

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

MARCELA APARECIDA CAMPOS NEVES MIRANDA

**MEDIDAS DE MITIGAÇÃO PARA CONTROLE E MANEJO DAS FLORAÇÕES DE
CIANOBACTÉRIAS EM UM SISTEMA RASO TROPICAL.**

JUIZ DE FORA

2017

MARCELA APARECIDA CAMPOS NEVES MIRANDA

**MEDIDAS DE MITIGAÇÃO PARA CONTROLE E MANEJO DAS FLORAÇÕES DE
CIANOBACTÉRIAS EM UM SISTEMA RASO TROPICAL.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial a obtenção do grau de Doutor em Ecologia.
Área de concentração: Ecologia Aquática

Orientador: Dr. Jean Pierre Henry Balbaud Ometto (INPE)
e Dr. Marcelo Manzi Marinho (UERJ)

JUIZ DE FORA

2017

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Miranda, Marcela Aparecida Campos Neves.

Medidas de mitigação para controle e manejo das florações de cianobactérias em um sistema raso tropical / Marcela Aparecida Campos Neves Miranda. -- 2017.

125 p. : il.

Orientador: Jean Pierre Henry Balbaud Ometto

Coorientador: Marcelo Manzi Marinho

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2017.

1. Florações de cianobactérias. 2. Lagos urbanos. 3. Controle da eutrofização. 4. Geo-Engenharia em lago. 5. Restauração de lagos. I. Ometto, Jean Pierre Henry Balbaud , orient. II. Marinho, Marcelo Manzi , coorient. III. Título.

**"MEDIDAS DE MITIGAÇÃO PARA CONTROLE E MANEJO DAS FLORAÇÕES
DE CIANOBACTÉRIAS EM UM SISTEMA RASO TROPICAL."**

MARCELA APARECIDA CAMPOS NEVES MIRANDA

Orientador: Jean Pierre Henry Balbaud Ometto

Tese apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Doutora em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

Aprovado em 30 de junho de 2017.

Prof. Dr. Jean Pierre Henry Balbaud Ometto
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Prof. Dr. Marcelo Manzi Marinho
Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

Profa. Dra. Simone Jaqueline Cardoso
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF

Prof. Dr. Roberto Júnio Pedroso Dias
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF

Profa. Dra. Lúcia Helena Sampaio da Silva
Universidade Federal Rio de Janeiro - UFRJ

Profa. Dra. Vanessa Becker
Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

“Quem tenta ajudar uma borboleta a sair do casulo a mata.
Quem tenta ajudar um broto a sair da semente o destrói.
Há certas coisas que não podem ser ajustadas.
Tem que acontecer de dentro pra fora.”

Rubem Alves

*Ao Felipe, meu companheiro de vida,
de ciência e de aventuras.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, que sempre está ao meu lado iluminando meus caminhos, clareando minha mente e aquecendo meu coração.

Sou imensamente grata a todas as pessoas que contribuíram para a realização deste trabalho. Um ciclo muito feliz se encerra. Foram anos de muito trabalho, amadurecimento, aprendizado, medos, inseguranças. Porém, é extremamente gratificante olhar o belo caminho trilhado até aqui. Obrigada a você que me ajudou a chegar até aqui.

À Carol pela confiança e pela oportunidade de desenvolver este trabalho.

Ao Dr. Felipe Siqueira Pacheco pela ajuda e orientação em todas as etapas deste trabalho. A forma como você faz ciência é um exemplo a ser seguido. Seu suporte científico e financeiro durante esta jornada foi fundamental para que este trabalho se concretizasse. Ao Felipe esposo, obrigada por sempre apoiar minhas escolhas e me incentivar a buscar novas oportunidades, encarar meus medos quando o medo do novo me acovardava. Obrigada por todo amor, carinho, colo, bronca. Essa conquista é também sua.

Ao Dr. Marcelo Manzi, por me acolher em um momento tão delicado. Agradeço imensamente pela atenção e dedicação, mesmo nos momentos de trabalho mais conturbados. Obrigada por estar sempre presente, pela torcida constante, e por acreditar em mim em momentos que eu mesmo não acreditava. É muito bom fazer parte do seu grupo de pesquisa, e é admirável a forma leve, cooperativa e eficiente como você faz ciência. Sua orientação neste período foi fundamental. Obrigada também pelas broncas, puxões de orelhas. Só posso dizer muito obrigada, MEU ORIENTADOR! “Que olheira, hein?”

Ao Dr. Jean Ometto, por aceitar orientar este trabalho e por abrir as portas do INPE no Centro de Ciência do Sistema Terrestre em minha chagada a São José dos Campos. A parceria com CCST foi muito importante na fase de experimentos com os mesocosmos. Acredito que ainda temos muitos trabalhos a desenvolver juntos nos próximos anos, o que permitirá um estreitamento ainda maior de nossa amizade e confiança.

Ao Dr Miquel Lurling por todo seu apoio e supervisão em todas as etapas deste trabalho. Sua alegria e seu entusiasmo ao planejar e executar ciência são exemplos a serem seguidos. É muito bom fazer ciência com você.

A Dra. Natália Noyma pela orientação no planejamento dos experimentos, análises dos dados e revisão da escrita. Admiro a forma eficiente e acolhedora que você faz ciência. Obrigada pelos comentários tão essenciais na revisão do texto.

Aos colegas do laboratório de Ecologia e Fisiologia do Fitoplâncton da UERJ, por toda ajuda durante os experimentos e as análises de nutrientes. Em especial, Caio, Érick, Gil, Léo, Marcella, Vivian e Suzan.

À Maria Fernanda pela ajuda nos experimentos, pela sua competência e responsabilidade. Nossa parceria não poderia ser melhor.

A Dra. Vera Huszar obrigada pela aula de ecologia do fitoplâncton nas análises dos dados apresentados no capítulo 1 da tese, e por todo conhecimento compartilhado na execução deste trabalho. Admiro a forma entusiasmada e apaixonada como você faz ciência.

Ao Dr. Ernani Pinto e Dra Fabiane Dorr, obrigada pela parceria e análises de cianotoxinas.

Ao Dr. Fábio Roland pelas inúmeras oportunidades oferecidas. Agradeço todo apoio e incentivo durante os dez anos de trabalho em seu laboratório.

Um agradecimento especial ao Felipe Rust, pela ajuda nos trabalhos de campo, a Maíra pela contagem do fitoplâncton, a Michaela pela contagem de bactéria, a Iollanda pela contagem de zooplâncton e ajuda nas coletas e experimento de campo. A Raquel pela ajuda na coleta de sedimento. Simone pelas conversas e pela parceria. Ao Malafaia pela ajuda com os dados meteorológicos.

Gladson, obrigada pelas análises de nutrientes deste trabalho e por estar sempre disposto a ajudar. Poder contar com você é sempre muito bom.

À minha família, meu porto seguro. Ao meu pai Márcio e minha mãe Elizabeth, que sempre fez de tudo para que pudéssemos estudar e sempre apoiaram minhas escolhas. Aos irmãos Valtinho, Juninho e a Naruna pela torcida constante. Sem o suporte e carinho de vocês esta conquista não seria possível. A todos os meus familiares que mesmo à distância estão rezando e torcendo por mim, por todo carinho e pensamentos positivos.

Ao Marcos Paulo, Léo e Beth, obrigada pelo carinho e por me abrigar em sua casa no período de experimentos no Rio. O apoio de vocês foi fundamental para a realização deste trabalho.

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia pelo suporte durante o desenvolvimento deste trabalho. Ao Dr. Fabrício Carvalho coordenador do programa que esteve sempre disposto a ouvir, a responder os e-mails (mensagens e ligações) e a ajudar nas questões que surgiram ao longo do doutorado.

A Iramaia e ao Laboratório de Qualidade ambiental – LAQUA da Universidade Federal de Juiz de Fora, pelo apoio e suporte na realização dos experimentos.

À Universidade Federal de Juiz de Fora pela bolsa concedida. Este trabalho finaliza um ciclo de 4 anos, que tive a oportunidade de trabalhar em vários projetos, conhecer muitas pessoas, fazer muitos amigos e viver momentos memoráveis.

Aos componentes da banca, Dra Vanessa Becker, Dra Lúcia Helena Sampaio da Silva, Dra Simone Jaqueline Cardoso (UFJF) e o Dr. Roberto Júnio Pedroso Dias por se disponibilizarem tão prontamente a contribuírem com o trabalho. Agradeço também aos membros suplentes Dra. Luciana Rangel, Dra Natália Noyma, Dra Raquel Mendonça e Dr. André Megali Amado.

Agradescimento as Amigas lindas legais e secretas por serem por tornarem mais leves os dias de escrita deste trabalho.

Aos amigos da confraria evidências por por tantos momentos de alegrias e descontração.

Aos colegas do centro de Ciências do Sistema Terrestre do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, por cada palavra de carinho e Incentivo.

RESUMO

Florações de cianobactérias são consequência principalmente da eutrofização de ambientes aquáticos que afeta a qualidade e compromete o uso da água para diversas finalidades. A restauração de sistemas aquáticos eutrofizados é um dos principais desafios da limnologia atual. Nosso objetivo foi identificar as principais causas do processo de eutrofização e ocorrência de florações de cianobactérias e testar a eficácia e aplicabilidade do uso combinado de coagulantes e adsorventes de P em fase sólida no controle da eutrofização e florações em um lago tropical raso. O estudo foi conduzido no lago do Museu Mariano Procópio, localizado em Juiz de Fora – MG e dividido em quatro fases. As duas primeiras fases compreendem uma análise sistêmica do lago. Na primeira, buscou-se conhecer a dinâmica da comunidade fitoplanctônica a fim de entender a dominância de cianobactéria deste sistema. Na segunda, foram avaliados os aportes de fósforo (P) para o sistema. Na terceira fase foram realizados experimentos em laboratório, para verificar a eficácia de diferentes coagulantes e lastros para remoção de cianobactérias. E na quarta fase foram realizados experimentos em mesocosmos no lago, para testar o controle da eutrofização e florações de cianobactérias. A análise sistêmica mostrou dominância de diferentes espécies de cianobactérias e que as altas concentrações de nutrientes presentes do sistema vêm principalmente de contribuição externa. O uso combinado de coagulantes e lastros foi eficiente para a remoção de biomassa de cianobactérias, porém foi dependente da espécie. Nos experimentos com mesocosmos, foi observada uma forte redução de Clorofila a (Chl a 85%) e fósforo total (TP 78%) ($p < 0,0010$) em todos os tratamentos, porém estas reduções não se mantiveram ao longo do tempo. Para mitigar as florações de cianobactérias deste sistema, será necessário o controle das fontes externas de nutrientes e um ajuste na técnica de coagulante-lastro para manter a clorofila e o fósforo total em concentrações reduzidas por mais tempo.

