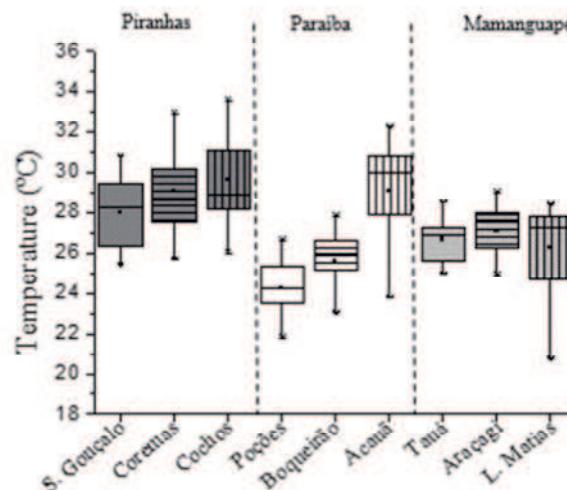


Figura 3: Temperatura registrada nos reservatórios durante o período de estudo.

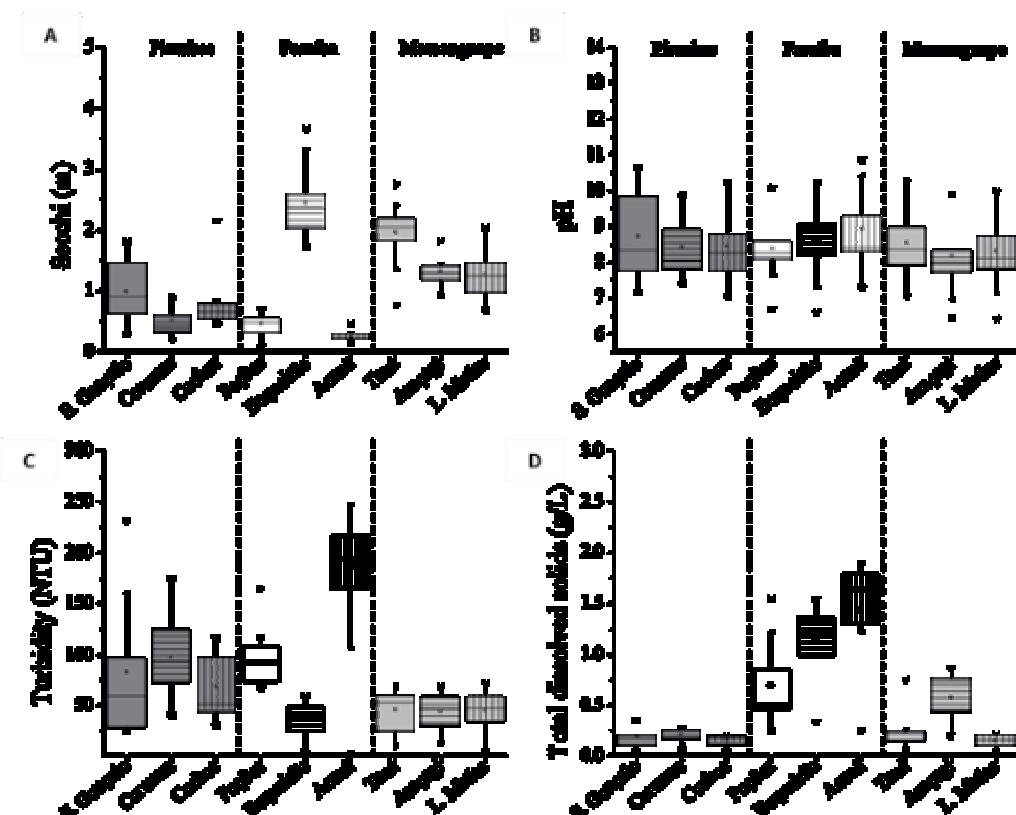


Figura 4: **A:** Transparência Disco de Secchi (m), **B:** pH, **C:** Turbidez (NTU) e **D:** Total de sidos dissolvidos (g) nos reservatórios em estudo.

Houve uma tendência no aumento das concentrações de fósforo total (PT) durante os períodos com registros de redução do volume acumulado. Nos períodos em que os volumes apresentaram maiores valores, as concentrações de PT tenderam a reduzir (Figura 5).

Para as concentrações de clorofila- *a* nos reservatórios pertencentes as bacias do Piranhas e do Paraíba apresentaram comportamento semelhante (Figura 6), onde os períodos com maiores volumes registrados apresentaram as menores concentrações de clorofila-*a* e nos meses com registro de redução do volume acumulado, essas concentrações apresentaram tendência a acréscimo. Nos reservatórios integrantes da Bacia do Mamanguape, as concentrações de clorofila- *a* foram mais baixas, menores que 45 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 6).

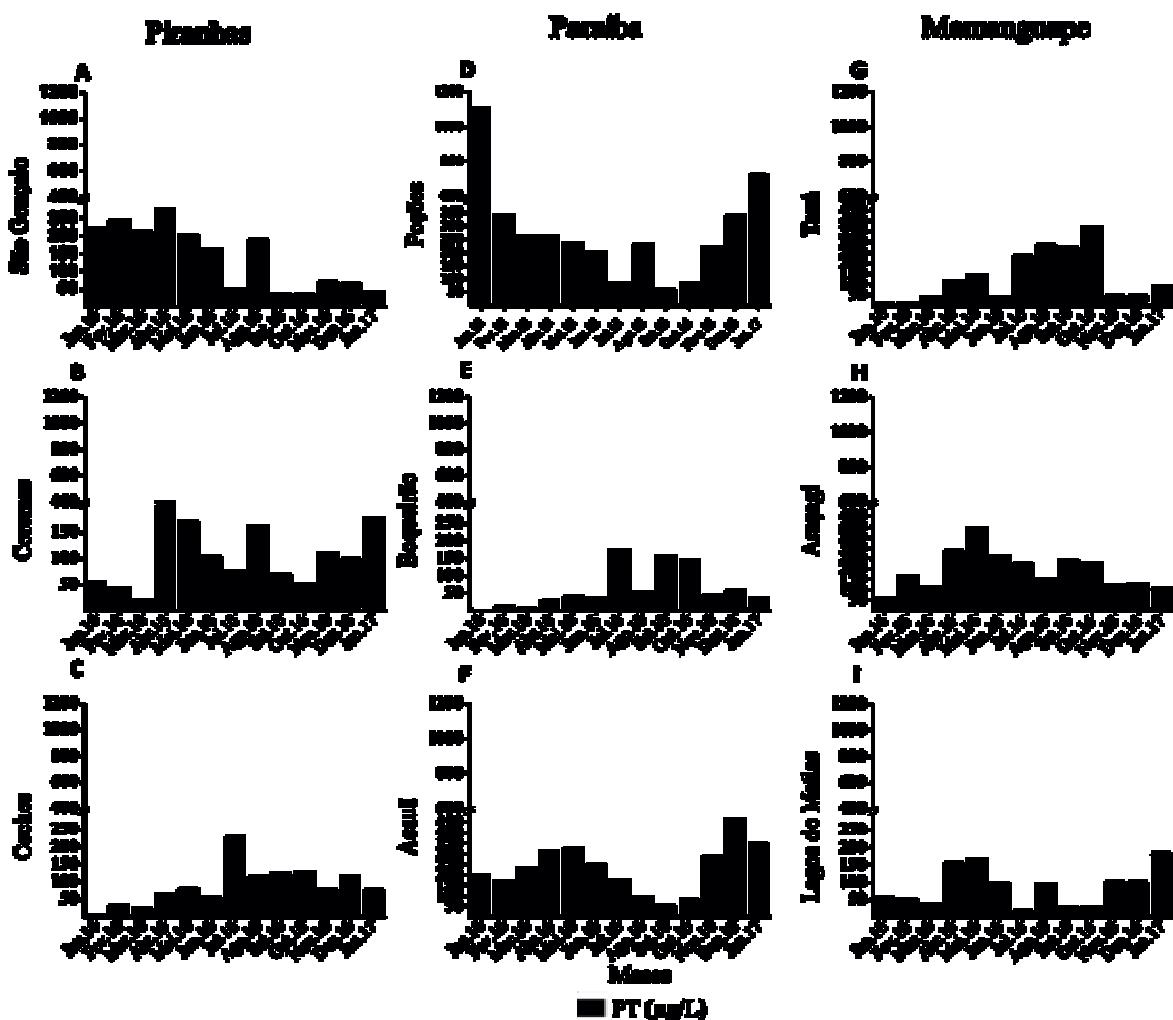


Figura 5: Concentrações de PT durante o período de estudo. **A:** São Gonçalo, **B:** Coremas e **C:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **D:** Poções, **E:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **F:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **G:** Tauá, **H:** Araçagí e **I:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.

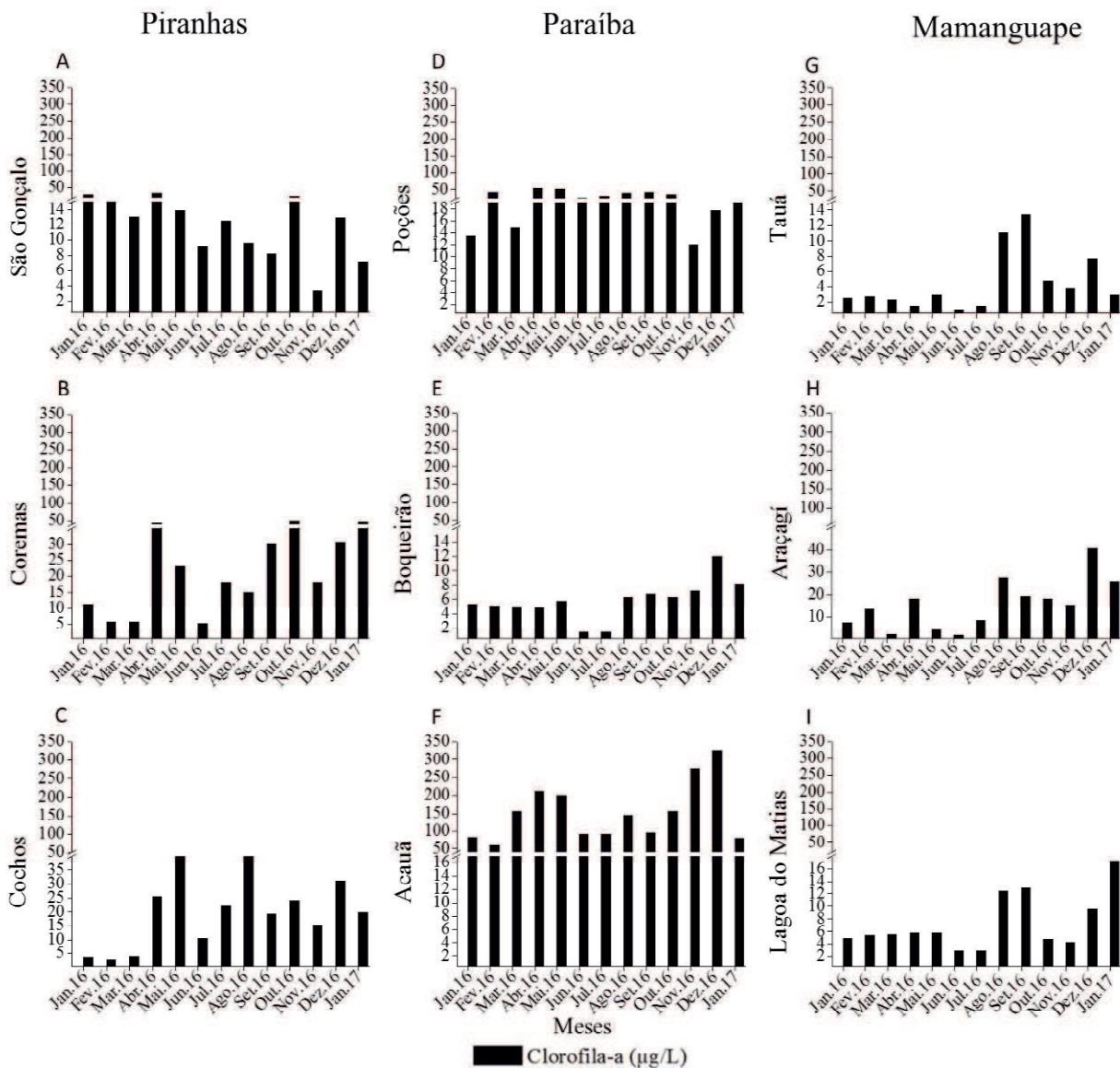


Figura 6: Concentrações de clorofila-a durante o período de estudo. **A:** São Gonçalo, **B:** Coremas e **C:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **D:** Poções, **E:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **F:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **G:**Tauá, **H:** Araçagí e **I:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.

Quando analisadas as variáveis do cenário limnológico e o volume acumulado nos reservatórios em estudo ($R^2=0,62$) a análise de redundância das variáveis ambientais, nos eixos 1 (47%) e eixo 2 (18,5%) contribuíram com 65,5% da variância. No eixo 1, o gráfico DistLM mostra uma clara divisão das bacias hidrográficas, onde as unidades amostrais da bacia do Paraíba estiveram ordenadas positivamente com as concentrações de clorofila-a e SDT e ordenadas negativamente com as concentrações de P Total e turbidez. As bacias do Piranhas e

do Mamanguape estiveram negativamente correlacionadas com a transparência do Secchi e o volume acumulado (Figura 7).

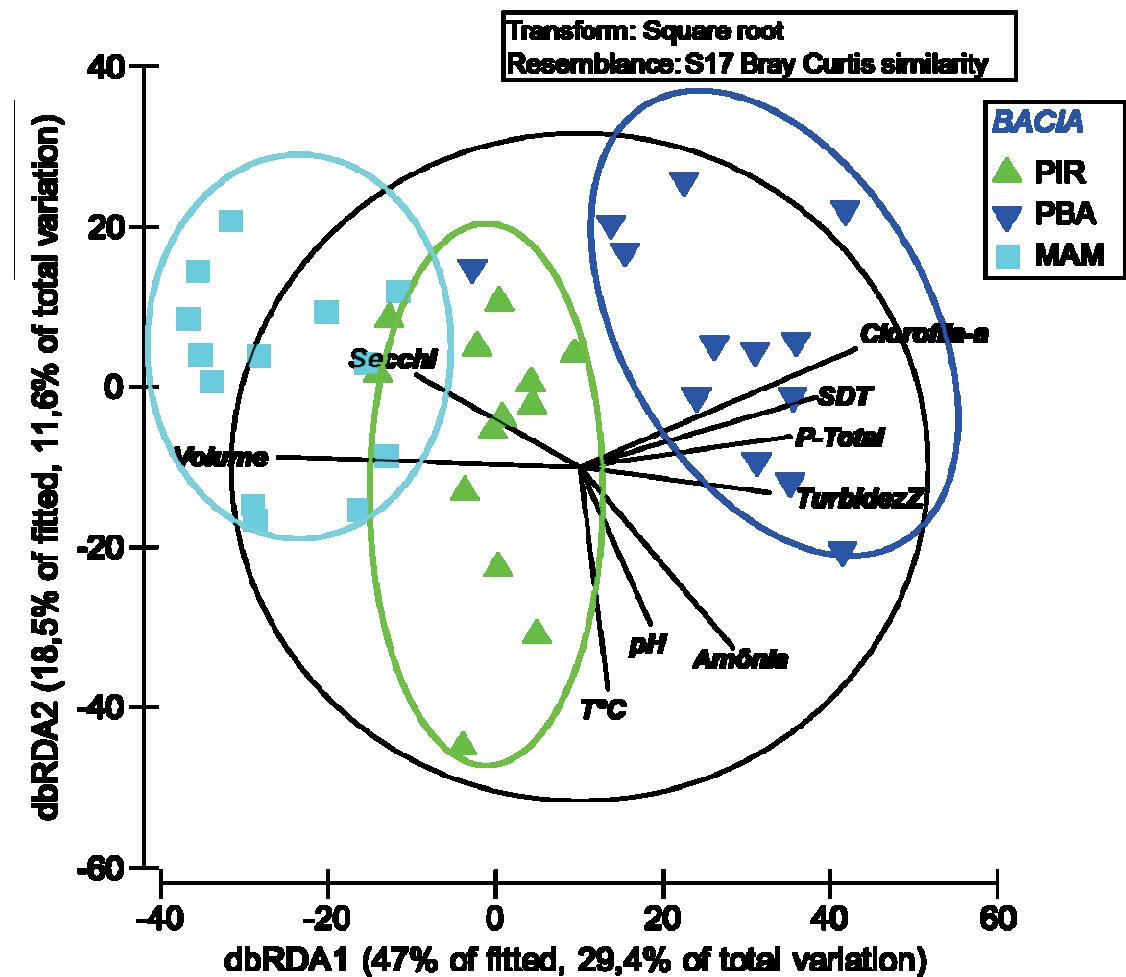


Figura 7: Análise de distance-based linear models DistLM e Distance-based redundancy analysis, dbRDA mostrando os agrupamentos das bacias relacionadas com as variáveis limnológicas e o volume acumulado nos reservatórios.

3.2 Comunidade Fitoplânctônica

Com relação aos GFs, um total de 34 espécies descritoras de fitoplâncton foram distribuídas em 16 grupos funcionais, considerando todos os reservatórios (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies descritoras do fitoplâncton, Riqueza, Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Grupos Funcionais e Biomassa Relativa (%) registrados nos reservatórios durante o período de estudo.

Tabela 1: Continuação

<i>Selenastrum sp.</i>	12	0,65	J	5	0	0	5	0	0	1	0	2
<i>Lepocinclis acus (O.F.Müller) B.Marin & Melkonian</i>	9	0,66	W1	0	0	0	11	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas volvocina (Ehrenberg) Ehrenberg</i>	9	0,52	W1	2	0	1	3	0	0	7	0	7
<i>Trachelomonas volvocinopsis Svirensko</i>	8	0,48	W2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dictiosphaerium sp.</i>	10	0,58	J	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elakatothrix sp.</i>	9	0,7	F	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closteriopsis sp.</i>	11	0,71	P	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Crucigenia tetrapedia (Kirchner) Kuntze</i>	8	0,48	J	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crucigenia retangularis (Nägeli) Gay</i>	10	0,18	J	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium sp.</i>	9	0,22	P	0	0	3	0	0	0	0	4	0

O padrões de substituição dos grupos funcionais deferiram entre os reservatórios e as bacias hidrográficas (Figura 8). No reservatório de São Gonçalo (Piranhas), houve a co-predominância dos grupos **J** e **K** representado pelas espécies *Coelosphaerium* sp. e *Aphanocapsa incerta*, respectivamente. O grupo **K** apresentou tendência de aumento da biomassa ao longo do período amostral. À partir de maio/16 houve tendência de aumento na biomassa do grupo **W₁**, composto pelas espécies *Lepocinclis acus* e *Trachelomonas volvocina*, que co-existiram com a espécie *Cryptomonas ovata*, pertencente ao grupo **Y**. O reservatório Coremas, inicialmente houve registro do grupo **MP**, **S_N**, **S₁**, representados respectivamente pelas espécies, *Pseudanabaena galeata*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, e *Planktolyngbya limnetica*. Posteriormente, houve a substituição desses grupos, com dominância do grupo **M**, representado pela espécie *Microcystis* sp., no período de agosto à dezembro/16. Em contrapartida, o reservatório de Cochos, apresentou registro da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, pertencente ao grupo **S_N** ao longo do período amostral. Os grupos **W₁**, **W₂**, **S₁**, **M** e **K** co-existiram com essa espécie.

Na bacia do Rio Paraíba, observamos uma mudança na composição do fitoplâncton, inicialmente com predominância dos grupos **W₁** e **Y** (Poções), **MP**, **M** e **K** (Boqueirão) e **MP**, **S_N**, **S₁** e **LO** (Acauã). Os grupos **W₁** e **Y** (Poções) permaneceram presentes até janeiro/17 e outubro/16, respectivamente, representados pelas espécies *Lepocinclis acus* e *Cryptomonas ovata*. À partir de agosto/16 houve co-existência das espécies pertencentes aos grupos **J**, **K** e **D** (Poções), **MP**, **S_N** e **K** (Boqueirão) e em Acauã, os grupos **MP**, **S_N**, **S₁**.

Para os ambientes pertencentes a bacia do Mamanguape, observamos dominância do grupo **K** em Tauá, co-existindo com grupo **W₁** á partir de maio/16 e maiores valores de biomassa nos meses agosto e setembro. Em Araçagí, inicialmente houve co-existência dos grupos **S_N**, **M** e **H₁**, posteriormente substituídos pelos grupos **P**, **M** e **K**. O grupo **S_N** apresentou decréscimo de biomassa nos meses de agosto e setembro, porém á partir de outubro, esse grupo apresentou crescentes valores de biomassa. Na Lagoa do Matias, houve o predominio dos grupos **K**, **W₁** e **Y** durante todo o período amostral, sendo o grupo **K**, o mais representativo em termos de biomassa.

Em relação a comunidade fitoplanctônica, a riqueza não apresentou diferença significativa na variação temporal ($p>0,05$), com baixos valores (Tabela 1). A diversidade medida pelo índice de Shannon-Wiener (H') mostrou baixos valores durante o período de estudo (0,06 e 0,71bits. mg^{-1}). Nos reservatórios pertencentes as bacia do Piranhas e do Paraíba, os baixos valores do índice coincidiram com os períodos em que os reservatórios apresentaram redução do volume acumulado. Para os reservatórios da bacia do Mamanguape,

no período de junho a agosto foram verificados valores de H' entre 0,18 e 0,24 bits. mg^{-1} (Tabela 1), coincidindo com o período em que houve dominância da *Cylindrospermopsis raciborskii*.

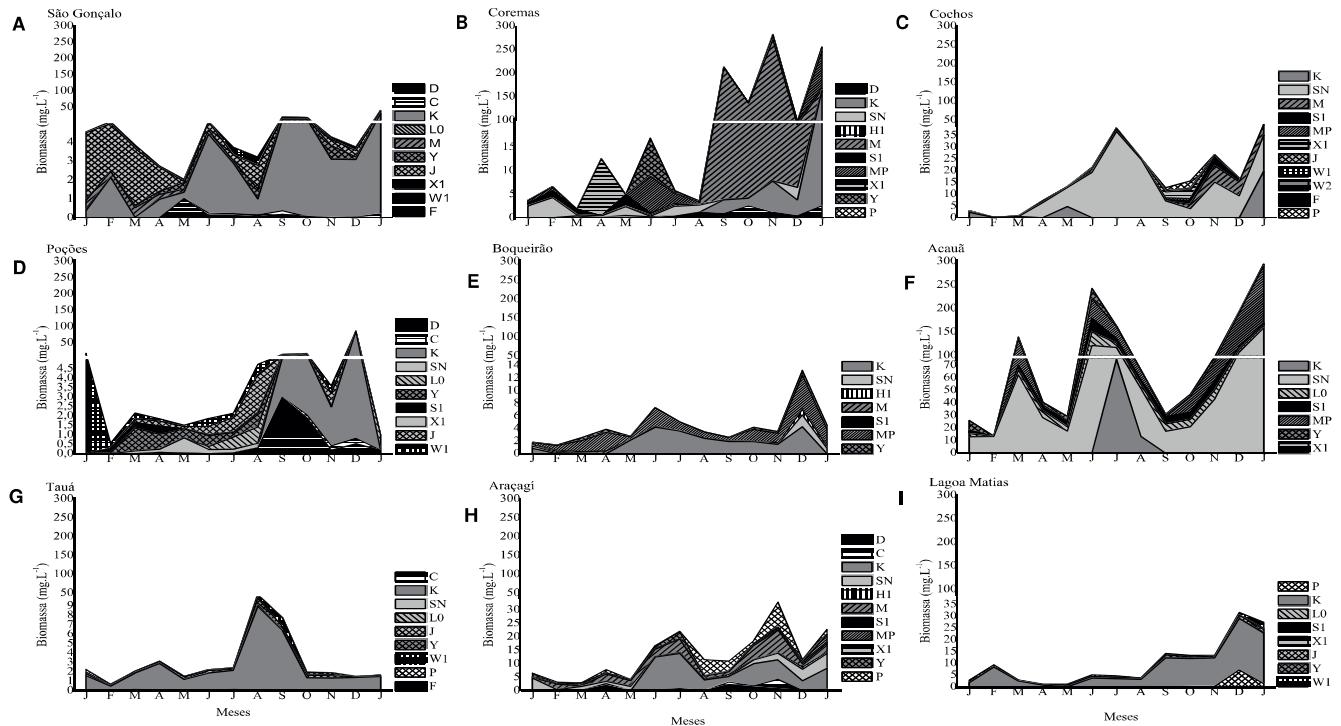


Figura 8: Biomassa dos grupos funcionais nos reservatórios em estudo. **A:** São Gonçalo, **B:** Coremas e **C:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **D:** Poções, **E:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **F:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **G:**Tauá, **H:** Araçagi e **I:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.

Os resultados da ACC realizada com as variáveis ambientais e os grupos funcionais do fitoplâncton indicaram autovalores de 0,351 e 0,096, para os eixos 1 e 2, respectivamente. A correlação de Pearson entre ambiente e espécies para estes mesmos eixos (0,796 e 0,599, respectivamente) evidenciou estreitas relações entre as variáveis abióticas e os grupos funcionais. O Teste de Monte Carlo mostrou que a ordenação foi estatisticamente significativa ($p < 0,05$) indicando a não-ocorrência de ordenação ao acaso (Figura 9).

A representação gráfica da CCA revelou influência das variáveis físicas e químicas no padrão de distribuição dos grupos funcionais, com os eixos 1 e 2 explicando 72,6%. O lado positivo do eixo 1 mostrou associação com as unidades amostrais do período de junho à dezembro/16 para os reservatórios de São Gonçalo e Cochos (Piranhas) e durante todo período amostral para Lagoa do Matias (Mamanguape), destacando – se neste caso, os grupos funcionais **D, M, P, F, W₁** e **W₂** ordenados com volume acumulado ($r = 0,40$). O lado negativo do eixo 1 apresentou como variáveis relevantes para ordenação a T°C ($r = 0,04$) e a Clorofila ($r = 0,30$) que apresentou relação com os grupos **SN** e **S₁**, respectivamente, agregando as unidades amostrais dos reservatórios de Acauã (novembro e dezembro/16), São Gonçalo (janeiro à maio/16) e Coremas (março à maio/16).

No eixo 2 observou-se que a variável SDT ($r = 0,10$) foi relevante para ordenação, segregando em sua maioria o reservatório de Acauã, no período de fevereiro à setembro/16 e janeiro/17, destacando –se nesse caso o grupo funcional **MP**. O lado negativo do eixo 2 apresentou como variáveis relevantes para ordenação o Nitrato ($r = 0,07$) e o Secchi ($r = 0,04$) associados ao reservatório de Boqueirão durante todo o período amostral, destacando –se neste caso, os grupos funcionais **K** e **Y**, respectivamente.

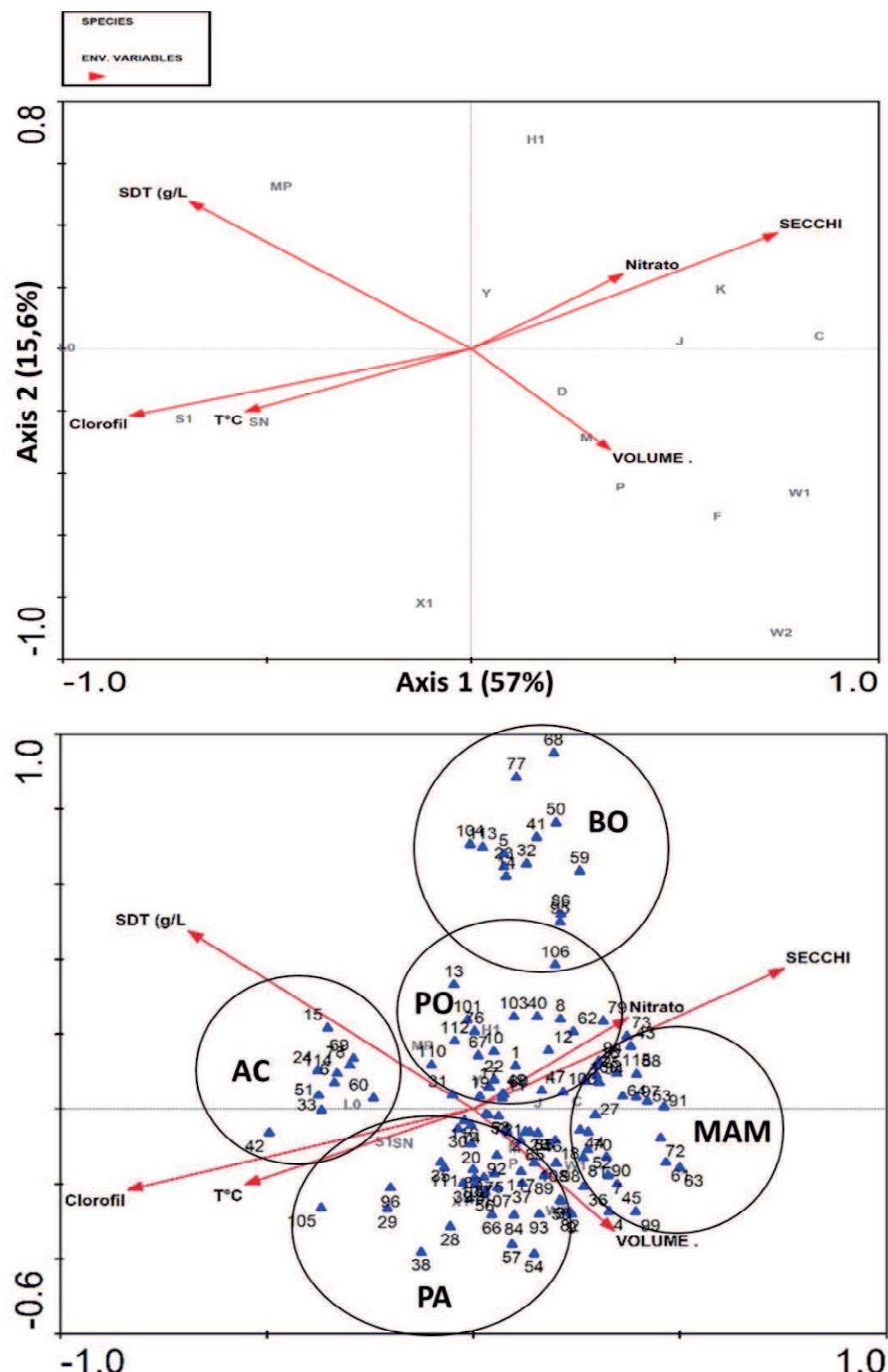


Figura 9: Diagrama de ordenação da ACC das unidades amostrais em função dos grupos funcionais (mg.L^{-1}) nos ambientes e principais variáveis abióticas durante o período de estudo. BO = Boqueirão, AC = Acauã, PO = Poções, PA = Bacia do Piranhas- Açu e MAM = Bacia do Mamanguape.

4 DISCUSSÃO

Este estudo avaliou os efeitos da redução do nível de água sobre as variáveis ambientais e dinâmica da comunidade fitoplanctônica. As baixas e/ou ausentes precipitações registradas durante o período de estudo refletiram nos volumes acumulados, com redução drástica do nível de água dos reservatórios pertencentes a bacia do Paraíba e Piranhas.

Diante do gradiente de precipitação das bacias estudadas, observou-se que a precipitação é uma variável climática capaz de regular a hidrologia de um reservatório, exercendo influência sobre a volume armazenado e o tempo de detenção da água nos sistemas. As diferenças entre os regimes de precipitação entre as bacias hidrográficas, foram refletidas nas características químicas e biológicas da água. Esse comportamento, é evidente em períodos de estiagem, onde os baixos índices de precipitação exercem um efeito substancial no sistema físico-químico dos reservatórios capaz de comprometer a qualidade da água (WANG, et al., 2012).

Observou-se que nas bacias com menores índices de precipitação anual a redução do nível de água e profundidade dos ambientes, promoveu uma contínua mistura dos corpos aquáticos, e consequentemente, a homogeneidade dos sistemas (FREITAS-TEIXEIRA et al., 2016).

As flutuações de volume observadas nos ambientes em estudo exerceram influência na concentração de nutrientes com reflexo sobre as concentrações de clorofila-a e, portanto, determinantes para o crescimento do fitoplâncton (REYNOLDS, 2006). Estudos de Crossetti et al. (2007) já demonstravam que em sistemas lênticos, as mudanças na coluna d'água, relacionadas ao nível de água, é um dos principais fatores ambientais que afetam a dinâmica do fitoplâncton.

Os baixos níveis de água dos reservatórios da região semiárida são frequentemente associados com a alta biomassa de algas, além da turbidez orgânica, em virtude da intensificação da disponibilidade de nutrientes para os produtores primários (NASELLI-FLORES, 2003; GERALDES; BOAVIDA, 2005, 2007; BOND et al., 2008).

Dados da literatura reportam que a eutrofização aumenta a biomassa fitoplanctônica e o predomínio de cianobactérias (PAERL, 2009; SOARES et al., 2012; YANG et al., 2016). Estudos realizados por Bouvy et al., (1999, 2000) já mostravam que o déficit da precipitação anual e a falta de renovação de águas nos reservatórios do semiárido nordestino, foram fatores favoráveis para intensificação do estado trófico e, consequentemente, para a formação de florações de cianobactérias naqueles sistemas.

A temperatura foi uma das variáveis determinantes na estruturação dos ambientes pertencentes à bacia do Rio Piranhas que somadas à distribuição irregular e/ou ausente das chuvas e às altas taxas de evaporação, influenciaram significativamente a redução dos volumes acumulados.

Os efeitos diretos e indiretos da temperatura sobre os ambientes aquáticos, devem ser elevados em consideração, uma vez que, pode ocasionar alteração no metabolismo dos organismos aquáticos, na distribuição de espécies aquáticas e na modelação dos processos físico-químicos (ROLAND et al., 2012). As elevadas temperaturas registradas no reservatório de Acauã (Paraíba) direcionaram a dominância da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*.

A elevação do pH observado durante o período pode ser resultante do consumo de CO₂ em virtude da elevada biomassa do fitoplâncton (clorofila e biovolume total), o que favoreceu vantagem competitiva para as cianobactérias, uma vez que estas podem usar o bicarbonato com fonte de carbono sob condições de temperatura mais elevadas e pH alcalino (ROLLAND et al., 2012).

O baixo volume acumulado e a permanência da baixa transparência da água nas bacias dos Rios Piranhas e Paraíba funcionaram como fator relevante para o favorecimento de cianobactérias filamentosas (*Cylindrospermopsis raciborskii*) que possui várias habilidades, dentre elas, o baixo requerimento de luz (BRIAND et al., 2004; BUFORD; DAVIS, 2011). Já o aumento das concentrações de fósforo total juntamente com a redução da concentração de SRP (indicação de incorporação na biomassa) foram fatores que explicaram o aumento da biomassa e segregação das bacias.

As concentrações de clorofila-a nos ambientes estudados apresentaram relação negativa com o volume, ou seja, as maiores concentrações foram registradas nos períodos com menor volume acumulado. O mesmo padrão é citado em reservatórios do semiárido brasileiro, registrando aumento da biomassa do fitoplâncton associado às condições mais rasas, eutróficas e turbinadas (COSTA et al., 2009; DANTAS et al., 2012), favorecendo o predomínio de cianobactérias (MEDEIROS et al., 2015; COSTA et al. 2015; COSTA et al. 2019).

De forma geral, a biomassa do fitoplâncton foi dominada por cianobactérias, mas devido à flutuação do nível da água e da disponibilidade dos recursos, a composição cianobactérias mudou entre morfotipos coloniais e filamentosas, como resultado de diferentes estratégias adaptativas. Em virtude da dominância das cianobactérias, a riqueza e diversidade das espécies nas bacias em estudo foram baixas durante todo o período de estudo.

Nos períodos com registro de precipitação e aumento do volume houve a redução da biomassa fitoplanctônica, expressa nas concentrações de clorofila. Esse aumento do volume

pode ter ocasionado a diluição da concentração dos nutrientes, diminuindo assim, a biomassa fitoplanctônica, comportamento também verificado em estudos de Brasil et al., (2015), ou ainda, ocasionado pela extinção de luz e maior turbidez dos sistemas. Para Zohary; Padisák; Naselli-Flores (2010), a disponibilidade de luz subaquática é um fator chave que regula a dinâmica do fitoplâncton.

Geralmente, a redução do nível da água está associada ao aumento do tempo de residência, à ressuspensão de sedimentos e à diminuição da disponibilidade de luz (COOPS et al., 2003). Estudos da dinâmica fitoplanctônica em reservatórios rasos tropicais evidenciam que as mudanças na comunidade estão associadas a flutuações do nível de água e a fatores ambientais, como disponibilidade de luz e nutrientes (DANTAS et al., 2012; BARBOSA et al., 2012).

Os resultados da dbRDA apresentaram diferenças entre as bacias hidrográficas, indicando correlação com as variáveis ambientais. Para a ACC, os resultados revelaram influência das variáveis físicas e químicas no padrão de distribuição dos grupos funcionais. Nos ambientes em estudo, a dinâmica dos grupos funcionais também foi influenciada pela disponibilidade de luz (Secchi) e nutrientes (nitrato), além da influência das variáveis: volume acumulado, SDT, temperatura e clorofila-a.

O volume acumulado funcionou como fator direcionador na ocorrência dos RFG's, para os ambientes pertencentes às bacias dos Rios Piranhas e Mamanguape, com associação dessa variável com os FG's **D**, **P**, **F**, **W₁** e **W₂**, típicos de ambientes rasos, turbidos e com redução de luz e o grupo **M** representado por cianobactérias coloniais (*Microcystis* sp.) típicas de ambientes com estado trófico variando de eutrófico a hipereutrófico. Esse fato pode ser explicado por esses sistemas apresentarem condições rasas (Piranhas), de mistura, turbidez e riqueza na disponibilidade de nutrientes (Mamanguape) (PADISÁK; CROSSETTI; NASELLI-FLORES, 2009). Comportamento semelhante foi verificado em estudo de Rodrigues et al. (2017), evidenciando que os fatores hidrodinâmicos e os nutrientes foram os importantes impulsionadores da variação da biomassa dos FG's.

O registro dos FG's **W₁** e **W₂**, estiveram relacionados com a redução do volume acumulado, influenciado pela interação sedimento-água (COSTA et al., 2016), que acarretou numa baixa disponibilidade de luz, favorecendo as espécies mixotróficas que se adaptam a essa condição (MEDEIROS et al., 2015; COSTA et al., 2016), além da alta disponibilidade de matéria orgânica.

Os grupos **S_N** e **S₁** apresentaram relação com as variáveis temperatura e clorofila- a, para Acauã (Paraíba) e São Gonçalo e Coremas (Piranhas). Esses grupos são compostos por espécies

potencialmente toxicas e típicas de ambientes hipereutróficos (BORGES et al., 2008; PAERL et al., 2011; SOARES et al., 2013).

O grupo **MP** esteve associado as concentrações de SDT, segregando os reservatório de Acauã, no período de fev à set/16 e jan/17. Destacaram-se ainda com significativas contribuições as espécies pertencentes aos grupos funcionais **K** e **Y**. A permanência do grupo **K**, esteve relacionado à ambientes com coluna d’água rica em nutrientes. Os representantes do grupo **Y** são organismos flagelados com características mixotróficas. Vários estudos relatam o aumento de algas mixotróficas flageladas em virtude da depleção de luz relacionada à ressuspensão de sedimentos e detritos e ambientes com pouca profundidade (MEDEIROS et al., 2015; COSTA et al., 2016).

Em suma, nossos resultados indicam que mesmo havendo variação do gradiente de precipação na bacias hidrográficas, a estiagem prolongada registrada na região exerceu influencia nos fatores físicos e químicos e na estrutura da comunidade fitoplancônica, refletindo em mudanças na biomassa e composição dos grupos funcionais fitoplancônicos com alto potencial de indicação da variação nas condições físicas e limnológicas dos sistemas. O principal fator direcionador da comunidade fitoplancônica nos ambientes estudados foi a redução do nível da água acumulado, refletindo numa mudança nos principais recursos para o fitoplâncton – luz e nutrientes. Com a intensificação do período de seca, o conjunto de dados representa estágio sucessional da comunidade fitoplancônica, frente as alterações dos grupos funcionais, em resposta ao incremento das concentrações de nutrientes e maior tempo de residência da água nos ambientes.

Embora não tenha ocorrido a permanência dos grupos **W₁**, **W₂** e **Y**, seu registro pode ser explicado pela redução do volume acumulado, uma vez que espécies mixotróficas podem compensar a deficiência de luz ou nutrientes alterando sua nutrição da autotrofia à hetetrofia (KATECHAKIS et al., 2005). Diante do cenário caracterizado por estiagem prolongada, com intensificação do período de seca o elevado tempo de retenção de água relacionado à redução do volume armazenado, favoreceu o crescimento de cianobactérias. As condições ambientais mais turbinas e eutróficas tornaram-se ideais para o surgimento de cianobactérias, afetando de forma negativa a qualidade da água dos reservatórios.

5 REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, 2012, 1325 p.

- ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods, Primer-E, Plymouth UK.
- BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. (2012). Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 24, n. 1, p. 103-118.
- BONILLA, S., AUBRIOT, L., SOARES, M. C. S., GONZÁLEZ-PIANA, M., FABRE, A., HUSZAR, V. L.M., LÜRLING, M., ANTONIADES, D., PADISÁK, J.; KRUK, C. (2012). What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiology Ecology*, 79: 594–607.
- BECKER, V.; CAPUTO, L.; ORDÓÑEZ, J.; MARCÉ, R.; ARMENGOL, J.; CROSSETTI, L.O.; HUSZAR, V.L.M. (2010). Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water research* 44: 3345 – 3354P.
- BOND, N.R.; LAKE, P.S.; ARTHINGTON, A.H. (2008). The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. *Hydrobiologia*, 600(1), 3-16. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-008-9326-z>.
- BORGES, P. A. F.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. (2008). Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* 607: 63–74.
- BOUVY, M., MOLICA, R., DE OLIVEIRA, S., MARINHO, M., BEKER, B. (1999). Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom *Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of Northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, 20 (3): 285-297.
- BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. (2000) Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquat Microb Ecol* 23:13–27.
- BRAAK, C.J.F.Ter.; SMILAUER, P. (2002). CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5).
- BRASIL, J.; ATTAYDE, J.L.; VASCONCELOS, F.R.; DANTAS, D.D.F.; HUSZAR, V.L.L. (2015). Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*, Published Online: 11 November 2015.
- BRIAND, J.F.; LEBOULANGER, C.; HUMBERTD, J.F.; BERNARD, C.; DUFOUR, P. (2004). *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or globalwarming?. *J. Phycol.*, v. 40, p. 231–238.
- BURFORD, M.A.; DAVIS, T.W. (2011) Physical and chemical processes promoting dominance of the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 29, 883–891.
- COOPS, H.; M. BEKLIÖGLU; T. L. CRISMAN. (2003). The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems – workshop conclusions. *Hydrobiologia* 506 – 509, pp. 23 – 27.
- COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. S.; PANOSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. (2009). Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, v. 13, n. 2, p. 382-401.
- COSTA, M.R.A.; ATTAYDE, J.L.; BECKER, V. (2016). Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplaktonfunctional groups in tropical seni-arid shallow lakes. *Hidrobiologia*, 778: 75-89.
- COSTA, M.R.A.; MENEZES, R.F.; SARMENTO, H.; ATTAYDE, J. L.; STERNBERG, L.S.L.; BECKER, V. (2018). Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. *Hydrobiologia*, <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3583-2>.