Palavras-chave: Florações de cianobactérias, Lagos urbanos, Controle da eutrofização, Geo-Engenharia em lago, Restauração de lagos

ABSTRACT

Cyanobacterial Blooms are mainly a consequence of eutrophication of aquatic environments that affect the water quality and compromise the use of water for various purposes. The restoration of eutrophic aquatic systems is one of the main challenges of today's limnology. Our objective was to identify the main causes of the eutrophication process and the occurrence of cyanobacterial blooms in a shallow tropical lake, and to test the efficacy and applicability of the combined use of coagulants and adsorbents of P in solid phase for the control of eutrophication and cyanobacteria blooms in a tropical shallow system. The study was conducted in the lake of the Mariano Procópio Museum, located in Juiz de Fora - MG and divided into four phases. The first two phases comprised a systemic analysis of the lake. The first one sought to know the dynamics of the phytoplankton community and to understand the causes of the cyanobacteria dominance in this system. In the second one, the main contributions of phosphorus to the system and the general balance of P were evaluated. In the third phase, laboratory experiments were carried out to evaluate the efficacy of different coagulants and ballasts for the removal of cyanobacteria. Last, in the fourth phase experiments were carried out in mesocosms in the lake to test the control of eutrophication and cyanobacterial blooms. The systemic analysis showed the dominance of different species of cyanobacteria and that the high concentrations of nutrients present in the system come mainly from external contribution. The combined use of coagulants and ballasts was efficient for the removal of cyanobacteria biomass, but it is dependent on the species pool. In the experiments with mesocosms, a strong reductions of chlorophyll a (Chl a) 85% and total phosphorus (TP) 78% ($p < 0.001$) were observed in all treatments, however these reductions were not lasting. To mitigate the cyanobacterial blooms of this system, it will be necessary to control the external sources of nutrients and also an adjustment in the coagulant-ballast technique to keep Chl a l and TP in reduced concentrations for longer time.

Key-words: Cyanobacteria, Urban lakes, Eutrophication control, Geo-Engineering in lake, Restoration of lakes

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Fluxograma da Tese	24
Figura 2 – (A) Mapa do Lago do Museu Mariano Procópio; (B) Vista área do Parque do Museu Mariano Procópio, destaca-se sua localização na área urbana de Juiz de Fora-MG e sua proximidade com o Rio Paraibuna; (C) Florações de cianobactérias no lago do Museu Mariano Procópio – foto de março de 2013.	34
Figura 3 – Variáveis climatológicas e limnológicas (bióticas e abióticas) analisadas durante o estudo.....	36
Figura 4 – Precipitação mensal na cidade de Juiz de Fora – MG barras cinzas e temperatura do ar no momento da coleta no lago bolas pretas.....	39
Figura 5 – Variáveis químicas da água do lago do Museu Mariano Procópio ao longo do período de amostragem. Em A as concentrações (μgL^{-1}) de fósforo total, e fósforo dissolvido (PO_4^{3-} – ortofosfato); B as concentrações (μgL^{-1}) de nitrogênio total (NT) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID); C Relação entre nitrogênio total e fósforo total (NT:PT) e entre nitrogênio dissolvido e fósforo dissolvido (NIS:SRP); D clorofila- <i>a</i> total e clorofila- <i>a</i> de cianobactérias (μgL^{-1}).	40
Figura 6 – Análise de Componente Principal (PCA) do lago do Museu Mariano Procópio. As variáveis limnológicas utilizadas foram: TA - temperatura da água; pH; Zeu - zona eufótica; cond - condutividade; PT - fósforo total; NT - nitrogênio total; SRP - fósforo solúvel reativo; NID - nitrogênio inorgânico dissolvido. Os números de 1 a 24 representam o período de monitoramento (1 início - novembro de 2012 e 24 final - outubro de 2014). Onívoros (Oniv). As bolas pretas representam as coletas no período chuvoso (outubro a março) e as bolas vazias o período seco (abril a setembro).	42
Figura 7 – Biomassa absoluta (A) e relativa (B) da comunidade zooplancônica do lago estudado, agrupada em pequenos filtradores, médios filtradores e onívoros-carnívoros de novembro de 2012 a outubro de 2014.....	43
Figura 8 – Contribuição absoluta em biomassa (mg L^{-1}) (A) e relativa (B) dos principais grupos taxonômicos para o biovolume total do fitoplâncton no lago estudado de novembro de 2012 a outubro de 2014. Cyanobacteria (Cya), Bacillariophyceae (Bac), Euglenophyceae (Eug) e Chlorophyceae (Chl). Outros (Cryptophyceae, Chrysophyceae, Xanthophyceae e Zygnemaphyceae).	44

- Figura 9 – Contribuição absoluta (A) e relativa (B) das principais espécies de Cyanobacteria para o biovolume total desse grupo no lago estudado de novembro de 2012 a outubro de 2014. Outras (*Coelosphaerium* sp , *Planktolyngbya limnetica*, *Pseudoanabaena moliniformis* e *Synechococcus nidulans*).....45
- Figura 10 – Diagrama da Análise de Redundância (RDA) indicando as principais espécies de cianobactérias (Apha: *Aphanocapsa delicatissima*, Mic: *Microcystis aeruginosa*, Cyl: *Cylindrospermopsis raciborskii*, e Outras - outras cianobactérias (*Synechococcus nidulans*, *Merismopedia tenuissima*) e os principais grupos do fitoplâncton Chloro (Chlorophyceae), Bacil (Bacillariophyceae), Eugle (Euglenophyceae) e variáveis ambientais: Precp (precipitação), cond (condutividade); NT:PT (razão nitrogênio total e fósforo total); SRP (fósforo solúvel reativo); NID:(nitrogênio inorgânico dissolvido); SI (sílica); PF (pequenos filtradores), MF (médios filtradores) e Onívoros (Oniv). As bolas pretas representam as coletas no período chuvoso (outubro a março) e as bolas vazias o período seco (abril a setembro).....47
- Figura 11 – Superfície de resposta da biomassa de *C. raciborskii*, *A. delicatissima* e *M. aeruginosa* explicada pela relação entre SRP (fósforo solúvel reativo) e NID (nitrogênio inorgânico dissolvido) no plano de ordenação dos dois primeiros eixos da RDA. As superfícies foram modeladas usando um modelo linear geral (GLM) de segunda ordem com auxílio do programa CANOCO.....48
- Figura 12 – Diagrama esquemático das componentes analisadas no balanço hídrico do lago do Museu Mariano Procópio. Em azul as componentes de entrada (escoamento superficial difuso, fonte, chuva e poço) e em vermelho as componentes de saída (ladrão e evaporação).....54
- Figura 13 – (A) Batimetria do Lago do Museu Mariano Procópio, (B) amostragem da água no poço chegando no lago, (C) fonte; (D) armadilha de sedimentação, (E) coleta de sedimento.....57
- Figura 14 – Diagrama esquemático das componentes analisadas no balanço de fósforo do lago do Museu Mariano Procópio. Em azul as componentes de entrada (escoamento superficial difuso, fonte, chuva, poço, aves e sedimento) e em vermelho as componentes de saída (ladrão e deposição no sedimento).59
- Figura 15 – Balanço hídrico anual do lago Museu Mariano Procópio considerando componentes de entrada (escoamento superficial difuso, fonte, chuva e poço) e as componentes de saída (ladrão e evaporação).....62

- Figura 16 – Balanço de fósforo (P) anual do lago do Museu Mariano Procópio em porcentagem (%) considerando as componentes de entrada (escoamento superficial difuso, fonte, chuva, poço, aves e sedimento) e as componentes de saída (ladrão e deposição no sedimento). 64
- Figura 17 – Lago do Museu Mariano Procópio, (A) imagem do lago em abril de 2015, momento de floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* (B), (C) imagem do lago em fevereiro de 2016, floração de *Microcystis aeruginosa* (D). 68
- Figura 18 – Desenho esquemático dos experimentos com coagulantes e lastros: (A) o início dos experimentos com suspensão homogênea de cianobactérias; após 1 hora, retirou-se amostras de 5 ml da parte superior e inferior de cada tubo de ensaio (B) nos tubos do controle, as cianobactérias ficaram acumuladas no topo dos tubos. (C) nos tubos com coagulantes e lastros, as células de cianobactérias acumularam no fundo dos tubos. Também coletamos amostras de 5 ml da parte superior e inferior de cada tubo de ensaio. Depois, medimos a clorofila e a eficiência de PSII das amostras coletadas e o pH dentro dos tubos. 70
- Figura 19 – Concentrações de clorofila-*a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) em 5 mL de amostra do topo (barras cinzas superiores A e C) e 5 mL do fundo (barras cinzas escuras B e D) retiradas de 60 mL de suspensões de cianobactérias (A e B com dominância de *Cylindrospermopsis*; C e D com dominância de *Microcystis*) incubadas durante 1 h na ausência ou na presença de diferentes concentrações de coagulante (Poli-Cloreto Alumínio, 0-32 mg Al L⁻¹). Também estão incluídas as eficiências do fotossistema II (PSII) das cianobactérias coletadas no topo dos tubos (círculos cheios) e no fundo (círculos abertos), bem como os valores de pH das suspensões (triângulos abertos). 73
- Figura 20 – Concentrações de clorofila-*a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) em 5 mL de amostra do topo (barras cinzas superiores A e C) e 5 mL do fundo (barras cinzas escuras B e D) retiradas de 60 mL de suspensões de cianobactérias (A e B de dominância de *Cylindrospermopsis*; C e D dominância de *Microcystis*) incubadas durante 1 h na ausência ou na presença de diferentes concentrações de coagulante (CHI, 0-32 mg L⁻¹). Também estão incluídas as eficiências do fotossistema II (PSII) das cianobactérias coletadas no topo dos tubos (círculos cheios) e no fundo (círculos abertos), bem como os valores de pH das suspensões (triângulos abertos). 74
- Figura 21 – Concentrações de clorofila-*a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos 5mL superiores (barras cinzas superiores) e 5mL inferiores (barras cinzas escuras mais baixas) retirados de 60