- CROSSETTI, L.O.; TEIXEIRA, L.M.F.; BOHNENBERGER, J.S.; SCHULZ, U.H.; RODRIGUES, L.R.; MARQUES, D.M. (2018).
- CROSSETTI, L.O.; CARDOSO, L.S.; CALLEGARO, V.L.M.; ALVES-DA-SILVA, S.M.; WERNER, V.; ROSA, Z.M.; MOTTA-MARQUES, D. (2007). Influence of the hydrological changes on the phytoplankton structure and dynamics in a subtropical wetland-lake system. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 19, 315-329.
- BECKER, V.; CARDOSO, L.S.; RODRIGUES, L.H.R.; COSTA, L.S.; MOTTA-MARQUES, D. (2018). Responses of the phytoplankton functional structure to the spatial and temporal heterogeneity in a large subtropical shallow lake. *Acta Limnológica Brasiliensis*, vol. 30, e214.
- DANTAS, È.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.D.C.; MOURA, A.D.N. (2012). Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 42(1), 72-80.
- ELLIOTT, J. A. (2012). The seasonal sensitivity of cyanobacteria and other phytoplankton to changes in flushing rate and water temperature. *Global Change Biology*, 16: 864–876.
- FREITAS-TEIXEIRA, L.M.; BOHNENBERGER, J.E.; RODRIGUES, L.R.; SCHULZ, U.H., DA MOTTA-MARQUES, D.; CROSSETTI, L.O. (2016). Temporal variability determines hytoplankton structure over spatial organization in a large shallow heterogeneous subtropical lake. *Inland Waters*, 2016, 6(3), 32.
- GERALDES, A.M.; BOAVIDA, M.J. (2005). Seasonal water level fluctuations: implications for reservoir limnology and management. *Lakes & Reservoir Management*, vol.10, p. 59-69.
- GERALDES, A. M.; BOAVIDA, M.J. (2007). Zooplankton assemblages in two reservoirs: one subjected to accentuated water level fluctuations, the other with more stable water levels. *Aquatic Ecology*, v. 41, n. 2, p. 273-284.
- HILLEBRAND, H.; DÜRSEKEN, D.; KIRSCHIEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, v. 35, p. 403-424.
- HUSZAR, V.L.M.; KRUK, C.; CARACO, N.F. (2003). Steady state of phytoplankton assemblage of phytoplankton in four temperate lakes (NE USA). *Hydrobiologia*, The Hague, v. 502, p. 97-109.
- JEPPESEN, E.; BRUCET, S.; NASELLI-FLORES, L.; PAPASTERGIADOU, E.; STEFANIDIS, K.; NOGES, T.; NOGES, P.; ATTAYDE, J.L.; ZOHARY, T.; COPPENS, J.; BUCAK, T.; MENEZES, R.F.; FREITAS, F.R.S.; KERNAN, M.; SØNDERGAARD, M.; BEKLIOGLU, M. (2015). Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, 750: 201–227.
- JESPERSEN, A. M.; CHRISTOFFERSEN, K. (1987). Measurements of chlorophyll a from phytoplankton using ethanol as an extraction solvent. *Archiv fur Hydrobiologie Jounal*, 109: 445–454.
- KATECHAKIS, A.; HASENEDER, T.; KLING, R.; STIBOR, H. (2005). Mixotrophic versus photoautotrophic specialist algae as food for zooplankton: The light: nutrient hypothesis might not hold for mixotrophs. *Limnology and Oceanography* 50: 1290–1299.
- LEGENDRE, P.; ANDERSON, M.J. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, 69(1), 1999, pp. 1–24.
- LUND, J.W.G.; KPLING, C.; LECREN, E.D. (1958). The invert microscope method of stating algal number and statistical bases of estimating by counting. *Hydrobiology*, V11, p. 143-170.

- MARENGO, J. A., CHOU, S. C.; BETTS, R.; KAY, G.; ALVES, L. M.; TORRES, R.; SANTOS, D. (2010). Development of regional climate change scenarios in South America using the Eta CPTEC/HadCM3 climate change projections: Part 1. Climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Parana River Basins, *Climate Dynamics*, 2010.
- MEDEIROS, L.C.; MATTOS, A.; LÜRLING, M.; BECKER, V. (2015). Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. *Aquatic Ecology*, 49:293–307.
- MOSS, B.; KOSTEN, S.; MEERHOFF, M.; BATTARBEE, R. W.; JEPPESEN, E.; MAZZEO, N.; HAVENS, K.; LACEROT, G.; LIU, Z.; DE MEESTER, L.; PAERL, H.; SHEFFER, M. (2011). Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters* 1: 101–105.
- MISHRA, A.K.; SINGH, V.P. (2010). A review of drought concepts. *Journal of Hydrology*, 391 (1-2): 202-216.
- NASELLI-FLORES, L. (2003). Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr Deep Lake and Mr Shallow Lake. *Hydrobiologia*, v. 506, n. 1-3, p. 13-21.
- NASELLI-FLORES, L.; BARONE, R. (2005). Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. *Hydrobiologia* 548: 85–99.
- PADISÁK, J. CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621:1–19.
- PAERL, H. W. (2009). Controlling Eutrophication along the Freshwater–Marine Continuum: Dual Nutrient (N and P) Reductions are Essential. *Estuar. Coasts*, vol. 32, p. 593–601.
- PAERL, H. W.; HALL, N. S.; CALANDRINO, E.S. (2011). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment* 409: 1739–1745.
- PEARL, H.W.; OTTEN, T.G (2013). Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microb. Ecol.*, 65 (2013), pp. 995-1010.
- REYNOLDS, C.S. (1998). What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia*, The Hague, v. 369/370, p. 11-26.
- REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L; MELO, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417-428.
- REYNOLDS, C.S. (2006). *Ecology of phytoplankton*. Cambridge, Cambridge University Press: 550pp.
- RODRIGUES, L.C.; PIVATO, B.M.; VIEIRA, L.C.G.; BOVO-SCOMPARIN, V.M.; BORTOLINI, J.C.; PINEDA, A.; TRAIN, S. (2017). Use of phytoplankton functional groups as a model of spatial and temporal patterns in reservoirs: a case study in a reservoir of central Brazil. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-017-3289-x.
- ROLAND, F.; HUSZAR, V. L. M.; FARJALLA, V. F.; ENRICH-PRAST, A.; AMADO, A. M.; OMETTO, J.P.H.B. (2012). Climate change in Brazil: perspective on the biogeochemistry of inland waters. *Brazilian Journal of Biology*, 72(3), 709-722.
- ROMO, S.; SORIA, J.; FERNANDEZ, F.; OUAHID, Y.; BARÓN-SÓLA, A. (2012). Waters residence time and the dynamic of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*, 52(3), 513-522.
- ROSS, J. (1979). *Práticas de ecología*. Barcelona: Editorial Omega.
- SALMASO, N.; NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J. (2015). Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshw. Biol.* 60, 603–619. doi:10.1111/fwb.12520.

- SHANNON, C.E.; WEAVER, W. (1963). The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- SOARES, M.C.S., ROCHA, M.I.A., MARINHO, M.M., AZEVEDO, S.M.F.O., BRANCO, C.W.C., HUSZAR, V.L.M. (2009). Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. *Aquatic Microbial Ecology*, 57: 137-149.
- SOARES, M.C.S., MARINHO, M.M., AZEVEDO, S.M.F.O., BRANCO, C.W.C., HUSZAR, V.L.M. (2012). Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologica*.
- SOARES, M. C. S.; HUSZAR, MIRANDA, M. N.; MELO, M. M.; ROLAND, F.; LURLING, M. (2013). Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. *Hydrobiologia* 717: 1–12.
- SUN, J.; LIU, D. (2003). Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, V.25, N.11, p. 1331–1346.
- TROLLE, D.; NIELSEN, A.; ROLIGHED, J.; THODSEN, H.; ANDERSEN, H.E.; KARLSSON, I.B.; REFGAARD, J.C.; OLESEN, J.E.; BOLDING, K.; KRONVANG, B.; SØNDERGAARD, M.; JEPPESEN, E. (2015). Projecting the future ecological state of lakes in Denmark in a 6 degree warming scenario. *Clim. Res.* 64, 55–72.
- UEHLINGER, V. (1964). Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Arch. Sci. Phys.Nat.* 17:121-223.
- UTERMOHL, H.; (1958). Zur vervollkommer der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitt. in Verein.theor.angew. Limnology*, 9:1 – 38 p.
- WANG, S.; QIAN, X.; HAN, B. P.; LUO, L. C.; HAMILTON, D. P. (2012). Effects of local climate and hydrological conditions on thermal regime of a reservoir at Tropic of Cancer, in southern China. *Water Research* 46, pp. 2591 – 2604.
- WETZEL, R. G.; G. E. LIKENS. (2000). *Limnological Analyses*. WB Saunders Co., Philadelphia.
- YANG, J.; H. LV.; YANG, J.; LIU, L.; YU, X.; CHEN, H. (2016). Decline in water level boots cyanobacteria dominance um subtropical reservoirs. *Science of the Total Environment*, 557: 445-452.
- ZOHARY, T.; PADISAK, J.; NASELLI-FLORES, L. (2010). Phytoplankton in the physical environment: beyond nutrients, at the end, there is some light. *Hydrobiologia* 639: 261–269.

CAPÍTULO 2

Efeitos da Estiagem Prolongada sobre a Dominância de Cianobactérias e Produção de Cianotoxinas em Reservatórios Eutrofizados do Semiárido Brasileiro

Efeitos da Estiagem Prolongada sobre a Dominância de Cianobactérias e produção de Cianotoxinas em Reservatórios Eutrofizados do Semiárido Brasileiro

Patrícia Silva Cruz; Vanessa Becker; José Etham de Lucena Barbosa

Resumo: A incidência de cianobactérias em reservatórios de regiões semiáridas indica que esses sistemas oferecem condições adequadas para seu desenvolvimento, dentre elas, a alta disponibilidade de nutrientes, aumento no tempo de retenção e temperaturas elevadas durante todo o ano. O objetivo deste estudo foi identificar os fatores que podem influenciar a proliferação de cianobactérias e a produção de suas toxinas em reservatórios tropicais de abastecimento público, na região semiárida do Brasil. O estudo foi realizado em 09 (nove) reservatórios, distribuídos em bacias hidrográficas com diferentes médias de precipitação. As amostragem foram realizadas no ponto de captação dos reservatórios durante 13 meses (janeiro de 2016 à janeiro de 2017). Os resultados evidenciaram que as baixas e/ou ausentes precipitações registradas durante o período de estudo refletiram nos volumes acumulados, com redução significativa do nível de água acumulado nos reservatórios pertencentes a bacia do Paraíba e Piranhas. As diferenças entre os regimes de precipitação entre as bacias hidrográficas durante o período de estudo foram refletidas nas características químicas e biológicas da água. A alta disponibilidade de nutrientes (P- total) associada a redução dos volumes acumulados nos reservatórios, favoreceram a dominância de cianobactérias tóxicas, assim como estiveram correlacionadas com as concentrações de toxinas registradas nos ambientes. A sinergia de alguns fatores ambientais, aliada as adaptações específicas de algumas espécies, poderam explicar melhor o padrão de substituição e/ou co-existência, especialmente para as florações de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* sp nos sistemas.

Palavras-chave: Estiagem Prolongada; Cianobactérias; Cianotoxinas.

Effects of Prolonged Density on Cyanobacterial Dominance and Cyanotoxin Production in Brazilian Semi-Arid Eutrophic Reservoirs

Patrícia Silva Cruz; Vanessa Becker; José Etham de Lucena Barbosa

Abstract: The incidence of cyanobacteria in reservoirs in semi-arid regions indicates that these systems offer adequate conditions for their development, among them, high nutrient availability, increase in retention time and high temperatures throughout the year. The objective of this study was to identify the factors that can influence the proliferation of cyanobacteria and the production of their toxins in tropical reservoirs in the semiarid region of Brazil. The study was carried out in 09 (nine) reservoirs, distributed in hydrographic basins with different means of precipitation. Sampling was carried out at the point of abstraction of the reservoirs for 13 months (January 2016 to January 2017). The results evidenced that the low and / or absent precipitations recorded during the study period reflected in the accumulated volumes, with a significant reduction in the level of water accumulated in the reservoirs belonging to the Paraíba and Piranhas basins. The differences between precipitation regimes across river basins during the study period were reflected in the chemical and biological characteristics of water. The high availability of nutrients (total P) associated with the reduction of the accumulated volumes in the reservoirs favored the dominance of toxic cyanobacteria, as well as they were correlated with the concentrations of toxins registered in the environments. The synergy of some environmental factors, together with the specific adaptations of some species, could better explain the pattern of substitution and / or coexistence, especially for the blooms of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis* sp in the systems.

Keywords: Prolonged Drought; Cyanobacteria; Cyanotoxins.

1 INTRODUÇÃO

O registro de florações vem aumentando em intensidade e frequência, com dominância de cianobactérias durante grande parte do ano, sobretudo em reservatórios (SOARES et al., 2009; 2012). A incidência desses organismos nos reservatórios indica que esses sistemas oferecem condições adequadas para seu desenvolvimento, dentre elas, a alta disponibilidade de nutrientes, aumento no tempo de retenção e temperaturas elevadas durante todo o ano (SOARES et al., 2013).

Os fatores bióticos também podem regular a distribuição e ocorrência das florações de cianobactérias, de forma que a proliferação de diferentes populações é favorecida pela versatilidade metabólica e pelas adaptações estruturais e enzimáticas que essas populações utilizam com a finalidade de sobreviver em condições adversas e limitantes (FERNADES et al., 2009).

Em reservatórios do Nordeste brasileiro, a dominância das cianobactérias está geralmente relacionada ao regime pluviométrico, elevada temperatura ambiente, fotoperíodo regular ao longo do ano, pH básico e abundante disponibilidade de nutrientes (BOUVY et al., 1999; HUSZAR et al., 2000; MOURA et al., 2007; DANTAS et al., 2008). Nesses ambientes, são frequentes as florações de cianobactérias de longa duração ou perenes (HUSZAR et al., 2000), inclusive com relatos de produção de toxinas (CHELLAPPA et al., 2008a; COSTA et al., 2009).

Estudos de Mitrovic et al., (2011) relatam que existe uma correlação positiva entre a temperatura e a concentração de cianobactérias, que pode explicar a invasão de algumas espécies de regiões tropicais para subtropicais. Estes organismos apresentam ótimas taxas de crescimento, em temperaturas acima de 25° C (DOKULIL; TEUBNER, 2000; HUISMAN et al., 2018), o que favorece a produção de pigmentos fotoprotetor, a exemplo dos carotenóides e outros compostos que absorvem a radiação UV, garantindo assim, a sobrevivência por longos períodos de exposição a altas intensidades de luz solar (PAUL, 2008; CARRETO; CARIGNAN, 2011).

As florações tóxicas de cianobactérias são consideradas como um dos maiores problemas em ecossistemas de água doce, pois estão associadas a alterações nos aspectos organolépticos da água, como má aparência e odor desagradável, causando também danos ecológicos, tais como alterações nas cadeias alimentares, com potenciais efeitos na ciclagem de

nutrientes e na biodiversidade, além de danos à saúde humana (FERNANDES et al., 2009; PAERL et al., 2011).

No Brasil, o monitoramento da frequência e concentração de cianotoxinas intensificou-se após a morte de 65 pacientes em uma clínica de hemodiálise em Caruaru, Estado de Pernambuco devido à intoxicação causada por microcistinas (CARMICHAEL et al., 2001).

A exposição às cianotoxinas pode ocorrer por via oral, diretamente pela ingestão de água. Outra forma de exposição pode ocorrer indiretamente através do consumo de alimentos como peixes, crustáceos, moluscos e plantas (GALVÃO et al., 2009; PAPADIMITRIOU et al., 2012), em que as cianotoxinas podem estarem bioacumuladas (GUTIÉRREZ-PRAENA et al., 2013), ou ainda, ocorrer por meio de atividades recreativas, exposição dérmica e inalação (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006).

Em situações em que a toxina é eliminada por algum processo de lise celular, envelhecimento (senescênci) ou ação de fatores ambientais, o tratamento convencional não tem se mostrado eficiente, visto que a toxina se encontrará dissolvida na água (DRIKAS et al., 2009). Portanto, o monitoramento das cianobactérias tóxicas e cianotoxinas nos mananciais de água para abastecimento público é imprescindível para identificar os locais com risco potencial, visto que comprometem a qualidade da água, dificultam a remoção dos organismos que se proliferam e encarecem o processo de potabilização (LAPOLLI et al., 2011). O objetivo deste estudo foi identificar os fatores que podem influenciar a proliferação de cianobactérias e a produção de suas toxinas em reservatórios tropicais de abastecimento público, na região semiárida do Brasil.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 .1 Área de Estudo: O estudo foi conduzido em nove (09) reservatórios, distribuídos em três bacias hidrográficas: São Gonçalo (SG), Coremas (CO) e Cochos (CH) na Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu (PA); Argemiro de Figueiredo (Acauã) - AC, Epitácio Pessoa (Boqueirão) - BO e Poções (PO) na Bacia hidrográfica do Rio Paraíba (PB) e Tauá (TA), Araçagí (AR) e Lagoa do Matias (LM) na Bacia do Rio Mamanguape (MAM) (Figura 1). Embora as regiões das bacias em estudo sejam consideradas semiáridas, as mesmas apresentam contrastantes valores médios de precipitação anual, dessa forma, a distribuição espacial das bacias hidrográficas foi baseada no padrão do gradiente de pluviosidade (PA-500mm; PB – 300mm e MAM – 800-2000mm). A amostragem compreendeu o período de janeiro de 2016 à

janeiro de 2017. Este período foi caracterizado por estiagem prolongada na maior parte da região, com reservatórios atingindo menos de 50 % de sua capacidade máxima.

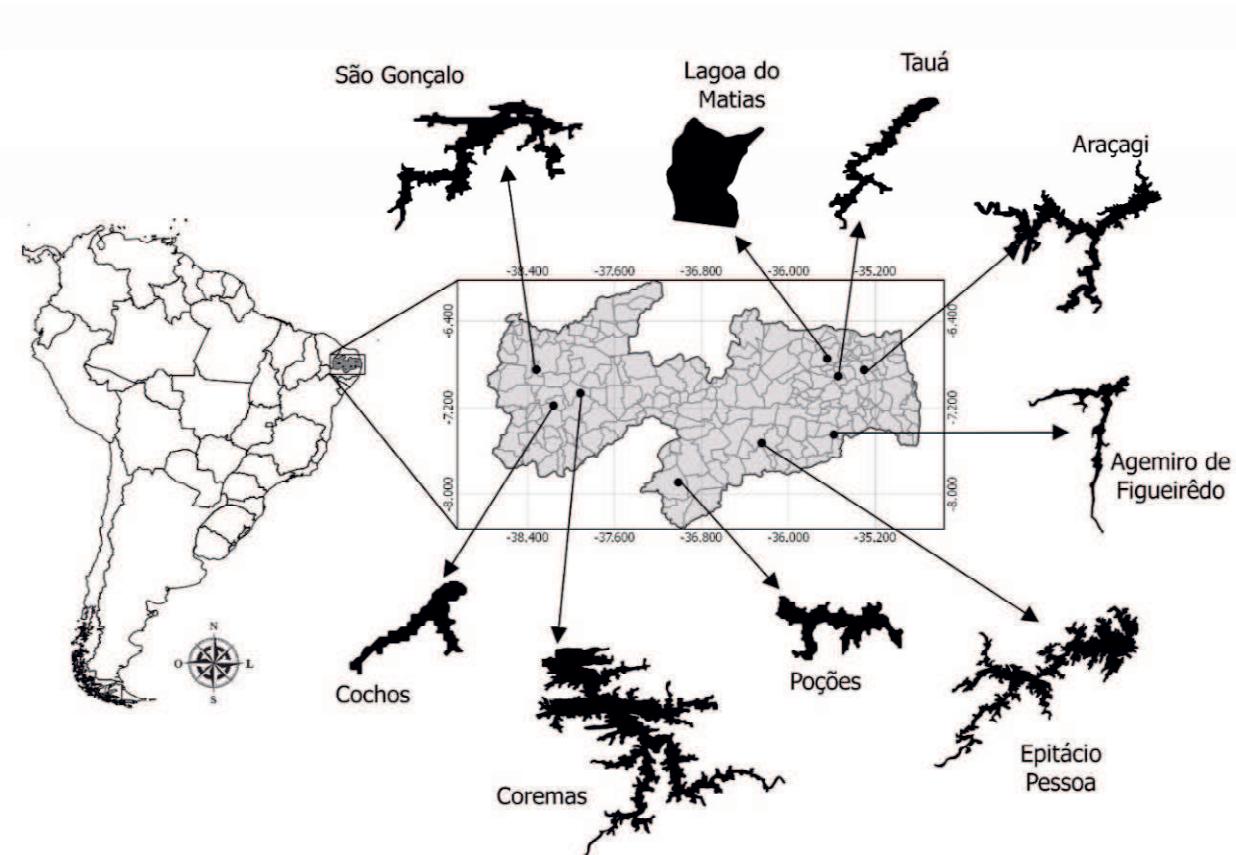


Figura 1: Mapa de Localização dos reservatórios em estudo.

2.2 Amostragem e Análises

As amostragens foram realizadas na subsuperfície do ponto de captação do sistema adutor da Companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA), com periodicidade mensal.

A transparência da água foi medida com o disco de Secchi. As seguintes variáveis foram medidas usando uma sonda multiparâmetro (Horiba, U-50): turbidez, temperatura, pH e sólidos dissolvidos totais (SDT).

As alíquotas de nutrientes e clorofila foram coletadas em garrafas de polietileno (1L) e preservadas em gelo. Para o fitoplâncton, as amostras para identificação foram coletadas através de uma rede de plâncton (20 micrões) e, para contagem, as amostras foram coletadas em garrafas de polietileno (200mL) e fixadas com solução de Lugol Concentrado a 5%.

Análises de nutrientes inorgânicos dissolvidos e clorofila-a foram inicialmente filtradas em filtros de fibra de vidro (\varnothing 47 mm e 1,5 μm porosidade). O fósforo reativo solúvel (SRP) foi determinado pelo método de oxidação do persulfato de potássio. O nitrato foi determinado pelo método de redução de cádmio. O nitrito foi determinado pelo método colorimétrico com N-nafitil e a amônia foi determinada pelo método colorimétrico pelo endofenol. Para a determinação do fósforo total, utilizou-se o método de oxidação do persulfato de potássio e a leitura espectrofotométrica. Todas as análises seguiram as recomendações descritas nos Métodos Padrão para o Exame de Água e Esgoto (APHA, 2012). Para determinar a concentração de clorofila-a, utilizou-se a técnica de extração com etanol a 96% (JESPERSEN; CHRISTOFFERSEN, 1987).

2.3 Comunidade Fitoplanctônica

A comunidade fitoplancônica foi identificada sempre no nível da espécie. A identificação das espécies foi realizada em microscopia óptica, utilizando-se bibliografia especializada e a análise quantitativa foi realizada com microscópio invertido, segundo Utermöhl (1958). Unidades de assentamento (células, colônias e filamentos) foram enumeradas em campos aleatórios (UEHLINGER, 1964) e pelo menos 100 espécimes das espécies mais freqüentes foram contados (LUND et al., 1958). A densidade (ind mL^{-1}) foi determinada, segundo Ross (1979), e o biovolume ($\text{mm}^3 \text{ L}^{-1}$) foi estimado a partir de fórmulas geométricas (SUN; LI, 2003; HILLEBRAND et al., 1999) utilizando-se os valores médios das medidas de 30 indivíduos, expresso em unidade de peso fresco, em que $1\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1} = 1\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (WETZEL; LIKENS, 2000).

2.4 Análise de Toxinas

Ensaios de Imunoadsorção Enzimática (ELISA; Abraxis) foram usados para quantificar três toxinas: microcistina (MYC), saxitoxina (STX) e cilindrospermopsina (CYN). As amostras foram congeladas e descongeladas três vezes e armazenadas em tubos eppendorfs de 2,0ml e mantidas em ultrafreezer (-86°C) e posteriormente analisadas.

Os kits foram específicos para cada toxina (MC-LR, saxitoxina-STX e cilindrospermopsina – CYN) e a curva padrão de cada teste foi realizada para cada análise. Esse método é aplicado em algumas estações de tratamento de água por ser um método de detecção de cianotoxinas reconhecido e pela relativa simplicidade e praticidade das análises, que

consumem um tempo médio de 3h de operação por placa. Cada placa contém 96 poços sensibilizados com anticorpos específicos para cada cianotoxina aderidos nas paredes. Amostras em duplicata dos padrões e das amostras são adicionadas aos poços por micropipetas e as moléculas de cianotoxinas presentes se ligam ao anticorpo específico. Um conjugado formado por toxina e uma enzima marcada é aplicado em seguida e se unirá aos anticorpos livres, que não foram ligados às toxinas da amostra. Os procedimentos posteriores consistem em adicionar um substrato que se ligará à enzima, formando uma coloração indicativa dos anticorpos que não foram ligados pela toxina da amostra, e sim do conjugado. A quantificação ocorre por fotometria, utilizando-se leitora de placas com comprimento de onda de 450nm.

2.5 Análise de Dados

A análise de variância foi realizada por meio da Análise Multivariada Permutacional de Variação (PERMANOVA) para verificar diferenças significativas de variáveis ambientais entre reservatórios, bacias hidrográficas e período amostral, com 9999 permutações e $\alpha < 0,05$.

Foi realizada a posteriori PERMANOVA *Pair-wise Tests* para os termos que apresentaram variação significativa (ANDERSON, GORLEY, CLARKE, 2008). Anteriormente, os dados ambientais foram transformados para $\log(x + 1)$ para melhorar a normalidade, exceto pela porcentagem da variável volume e pH.

Os dados de biomassa das espécies com potencial toxigênico foram transformados em raiz quadrada. A medida de similaridade "Bray Curtis" foi usada para biomassa e "Distância Euclidiana" para os dados ambientais, usando o software Primer + Stay versão 6.1.11.

Para selecionar as variáveis que melhor descreveram a distribuição das variáveis ambientais e as espécies com potencial toxigênico, assim como para as concentrações de toxinas, foi utilizado o DISTLM (modelos lineares baseados em distância). Para visualizar o modelo selecionado no espaço multidimensional utilizamos a "Análise de redundância baseada na distância, dbRDA" (LEGENDRE; ANDERSON, 1999). As análises de PERMANOVA, DISTLM e dbRDA foram realizadas utilizando o software PRIMER + PERMANOVA versão 6.1.11 (ANDERSON, GORLEY, CLARKE, 2008).

3 RESULTADOS

O estudo foi marcado por um período de baixas precipitações nas bacias hidrográficas do Piranhas e Paraíba, com registro de redução do volume acumulado nos reservatórios (Figura

2). A precipitação registrada promoveu o aumento do volume de água armazenado em todos os reservatórios da bacia do Rio Mamanguape (Figuras 2G, 2H e 2I).

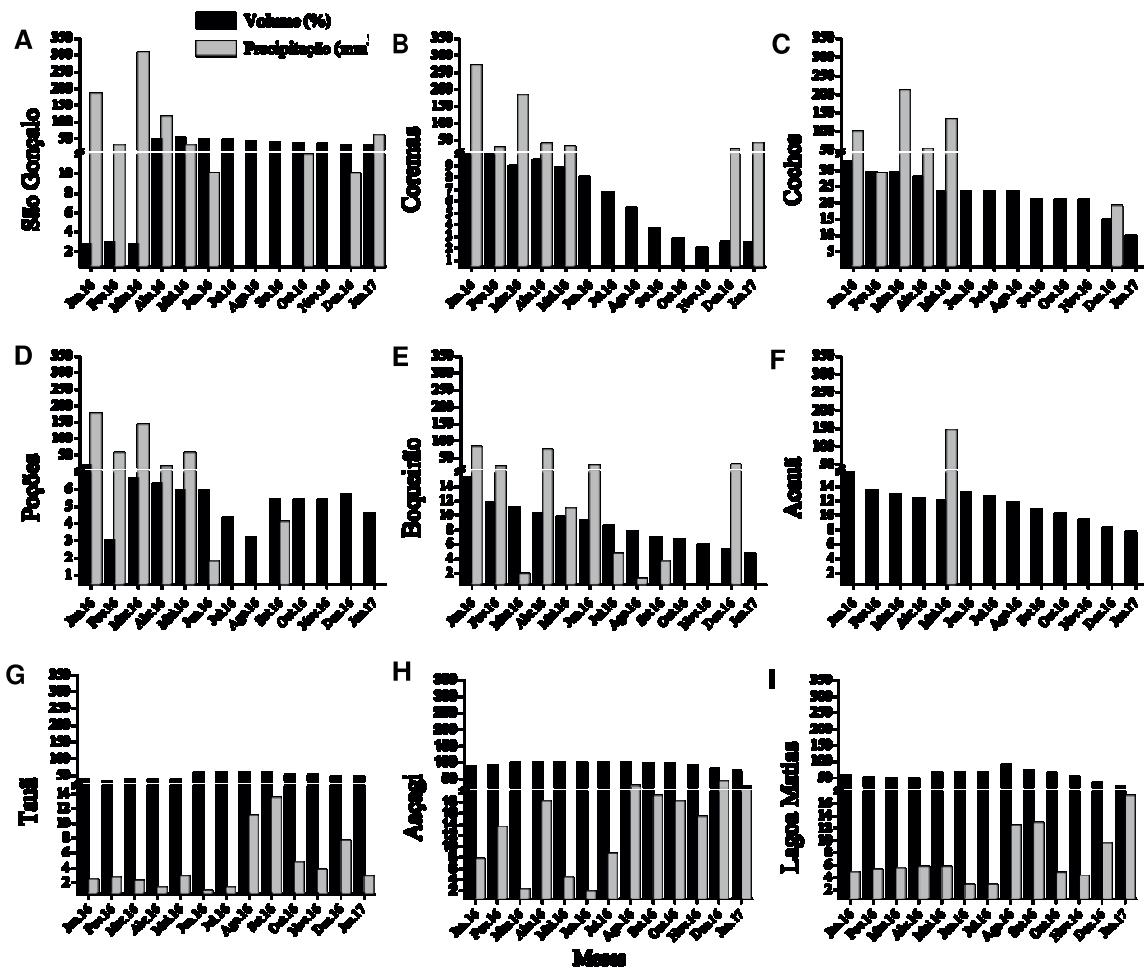


Figura 2: Volume acumulado e precipitação registrada durante o período de estudo. **A:** São Gonçalo, **B:** Coremas e **C:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **D:** Poções, **E:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **F:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **G:**Tauá, **H:** Araçagí e **I:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.

Os reservatórios da bacia do Piranhas, apresentaram águas quentes (entre 25,8 e 32,03°C, n=39), pH (7,4 e 10, n=39), transparência de Secchi entre 0,54 a 1,14m (n=39), águas turbinadas (entre 38,10 e 124,70 uT, n=39) e SDT (entre 0,05 a 0,26 g/L, n=39), conforme tabela 1. Na bacia do Paraíba, foram observadas também águas quentes (entre 23,5 e 31,6°C, n=39), pH (entre 6,86 e 10,4, n=39), transparência de Secchi entre 0,70 e 1,47 m (n=39), águas turbinadas

(entre 35,68 e 401,63 uT, n=39) e SDT (entre 0,27 a 1,79 g/L, n=39). Em contra partida, os reservatórios pertencentes a bacia do Mamanguape, apresentaram águas mais frias (entre 23,78 e 28,05, n=39), pH manteve em condições semelhantes aos reservatórios do Paraíba (6,64 e 10,03 (n=39), transparência de secchi maiores (entre 1,09 e 1,84 m, n=39), menores valores de turbidez (entre 10,03 e 60,57 uT, n=39) e menores concentrações de SDT (0,10 e 0,42 g/L, n=39) (Tabela 1).

Tabela 1. Valores médios das variáveis ambientais registrados nos reservatórios durante o período de estudo.

PIRANHAS	jan/16	fev/16	mar/16	abr/16	mai/16	jun/16	jul/16	ago/16	set/16	out/16	nov/16	dez/16	jan/17
SECCHI	0,56	1,14	0,69	0,74	0,58	0,97	0,55	0,87	0,54	0,85	0,76	0,85	0,76
T°C	27,85	30	31,89	32,03	30,98	30,95	25,97	25,83	27,54	28,34	29,59	28,34	29,59
pH	10	9,81	9,84	7,41	7,65	7,4	8,28	8,35	8,1	8,98	9,18	8,98	9,18
TURBIDEZ (uT)	100,67	92,5	124,7	57,03	83,1	50,6	88,83	79,33	117,4	39,43	38,1	39,43	38,1
SDT (g/L)	0,26	0,26	0,26	0,14	0,13	0,13	0,2	0,18	0,05	0,2	0,2	0,2	0,2
PARAÍBA													
SECCHI	0,95	0,42	0,96	0,96	1,05	1,29	0,89	1,47	1,36	1,17	1,07	0,76	0,7
T°C	26,7	31,6	27,43	27,75	27,86	28,34	23,56	23,97	24,95	24,41	25,59	27,01	26,88
pH	10,27	10,4	10,17	6,86	7,57	7,93	8,34	8,43	8,22	8,28	8,26	8,81	8,97
TURBIDEZ (uT)	401,63	173	111	85,57	98,17	35,68	107,63	134,53	131,57	88,9	165,67	103,37	122,87
SDT (g/L)	1,19	1,79	1,22	0,9	0,92	0,91	1,34	1,4	1,47	0,27	0,35	1,38	1,51
MAMANGUAPE													
SECCHI	1,09	1,56	1,54	1,47	1,38	1,49	1,5	1,53	1,84	1,97	1,67	1,4	1,21
T°C	27,25	27,7	27,67	28,25	27,53	28,18	24,22	23,78	25,03	26,26	25,55	27,74	27,43
pH	9,96	9,55	10,03	6,64	7,31	7,49	8,12	8,24	8	8,08	8,08	8,24	8,55
TURBIDEZ (uT)	52,57	44,83	51,13	10,03	42,27	21,17	51,27	56,93	59,57	60,23	66,33	29,47	31,37
SDT (g/L)	0,39	0,38	0,39	0,27	0,24	0,25	0,39	0,4	0,42	0,09	0,1	0,36	0,38

Em relação a série fosfatada, obsevou-se que o fósforo solúvel reativo (SRP) apresentou redução das concentrações durante o período de estudo. As concentrações de Fósforo total (PT) foram inversamente proporcionais ao volume dos reservatórios, onde o aumento das concentrações desse nutriente, coincidiu com os períodos de redução do volume acumulado (Figura 3). Comportamento semelhante, foi observado nas concentrações de clorofila-a, para os reservatórios pertencentes as bacias do Piranhas e do Paraíba (Figura 4).

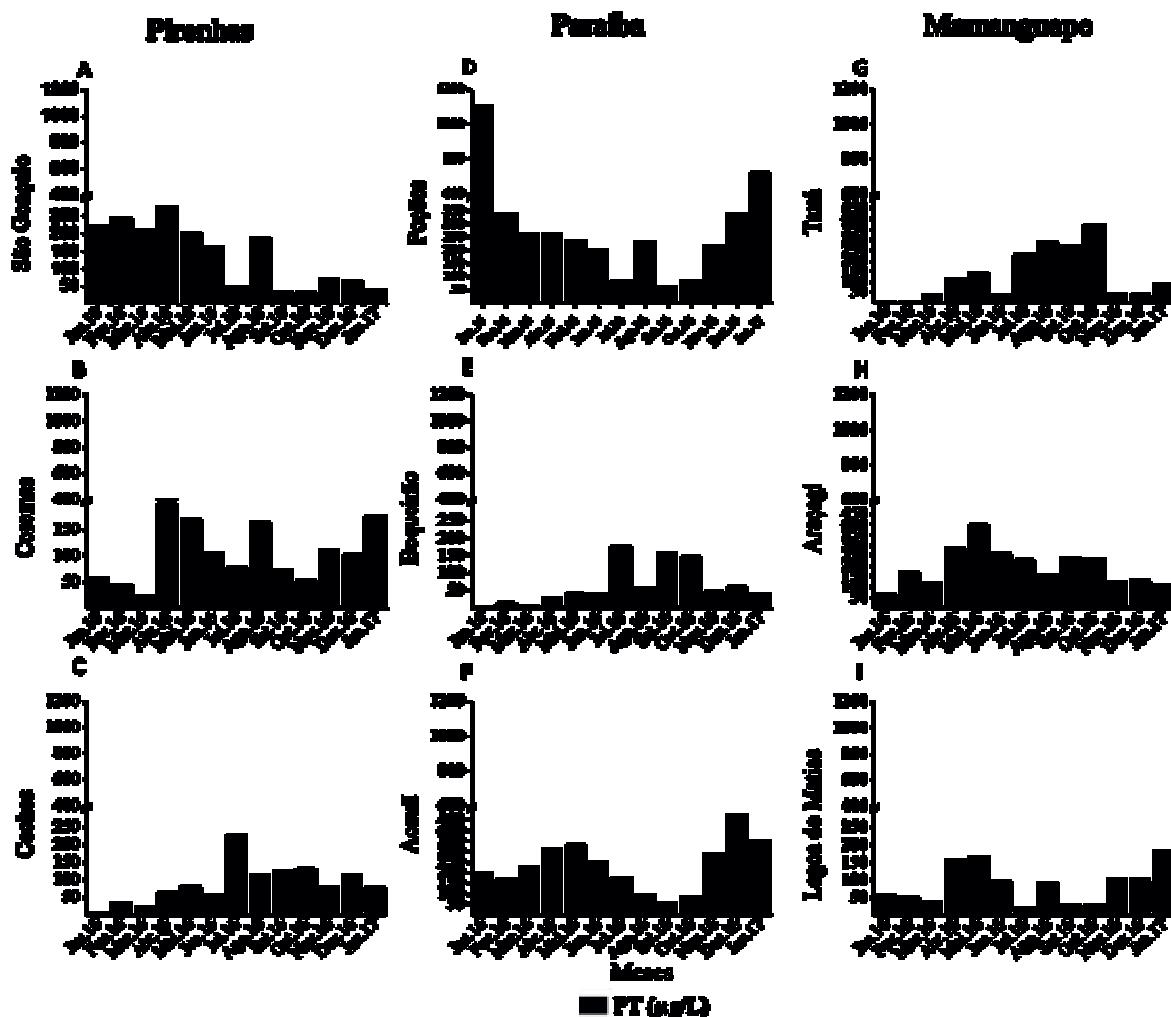


Figura 3: Concentrações de PT durante o período de estudo. **A:** São Gonçalo, **B:** Coremas e **C:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **D:** Poções, **E:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **F:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **G:**Tauá, **H:** Araçagí e **I:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.

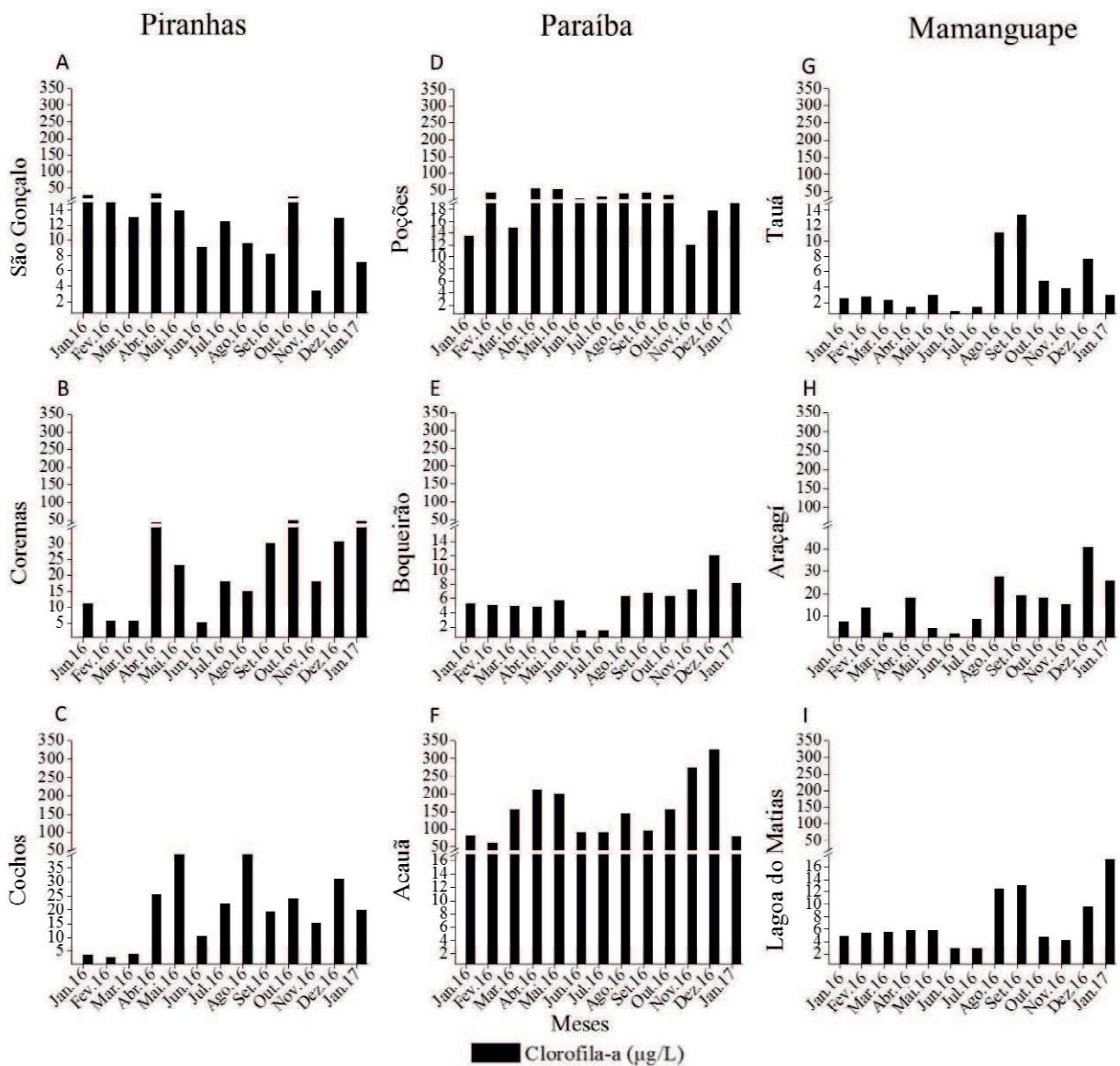


Figura 4: Concentrações de clorofila-a durante o período de estudo. **A:** São Gonçalo, **B:** Coremas e **C:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **D:** Poções, **E:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **F:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **G:**Tauá, **H:** Araçagi e **I:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.

Durante o período de estudo foram identificados 11 taxa de cianobactérias (Tabela 2), com registro de 3 espécies potencialmente produtoras de toxinas: *Dolichospermum* sp., *Microcystis* sp. e *Cylindrospermopsis raciborskii*. Nos ambientes integrantes da bacia do Piranhas, houve registro das espécies *Microcystis* sp. e *Cylindrospermopsis raciborskii*, com biovolume mais expressivos nos reservatórios de Coremas e Cochos (Figura 5).