mL de suspensão de cianobactérias (A dominância de *Cylindrospermopsis*, B dominância de *Microcystis*) incubadas durante uma hora na ausência e na presença do coagulante PAC (poli cloreto de Alumínio, 4 mg Al L⁻¹) combinado com diferentes concentrações de lastros (0-400 mg L⁻¹) de solo vermelho (RS), saibro (SAI) ou bentonita modificada com lantânio (LMB). Também estão incluídas as eficiências do fotossistema II (PSII) das cianobactérias coletadas no topo dos tubos (círculos cheios) e no fundo (círculos abertos), bem como os valores de pH das suspensões (triângulos abertos). 75

Figura 22 – Concentrações de clorofila-a (µg L⁻¹) nos 5mL superiores (barras cinzentas superiores) e 5mL inferiores (barras cinzentas escuras mais baixas) retirados de 60 mL de suspensão de cianobactérias (dominância A de *Cylindrospermopsis*, dominância B de *Microcystis*) incubadas durante uma hora na ausência e na presença do coagulante (CHI, 2 mgL⁻¹) combinado com diferentes concentrações de lastros (0-400 mg L⁻¹) de RS, SAI ou LMB. Também estão incluídas as eficiências do fotossistema II (PSII) das cianobactérias coletadas no topo dos tubos (círculos cheios) e no fundo (círculos abertos), bem como os valores de pH das suspensões (triângulos abertos). 76

Figura 23 – Concentrações de clorofila-a (µg L⁻¹) nos 5 mL superiores (barras cinzentas superiores) e 5 mL inferiores (barras cinzentas escuras mais baixas) retirados de 60 mL de suspensões de cianobactérias do lago do MAPRO com dominância de *C. raciborskii* incubadas durante duas horas na ausência (controle) ou na presença de coagulantes (PAC - 4 mg Al L⁻¹ ou CHI - 2 mg L⁻¹) e dos lastros (RS, SAI e LMB, 100 mg L⁻¹) separadamente ou em misturas binárias de coagulante e lastro. Também estão incluídas as eficiências do fotossistema II (PSII) das cianobactérias coletadas na no topo dos tubos (círculos cheios) e no fundo (círculos abertos), bem como os valores de pH das suspensões (triângulos abertos). As barras de erro indicam um desvio padrão (n = 3). Letras semelhantes indicam grupos homogêneos de acordo com o teste de Tukey. 78

Figura 24 – Concentrações de clorofila-a (µg L⁻¹) nos 5 mL superiores (barras cinzentas superiores) e 5 mL inferiores (barras cinzentas escuras mais baixas) retirados de 60 mL de suspensões de cianobactérias do lago do MARPO com dominância de *Microcystis* incubadas durante duas horas na ausência (controle) ou na presença de coagulantes (PAC- 4 mg Al L⁻¹ ou CHI - 2 mg L⁻¹) e dos lastros (RS, SAI e LMB, 100 mg L⁻¹) separadamente ou em misturas binárias de coagulante e lastro. Também

estão incluídas as eficiências PSII das cianobactérias coletadas no topo dos tubos (círculos cheios) e no fundo (círculos abertos), bem como os valores de pH das suspensões (triângulos abertos). As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$). Letras semelhantes indicam grupos homogêneos de acordo com o teste de Tukey.

.....80

Figura 25 – Concentrações de toxinas dissolvidas ($\mu\text{g L}^{-1}$) em suspensões de 60 mL de amostras com cianobactérias do lago do MAPRO incubadas durante duas horas na ausência (controle) ou presença de coagulantes (PAC - 2 mg Al L^{-1} ou CHI - 2 mg L^{-1}) e lastros (RS, SAI e LMB, 100 mg L^{-1}) separadamente ou em misturas binárias de coagulante e lastro. (A) Saxitoxinas – período com domínio de *Cylindrospermopsis* e (B) microcistinas – período com dominância de *Microcystis* (B). As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$). Letras semelhantes indicam grupos homogêneos de acordo com o método de Tukey.....81

Figura 26 – Esquema do mesocosmo utilizado nos experimentos.90

Figura 27 – Experimento de *jar-test* com concentração de Poli-Cloreto (PAC) fixa (2 mg Al L^{-1}) e um gradiente de concentrações de Solo Vermelho (RS) ($100, 200, 400, 800$ e 1200 mg L^{-1}).92

Figura 28 – Variação das concentrações de clorofila-*a* total ($\mu\text{g L}^{-1}$) durante o experimento Mesocosmo1. As barras são tratamentos controle, PAC + RS, PAC + LMB, CHI + RS e CHI + LMB. As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$).....94

Figura 29 – Variação das concentrações de fósforo solúvel reativo (SRP, $\mu\text{g L}^{-1}$, A), fósforo total (PT, $\mu\text{g L}^{-1}$, B), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID, $\mu\text{g L}^{-1}$, C) e as concentrações de nitrogênio total (NT $\mu\text{g L}^{-1}$, D) as linhas representam controle, PAC + RS, PAC + LMB, CHI + RS, CHI + LMB durante o experimento mesocosmos 1. As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$).....96

Figura 30 – Variação de turbidez (NTU; A), sólidos totais dissolvidos ($\mu\text{g L}^{-1}$, B), pH (C), condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$; D), concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1} ; E) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$; F). As linhas representam controle, PAC + RS, PAC + LMB, CHI + RS, CHI + LMB durante o experimento mesocosmos 1 no período experimental de 15 dias em abril de 2016. As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$).....98

Figura 31 – Experimento em *jar-test* utilizando 1,5 litros de água do lago do MAPRO com dominância de *Microcystis* sp. Os tratamentos foram (jarros da esquerda para a

direita): controle, coagulante de Poli-Cloreto fixa (2 mg Al L⁻¹) e um gradiente de concentrações de Solo Vermelho (RS) (100, 200, 400, 800 e 1200 mg L⁻¹).....99

Figura 32 – Experimento de *jar-test* utilizando água do lago com dominância de *Microcystis* sp. As barras representam o tempo depois da aplicação dos tratamentos: preto 2 horas, cinza claro 66 horas e cinza escura 1 hora depois de nova agitação. Em A temos a concentração de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) e em B turbidez (NTU). Os tratamentos foram controle, coagulante de PAC fixa (2 mg Al L⁻¹) e um gradiente de concentrações de Solo Vermelho (RS) (100, 200, 400, 800 e 1200 mg L⁻¹)..... 100

Figura 33 – Variação das concentrações de clorofila-*a* totais ($\mu\text{g L}^{-1}$, barras brancas) e clorofila-*a* de cianobactérias ($\mu\text{g L}^{-1}$, barras cinzas) durante o experimento Mesocosmos 2: controle, PAC + RS, PAC + LMB, CHI + RS, CHI + LMB. As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$)..... 101

Figura 34 – Variação das concentrações de fósforo solúvel reativo (SRP, $\mu\text{g L}^{-1}$, A), fósforo total (PT, $\mu\text{g L}^{-1}$, B), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID, $\mu\text{g L}^{-1}$, C) e as concentrações de nitrogênio total (NT, $\mu\text{g L}^{-1}$, D). As linhas representam controle, PAC + RS, PAC + LMB, CHI + RS, CHI + LMB durante o experimento Mesocosmos 2 no período experimental de 15 dias em abril de 2016. As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$)..... 102

Figura 35 – A Variação de turbidez (NTU; A), sólidos totais dissolvidos ($\mu\text{g L}^{-1}$, B), pH (C), condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$; D), concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1} ; E) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$; F). As linhas representam controle, PAC + RS, PAC + LMB, CHI + RS, CHI + LMB durante o *experimento mesocosmos 2* no período experimental de 15 dias em abril de 2016. As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$)..... 104

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Média, desvio padrão, valores máximos e mínimos das variáveis físicas do lago do Museu Mariano Procópio ao longo do período de amostragem.	39
Tabela 2 – Variação da concentração de microcistinas, cilindrospermopisna e saxitoxinas na água bruta do lago do Museu Mariano Procópio. Variantes de microcistinas analisadas (MC-RR, MC-LA, MC-LR, MC-YR). As siglas ND (não detectado), NA (não analisado) e <LD (menor que o limite de detecção do método.....	46
Tabela 3 – Balanço hídrico mensal do lago Museu Mariano Procópio considerando as componentes de entrada (escoamento superficial difuso, fonte, chuva e poço) e as componentes de saída (ladrão e evaporação).	61
Tabela 4 – Balanço de fósforo (P) mensal do lago do Museu Mariano Procópio em porcentagem (%) considerando as componentes de entrada (escoamento superficial difuso, fonte, chuva, poço, aves e sedimento) e as componentes de saída (ladrão e deposição no sedimento).	63
Tabela 5 – Esquema de rotação e repouso do experimento no <i>jar-test</i>	93