Para os ambientes da bacia do Paraíba, a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi registrada em todos os ambientes, porém com biomassa mais expressiva no reservatório de Acauã. Para o reservatório de Boqueirão, houve registro ainda, da espécie *Dolichospermum* sp. (Figura 5). Para os ambientes da bacia do Mamanguape, os valores mais expressivos de biovolume foram da espécie *Microcystis* sp. (Figura 5), no reservatório de Araçagí. Houve ainda registro da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, em Tauá e Araçagí.

Tabela 2. Espécies de cianobactérias registradas e Biomassa relativa (%) das espécies durante o período de estudo. **SG:** São Gonçalo, **CO:** Coremas e **CH:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **PO:** Poções, **BO:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **AC:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **TA:**Tauá, **AR:** Araçagí e **LM:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.

ESPÉCIES	SG	CO	CH	PO	BO	AC	TA	AR	LM
<i>Aphanocapsa</i> sp.	0,00	0,00	13,30	92,88	13,58	7,11	0,00	0,00	99,74
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann)									
<i>G.Cronberg &</i> <i>Komárek</i>	96,84	53,57	0,00	0,00	29,39	0,00	98,74	13,22	0,00
<i>Chroococcus</i> sp.	0,43	0,00	0,00	3,27	0,00	0,00	0,55	0,00	0,24
<i>Coelosphaerium</i> sp.	0,55	0,00	0,00	1,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cylindrospermopsis</i> <i>raciborskii</i> * (Wołoszynska) Sunayya & Subba Raju									
<i>Dolichospermum</i> sp.*	0,00	4,73	71,33	1,73	6,49	55,39	0,71	5,25	0,00
<i>Merismopedia minima</i> G.Beck	0,00	0,73	0,00	0,00	3,52	0,00	0,00	0,59	0,00
<i>Microcystis</i> sp.*	2,18	4,26	9,39	0,00	1,62	0,00	0,00	79,76	0,00
<i>Phormidium</i> sp.	0,00	1,63	0,00	0,85	0,00	6,73	0,00	0,00	0,00
<i>Planktolyngbya</i> <i>limnetica</i> (Lemmermann)									
<i>Kamárkavá</i> –Legnerová & Cronberg	0,00	1,16	3,95	0,00	0,43	0,45	0,00	0,41	0,02
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher	0,00	33,92	1,05	0,00	44,98	30,10	0,00	0,76	0,00

*Espécies potencialmente produtoras de toxinas.

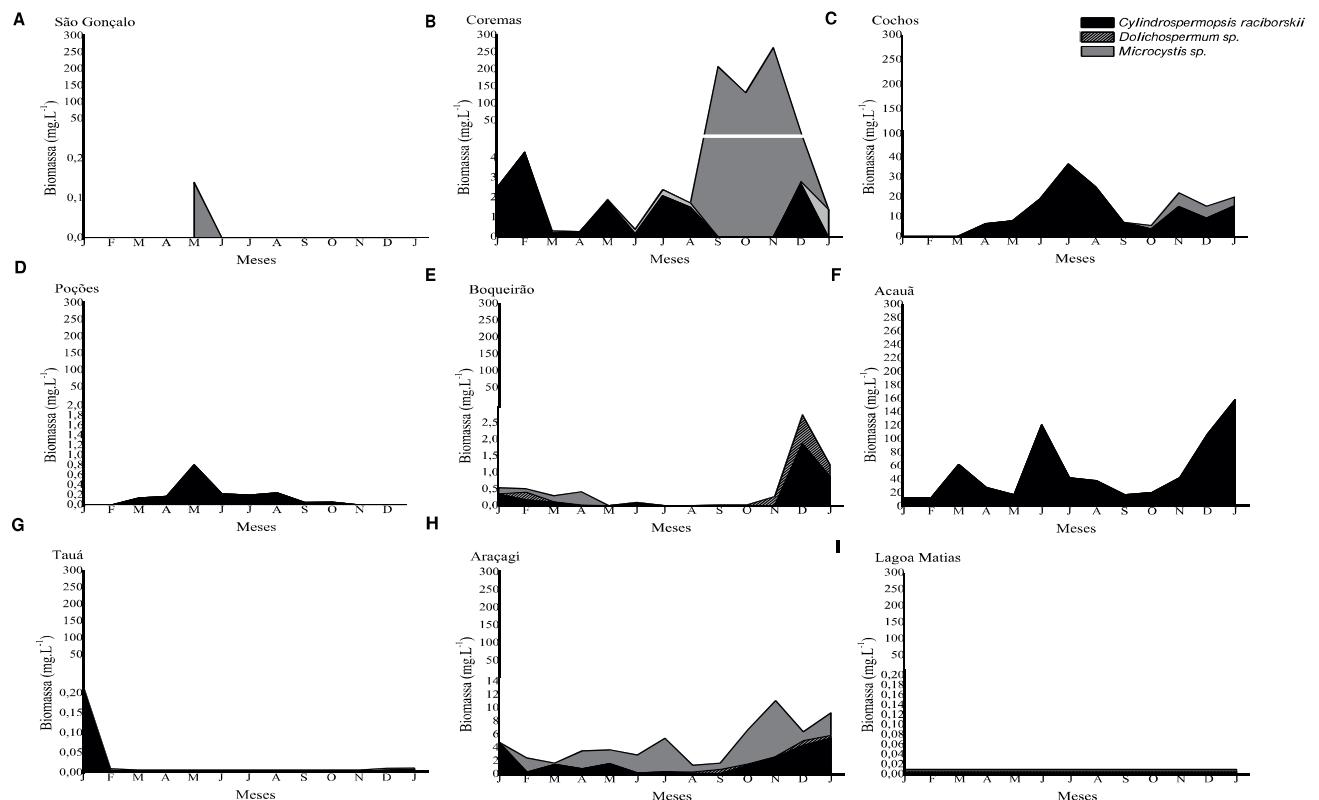


Figura 5: Biomassa ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) das espécies potencialmente produtoras de toxinas durante período de estudo. **A:** São Gonçalo, **B:** Coremas e **C:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **D:** Poções, **E:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **F:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **G:**Tauá, **H:** Araçagi e **I:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.

Houve registro de cianotoxinas (MYC, SAX e CYL) em todos os reservatórios em estudo (Figura 6). As maiores concentrações registradas foram para MYC e CYL em todos os ambientes estudados. Para MYC as concentrações foram superiores a $2,0\mu\text{L}^{-1}$, com discreta tendência de aumento ao longo do período. Já para SAX as concentrações mantiveram valores inferiores a $1,0\mu\text{L}^{-1}$, exceto no reservatório de Araçagí, nos meses de setembro e dezembro/16, coincidindo com período de aumento da biomassa das espécies *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Dolichospermum* sp. e *Microcystis* sp. As concentrações de CYL mantiveram valores inferiores a $1,5\mu\text{L}^{-1}$ em todos os ambientes (Figura 6).

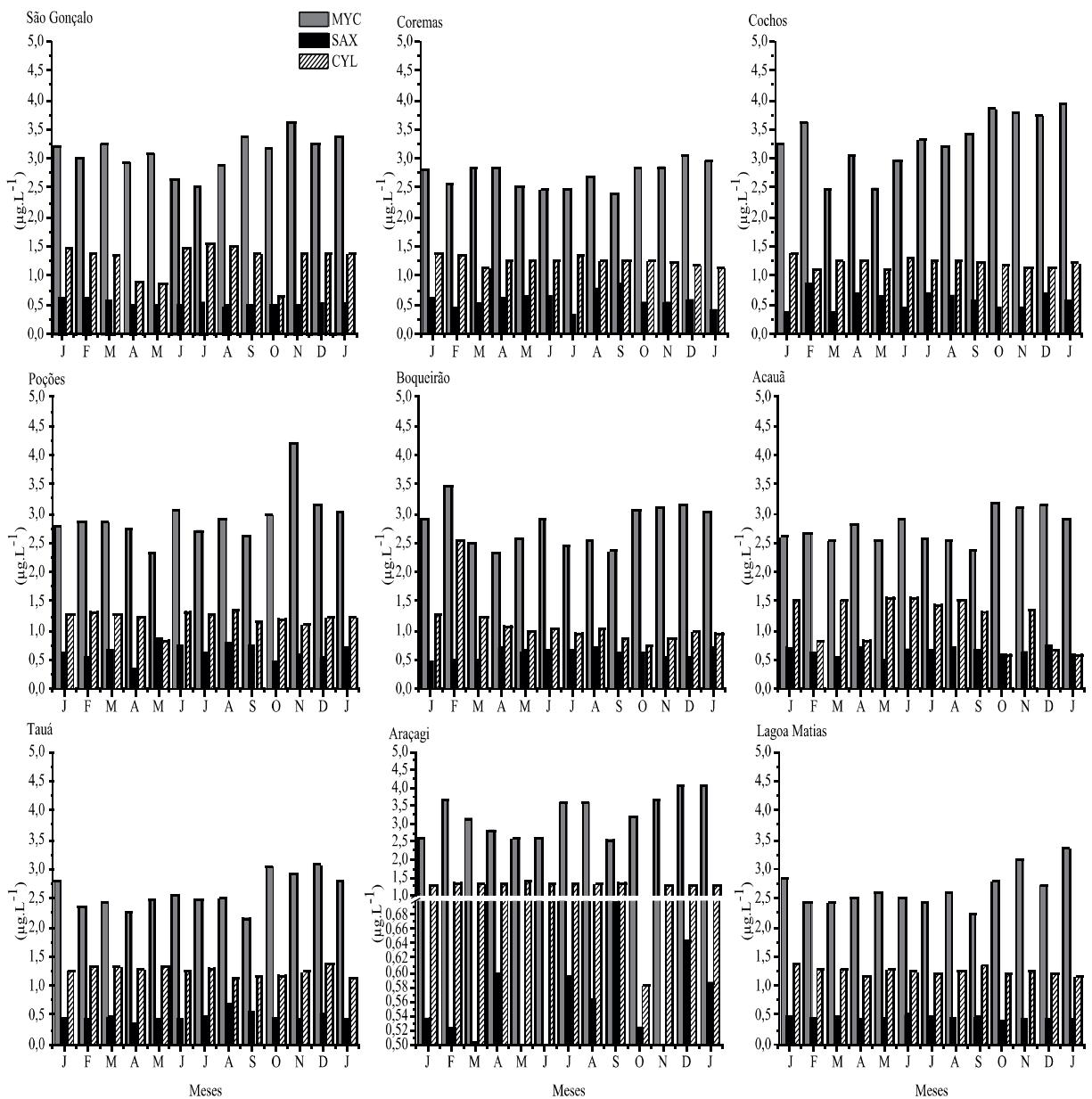


Figura 6: Concentração de Toxinas (MYC, SAX e CYL) ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) nos reservatórios durante período de estudo. **A:** São Gonçalo, **B:** Coremas e **C:** Cochos - Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu; **D:** Poções, **E:** Epitácio Pessoa (Boqueirão) e **F:** Argemiro de Figueiredo (Acauã) - Bacia hidrográfica do Rio Paraíba e **G:**Tauá, **H:** Araçagí e **I:** Lagoa do Matias - Bacia do Rio Mamanguape.

Quando analisadas as variáveis do cenário limnológico e as biomassas das espécies potencialmente produtoras de toxinas registradas nos reservatórios em estudo, a análise de redundância das variáveis ambientais, nos eixos 1 (55,8%) e eixo 2 (28,0%) contribuíram com 83,8% da variância (Figura 7). No eixo 1, o gráfico DistLM mostra que as unidades amostrais bacias dos Rios Piranhas e Mamanguape estiveram ordenadas negativamente com o volume

acumulado e o P-total. Para a bacia do Paraíba, as biomassas das espécies estiveram correlacionadas positivamente com a clorofila-a e os SDT (eixo 2).

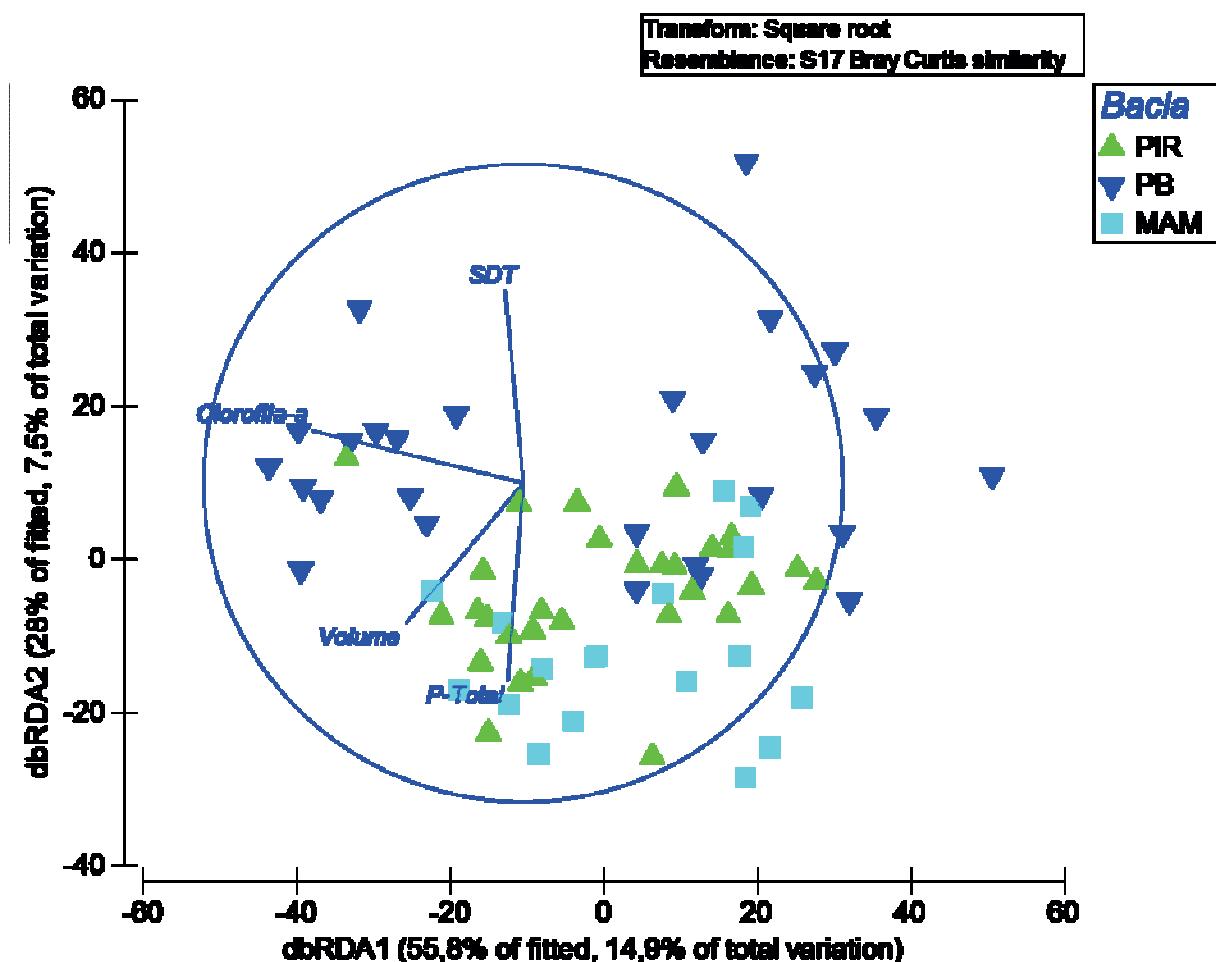


Figura 7: Análise de distance-based linear models DistLM e Distance-based redundancy analysis, dbRDA mostrando os agrupamentos das bacias relacionadas com as variáveis limnológicas e a biomassa das espécies compotencial toxigênico.

Em relação as variáveis limnológicas e as concentrações de toxinas, (MYC, SAX e CYL), a análise de redundância das variáveis ambientais, nos eixos 1 (50,1%) e eixo 2 (39,0%) contribuíram com 89,1% da variância. No eixo 1, o gráfico DistLM mostra divisão das bacias hidrográficas, onde as unidades amostrais da bacia do Paraíba estiveram ordenadas positivamente com as concentrações de clorofila-a e negativamente com SDT. Observou-se que a bacia do Piranhas estive positivamente correlacionada com o volume, o Secchi e o pH. Já a

bacia do Mamanguape estiveram positivamente relacionada com o volume, pH e amônia (Figura 8).

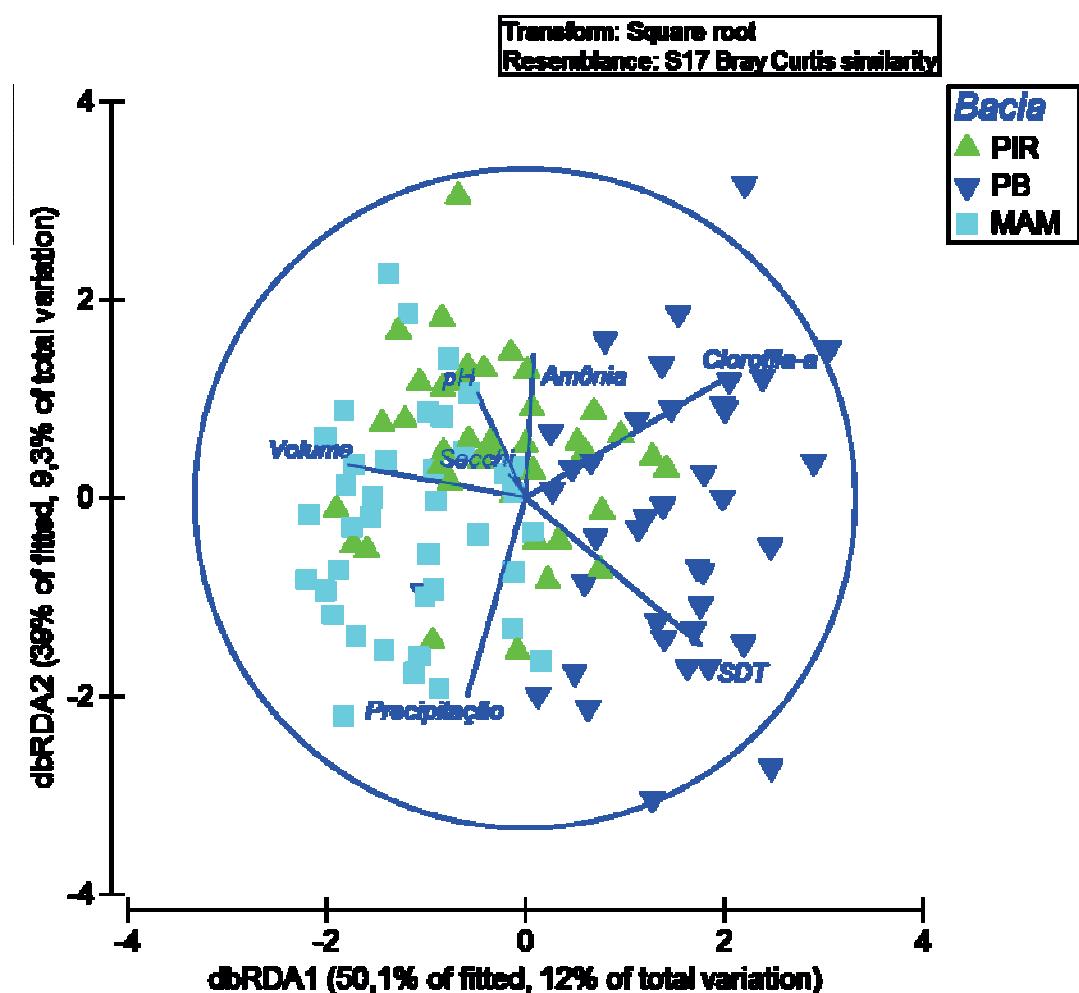


Figura 8: Análise de distance-based linear models DistLM e Distance-based redundancy analysis, dbRDA mostrando os agrupamentos das bacias relacionadas com as variáveis limnológicas e as concentrações de toxinas.

4 DISCUSSÃO

Este estudo identificou os fatores que podem influenciar a proliferação de cianobactérias e a produção de suas toxinas em reservatórios tropicais de abastecimento público, na região semiárida do Brasil, durante período de estiagem prolongada. As baixas e/ou ausentes precipitações registradas durante o período de estudo refletiram nos volumes acumulados, com redução significativa do nível de água acumulado nos reservatórios pertencentes a bacia do Paraíba e Piranhas. As diferenças entre os regimes de precipitação entre as bacias hidrográficas

durante o período de estudo foram refletidas nas características químicas e biológicas da água. Em regiões tropicais onde a precipitação é concentrada em apenas alguns meses de cada ano, ou ainda prolongada, os volumes dos reservatórios podem mudar drasticamente, ocasionando perturbações na coluna d'água e comunidades aquáticas. Estes distúrbios têm uma grande influência na composição e biomassa do fitoplâncton (FIGUEREDO; GIANI, 2009; CÂMARA et al., 2015; LINS et al., 2017).

Os ambientes com redução do volume acumulado (Piranhas e Paraíba), apresentaram concentrações de fósforo total e clorofila inversamente proporcionais ao volume acumulado e registraram as maiores biomassas de cianobactérias. Vários fatores ambientais são responsáveis pela dominância de cianobactérias em regiões semiáridas, dentre elas, pode-se elencar: elevada temperatura, fotoperíodos longos, pH alcalino e disponibilidade abundante de nutrientes (LINS et al., 2016; MOURA et al., 2017). Em geral, o excesso de nutrientes estimula o crescimento do fitoplâncton, especialmente cianobactérias.