SUMÁRIO

1	APRESENTAÇÃO DA TESE	23
2	INTRODUÇÃO	25
3	DEFINIÇÃO DO PROBLEMA, HIPÓTESE E OBJETIVOS	31
4	ÁREA DE ESTUDO	32
5	CAPÍTULO 1	35
5.1	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA, OBJETIVOS E HIPÓTESES.....	35
5.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	35
5.2.1	Amostragem	35
5.2.2	Análise das amostras	36
5.2.3	Análise dos dados	37
5.3	RESULTADOS	38
5.3.1	O ambiente físico-químico do lago	38
5.3.2	Zooplâncton	42
5.3.3	Fitoplâncton	43
5.3.4	Fatores ascendentes e descendentes que interferem nas florações de cianobactérias	46
5.4	DISCUSSÃO	48
5.5	50	
5.6	CONCLUSÕES	50
6	CAPÍTULO 2	52
6.1	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA, OBJETIVOS E HIPÓTESES.....	52
6.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	52
6.2.1	Batimetria	53
6.2.2	Balço hídrico	53
6.2.3	Concentrações de P na água	56
6.2.4	Concentrações de P liberadas pelo sedimento	57
6.2.5	Taxa de sedimentação	58
6.2.6	Balço de fósforo	58

6.3	RESULTADOS	60
6.3.1	Balço Hídrico	61
6.3.2	Balço de fósforo	62
6.4	DISCUSSÃO	64
6.5	CONCLUSÕES	66
7	CAPÍTULO 3	67
7.1	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA, OBJETIVOS E HIPÓTESES.....	67
7.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	67
7.2.1	Amostragem	67
7.2.2	Materiais e químicos.....	68
7.2.3	Experimentos em laboratório	69
7.2.4	Experimento 1 – Range de coagulantes	70
7.2.5	Experimento 2 - Dose dos coagulantes fixada e range de lastro.....	70
7.2.6	Experimento 3 - <i>Flock e Sink</i>.....	71
7.3	RESULTADOS	72
7.3.1	Experimento 1 – Range de coagulantes	72
7.3.2	Água dominada por <i>C. raciborskii</i> exposta a quitosana	73
7.3.3	Água dominada por <i>Microcystis</i> exposta a quitosana.....	73
7.3.4	Experimento 2 - Dose dos coagulantes fixada e range de lastro.....	74
7.3.5	Experimento 3 - Ensaio <i>Flock e Sink</i>.....	76
7.4	DISCUSSÃO	81
7.4.1	Efeito de coagulantes sobre as cianobactérias	82
7.4.2	Efeito de diferentes lastros.....	84
7.4.3	Floculação e sedimentação de cianobactérias	85
7.5	CONCLUSÕES	87
8	CAPÍTULO 4	89
8.1	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA, OBJETIVOS E HIPÓTESES.....	89
8.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	89
8.2.1	Desenho Experimental	90
8.2.2	Variáveis limnológicas.....	91
8.2.3	Experimento de <i>jar-test</i>	91

8.2.4	Análises estatísticas.....	93
8.3	RESULTADOS	93
8.3.1	Experimento Mesocosmos 1.....	93
8.3.2	Experimento de <i>jar-test</i>	98
8.3.3	Experimento Mesocosmos 2.....	100
8.3.4	102	
8.4	DISCUSSÃO	105
8.5	CONCLUSÕES	108
9	DISCUSSÃO GERAL	109
10	CONSIDERAÇÕES FINAIS E PESPECTIVAS.....	111
11	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	112

1 APRESENTAÇÃO DA TESE

Nesta Tese buscou-se entender o intenso processo de eutrofização e as constantes florações de cianobactérias no lago do Museu Mariano Procópio (MAPRO). O objetivo deste trabalho foi apresentar alternativas para mitigar o processo de eutrofização e as florações de cianobactérias. Este estudo foi iniciado em 2012 a partir de uma questão administrativa em que a direção do Parque do Museu Mariano Procópio contactou o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Juiz de Fora e questionou sobre o que poderia ser feito para “limpar” a água do lago do MAPRO, ou seja, para que os visitantes do parque conseguissem ver os peixes que habitam no lago. Uma visita do Dr. Miquel Lürling da Universidade de Wageningen, Holanda, ao Parque do Museu Mariano Procópio em janeiro de 2013 deu origem ao projeto cujo os resultados estão apresentados nesta tese.

As etapas 1 e 2 deste trabalho foram realizadas durante dois anos, novembro de 2012 a outubro de 2014, em parceria com o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e Laboratório de Ecologia Aquática da Universidade Federal de Juiz de Fora. Os objetivos destas etapas foram: 1) conhecer a dinâmica do sistema e 2) entender as causas da eutrofização e das contantes florações de cianobactérias no lago do MAPRO. Para isso, foram realizadas coletas mensais, das variáveis abióticas e bióticas para avaliar as entradas de nutrientes e a dinâmica das comunidades deste sistema. A etapa 3, teve início no ano de 2015, com os experimentos em laboratório, o objetivo desta etapa foi avaliar a aplicabilidade de técnicas para remoção da biomassa de cianobactérias no lago do MAPRO. A partir deste momento, o projeto passou a ser coordenado pelo Dr. Marcelo Manzi Marinho, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Os bioensaios, experimentos de laboratórios, foram realizados no Laboratório de Ecologia e Fisiologia do Fitoplâncton da UERJ. Por fim, durante o ano de 2016, iniciou-se uma parceria com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, através do Dr. Jean Ometto. A partir desta parceria, foram desenvolvidos os mesocosmos utilizados nos experimentos de campo, etapa 4 desta tese. O objetivo desta etapa foi verificar a eficiências das técnicas para remoção da biomassa de cianobactérias obtidos em laboratório, em uma escala maior através dos experimentos em campo.

No presente trabalho, o problema foi abordado em quatro etapas, de acordo com os objetivos deste trabalho (Figura 1). As duas primeiras compreenderam uma análise sistêmica do lago (capítulo 1 e capítulo 2). No primeiro capítulo desta tese, objetivou-se conhecer a dinâmica da comunidade fitoplanctônica a fim de entender a dominância de cianobactéria deste sistema, objetivo 1. Neste capítulo foi testada a hipótese de que fatores ascendentes e

descendentes explicam a dominância de cianobactérias. No capítulo 2, foram avaliados os aportes de fósforo (P) para o sistema. Estimamos a variação sazonal nas entradas (externas e internas) e saídas do P do sistema, para estimar o balanço anual de P, objetivo 2. Neste capítulo testamos a hipótese que a carga interna do sedimento é a fonte de P mais importante para a coluna de água do lago.

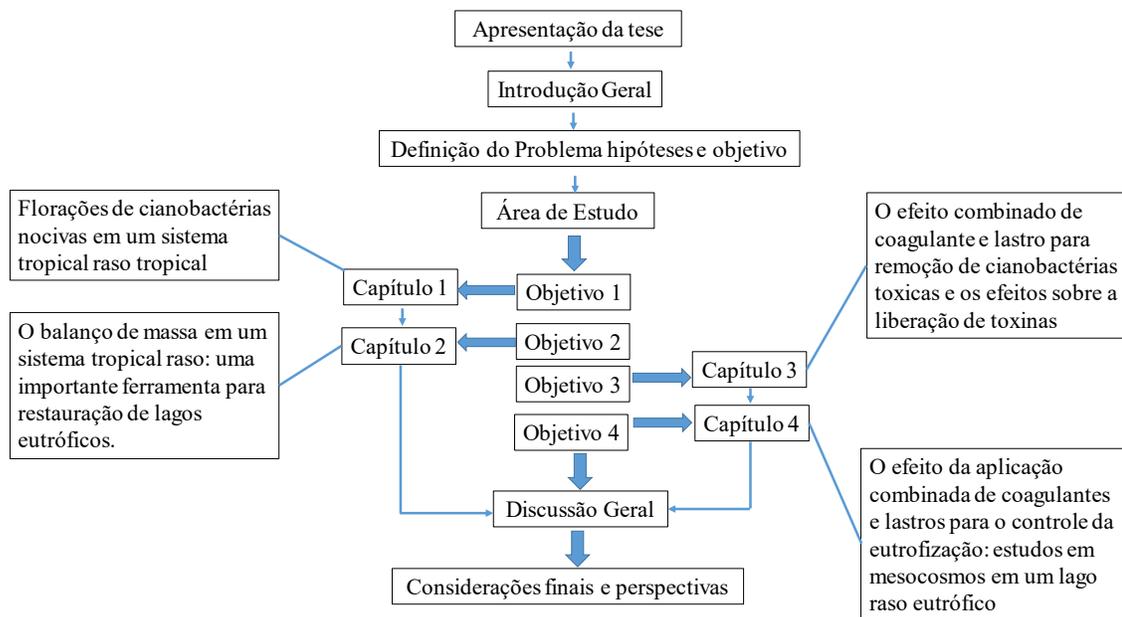


Figura 1 – Fluxograma da Tese

A terceira etapa compreendeu ensaios experimentais em laboratório (capítulo 3). Foram realizados bioensaios em pequena escala (microcosmos), testando a técnica *Flock e Sink* para remoção da biomassa de cianobactérias do sistema, objetivo 3. Nestes experimentos, testamos diferentes tipos e concentrações de coagulantes e lastros/adsorventes de P em fase sólida. Os resultados apontaram as melhores combinações e concentrações de coagulantes e lastro que poderiam ser utilizados no lago do MAPRO para remoção da biomassa de cianobactérias. Estes resultados já foram publicados no periódico *Harmful Algae* (Anexo 1).

A quarta etapa compreendeu experimentos realizados em campo (capítulo 4). A partir dos resultados dos capítulos 2 e 3, objetivou-se avaliar a aplicabilidade desta técnica em um lago raso eutrófico, em experimentos com mesocosmos, objetivo 4. Para isso, foram aplicados nos mesocosmos tratamentos com as melhores doses e combinações de coagulante e lastro/adsorvente de P em fase sólida obtidas nos experimentos de laboratórios.

2 INTRODUÇÃO

Eutrofização e florações de cianobactérias

A eutrofização de sistemas aquáticos caracteriza-se pelo aumento nas concentrações de nutrientes, principalmente fósforo (P) e nitrogênio (N). Este processo pode ser natural ou artificial e tem como consequência o aumento excessivo da produção de biomassa de produtores primários (HUTCHINSON, 1957). A eutrofização natural é um processo lento, que ocorre em função do tempo devido a processos naturais de erosão e carreamento de nutrientes da bacia de drenagem (WETZEL, 1983; MARGALEF, 1983; SCHIEWER, 1998; TUNDISI, 2003). A eutrofização artificial é promovida por atividades antrópicas e pode ter diferentes origens (DOWNING *et al.*, 2006). Uma outra fonte importante de nutrientes para lagos são as aves, não somente as aquáticas que vivem no sistema, mas aves que frequentemente forrageiam habitats terrestres, mas reproduzem e descansam em lagos e regiões alagadas. Estudos demonstram que aves migratórias podem ser responsáveis por grandes quantidades de nutriente alóctone, contribuindo para o aumento da eutrofização de ambientes aquáticos (MANNY *et al.*, 1994; BRANCO, 2008; HAHN *et al.*, 2007; TELESFORD-CHECKLEY *et al.*, 2017).

O florações de algas nocivas – FANs (ou HABs do inglês *Harmful Algal Blooms*), geralmente dominado por cianobactérias (CyanoHABs), em águas doces é são dos principais sintomas da degradação de ecossistemas aquáticos continentais e um dos mais graves problemas ambientais a serem estudados pela limnologia atual (CHORUS e BARTRAM, 1999; DE FIGUEIREDO *et al.*, 2004; PAERL e PAUL, 2012). CyanoHABs promovem a perda da qualidade cênica e comprometem o uso seguro da água para diversas finalidades (CODD *et al.*, 2005). A magnitude, frequência, duração e intensidades destes eventos têm despertado interesse de pesquisadores e gestores de recursos hídricos de todo mundo (FIGUEREDO *et al.*, 2016; BROOKS *et al.*, 2016), cujos sintomas mais perceptíveis são: odores desagradáveis, aumento da turbidez, mortalidade de peixes, alterações na rede trófica, perda da biodiversidade. Tudo isso gera prejuízos em serviços ambientais importantes, como disponibilidade de água potável, recreação, aquicultura e pesca (PAERL e PAUL, 2012), já que as florações de cianobactérias representem uma séria ameaça à qualidade da água, podendo levar a graves impactos econômicos (STEFFENSEN, 2008; HUDNELL, 2010; HAMILTON *et al.*, 2014;) e de saúde dos seres humanos e dos demais animais, (CARMICHAEL, 2001; DITTMANN e WIEGAND, 2006).

Além da eutrofização, tem sido sugerido que as mudanças climáticas globais, poderão agravar a frequência, intensidade e dispersão de florações de cianobactérias, promovendo aumento na ocorrência e magnitude desses eventos (PAERL e HUISMAN, 2009, PAERL, 2017). O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2014), aponta que além do aumento da temperatura, os ecossistemas tropicais experimentem ciclos hidrológicos alterados com uma maior frequência de eventos extremos, períodos de precipitação mais intensa e mais concentrada e períodos secos mais longos (IPCC, 2014). Os períodos com chuvas mais intensas proporcionarão aumento nas taxas e quantidades de nutrientes carreados da bacia de drenagem para os corpos hídricos, já os períodos com secas mais intensas, aumentarão o período de estabilidade da coluna d'água e tempos de residência mais longos (PAERL, 2017). Algumas mudanças na frequência, ocorrência e variedade das espécies das florações de cianobactérias, já foram associadas ao aquecimento global em sistemas temperados e tropicais (JÖHNK *et al.*, 2008; PAUL, 2008;). Os organismos do fitoplâncton são importantes produtores primários para os ecossistemas aquáticos. Dentre seus integrantes, as cianobactérias se destacam devido às suas estratégias adaptativas, como a de serem excelentes competidoras por recursos. O sucesso de dispersão de proliferação das cianobactérias está relacionado a uma série de adaptações morfológicas, fisiológicas, ecológicas e bioquímicas que permitiram a colonização de diferentes tipos de ambiente (HOEK *et al.*, 1995), e que proporcionam vantagens ecológicas e fisiológicas sobre outras algas (OLIVER e GANF, 2000).

Para o fitoplâncton, em geral, o controle ascendente, por luz e nutrientes, e descendente, predação por herbívoros, têm sido apontados como as principais forças que regulam a composição e biomassa do fitoplâncton (REYNOLDS, 2006). Ambos os controles são modulados pelo clima, pela hidrografia (regime de mistura) e pela hidrologia (tempo de residência da água (TALLING, 1986; DE SENERPONT DOMIS *et al.*, 2013).

Particularmente para as cianobactérias, vários fatores direcionam sua composição e biomassa, como por exemplo, o regime de mistura em sistemas com estratificação duradoura ou diária (REYNOLDS, 1997); disponibilidade de luz (SCHEFFER *et al.*, 1997); temperatura (PAERL e HUISMAN, 2009); baixas concentrações de CO₂ e pH (Shapiro 1990; CARACO e MILLER, 1998); concentrações de fósforo total (SCHINDLER, 2012); concentrações de nitrogênio total e de nitrogênio inorgânico dissolvido (BLOMQUIST *et al.*, 1994); razões N:P (SMITH, 1986).

Distintas sensibilidades e tolerâncias desse grupo têm sido também reconhecidas. Dentre elas, a resistência à herbivoria pela forma, tamanho dos organismos e/ou produção de toxinas (WILSON *et al.*, 2006), sensibilidade ao escoamento hidráulico (ELLIOTT, 2012),

regulagem da posição na coluna de água através de aerótopo, adaptações pela forma por serem boas antenas de luz (REYNOLDS *et al.*, 2002), maior habilidade competitiva por nitrogênio, dada suas baixas constantes de semisaturação para a absorção de nutrientes (WILSON *et al.*, 2006) ou pela habilidade para fixarem N₂, além de adaptações à estocagem de P (Isvánovics *et al.* 2000).

A principal razão pela qual as cianobactérias são vistas como um incômodo e um risco para a saúde é devida a capacidade de produzir metabólitos secundários tóxicos para muitos organismos, incluindo seres humanos (CHORUS e BARTRAM, 1999; AZEVEDO *et al.*, 2002; WHO, 2003). Estes metabólitos, conhecidos como cianotoxinas, compreendem um grupo de compostos químicos estruturalmente diversos, produzidos por alguns gêneros de cianobactérias (DITTMANN *et al.*, 2013). De acordo com seu efeito em vertebrados, as cianotoxinas podem ser classificadas como dermatotoxinas, hepatotoxinas e neurotoxinas (DITTMANN *et al.*, 2013).

A função ecológica das cianotoxinas ainda é bastante discutida. Alguns autores acreditam que esses compostos atuam como mecanismo de defesa, outros sugerem que eles auxiliam na fisiologia, melhor captação da luz solar e ainda mais recentemente existem os que tentam provar que as toxinas são moléculas de sinalização que colaboram na comunicação entre as cianobactérias (CHORUS e BARTRAM, 1999; LYCK, 2004, KAEBERNICK e NEILAN, 2001; HOLLAND e KINNEAR, 2013).

Florações de cianobactérias são eventos complexos, muitas vezes favorecidos por interações entre uma série de fatores ambientais (PAERL e OTTEN, 2013; MOLOT *et al.*, 2014) e por adaptações evolutivas (BONILLA *et al.*, 2012; ANTUNES *et al.*, 2015). No Brasil, os gêneros de cianobactérias mais frequentes são *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum* e *Microcystis* (HUSZAR e SILVA, 1999; SOARES *et al.*, 2013 a). Esses três gêneros demonstram diferentes preferências ambientais de acordo com sua ocorrência, apesar de algumas semelhanças, como aerótopos, tamanho grande e potencial produção de toxinas. Enquanto *Cylindrospermopsis* apresenta sucesso durante períodos secos, de mistura da coluna d'água ou formando dominância perene, *Dolichospermum* e *Microcystis* demonstram maior ocorrência em sistema com temperaturas mais elevadas e estabilidade da coluna d'água, com dominância em períodos quentes e chuvosos (SOARES *et al.*, 2013 a).

Florações de cianobactérias em lagos urbanos

As CyanoHABs estão em direções opostas com a qualidade da água segura e esteticamente aceitável, características necessárias em uma sociedade moderna (STEFFENSEN, 2008). A maioria das pesquisas sobre florações de cianobactérias tem sido realizada em corpos d'água relativamente grandes, enquanto pequenos corpos d'água, que correspondem a maior parte da área global coberta por águas continentais, são ainda pouco estudados (DOWNING *et al.*, 2006). Pequenos corpos d'água, especialmente aqueles localizados em áreas urbanas, são importantes para a uma boa qualidade de vida provendo áreas de recreação para a população (GLEDHILL *et al.*, 2008). A degradação desses ambientes é cada vez mais recorrente, e cada vez mais tem aumentando casos de florações de cianobactérias em lagos urbanos.

Lagos urbanos, muitas vezes artificiais e geralmente hipereutróficos, são muito diferentes de outros lagos (BIRCH e MCCASKIE, 1999). São utilizados para abastecimento da população, dessedentação/criação de animais, contenção de enchentes, recreação e para composição da paisagem cênica. Em muitas cidades é comum encontrar lagos urbanos em ambientes frequentados por muitas pessoas, e por essa razão, conhecer, monitorar e preservar a qualidade da água nesses ambientes é de fundamental importância para o bem estar da população.