Para os ambientes da bacia do Mamaguape, as precipitações registradas ocasionaram o transbordamento desses sistemas, ocasionando a redução da biomassa das cianobactérias. O aumento no fluxo de água dos reservatórios funcionou como fator de estresse e perturbação para a comunidade fitoplanctônica, alterando a disponibilidade de luz e promovendo a quebra da estabilidade ambiental, redução de pH e biomassa do fitoplâncton (OLIVEIRA et al., 2015). Para Chellapa, Borba e Rocha (2008b), as chuvas interferem nos processos ecológicos dos ecossistemas tropicais, pois através da contribuição de nutrientes e materiais em suspensão, a penetração da luz é reduzida e as condições químicas e de mistura da água, desencadeiam um processo de sucessão (LINS, 2011).

A dominância e persistência das cianobactérias verificada no estudo é típico da região semiárida do Brasil. A dominância e/ou coexistências entre as espécies pertencentes a esse taxon são reportadas por vários estudos (MOURA et al., 2007; DANTAS et al., 2008; LINS et al., 2017). Estudos sobre a dinâmica do fitoplâncton em regiões semiáridas evidenciam que as florações de cianobactérias durante a maior parte do ano, são consequências de secas (BOUVY et al., 1999; NASELLI-FLORES et al., 2007; DANTAS et al., 2012).

As três principais espécies de cianobactérias observadas possuem características similares como, regulação da posição na coluna d'água e potencialidade para produzir toxinas. A sinergia de alguns fatores ambientais, aliada as adaptações específicas de algumas espécies, podem explicar melhor o padrão de substituição e/ou co-existência, especialmente para as florações de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* sp. Os gêneros

Cylindrospermopsis e *Microcystis* são comuns em águas tropicais (HUSZAR SILVA, 1999; HOEGER et al., 2004; SOARES et al., 2009).

A alternância de dominância entre *Microcystis* sp. e *C. raciborskii* pode ser relacionada às concentrações de fósforo, pois a *Microcystis* sp. absorve mais nitrogênio e fósforo em seus processos metabólicos quando comparada a *Cylindrospermopsis raciborskii*, além de desenvolver-se melhor em condições de maior transparência da água.

O sucesso da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, é atribuído à sua capacidade de fixar nitrogênio, alta afinidade por amônia e fósforo, capacidade de controlar sua flutuabilidade e formar heterócito (CARNEIRO et al., 2013). Além disso, o alto tempo de residência da água principalmente em períodos de estiagem prolongada, aumenta a probabilidade de ocorrer dominância de cianobactérias filamentosas no ambiente (SCHEFFER, 1998). Estas condições ambientais características de reservatórios do semiárido brasileiro, favorece portanto, a ocorrência de florações de cianobactérias filamentosas, muitas delas com potencial toxigênico (BOUVY et al., 1999; COSTA et al., 2006; PANOSO et al., 2007).

Os resultados da dbRDA apresentaram diferenças entre as bacias hidrográficas, indicando correlação com as variáveis ambientais. Para os ambientes da bacia do Rio Piranhas, as concentrações de toxinas estiveram correlacionadas positivamente com o volume acumulado, Secchi e o pH. Nesses ambientes, as espécies com biomassa expressivas, foram *Microcystis* sp. e *Cylindrospermopsis raciborskii*. A correlação entre as toxinas e as variáveis limnológicas podem ser justificadas em virtude da espécie *C. raciborskii* tolerar baixa transparência da água e elevado pH (BOUVY et al., 2003; BONILLA et al. 2012; BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2011), como resposta a redução do volume aacumulado nos ambientes pertencentes a esta bacia. Para a espécie *Microcystis* sp., estudos relatam que sua presença podem ser justificada por uma gama de fatores ambientais, dentre eles: temperatura da água, luz e nutrientes (SIVONEN, 1990, WIEDNER et al, 2003).

Para os sistemas pertencemntes a bacia do Rio Paraíba, observou-se que as concentrações de toxinas estiveram correlacionadas positivamente com a clorofila-a e negativamente, com os SDT, com registro das espécies *Dolichospermun* sp., *Microcystis* sp. e *Cylindrospermopsis raciborskii*. A correlação negativa dos SDT pode ser justificada em virtude da redução da luz nos ambientes, pela presença de material dissolvido na água. Estudos sobre a variação espacial e temporal das concentrações e MYC durante florações perenes, evidenciam que as concentrações de microcistinas são maiores quando a disponibilidade de luz na água é maior (PAWLICK-SKOWROŃSKA; PIRSZER; KORNIJÓW, 2008). Para esses autores, as altas intensidades de luz causam aumento na produção de algumas variantes de

microcistinas, especialmente da microcistina-LR, considerada mais tóxica que outras variantes. Para a bacia do Rio Mamanguape, observou-se correlação positiva com o volume acumulado, pH e as concentrações de amônia, com registro das espécies *Microcystis* sp. e *Cylindrospermopsis raciborskii*.

A presença da *Cylindrospermopsis raciborskii* nos reservatórios das bacias em estudo, pode ser justificada por sua plasticidade de adaptações frente às condições ambientais, conforme demonstrado por estudos de Bonilla et al., (2012) e Bittencourt- Oliveira et al., (2011). Sua presença justifica a presença das concentrações de SAX e CYL, uma vez que estudos relatam que cepas de *Cylindrospermopsis raciborskii* contém genes para a produção de SAX e CYL (GKELIS; ZAUTSOS, 2014).

A presença da espécie *Dolichospermum* sp. e *Microcystis* sp. justificam as concentrações de MYC. A *Microcystis* sp. é bem conhecida como produtora de MYC (BARTOLI et al., 2014; GKELIS; ZAUTSOS, 2014). Além de produzir microcistinas, o gênero *Microcystis* é capaz de produzir compostos que podem conferir sabor e odor à água, como a geosmina e 2-metilisoborneol (WANG et al., 2016).

As tendências evidenciadas neste estudo indicaram que em reservatórios de regiões semiáridas, a alta disponibilidade de nutrientes, aliada às condições ambientais, favorecem a dominância de cianobactérias tóxicas. Nessas regiões, onde a grande maioria dos reservatórios é destinado ao abastecimento humano, a dominância de cianobactérias e a presença de toxinas (MYC, SAX e CYL) na água representam uma ameaça frequente à saúde humana e à biota em geral, com consequências difíceis de avaliar e que exigem medidas de controle e ações de manejo do reservatório e de sua bacia hidrográfica.

3 REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, 2012, 1325 p.
- ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods, Primer-E, Plymouth UK.
- BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. (2012). Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 24, n. 1, p. 103-118.
- BONILLA, S., AUBRIOT, L., SOARES, M. C. S., GONZÁLEZ-PIANA, M., FABRE, A., HUSZAR, V. L.M., LÜRLING, M., ANTONIADES, D., PADISÁK, J.; KRUK, C. (2012). What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiology Ecology*, 79: 594–607.

- BECKER, V.; CAPUTO, L.; ORDÓÑEZ, J.; MARCÉ, R.; ARMENGOL, J.; CROSSETTI, L.O.; HUSZAR, V.L.M. (2010). Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water research* 44: 3345 – 3354P.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOURA, A.N.; HEREMAN, T.C.; DANTAS, E.W. (2011) Increase in straight and coiled *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) populations under conditions of thermal de-stratification in a shallow tropical reservoir. *J Water Resour Prot* 3:245–252.
- BOND, N.R.; LAKE, P.S.; ARTHINGTON, A.H. (2008). The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. *Hydrobiologia*, 600(1), 3-16. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-008-9326-z>.
- BOUVY, M., MOLICA, R., DE OLIVEIRA, S., MARINHO, M., BEKER, B. (1999). Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom *Cylindrospermopsis raciborskii* in a shallow reservoir in the semi-arid region of Northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, 20 (3): 285-297.
- BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. (2000) Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquat Microb Ecol* 23:13–27.
- BOUVY, M.; NASCIMENTO, S.M.; MOLICA, R.J.R.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V.; AZEVEDO, S.M.F.O. (2003) Limnological features in Tapacura' reservoir (Northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia* 493:115–130.
- BRAAK, C.J.F.Ter.; SMILAUER, P. (2002). CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5).
- BRASIL, J.; ATTAYDE, J.L.; VASCONCELOS, F.R.; DANTAS, D.D.F.; HUSZAR, V.L.L. (2015). Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*, Published Online: 11 November 2015.
- BRIAND, J.F.; LEBOULANGER, C.; HUMBERTD, J.F.; BERNARD, C.; DUFOUR, P. (2004). *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or globalwarming?. *J. Phycol.*, v. 40, p. 231–238.
- BURFORD, M.A.; O'DONOHUE, M.J. (2006). A comparison of phytoplankton community assemblages in artificially and naturally mixed subtropical water reservoirs. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 51, p. 2143-2153.
- BURFORD, M.A.; DAVIS, T.W. (2011) Physical and chemical processes promoting dominance of the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 29, 883–891.
- CÂMARA, F. R. A.; ROCHA, O.; PESSOA, E. K. R.; CHELLAPPA, S.; CHELLAPPA, N. T. (2015). Morphofunctional changes of phytoplankton community during pluvial anomaly in a tropical reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 75, 628-637.
- CARNEIRO, R.L.; PACHECO, A.B.F.; AZEVEDO, S.M.F.O. (2013). Growth and saxitoxin production by *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) correlate with water hardness. *Mar. Drugs* 11 (8), p.2949–2963.
- CHELLAPPA, N. T.; BORBA, J. M.; ROCHA, O. (2008b). Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. *Braz. J. Biol.*, v. 68. n. 3, p. 477-494.
- COSTA, I. A.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R. COSTA SM, CHELLAPPA, N. T. 92006). Occurrence of toxin-producing cyanobacterial blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *Braz. J. Biol.*, v. 66, n. 1B, p. 211-219.
- COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. S.; PANOSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. (2009). Dinâmica de cianobactérias em reservatórios

- eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, v. 13, n. 2, p. 382-401.
- COSTA, M.R.A.; ATTAYDE, J.L.; BECKER, V. (2016). Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. *Hidrobiologia*, 778: 75-89.
- COSTA, M.R.A.; MENEZES, R.F.; SARMENTO, H.; ATTAYDE, J. L.; STERNBERG, L.S.L.; BECKER, V. (2018). Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. *Hydrobiologia*, <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3583-2>.
- CROSSETTI, L.O.; BECKER, V.; CARDOSO, L.S.; RODRIGUES, L.H.R.; COSTA, L.S.; MOTTA-MARQUES, D. (2013). Is phytoplankton functional classification a suitable tool to investigate spatial heterogeneity in a subtropical shallow lake? *Limnologica*, vol. 43, no. 3, p. 157-163.
- DANTAS, È. W.; MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; ARRUDANETO, J. D. T.; CAVALCANTI, A. D. C. (2008). Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. *Acta Bot. Brasil.*, v. 22, n. 4, p. 970-982.
- DANTAS, È.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.D.C.; MOURA, A.D.N. (2012). Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 42(1), 72-80.
- ELLIOTT, J. A. (2012). The seasonal sensitivity of cyanobacteria and other phytoplankton to changes in flushing rate and water temperature. *Global Change Biology*, 16: 864–876.
- FIGUEREDO, C.C.; GIANI, A.(2009). Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): Conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Limnologica*, n. 39, p. 264-272.
- GERALDES, A.M.; BOAVIDA, M.J. (2005). Seasonal water level fluctuations: implications for reservoir limnology and management. *Lakes & Reservoir Management*, vol.10, p. 59-69.
- GERALDES, A. M.; BOAVIDA, M.J.(2007). Zooplankton assemblages in two reservoirs: one subjected to accentuated water level fluctuations, the other with more stable water levels. *Aquatic Ecology*, v. 41, n. 2, p. 273-284.
- GKELIS, S.; ZAOUTSOS, N. (2014). Cyanotoxin occurrence and potentially toxin producing cyanobacteria in freshwaters of Greece: A multi-disciplinary approach. *Toxicon*, 78, p.1–9.
- HILLEBRAND, H.; DÜRSEKEN, D.; KIRSCHIEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, v. 35, p. 403-424.
- HOEGER S. J.; SHAW, G.; HITZFELD, B.C.; DIETRICH, D.R. (2004). Occurrence and Elimination of Cyanobacterial Toxins in Two Australian Drinking Water Treatment Plants. *Toxicon*. 43. p. 639–49.
- HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H. (1999). Estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco de cada de estudos. *Limnotemas* 2:1-21.
- HUSZAR, V.L.M.; KRUK, C.; CARACO, N.F. (2003). Steady state of phytoplankton assemblage of phytoplankton in four temperate lakes (NE USA). *Hydrobiologia*, The Hague, v. 502, p. 97-109.
- JEPPESEN, E.; BRUCET, S.; NASELLI-FLORES, L.; PAPASTERGIADOU, E.; STEFANIDIS, K.; NOGES, T.; NOGES, P.; ATTAYDE, J.L.; ZOHARY, T.; COPPENS, J.; BUCAK, T.; MENEZES, R.F.; FREITAS, F.R.S.; KERNAN, M.; SØNDERGAARD, M.; BEKLIOGLU, M. (2015). Ecological impacts of global warming and water

- abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, 750: 201–227.
- JESPERSEN, A. M.; CHRISTOFFERSEN, K. (1987). Measurements of chlorophyll a from phytoplankton using ethanol as an extraction solvent. *Archiv fur Hydrobiologie Jounal*, 109: 445–454.
- LEGENDRE, P.; ANDERSON, M.J. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, 69(1), 1999, pp. 1–24.
- LINS, R. P. (2011). Estrutura dinâmica da comunidade fitoplanctônica em um reservatório eutrófico do trópico semiárido brasileiro. 113 p. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). CTRN. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, 2011.
- LINS, R.P.M.; BARBOSA, L.G.; MINILLO, A.; CEBALLOS, B.S. (2016). Cyanobacteria in a eutrophicated reservoir in a semi-arid region in Brazil: dominance and microcystin events of blooms. *Braz. J. Bot* 39(2), p. 583-591.
- LINS, R.P.M.; CEBALLOS, B.S.O.; LOPEZ, L.C.; BARBOSA, L.G. Phytoplankton functional groups in a tropical reservoir in the Brazilian semiarid region. *Revista Biología Tropical*, 65 (3): 1129-1141, 2017.
- LUND, J.W.G.; KPLING,C. ; LECREN, E.D. (1958). The invert microscope method of stating algal number and statistical bases of estimating by counting. *Hydrobiology*, V11, p. 143-170.
- MARENGO, J. A., CHOU, S. C.; BETTS, R.; KAY, G.; ALVES, L. M.; TORRES, R.; SANTOS, D. (2010). Development of regional climate change scenarios in South America using the Eta CPTEC/HadCM3 climate change projections: Part 1. Climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Parana River Basins, *Climate Dynamics*, 2010.
- MEDEIROS, L.C.; MATTOS, A.; LÜRLING, M.; BECKER, V. (2015). Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. *Aquatic Ecology*, 49:293–307.
- MEREL, S.; WALKER, D.; CHICANA, R.; SNYDER, S.; BAURÈS, E.; THOMAS, O. (2013).State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment International*, 59, p.303–327.
- MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; DANTAS, E. W.; ARRUDANETO, J. D. T. (2007). Phytoplanktonic Associations: A Tool to Understand Dominance Events in a Tropical Brazilian Reservoir. *Acta Bot. Brasil.*, v. 21, n. 3, p. 641-648.
- MOURA. A.N.; ARAGAO-TAVARES, N.; AMORIM, C.A. (2017). Cyanobacterial blooms in freshwater bodies from a semiarid region, Northeast Brazil: A review. *Journal of Limnology*.
- MISHRA, A.K.; SINGH,V.P. (2010). A review of drought concepts. *Journal of Hydrology*, 391 (1-2): 202-216.
- NASELLI-FLORES, L. (2003). Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr Deep Lake and Mr Shallow Lake. *Hydrobiologia*, v. 506, n. 1-3, p. 13-21.
- NASELLI-FLORES, L.; BARONE, R. (2005). Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. *Hydrobiologia* 548: 85–99.
- NASELLI-FLORES, L.; BARONE, R.; CHORUS, I.; KURMAYER, R. (2007). Toxic cyanobacterial blooms in reservoirs under a semiarid Mediterranean climate: the magnification of a problem. *Environmental Toxicology* 22: 399–404.
- OLIVEIRA, F. H. P. C.; DA SILVA, J. D. B.; COSTA, A. N. S. F.; RAMALHO, W. P.; MOREIRA, C. H. P.; CALAZANS, T. L. S. (2015). Comunidade de cianobactérias em

- dois reservatórios eutróficos e tropicais no nordeste do Brasil. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 37, 169-176.
- PADISÁK, J. CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621:1–19.
- PAERL, H. W. (2009). Controlling Eutrophication along the Freshwater–Marine Continuum: Dual Nutrient (N and P) Reductions are Essential. *Estuar. Coasts*, vol. 32, p. 593–601.
- PANOSO, R.; COSTA, I. A. S.; SOUZA, N. R.; DE ATTAYDE, J. L.; CUNHA, S. R. DE S.; GOMES, F. C. F. (2007). Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Brasiliensis*, 11, 433-449.
- PEARL, H.W.; OTTEN, T.G (2013). Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microb. Ecol.*, 65 (2013), pp. 995-1010.
- REYNOLDS, C.S. (1998). What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia*, The Hague, v. 369/370, p. 11-26.
- REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUUK, C.; NASELLI-FLORES, L; MELO, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417-428.
- REYNOLDS, C.S. (2006). Ecology of phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press: 550pp.
- ROLAND, F.; HUSZAR, V. L. M.; FARJALLA, V. F.; ENRICH-PRAST, A.; AMADO, A. M.; OMETTO, J.P.H.B. (2012). Climate change in Brazil: perspective on the biogeochemistry of inland waters. *Brazilian Journal of Biology*, 72(3), 709-722.
- ROMO, S.; SORIA, J.; FERNANDEZ, F.; OUAHID, Y.; BARÓN-SÓLA, A. (2012). Waters residence time and the dynamic of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*, 52(3), 513-522.
- ROSS, J. (1979). Práticas de ecología. Barcelona: Editorial Omega.
- SALMASO, N.; NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J. (2015). Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshw. Biol.* 60, 603–619. doi:10.1111/fwb.12520.
- SHANNON, C.E.; WEAVER, W. (1963). The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- SCHEFFER, M. (1998). Ecology of Shallow Lakes. 1th ed. London: Kluwer Academic Publishers.
- SIVONEN, K. (1990). Effect of light, temperature, nitrate, orthophosphate and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 56, n. 9, p. 2658-2666.
- SOARES, M.C.S., ROCHA, M.I.A., MARINHO, M.M., AZEVEDO, S.M.F.O., BRANCO, C.W.C., HUSZAR, V.L.M. (2009). Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. *Aquatic Microbial Ecology*, 57: 137-149.
- SOARES, M.C.S., MARINHO, M.M., AZEVEDO, S.M.F.O., BRANCO, C.W.C., HUSZAR, V.L.M. (2012). Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologica*.
- SOARES, M. C. S.; HUSZAR, MIRANDA, M. N.; MELO, M. M.; ROLAND, F.; LURLING, M. (2013). Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. *Hydrobiologia* 717: 1–12.
- SUN, J.; LIU, D. (2003). Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, V.25, N.11, p. 1331–1346.

- TROLLE, D.; NIELSEN, A.; ROLIGHED, J.; THODSEN, H.; ANDERSEN, H.E.; KARLSSON, I.B.; REFGAARD, J.C.; OLESEN, J.E.; BOLDING, K.; KRONVANG, B.; SØNDERGAARD, M.; JEPPESEN, E. (2015). Projecting the future ecological state of lakes in Denmark in a 6 degree warming scenario. *Clim. Res.* 64, 55–72.
- UEHLINGER, V. (1964). Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Arch. Sci. Phys.Nat.* 17:121-223.
- UTERMOHL, H.; (1958). Zur vervollkommer der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitt in Verein.theor.angew. Limnology*, 9:1 – 38 p.
- WANG, D. Z.; ZHANG, S. F., ZHANG, Y., LIN, L. (2016). Paralytic shellfish toxin biosynthesis in cyanobacteria and dinoflagellates: A molecular overview. *Journal of Proteomics*, 135, p.132–140.
- WIEDNER, C.; VISSER, P. M.; FASTNER, J.; METCALF, J. S.; CODD, G. A.; MUR, L. R. (2003). Effects of light on the microcystin content of *Microcystis* strain PCC 7806. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 69, n. 3, p. 1475-1481,
- WETZEL, R. G.; G. E. LIKENS. (2000). *Limnological Analyses*. WB Saunders Co., Philadelphia.
- YANG, J.; H, LV.; YANG, J.; LIU, L.; YU, X.; CHEN, H. (2016). Decline in water level boosts cyanobacteria dominance um subtropical reservoirs. *Science of the Total Environment*, 557: 445-452.
- ZOHARY, T.; PADISAK, J.; NASELLI-FLORES, L. (2010). Phytoplankton in the physical environment: beyond nutrients, at the end, there is some light. *Hydrobiologia* 639: 261–269.

CAPÍTULO 3

Aplicação de Compostos à Base de Alumínio e Argila Natural no Tratamento de Águas Eutrofizadas do Semiárido Brasileiro

Aplicação de Compostos à Base de Alumínio e Argila Natural no Tratamento de Águas Eutrofizadas do Semiárido Brasileiro

Patrícia Silva Cruz; Vanessa Becker; José Etham de Lucena Barbosa

Resumo: A presença de cianobactérias em água bruta pode afetar a biota aquática e a saúde humana, pois algumas espécies são potencialmente tóxicas. Além disso, esses organismos podem causar problemas operacionais nas estações de tratamento de água, causando interferência nos processos de coagulação e floculação, além da colmatação dos filtros. O objetivo deste trabalho foi testar a eficiência da aplicação de cloreto de poli alumínio e sulfato de alumínio, com e sem associação com argila natural, na remoção de células de cianobactérias, fósforo total e clorofila-a em águas reservadas eutróficas da região semiárida do Nordeste do Brasil. A aplicação combinada de sulfato de alumínio e PAC com argila natural (bentonita) funcionou como uma técnica eficiente na remoção de concentrações de fósforo total e clorofila a, além de reduzir a densidade de cianobactérias. A redução no número de células de cianobactérias com aplicação de bentonita e coagulantes associada foi promissora, com a remoção de até 100% das espécies coloniais e 89% das espécies filamentosas.