No caso particular de muitos municípios brasileiros, a ausência de gestão específica dos recursos hídricos e as baixas condições de saneamento em regiões urbanas promovem o incremento de nutrientes nesses sistemas urbanos, principalmente nitrogênio e fósforo, acelerando o processo de eutrofização tendo como consequência, o rápido crescimento de algas, na maioria das vezes dominada pelas cianobactérias. No Brasil, há relatos de florações de cianobactérias em lagos urbanos de diferentes regiões: lago das Garças em São Paulo-SP (CROSSETTI e BICUDO, 2008), Lagoa da Pampulha, Belo Horizonte-MG (SILVA *et al.*, 2016) e Lagoa Santa, em Lagoa Santa-MG (FIGUEREDO e GIANI, 2009; FIGUEREDO *et al.*, 2016), Lagoa de Jacarepaguá, Rio de Janeiro-RJ (GOMES *et al.*, 2009), Lagoa do Violão, Torres-RS (CARVALHO *et al.*, 2008), Lago Paranoá, Brasília-DF (BRANCO e SENNA, 1996). Fica evidente a necessidade premente de restauração/recuperação destes ambientes visando melhoria da qualidade ambiental e de vida das populações dos centros urbanos.

A mitigação de lagos eutróficos

A recuperação de sistemas aquáticos eutrofizados é uma medida importante para assegurar a oferta de serviços ecossistêmicos importantes e a disponibilidade de água de boa qualidade para diversas finalidades. Sistemas aquáticos em estágios avançados de eutrofização não conseguem retornar à estabilidade ecológica original por meio de mecanismos próprios. O sucesso da recuperação de ambientes degradados dependerá de um bom diagnóstico (análise sistêmica) e de medidas de gestão eficientes e específicas para cada sistema a ser estudado (EVINER e HAWKES, 2008). A análise sistêmica inclui, um estudo sobre funcionamento biológico do sistema, o balanço de massas (nutrientes), bem como, uma análise de custo-benefício das técnicas sugeridas para recuperação do sistema (LURLING, M *et al.*, 2016).

Os primeiros trabalhos realizados para restauração de lagos tiveram início na década de 80, quando as consequências negativas da eutrofização passaram a interferir na utilização dos recursos hídricos para a recreação e abastecimento de água potável, além da severa perda de biodiversidade aquática. Muitas tentativas de restauração de lagos e mitigação da eutrofização que focaram somente na redução da carga externa de fósforo, não resultaram na rápida recuperação do sistema devido à carga interna de nutrientes e insuficiente redução do aporte externo (SHARPLEY *et al.*, 2013). O controle da eutrofização requer, além do controle da entrada externa de nutrientes (fontes pontuais e não pontuais), o controle dos aportes internos de nutrientes oriundos dos sedimentos (CARPENTER *et al.*, 1998; SØNDERGAARD *et al.*, 2003; MEHNER *et al.*, 2008).

Reduzir a eutrofização requer decisões políticas complexas que incluem o controle de uma combinação de fatores que atuam no processo de eutrofização (SCHINDLER, 2006). Uma questão importante para pesquisadores e gestores de recursos hídricos ao se adotar medidas para o controle da eutrofização é qual ou quais as fontes de nutrientes, fósforo e/ou nitrogênio, devem ser controladas. O controle da eutrofização e de florações de cianobactérias deve se basear na redução do nutriente que pode ser fortemente reduzido de forma rentável e eficiente para a mitigação da eutrofização e das florações de cianobactérias. A melhor escolha dependerá de cada sistema e das espécies que nele habita.

A estratégia de gestão é muito importante, pois a redução somente de uma fonte de nutriente P ou N, pode não ser uma estratégia de recuperação definitiva para sistemas eutróficos. Em um experimento de 37 anos que considerou o controle das fontes internas e externa de N em um lago temperado demonstrou que, da perspectiva da qualidade da água, apenas as diminuições nos aportes de nitrogênio não foram suficientes para conter a eutrofização, e

agravaram o processo (SCHINDLER *et al.*, 2008). Os mesmos autores demonstraram que em sistemas com dominância de cianobactérias, a habilidade de alguns organismos fixarem o nitrogênio atmosférico pode levar à ocorrência de florações, mesmo quando os indicadores fisiológicos indicaram limitação desse nutriente. Devido a essas observações, a medida de remediação contra o enriquecimento de corpos d'água por nutrientes e florações de algas foi centrada, nas últimas décadas, no controle de fósforo (CARPENTER, 2008; SCHINDLER *et al.*, 2008). O lago Erie, EUA-Canadá, foi "recuperado" da eutrofização na década de 70 e desde a década de 80 vem seguindo programas de redução de P (mas não N). Contudo, as florações de *Microcystis* proliferaram desde meados da década de 1990 mesmo que as entradas de P totais no lago tenham permanecido bastante estáveis durante este tempo (PAERL e SCOTT, 2010).

Embora alguns estudos venham demonstrando que a melhor alternativa para mitigar a eutrofização seja controlar tanto o P quanto o N (PAERL e SCOTT, 2010; PAERL *et al.*, 2011), outros demonstram que o controle apenas da carga externa e/ou interna de P são medidas eficientes e suficiente para conseguir resultados muito positivos em sistemas aquáticos (MEHNER *et al.*, 2008; COOKE *et al.*, 2016). Além de serem eficientes, as técnicas de redução de P têm baixo custo (LÜRLING e VAN OOSTERHOUT, 2013), e são suficientes para limitar o crescimento do fitoplâncton (GOLTERMAN, 1975). Por exemplo, as técnicas de floculação e sedimentação usando compostos contendo alumínio, cálcio, ferro, lantânio ou outros metais, têm se mostrado eficientes para a remoção da biomassa e a redução de P (LURLING, M *et al.*, 2016; NOYMA *et al.*, 2016).

Recentemente, técnicas de geo-engenharia vêm sendo aplicadas para o controle da eutrofização (SPEARS *et al.*, 2014; LÜRLING *et al.*, 2016; COPETTI *et al.*, 2016). As abordagens de geo-engenharia são definidas como a manipulação de processos biogeoquímicos (comumente direcionados a P) usando materiais para alcançar uma resposta química e/ou ecológica desejada (SPEARS *et al.*, 2014). Considerando que durante eventos de floração de cianobactérias a maior parte do P na coluna d'água está na forma particulada, foi desenvolvido uma técnica denominada de *Flock e Lock* (floculação, sedimentação e inativação do P disponível), que combina uma baixa dose de floculante com o adsorvente de P em fase sólida. Esse método não somente retira a fração dissolvida (ortofosfato) quanto a fração particulada (cianobactérias) da coluna d'água, mas também interrompe o aporte interno impedindo permanentemente a liberação de P do sedimento (LÜRLING e VAN OOSTERHOUT, 2013).

A remoção de cianobactérias da coluna de água utilizando uma combinação de coagulante e lastro, promovendo a floculação e sedimentação (*Flock e Sink*) é uma técnica promissora para controlar as florações de cianobactérias (PAN *et al.*, 2006 b; PAN *et al.*, 2006

a; PAN *et al.*, 2011 b; PAN *et al.*, 2011 a; NOYMA *et al.*, 2016; DE MAGALHÃES *et al.*, 2016). Uma baía isolada foi efetivamente limpa de cianobactérias usando coagulante e solo modificado (PAN *et al.*, 2011a) , enquanto a biomassa de cianobactérias foram removidas de dois lagos estratificados utilizando um coagulante e uma argila de bentonita modificada por lantânio (LÜRLING e VAN OOSTERHOUT, 2013; WAAJEN, G. *et al.*, 2016 a). Nesta técnica, as cianobactérias presentes na coluna d'água são floculadas e os agregados de células/colônias intactas são depositados no sedimento e aprisionado com lastro.

O Policloreto de Alumínio (PAC), o cloreto de ferro, o extrato de *Moringa oleifera* ou a quitosana têm sido usados como coagulantes (PAN *et al.*, 2011 b; LI e PAN, 2013; LÜRLING e VAN OOSTERHOUT, 2013; WAAJEN, G. *et al.*, 2016 a). O PAC é um composto metálico, que tem maior eficiência de redução da turbidez sob uma faixa de pH mais ampla a um custo de coagulante menor do que outros compostos (JIANG e GRAHAM, 1998). A quitosana (CHI) é um biopolímero derivado de camarões e caranguejos marinhos, e tem sido utilizado no tratamento de águas e esgotos e é visto como um composto não tóxico, biodegradável, com boas propriedades de coagulação / floculação (RENAULT *et al.*, 2009).

Como lastro, solos naturais e argilas são comumente usados (PAN *et al.*, 2006 a; PAN *et al.*, 2006 a; PAN *et al.*, 2011 b; PAN *et al.*, 2011 a). Uma bentonita modificada com lantânio (LMB) Phoslock® também é muito utilizado como lastro e adsorvente em fase sólida de P (LÜRLING e VAN OOSTERHOUT, 2013; COPETTI *et al.*, 2016; NOYMA *et al.*, 2016; DE MAGALHÃES *et al.*, 2016). O LMB tem uma vantagem sobre os solos, uma vez que pode adsorver fortemente P mesmo com anoxia (NOYMA *et al.*, 2016) e, assim, dificultar a liberação do P do sedimento (WAAJEN, G. *et al.*, 2016 a; WAAJEN, G. W. *et al.*, 2016 b).

3 DEFINIÇÃO DO PROBLEMA, HIPÓTESE E OBJETIVOS

Florações de cianobactérias no lago do MAPRO são registradas desde o início de 2012, quando os visitantes e funcionários do parque verificaram a alteração na coloração da água do lago e presença de uma nata verde densa. Esses foram os primeiros registros feitos das florações de cianobactérias. A direção do Museu procurou a Universidade Federal de Juiz de Fora em busca de uma alternativa para “limpar a água do lago”. Uma análise de qualidade da água do lago foi realizada em março de 2012 e os resultados apontaram grande concentração de fósforo e nitrogênio. O lago estava sofrendo um intenso processo de eutrofização, com uma elevada densidade de cianobactérias (florações). A partir desta questão apresentada pela direção do Museu, o objetivo geral desta tese foi identificar as principais causas do processo de

eutrofização e ocorrência de florações de cianobactérias e testar a eficácia e aplicabilidade do uso combinado de coagulantes e adsorventes de P em fase sólida no controle da eutrofização e florações de cianobactérias em um sistema tropical raso

Para atingir este objetivo os objetivos específicos traçados foram:

1. Identificar os principais fatores que explicam a dominância de cianobactérias em um lago urbano tropical raso.
2. Determinar a principal fonte de fósforo inorgânico para as florações de cianobactérias através do balanço de massas entre os aportes e saídas de fósforo no lago.
3. Testar a eficácia de diferentes coagulantes e lastros para remoção de cianobactérias nocivas em sistemas tropicais rasos, através de bioensaios em laboratório utilizando a água do lago com florações de diferentes espécies de cianobactéria.
4. Testar a eficácia e aplicabilidade de diferentes coagulantes e adsorventes de P em fase sólida para a remoção de biomassa de cianobactérias nocivas e redução do fósforo em sistemas tropicais rasos, através de experimentos de campo em mesocosmos.

A hipótese geral testada neste trabalho é que o uso combinado de coagulantes e adsorventes de P em fase sólida serão eficientes para o controle da eutrofização e florações em um sistema tropical raso.

4 ÁREA DE ESTUDO

O município de Juiz de Fora (Brasil, MG), tem cerca de 517 mil de habitantes, com 98% da sua população vivendo na área urbana (IBGE, 2010). Dentre as opções de lazer e turismo, o Parque do Museu Mariano Procópio (MAPRO), com uma área de 88.200 m² inserida em uma região urbanizada, é uma das principais atrações do município, sendo considerado um dos sete pontos de conservação ambiental da cidade.

O parque está localizado em uma região cujo clima é o tropical de altitude – CWB de Köppen (ALVARES *et al.*, 2014), que se caracteriza por verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos. Sua formação vegetal foi iniciada em um projeto paisagístico realizado por volta de 1860, numa área de Mata Atlântica. O parque hoje possui mais de dois terços de sua área total cobertos por uma vegetação arbórea, em uma área propícia para o lazer, convívio com a natureza e realização de caminhadas e outras atividades físicas em suas trilhas. Além disto, o

parque faz parte do acervo do MAPRO, o que lhe agrega mais valor simbólico e cultural e o torna uma área diferenciada (DE SIQUEIRA *et al.*, 2006).

O parque possui um pequeno reservatório artificial, o lago do MAPRO, com área de 1,1 ha e profundidade máxima de 1,3 m. A área do entorno é composta por muitas árvores e suas margens revestidas por madeira, exceto a área do píer, local de acesso ao barco que é revestida por concreto. O lago é habitado por carpas (*Cyprinus carpio*), cágados (*Phrynos hilarii*), cisnes (*Cygnus sp.*) e alguns patos (*Anas platyrhynchos*, *Amazonetta brasiliensis*). A origem do lago data de 1861, a 156 anos, com uma área central composta por cinco ilhas e um canal adjacente. A água do lago era proveniente do Córrego São Pedro, e sua vazão controlada através de um vertedouro no final do canal, com comunicação com o Rio Paraibuna.

Nos anos de 2006 a 2008, o parque passou por um profundo processo de melhorias e revitalização, inclusive, com o esvaziamento do lago para limpeza e recuperação das suas margens. Na época, os peixes existentes no lago foram transferidos para a Fazenda Santa Cândida, um setor da Prefeitura de Juiz de Fora ligado ao desenvolvimento do agronegócio na cidade, inclusive, com atividades na área de piscicultura e comercialização de alevinos de várias espécies. Em 2008, após conclusão das obras de recuperação das margens e limpeza, o lago teve seu nível normalizado, passando a ser abastecido por um poço semi-artesiano construído pela CESAMA especificamente para esse fim. Os peixes também retornaram da Fazenda Santa Cândida, tendo ocorrido a introdução de carpas, curimatãs e tilápias, e aves ornamentais, em especial, cisnes branco e negro, entre outras aves aquáticas. Com aumento nas populações de aves ornamentais e peixes, que começaram a ser alimentadas com ração, o lago entrou em um acelerado processo de eutrofização nos últimos anos, que culminou em constantes florações de cianobactérias (Figura 2).

Hoje o lago é abastecido por águas pluviais, escoamento da bacia de drenagem que compreende quase toda a extensão do parque, uma fonte e um poço, cuja a entrada de água no lago é controlada pela administração do museu. Existe uma saída (ou ladrão) para o excesso de água, também controlada pela administração. A água do poço e a saída são usadas para manter o nível de água da lagoa constante. Durante um ciclo hidrológico, o nível de água é mantido por precipitação ou escoamento superficial na maior parte do tempo. Nos períodos em que a precipitação é menor que a evaporação, o déficit hídrico é fornecido pelo influxo da bomba de poço e em períodos em que a precipitação é maior que a evaporação, o excesso de água é eliminado pelo ladrão para o Rio Paraibuna.

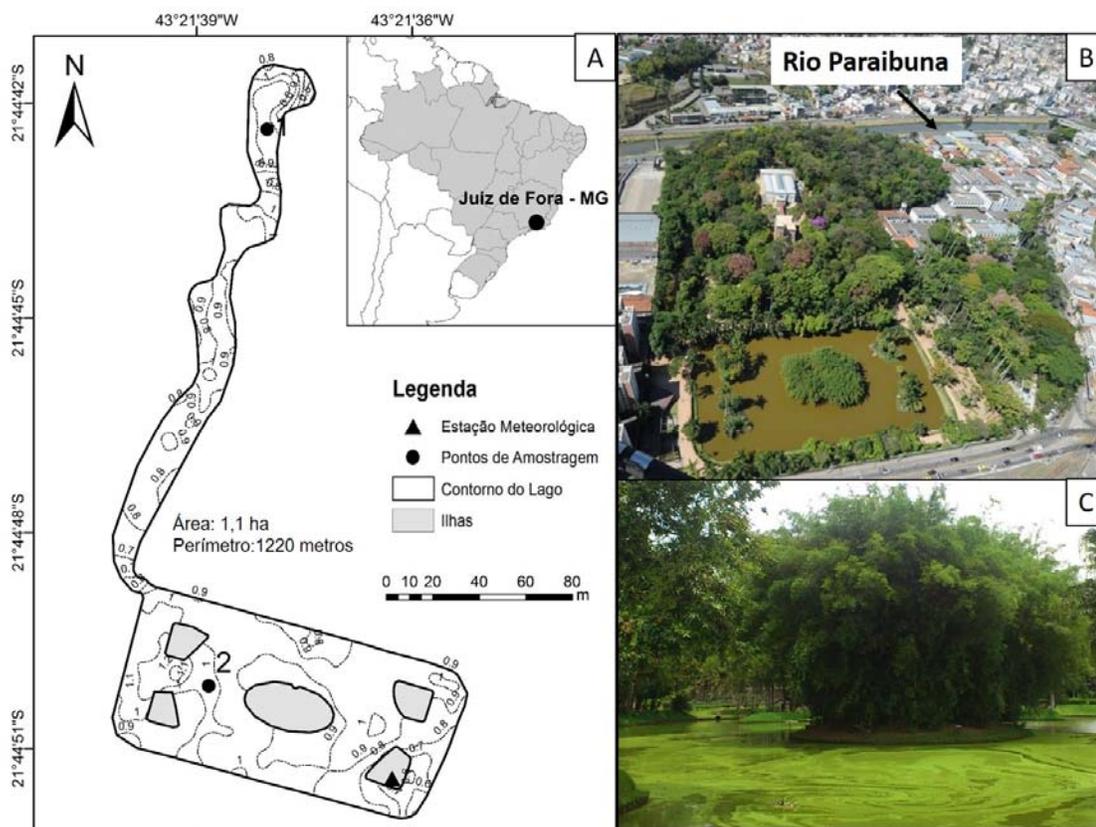


Figura 2 – (A) Mapa do Lago do Museu Mariano Procópio; (B) Vista área do Parque do Museu Mariano Procópio, destaca-se sua localização na área urbana de Juiz de Fora-MG e sua proximidade com o Rio Paraibuna; (C) Florações de cianobacterias no lago do Museu Mariano Procópio – foto de março de 2013.

5 CAPÍTULO 1

DINÂMICA DE CIANOBACTÉRIAS NOCIVAS EM UM SISTEMA RASO URBANO TROPICAL

5.1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA, OBJETIVOS E HIPÓTESES

A comunidade fitoplanctônica em sistemas aquáticos é controlada por fatores abióticos, ascendentes e processos bióticos, descendentes (WETZEL, 2001), que são modulados pelo clima, hidrografia e hidrologia. Entender como estes fatores ascendente e descendentes variam no sistema é de fundamental importância para a compreensão dos padrões de variação do fitoplâncton. O incremento de nutrientes em ecossistemas aquáticos continentais acelera o processo de eutrofização que tem como consequência o rápido aumento da biomassa fitoplanctônica muitas vezes dominadas por cianobactérias nocivas (CyanoHabs). Para o fitoplâncton em geral, o controle ascendente por luz e nutrientes e descendente por predação por herbívoros têm sido apontados como as principais forças que regulam sua composição e biomassa do fitoplâncton (REYNOLDS, 2006).