Palavras-chave: Abastecimento Público; Remoção de Cianobactérias; Coagulantes.

Application of Compounds Based on Aluminum and Natural clay in the Treatment of Eutrophized Waters of the Brazilian Semi-arid

Patrícia Silva Cruz; Vanessa Becker; José Etham de Lucena Barbosa

Abstract: The presence of cyanobacteria in raw water can affect aquatic biota and human health, as some species are potentially toxic. In addition, these organisms can cause operational problems in the water treatment plants, causing interference in the coagulation and flocculation processes, in addition to the filling of the filters. The objective of this study was to test the efficiency of the application of aluminum polychloride and aluminum sulphate, with and without association with natural clay, in the removal of total phosphorus, chlorophyll a and cyanobacteria cells in eutrophic reservoir waters of the semi-arid region of the Northeast Brazil. The combined application of aluminum sulphate and PAC with natural clay (bentonite) functioned as an efficient technique to remove concentrations of total phosphorus and chlorophyll a, in addition to reducing the density of cyanobacteria. The reduction in the number of cyanobacterial cells with associated application of bentonite and coagulants was promising, with the removal of up to 100% of colonial species and 89% of filamentous species.

Keywords: Public Supply; Removal of Cyanobacteria; Coagulants.

1 INTRODUÇÃO

A eutrofização em reservatórios destinados ao abastecimento público provoca vários problemas em decorrência do crescimento excessivo de cianobactérias, dentre as quais, há várias espécies que são potencialmente produtoras de cianotoxinas, que podem tanto afetar a biota aquática quanto a saúde humana (BITTENCOURT-OLIVEIRA; MOLICA; 2003; DODDS et al., 2009).

No caso dos reservatórios da região semiárida do Nordeste do Brasil, a situação se torna ainda mais crítica, uma vez que estão sujeitos a altas taxas de evaporação e efeitos de déficit hídrico, que causam redução significativa do volume durante os períodos de seca (BARBOSA et al., 2012), ocasionando condições mais eutróficas, com altas concentrações de fósforo total, fósforo reativo solúvel, nitrato, turbidez, condutividade e biomassa algal (GERALDES; BOAVIDA, 2007; MAC DONAGH; CASCO; CLAPS, 2009; BRAGA et al., 2015).

A presença de cianobactérias na água bruta pode causar problemas operacionais nas estações de tratamento, como interferências nos processos de coagulação, de floculação, colmatação de filtros, promovendo alterações importantes nas características organolépticas como cor, sabor e odor da água, fato decorrente da produção das substâncias como a geosmina e o 2-metil-isoborneol (DZIAŁOWSKI et al., 2009; PAERL et al., 2011).

O tratamento da água convencional, embora seja o mais difundido no Brasil (GUERRA et al., 2015), apresenta limitações em relação à remoção de algas e cianobactérias. Tais limitações manifestam-se basicamente na dificuldade de coagulação e floculação das células, ocasionando redução da eficiência de sedimentação, colmatação dos filtros, aumento na dosagem de produtos químicos e maior geração de lodo (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; DRIKAS et al., 2001).

Mesmo diante dos diversos problemas operacionais, se otimizado, o tratamento convencional poderá ser eficiente na remoção de células de cianobactérias, sendo, entretanto, ineficiente na remoção de metabólitos secundários (cianotoxinas) dissolvidos liberados durante a lise celular (GUERRA et al., 2015).

A remoção de cianobactérias da água bruta é semelhante aos mesmos princípios da remoção de partículas inorgânicas coloidais e em suspensão, ou seja, as cianobactérias podem ser desestabilizadas e floculadas através dos mesmos mecanismos que atuam sobre as partículas inorgânicas (FERREIRA, 2010). Porém, a remoção de células intactas de cianobactérias é essencial, tendo em vista que o rompimento das células resulta na liberação das cianotoxinas na água (DRIKAS et al., 2009).

Frente aos problemas ocasionados pela presença de cianobactérias e cianotoxinas em águas de abastecimento, a busca por tecnologias ou estratégias de remoção destas é crescente. A aplicação de materiais com capacidade de adsorver poluentes do meio aquático vem sendo testada, a exemplo das argilas naturais, como uma tecnologia alternativa, por sua disponibilidade em várias regiões do Brasil (FERNANDES; PENHA, 2013), além da sua eficiência na adsorção e precipitação do fósforo, bloqueando sua liberação após a sedimentação (JACOBS; FORSTNER, 1999).

A capacidade de adsorção das argilas apresenta várias vantagens quando relacionadas a outros métodos, dentre elas, o baixo custo, a alta eficiência, facilidade de manipulação e insensibilidade às substâncias tóxicas (ALVES, 2013), além da eficiência na remoção por sedimentação de florações de cianobactérias com potencial tóxico (PAN et al., 2006a, 2006b; VESPAGEN; VISSER; HUISMAN, 2006).

As argilas podem funcionar, ainda, associadas aos coagulantes à base de alumínio, que são amplamente utilizados em virtude de sua capacidade de ligação a pequenas partículas, incluindo células algais, flocos e reduzindo, assim, a biomassa das cianobactérias da coluna d'água (JANCULA; MARSALEK, 2012). Estudos tem demonstrado que o alumínio é extremamente eficaz na modificação da composição das espécies fitoplancônicas, anteriormente dominada por cianobactérias, além de aumentar a transparência da água (HOLZ; HOAGLAND, 1999).

Embora o uso do sulfato de alumínio seja difundido em várias estações de tratamento de água, após a sua adição na água, uma série de reações químicas ocorre levando a liberação de íons de hidrogênio e, consequentemente, ao declínio do pH da água, sendo necessário, a adição de um tampão (hidróxido de sódio, hidróxido de cálcio ou carbonato de sódio) quando os ambientes apresentam baixa ou moderada alcalinidade (COOKE et al., 2005). Para solucionar problemas com a acidificação da água, compostos pré-hidrolizados foram desenvolvidos, como o cloreto de poli alumínio (PAC). O Cloreto de Poli alumínio tem recebido atenção especial por possuir um desempenho de coagulação superior devido a sua atuação em um amplo espectro de pH, menor sensitividade a baixas temperaturas, necessidade de menor dose e menores concentrações de alumínio residual (JIANG; GRAHAM, 1998b), e vem sendo usado como uma alternativa para o sulfato de alumínio.

Embora a literatura reporte o sucesso da aplicação de coagulantes à base de alumínio associados a argilas naturais na redução das concentrações de fósforo e de clorofila dos sistemas, poucos abordam o efeito desses compostos sobre as cianobactérias, principalmente, sobre as espécies com potencial tóxico. Portanto, o objetivo do presente estudo foi testar a

eficiência da aplicação do Cloreto de Poli Alumínio e Sulfato de Alumínio, com e sem associação com argila natural, na remoção de fósforo total, clorofila-a e células de cianobactérias em águas de reservatório eutrofizado da região semiárida da região Nordeste do Brasil.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo e procedimento de coleta das amostras de água

A água utilizada no experimento foi coletada no reservatório Argemiro de Figueiredo (popularmente denominado Acauã; $7^{\circ}27,5'3''S$, $35^{\circ}35'52,6''W$), que integra a bacia hidrográfica do Rio Paraíba, no estado da Paraíba, Brasil. É o quarto maior reservatório do estado, sendo formado pelo barramento dos rios Paraíba e Paraibinha. Possui bacia hidráulica de 2.300 ha de área e 253.000,000 m³ de capacidade de acumulação.

Sua construção foi realizada com a finalidade de abastecimento público, mas recebe cargas poluidoras dos rios afluentes e da atividade de piscicultura intensiva, com reflexos nas concentrações de nutrientes, principalmente fósforo, o que têm contribuído com a proliferação de cianobactérias com potencial toxigênico (LINS et al., 2017).

Para a realização dos ensaios, foram coletados 80 litros de água no ponto de captação do reservatório e transportados, imediatamente, ao laboratório de Ecologia Aquática - LEAq em local não exposto à luz solar, sob temperatura entre 25 e 29 °C.

2.2 Coagulantes e Argila

Os coagulantes utilizados foram: Cloreto Poli Alumínio líquido com 16-18% de Al₂O₃ (PAC; PANFLOC TE1018) e o Sulfato de Alumínio líquido (7,51% de Al₂O₃). Foram preparadas soluções estoque de cada coagulante na concentração de 1 g Al.L⁻¹. A argila utilizada como adsorvente foi a Bentonita natural (BEN), com elevada carga superficial e alta capacidade de troca catiônica. As características da argila são apresentadas na Tabela 1 e foram concedidas pelo Centro de Pesquisas Tecnológicas (CPTECH) da BENTONISA (Bentonita do Nordeste S.A.).

Tabela 1: Características da Argila (Bentonita Natural) utilizada no experimento.

Natureza da Análise	Especificação [Unid./Descrição]	Resultado
1. ORGANOLÉPTICA		
1.1 Estado físico/Aparência	[Sólido fino]	Conforme
1.2 Coloração	[Marrom]	Conforme
1.3 Odor	[Inodoro]	Conforme
2. FÍSICA		
2.1 Teor de umidade	[%] Material classificado como 200 mesh	13,14
2.2 Granulometria	[% retido em 200 mesh]	12,35
2.3 Densidade aparente	[g/cm³]	0,6582
2.4 Inchamento em água	[ml/2g]	23
2.5 Adsorção de aAzul de Metileno (A.A.M.)	[ml/0,5 g]	54,85

2.3 Ensaios em JarTest

Os ensaios foram realizados em Jar Test (FlocControl- IV) com simulação das etapas convencionais de coagulação, floculação e sedimentação, à temperatura ambiente de 24 ± 1 °C. Os parâmetros hidráulicos de funcionamento são mostrados na Tabela 2.

Tabela 2. Parâmetros hidráulicos utilizados nos ensaios em Jar Test. MS= Mistura rápida; FLOC= floculação; SED= sedimentação; ROT rotação; T= tempo e GRAD= gradiente.

Etapa	ROT	T	GRAD
MS	300 rpm	30 seg	600 s^{-1}
FLOC	30 rpm	20 min	20 s^{-1}
SED	0	1 hora	-----

As concentrações dos coagulantes e bentonita adicionadas foram estabelecidas com base em experimento prévio realizado em provetas. As dosagens que mostraram serem mais eficientes na redução das concentrações de fósforo total e clorofila-a foram utilizadas nos ensaios. O controle foi a amostra de água do reservatório sem adição dos coagulantes e bentonita. O controle e tratamentos do experimento prévio e do ensaio no Jar Test foram realizados em triplicata.

2.4 Coleta e Análise dos Dados

A coleta de amostras no Jar Test foi realizada após o tempo de sedimentação (1 hora), na subsuperfície da água, para a análise dos seguintes parâmetros: pH, fósforo total (PT), clorofila-a e quantitativo de cianobactérias.

O pH e a concentração do PT foram determinados de acordo com as técnicas descritas no Standard Methods APHA (2012). A concentração de clorofila foi analisada através da técnica de extração com etanol a 96% (JESPERSEN; CHRISTOFFERSEN, 1987).

Para o estudo quali-quantitativo das cianobactérias, alíquotas de 15 mL da água foram coletadas e fixadas com solução de Lugol a 1%. A análise foi realizada em microscópio invertido, conforme metodologia de Utermöhl (1958), com tempo de sedimentação na câmara de contagem estabelecido de acordo com o método de Margalef (1983). O cálculo da densidade foi realizado segundo Ross (1979), sendo expresso em número de indivíduos por mililitro (ind. mL^{-1}).

2.5 Tratamento Estatístico

A análise de variância um fator (ANOVA One-way) foram realizados para avaliar as diferenças significativas ($p \leq 0,005$) das variáveis analisadas entre o controle e os tratamentos testados. Quando diferenças significativas foram observadas, foi aplicado o teste post hoc de Tukey. A normalidade e homocedasticidade dos dados foram avaliadas através dos testes Kolmogorov-Smirnov e Levene, respectivamente. As análises estatísticas foram realizadas considerando nível de significância de 5% e utilizando o programa R Software para Windows.

3 RESULTADOS

A água do reservatório apresentou características hipertróficas, com elevadas concentrações de fósforo total ($324,64 \pm 4,68 \mu\text{g.L}^{-1}$) e clorofila-a ($184,25 \pm 4,54 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Nos testes prévios, realizadas em provetas com as diferentes dosagens dos coagulantes e da argila, se observou diferenças significativas entre os coagulantes ($p=0,001$) e as dosagens ($p=0,002$). À partir dos resultados obtidos, foram selecionadas as dosagens de 8 mgAl.L^{-1} e 10 mgAl.L^{-1} , para o sulfato de alumínio e o PAC, respectivamente.

A aplicação isolada do sulfato de alumínio, na dosagem de 8 mg Al.L^{-1} , removeu 30,6% da concentração de fósforo total (Figura 1). Para a aplicação isolada do PAC, a dosagem selecionada (10 mgAl.L^{-1}) promoveu a remoção de 52% da concentração do fósforo total (Figura 1).

Os testes com as diferentes dosagens da bentonita natural e os coagulantes (PAC e sulfato) apresentaram diferenças significativas ($p=0,03$) entre as concentrações de PT. Observou-se que a associação da argila com os coagulantes, mostrou eficiência de remoção das concentrações de fósforo total na concentração de 100mg, com eficiência de remoção de 12,3% e 44,73% para o sulfato e PAC, respectivamente (Figura 2).

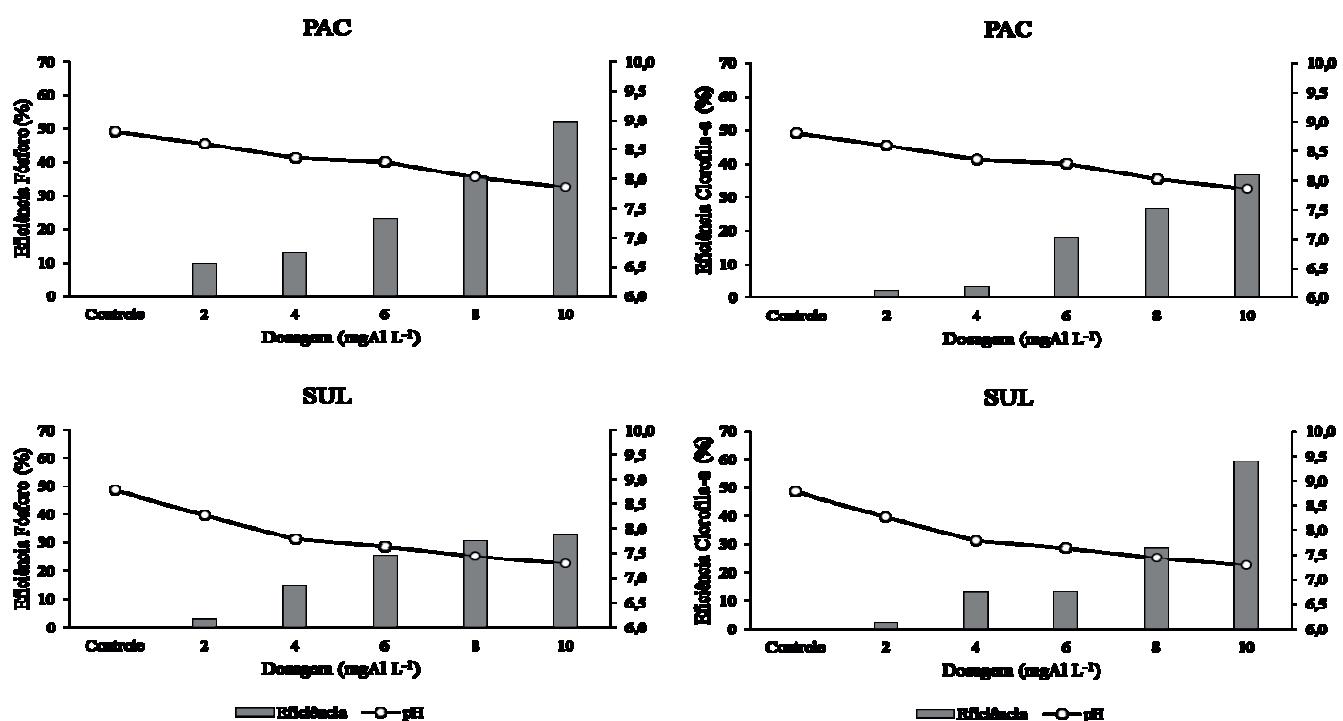


Figura 1. Eficiência de remoção (%) das concentrações de Fósforo Total (A e B) e Clorofila-a (C e D) e Comportamento do pH nos ensaios com provetas, para seleção das dosagens dos coagulantes.

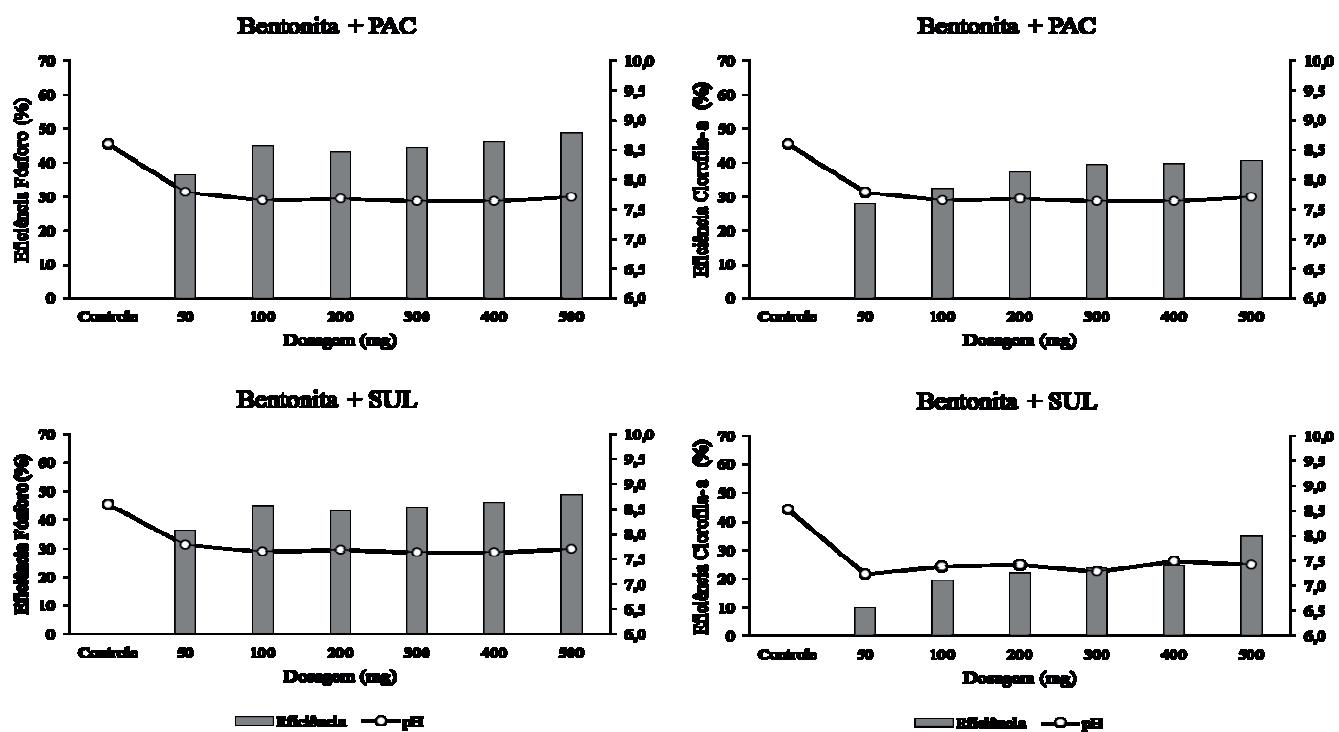


Figura 2. Eficiência de remoção (%) das concentrações de Fósforo Total (A e B) e Clorofila-a (C e D) e Comportamento do pH nos ensaios com provetas, para seleção das dosagens da argila associadas ao PAC (10 mg Al.L^{-1}) e ao Sulfato (8 mg Al.L^{-1}).

Efeitos significativos dos tratamentos testados (Jar Test) foram observados (Ffósforo total=116; $p<0,0001$; Fclorofila-a=28,95; $p<0,0001$; FpH =56,13; $p<0,0001$). O fósforo total reduziu significativamente nos tratamentos PAC, SUL+BEN e PAC+BEN, sendo a menor concentração registrada em PAC+BEN ($248,11\pm3,85 \mu\text{g.L}^{-1}$). A clorofila-a mostrou redução significativa em SUL, BEN, SUL+BEN e PAC+BEN, com as menores concentrações observadas nos tratamentos SUL+BEN e PAC+BEN ($118,70\pm1,20$ e $109,51\pm4,99 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente). O pH foi significativamente menor, em relação ao controle, em todos os tratamentos testados, com SUL e SUL+BEN mostrando os valores mais baixos ($7,79\pm0,15$ e $7,64\pm0,03$, respectivamente).

Nos ensaios realizados no Jar Test, se observou diferença significativa entre as condições ($F_{3,8}=14,27$ e $p=0,001$). O teste de Tukey mostrou que não houve diferença significativa do controle com o ensaio do sulfato e da bentonita isolados, sendo estes considerados iguais (e). Porém o controle diferiu significativamente do ensaio com associação entre o sulfato e a bentonita (b). A ação conjunta da bentonita com o sulfato promoveu a remoção de $32,50 \mu\text{g.L}^{-1}$ de fósforo (Figura 3), o que em termos de eficiência, representa redução de 10% da concentração.

Para as concentrações de clorofila, observou-se que o controle (d) diferiu significativamente entre as condições, exceto com a aplicação do sulfato sem associação com a bentonita (d). Verificou-se que houve diferenças significativas entre as médias do sulfato e a bentonita (b, c). As médias da bentonita e da associação do sulfato com bentonita, apresentaram médias diferentes (c,a,b), não diferindo estatisticamente entre elas, porém removeram respectivamente, $35,97$ e $44,16 \mu\text{g.L}^{-1}$ de clorofila (Figura 3), o que em termos de eficiência, correspondem a 22% e 27%, respectivamente.

Na aplicação do PAC, pode-se verificar diferença estatística significativa entre as condições ($F_{3,8}=129,06$ e $p=0,000001$). O teste de Tukey mostrou que o controle diferiu significativamente das demais condições, exceto para o ensaio com adição sulfato isolado e da bentonita, sendo considerados estatisticamente iguais (e). O ensaio com a aplicação do PAC diferiu significativamente do controle e da aplicação da bentonita (d). Na associação do PAC com a bentonita, houve diferença significativa entre grupos (a), com remoção de $76,66 \mu\text{g.L}^{-1}$ da concentração do fósforo (Figura 3), o que corresponde a eficiência de 20%.

Para as concentrações de clorofila, observou-se que o controle (d) diferiu significativamente das demais condições. Com a adição do PAC e da bentonita houve diferença significativa entre as médias das concentrações (d, c). Na associação da bentonita com o PAC (a) verificou-se diferença significativa entre as condições ($F_{3,8}=66,17$ e $p=0,00005$). A ação

conjunta do coagulante com a argila, removeu 95,92 $\mu\text{g.L}^{-1}$ da concentração de clorofila no ensaio, o que corresponde a 35% de eficiência, conforme figura 3.

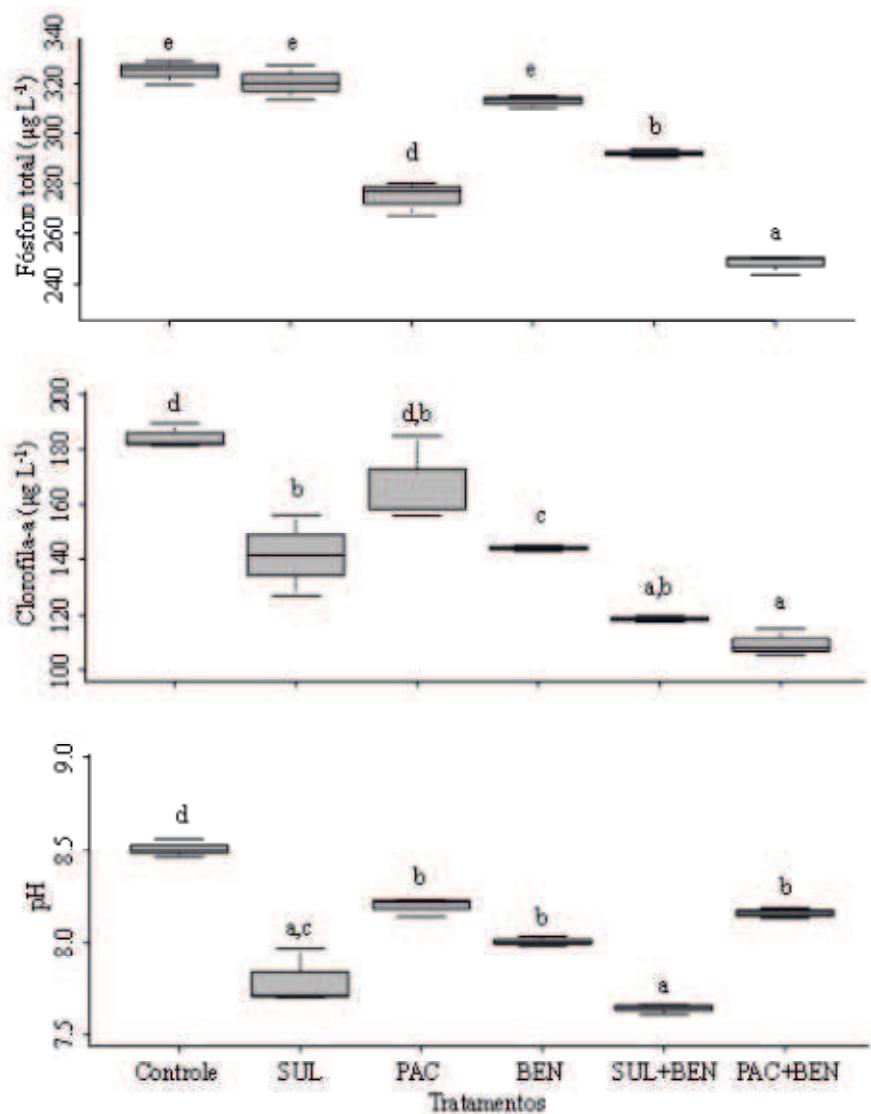


Figura 3. Valores de fósforo total, clorofila-a e pH nos ensaios em Jar Test nas dosagens de Bentonita natural (BEN), Sulfato de alumínio (SUL) e Policloreto de Alumínio (PAC) testadas. Barra de erro é o erro padrão. Colunas com letras distintas diferem significativamente ($p \leq 0,05$).

Nove espécies de cianobactérias foram identificadas, das quais cinco (*Merismopedia minima*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Pseudanabaena galeata*, *Planktothrix agardhii* e

Planktothrix isothrix) têm potencial toxigênico. No controle, a densidade total das cianobactérias foi 36.167 ind L⁻¹, com as espécies *Planktothrix agardhii* e *Pseudanabaena galeata* apresentando 80% da densidade total.

O desempenho dos compostos na remoção de células algais (cianobactérias), apresentaram remoção média >50% (Tabela 3).

A aplicação associada do PAC com argila, favoreceu a remoção de 84% da densidade total de cianobactérias (Tabela 3). Na aplicação do sulfato associado a argila, houve a remoção de 68% da densidade total de cianobactérias.

Houve variação da taxa de remoção das espécies de cianobactérias, onde a associação da bentonita com os coagulantes se mostraram promisoras, chegando a remover até 100% de espécies coloniais e 89% das espécies filamentosas (Tabela 3).

Tabela 3. Potencial toxigênico, densidade (Ind.L) no controle e eficiência de remoção (%) das cianobactérias nos tratamentos testados em Jar Test.

Cyanobacterias	Potencial Toxigênico	Densidade (ind.L ⁻¹)	Tratamentos				
			BEN (%)	SUL (%)	PAC (%)	SUL+BEN (%)	PAC+BEN (%)
Colonial							
<i>Aphanocaspa annulata</i>	Não	236	100	100	100	100	100
<i>Chroococcus dispersus</i>	Não	472	78	23	100	25	50
<i>Eucapsis densa</i>	Não	47	45	80	100	100	100
<i>Merismopedia mínima</i>	Sim	354	92	73	100	100	100
Filamentosas							
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	Sim						
		3.730	52	76	79	76	89
<i>Cupidothrix tropicalis</i>	Não	171	31	100	100	100	38
<i>Pseudanabaena galeata</i>	Não	13.702	47	70	36	54	84
<i>Planktothrix agardhii</i>	Não	15.337	45	64	63	73	81
<i>Planktothrix isothrix</i>	Não	2.120	36	71	11	92	89
Total		36.167	51	70	58	68	84

4 DISCUSSÃO

Neste estudo foi testado a eficiência da aplicação do Policloreto de Alumínio e Sulfato de Alumínio, com e sem associação com argila natural, na remoção de fósforo total, clorofila-a e células de cianobactérias em águas de reservatório eutrofizado da região semiárida do Nordeste do Brasil. Historicamente, desde o início de operação do reservatório Acauã (2002), pesquisas limnológicas têm evidenciado o favorecimento das florações de cianobactérias relacionadas às

elevadas concentrações de fósforo e clorofila-a, com presença de espécies potencialmente toxigênicas (LINS et al., 2017).

A aplicação combinada do sulfato de alumínio e o PAC com a argila natural (bentonita) funcionaram como técnica eficiente na remoção das concentrações de fósforo total e clorofila-a, além da redução da densidade de cianobactérias, tanto para as espécies coloniais como para as espécies filamentosas. A capacidade de remoção da argila (bentonita) foi melhorada após à adição do coagulante, aumentando sua capacidade de adsorção. Vários estudos reportam a eficiência da aplicação combinada de argila com o coagulante na remoção de florações de cianobactérias da coluna d'água em ambiente de água doce (URLING; VAN OOSTERHOUT, 2013).

A redução das concentrações de fósforo após a aplicação dos coagulantes à base de alumínio ocorre devido a formação de precipitados, pelo processo de coagulação/flocação, que “remove” o fósforo da coluna d'água pela sedimentação (JIANG; GRAHAM, 1998b). Reitzel et al., (2005) e Auvray et al., (2006) demonstram que a adição de sais à base de alumínio reduzem a concentração de fósforo total nas partículas suspensas após a sedimentação dos flocos, além de remover matéria orgânica e inorgânica (JIANG; GRAHAM, 1998b; HULLEBUSCH et al., 2002).

Os coagulantes à base de alumínio promoveram a modificação da carga de superfície das espécies de cianobactérias, que associadas a argila, favoreceram a formação “colóides” que se depositaram no sedimento. Essa propriedade do coagulante, é atribuída em função da formação de pontes com a cadeia do polímero, o que o torna um potencial modificador de argila utilizado para a remoção de algas (WANG et al., 2011b). Pan et al., (2003; 2006a), abordam que a aplicação do coagulante associado a argila, favorece a agregação entre as partículas da argila e as células de cianobactérias.

Redução significativa do pH durante os testes com sulfato de alumínio é comumente reportado na literatura (ARAÚJO; BECKER; ATTAYDE, 2016). Ao ser adicionado na água o sulfato de alumínio causa uma série de reações químicas que levam a liberação de íons de hidrogênio e, consequentemente, a redução do pH na água (COOKE et al., 2005). Na aplicação do PAC, a redução do pH não foi significativa, uma vez que o composto é pré-hidrolisado a fim de evitar problemas de acidificação na água, feitos a partir da hidrólise parcial do ácido em condições controladas, permitindo o não consumo das hidroxilas (OH⁻). Dentre outras vantagens na aplicação do PAC, reporta-se menor concentração de alumínio residual (JIANG; GRAHAM, 1998b).

O desempenho dos compostos na remoção de células algais (cianobactérias), apresentaram remoção média >50%. A faixa de pH verificada nos experimentos, favoreceram a manutenção de cargas negativas na superfície das células algais, favorecendo a ligação adsorptiva entre a argila e as florações de cianobactérias. Em condições alcalinas, a superfície celular das cianobactérias são mais carregadas negativamente, o que reduz a repulsão na agregação e formação do floco (SLAVIK et al., 2012).

A aplicação associada do PAC com argila, favoreceu a remoção de 84% da densidade total de cianobactérias (Tabela 4). Na aplicação do sulfato associado a argila, houve a remoção de 68% da densidade total de cianobactérias. Esse efeito pode ser justificado pela capacidade de remoção da argila melhorada através da adição do coagulante, resultando no aumento da adesividade da argila (SENGCO; ANDERSON, 2004). Alguns estudos demonstram que a combinação de argila com o coagulante pode remover eficientemente as células e florações algais (SENGCO et al., 2001, 2005; HAGSTROM; GRANÉLI, 2005) e florações de cianobactérias em água doce (LURLING; VAN OOSTERHOUT, 2013) da coluna d'água.

Houve variação da taxa de remoção das espécies de cianobactérias (Tabela 3). Essa variação da eficiência na remoção de células intactas (coloniais e filamentosas) podem ser justificadas pela ação de agregação da argila, que podem ser influenciadas pela variabilidade da composição da substância (polissacarídeo) extracelular das espécies, como estratégia para evitar a sedimentação (VESPAGEN et al., 2006). Outro fator que justifica os baixos valores de remoção, é a interferência da sedimentação em virtude das elevadas densidades das espécies de cianobactérias ou ainda relacionadas a sua capacidade de flutuabilidade, requerendo um aumento dos coagulantes (DRIKAS et al., 2001; TAKAARA et al., 2007).

A redução do número de células intactas de cianobactérias com aplicação da associada da bentonita com os coagulantes se mostraram promissoras, chegando a remover até 100% de espécies coloniais e 89% das espécies filamentosas. A remoção de células intactas de cianobactérias reduz significativamente a concentração de cianotoxinas e de substâncias que conferem gosto e odor a água, melhorando assim a qualidade da água (DI BERNARDO; DANTAS, 2007; LIBÂNIO, 2010).

Os testes em escala experimental de bancada, evidenciam que combinação do PAC com a bentonita natural mostrou-se como uma alternativa na redução das concentrações de fósforo e clorofila-a, além da eficiência na remoção de cianobactérias. Com estudos adicionais, essa abordagem pode ser uma ferramenta útil para a remoção de células de cianobactérias em águas de ambientes eutofizados destinados ao abastecimento público.

5 REFERÊNCIAS

- ALVES, F.C. Estudo dos processos de Adsorção utilizando Argilas Como Adsorventes para Remoção do Corante Verde Malaquita. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, 2013. 107p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, 2012, 1325 p.
- ARAÚJO, F.; BECKER, V.; ATTAYDE, L.A. Shallow lake restoration and water quality management by the combined effects of polyaluminium chloride addition and benthivorous fish removal: a field mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, 778 (1): 243-252, 2016.
- AUVRAY, F.; VAN HULLEBUSCH,E.D.; DELUCHATM, V.; BAUDU,M. Laboratory investigation of the phosphorus removal (SRP and TP) from eutrophic lake water treated with aluminium. *Water research* ,40: 2713–2719, 2006.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOLICA, R. Cianobactéria Invasora. *Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento*, 30, jan-jun, 89-90, 2003.
- BRAGA, G. G.; BECKER, V.; OLIVEIRA, J. N. P.; MENDONÇA-JUNIOR, J. R.; BEZERRA, A. F. M.; TORRES, L. M.; GALVÃO, A. M. F.; MATOS, A. Influence of extended drought on water quality in tropical reservoirs in a semiarid region. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 27, n.1, p.15-23. 2015.
- COOKE, G. D.; WELCH, E.B.; PETERSON, S.A.; NICHOLS, S.A. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. *CRC Press*, 613 pp, 2005.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D. Métodos e técnicas de tratamento de água. São Paulo: Rima. p.784, 2007.
- DODDS,W. K.; BOUSKA, W. W.; EITZMANN, J. L.; PILGER, T. J.; PITTS, K. L.; RILEY, A. J.; SCHLOESSER, J. T.; THORNBRUGH, J. D. Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental science and technology*, v. 43, n.1, p.12-19, 2009.
- DRIKAS, M.; CHOW, C. W. KOUSE, J.; BURCH, M. D. Using coagulation, flocculation and settling to remove toxic cyanobacteria. *Journal of the American Water Works Association* 93(2), 100-111, 2001.
- DRIKAS, M ; DIXON, M ; MORRAM, J. Removal of MIB and geosmin using granular activated carbon with and without MIEX pre-treatment. *Water Research*. v. 43, p. 5151-5159, 2009.
- DZIAŁOWSKI AR, SMITH VH, HUGGINS DG, DENOYELLES F, LIM NC, BAKER DS AND BEURY JH. Development of predictive models for geosmin-related taste and odor in Kansas, USA, drinking water reservoirs. *Water Research*, 43: 2829-2840. 2009.
- FERNANDES, A.C.; PENHA, F.G. Aplicação de Argilas Modificadas na Adsorção de Poluentes. Congic. Natal, Jul.2013. Disponível em:<http://www.ifrn.edu.br/ocs/index.php/congic/ix/paper/viewFile/1007/71>.

FERREIRA, M.A.S. Nanofiltração à escala laboratorial na remoção de cianotoxinas. Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade do Algarve para a obtenção do grau de Mestre do Mestrado integrado em Engenharia do Ambiente na área de Tecnologias Ambientais. 2010.

GERALDES, A. M.; BOAVIDA, M. J. Zooplankton assemblages in two reservoirs: one subjected to accentuated water level fluctuations, the other with more stable water levels. *Aquatic Ecology*, v. 41, n. 2, p. 273-284.2007.

GUERRA, A.B.; TONUCCI, M.C.; CEBALLOS, B.S.O.; GUIMARÃES, H.R.C.; LOPES, W.S.; AQUINO, S.F; LIBÂNIO, M. Remoção de microcistina-LR de águas eutrofizadas por clarificação e filtração seguidas de adsorção em carvão ativado granular. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 20:603-612, 2015.

HAGSTRÖM, J. A.; GRANÉLI, E. Removal of *Prymnesium parvum* (Haptophyceae) cells under different nutrient conditions by clay. *Harmful Algae* 4: 249–260, 2005.

HOLZ, J.C.; HOAGLAND, K.D. Effects of phosphorus reduction on water quality: Comparison of alum-treated and untreated portions of a hypereutrophic lake, *Lake Reserv. Manage.* 15, pp. 70–82. 1999.

HULLEBUSCH, E.; DELUCHAT, V.; CHAZAL,P.M.; BAUDU,M. Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake : Part I . Case of aluminium sulphate. *Environmental Pollution* 120: 617–626, 2002.

JACOBS, P. H.; FÖRSTNER,U. Concept of subaqueous capping of contaminated sediments with active barrier systems (ABS) using natural and modified zeolites. *Water Research*, 33: 2083–2087. 1999.

JANCULA, D.; MARŠÁLEK,B. Seven years from the first application of polyaluminium chloride in the Czech Republic – effects on phytoplankton communities in three water bodies. *Chemistry and Ecology* 28: 535–544, 2012.

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

JIANG, J.Q.; GRAHAM,N.J.D. Pre-polymerised inorganic coagulants and phosphorus removal by coagulation - A review. *Water SA* 24: 237–244, 1998b.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento da água. Campinas, Átomo. 2010.

LINS, R.P.M.; CEBALLOS, B.S.O.; LOPEZ, L.C.; BARBOSA, L.G. Phytoplankton functional groups in a tropical reservoir in the Brazilian semiarid region. *Revista Biología Tropical*, 65 (3): 1129-1141, 2017.

LÜRLING, M.; VAN OOSTERHOUT, F. (2013). Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water research* 47: 6527–6537, 2013.

MAC DONAGH, M. E.; CASCO, M. A.; CLAPS, M. C. Plankton relationships under small water level fluctuations in a subtropical reservoir. *Aquatic Ecology*, v. 43, n. 2, p. 371-381. 2009.

MARGALEF, R. Limnologia. Barcelona: Omega, D.L. 1983.

PAERL, H. W.; Xu, H.; MCCARTHY, M. J.; ZHU, G.; QIN, B.; Li, Y.; GARDNER, W. S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. *Water Research*, 45, p. 1973-1983. 2011.

PAN, G., ZHANG, M.M., YAN, H., ZOU, H., CHEN, H. Kinetics and mechanism of removing *Microcystis aeruginosa* using clay flocculation. *Environmental Science* 24, 1-10, 2003.

PAN, G.; ZHANG,M.M.; CHEN,H.; ZOU,H.; YAN,H. Removal of cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils. I. Equilibrium and kinetic screening on the flocculation of *Microcystis aeruginosa* using commercially available clays and minerals. *Environmental Pollution*, 141: 195–200, 2006a.

PAN, G.; ZOU, H.; CHEN,H.; YUAN, X. Removal of harmful cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils. III. Factors affecting the removal efficiency and an in situ field experiment using chitosan-modified local soils. *Environmental Pollution*, 141: 206–212, 2006b.

REITZEL, K.; HANSEN,J.; ANDERSEN, F. Ø.; HANSEN, K. S.; JENSEN,H.S. Lake Restoration by Dosing Aluminum Relative to Mobile Phosphorus in the Sediment. *Environmental Science & Technology* 39: 4134–4140.2005.

ROSS, J. Práticas de ecología. Barcelona: Editorial Omega. 1979.

SENGCO, M. R.; LI, A.; TUGEND, K.; KULIS, D.; ANDERSON, D. M. Removal of red-and brown-tide cells using clay flocculation. I. Laboratory culture experiments with *Gymnodinium breve* and *Aureococcus anophagefferens*. *Marine Ecology Progress Series* 210, 41-53. 2001.

SENGCO, M. R.; ANDERSON, D. M. Controlling Harmful Algal Blooms Through Clay Flocculation. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 51: 169–172. 2004.

SENGCO, M. R.; HAGSTRÖM, J. A.; GRANÉLI, E.; ANDERSON, D. M. Removal of *Prymnesium parvum* (Haptophyceae) and its toxins using clay minerals. *Harmful Algae* 4: 261–274. 2005.

SLAVIK, I., MÜLLER, S., MOKOSCH, R., AZONGBILLA, J.A., UHL, W. Impact of shear stress and pH changes on floc size and removal of dissolved organic matter (DOM). *Water Research* 46 (19), 6543-6553, 2012.

TAKAARA, T.; SANOD.; KONNO,H.; OMURA,T. Cellular proteins of *Microcystis aeruginosa* inhibiting coagulation with polyaluminum chloride. *Water research* 41: 1653–1658. 2007.

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

VERSPAGEN, J. M. H.; VISSER,P.M.; HUISMAN,J. (2006). Aggregation with clay causes sedimentation of the buoyant cyanobacteria Microcystis spp. *Aquatic Microbial Ecology*, 44: 165–174. 2006.

WANG, S.C., YANG, J.Y., XU, X.R. (2011). Effect of the cationic starch on removal of Ni and V from crude oils under microwave irradiation. *Fuel* 90 (3), 987-991, 2011.