Em muitas cidades é comum encontrar lagos urbanos em ambientes frequentados por muitas pessoas, neste sentido, monitorar e preservar a qualidade da água nesses ambientes é de fundamental importância para o bem estar da população. Neste capítulo, buscamos compreender como os controles ascendente – luz e nutrientes – e descendente – predação por zooplâncton – influenciam a comunidade fitoplanctônica, a fim de compreender as causas da dominância de cianobactérias no lago do MAPRO. Nossa hipótese é que o excesso de nutrientes (controle ascendente) é a principal causa das florações de cianobactérias deste sistema.

5.2 MATERIAIS E MÉTODOS

5.2.1 Amostragem

Coletas mensais da água do lago do MAPRO foram realizadas durante um período de 2 anos (novembro de 2012 a outubro de 2014) para análise da qualidade da água (Figura 3). As variáveis limnológicas medidas em campo foram: condutividade, pH, oxigênio dissolvido (DO), temperatura da água e turbidez, utilizando uma sonda multi-sensor YSI 6920, e a

transparência da água, pela profundidade de extinção do disco de Secchi (SD). Amostras integradas de toda a coluna d'água foram obtidas com auxílio de tubo coletor de PVC. Logo após a água coletada no tubo integrador era colocada em um balde e misturada. Desta água, foram retirados 25 ml de água para posterior análise de nutrientes (frações totais e dissolvidas de nitrogênio e fósforo), 100 ml para a quantificação do fitoplâncton (fixado com solução de lugol) e 80 ml para análise de cianotoxinas (imediatamente congeladas). Para o estudo da comunidade zooplancônica filtrou-se 100 litros de água em rede de plâncton com malha de 50 μm (fixado com formol concentração final de 4%).

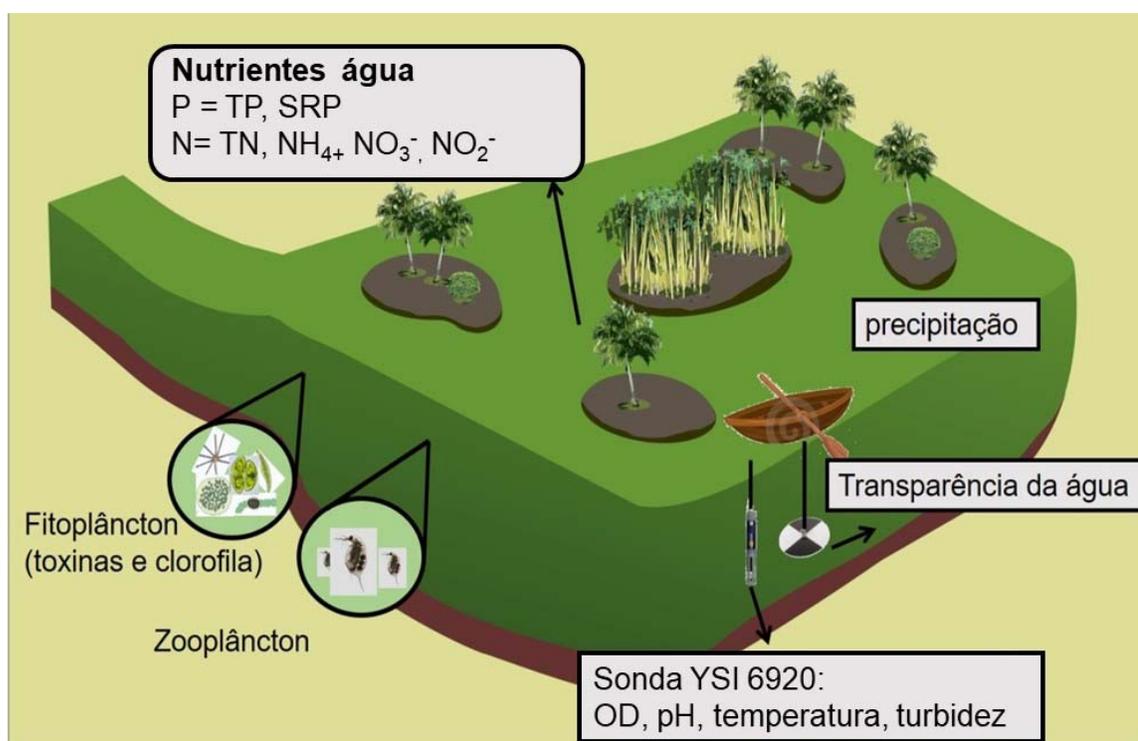


Figura 3 – Variáveis climatológicas e limnológicas (bióticas e abióticas) analisadas durante o estudo.

5.2.2 Análise das amostras

No laboratório, as concentrações de nitrogênio total, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, fósforo total e ortofosfato foram analisadas por espectrofotometria, seguindo os protocolos estabelecidos por WETZEL e LIKENS (2000). As amostras para análise dos nutrientes dissolvidos foram, previamente, filtradas em filtros Whatman GF/C (1,2 μm). A clorofila-*a* total e a contribuição das cianobactérias para a clorofila *a* total foi estimada por fluorimetria PAM através de analisador de fitoplâncton (PHYTOPAM, Heins Walz GmbH,

Effeltrich, Germany) (SCHREIBER, 1998). As densidades das populações fitoplanctônicas (indivíduos mL⁻¹) foram estimadas utilizando o método de sedimentação (UTERMÖHL, 1958) em microscópio invertido (Olympus IX71). Pelo menos 100 indivíduos da espécie dominante foram contados em cada amostra (erro < 20%) (LUND *et al.*, 1958). O fitoplâncton foi agrupado em grandes grupos taxonômicos de acordo com VAN DEN HOEK *et al.* (1995) para Cryptophyceae (Cry), Chrysophyceae (Chr), Xanthophyceae (Xan), Euglenophyceae (Eug), Chlorophyceae (Chl) e Zygnematophyceae (Zyg), de acordo com KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS (1989), KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS (2005) e KOMÁREK (2003) para Cyanobacteria (Cya) e de acordo com ROUND *et al.* (1990) para Bacillariophyceae (Bac).

A densidade da comunidade zooplânctônica (ind L⁻¹) foi estimada através de contagens em câmara de Sedgewick-Rafter sob microscópio óptico (Olympus BX41). Os organismos foram identificados sempre que possível até nível específico e agrupados em Rotifera (rotíferos), Cladocera (cladóceros), Copepoda Calanoida (copépodos calanóides) e Copepoda Cyclopoida (copépodos ciclopoídes) maduros e imaturos (náuplios e copepoditos). O zooplâncton foi agrupado de acordo com tamanho e hábito alimentar em pequenos filtradores (rotíferos e nauplios calanóida e ciclopoída), médios filtradores (copépodos calanoidas e cladóceros) e onívoros-carnívoros (copépopos ciclopoída) (LOVERDE-OLIVEIRA *et al.*, 2009).

A metodologia de análise de cianotoxinas variou de acordo com a toxina analisada. As microcistinas e cilindrospermopsina foram analisadas por cromatografia líquida com detecção por espectrometria de massas acoplada à espectrometria de massas (LC-MS/MS LAWTON *et al.*, 1994; BORTOLI *et al.*, 2014) e as saxistoxinas por cromatografia líquida acoplada a detecção por fluorescência e derivatização pós-coluna (HPLC-FD - DIENER *et al.*, 2006; DIENER *et al.*, 2007; HOFF-RISSETI *et al.*, 2013).

5.2.3 Análise dos dados

Análises de ordenação foram realizadas com o objetivo de resumir os padrões temporais (Análise de Componentes Principais - PCA) e elucidar relações entre a biomassa de espécies fitoplanctônicas e variáveis ambientais (Análise de Redundância - RDA). Na PCA, os dados limnológicos foram transformados em log (x + 1) (exceto pH). As correlações das variáveis com os dois primeiros eixos foram consideradas significativas quando a distância do centro do plano foi $d > \sqrt{2/n}$, onde n = número de variáveis (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998) e neste caso, como foram usadas 9 variáveis, $d > 0,16$. Na RDA foram utilizados os dados limnológicos e os dados de biomassa dos grandes grupos taxonômicos do fitoplâncton e das espécies de

cianobactérias dominantes no lago. A significância das variáveis ambientais na explicação da variância dos dados de biomassa de espécies fitoplanctônicas foi testada usando simulações de Monte Carlo com 499 permutações. As análises de correlações não paramétricas (Spearman) foram usadas para determinar relações entre a biomassa de espécies fitoplanctônicas e fatores ascendentes (luz, nutrientes, estabilidade da coluna d'água - termistores) e descendentes (predação, zooplâncton).

5.3 RESULTADOS

5.3.1 O ambiente físico-químico do lago

O período de estudo (novembro de 2012 a outubro de 2014) compreendeu estações de chuva (outubro a março) e seca (abril a setembro), porém o ano de 2014 foi um ano atípico em relação a precipitação acumulada, por isso o mês de outubro de 2014 também é seco. A temperatura do ar oscilou entre o máximo de 26,8 °C em março de 2013 e o mínimo de 15,0 °C em junho de 2013 (Figura 4). A chuva acumulada na cidade de Juiz de Fora no primeiro ano de amostragem (novembro de 2012 a outubro de 2013) foi de 1543 mm, e no segundo ano de 1289 mm (Figura 4). O período que apresentou maior pluviiosidade acumulada (1160 mm) foi o primeiro período chuvoso (novembro de 2012 a abril de 2013) e o de menor pluviiosidade 12,2 mm foi o segundo período de seca (abril a outubro de 2014).

O lago apresentou condições térmicas relativamente estáveis com temperatura média da água de 22,2 °C ($\pm 2,3$). Já as condições de luz medida na água (sub-superfície) oscilaram, sendo o valor máximo em agosto de 2013 (4050 $\mu\text{mol de fóton m}^2 \text{s}^{-1}$) e valor mínimo em outubro de 2014 (23,7 $\mu\text{mol de fóton m}^2 \text{s}^{-1}$). A zona eufótica média de 0,6 m ($\pm 0,2$) demonstra que o sistema recebeu bastante luminosidade no período amostrado, sendo o menor valor encontrado em outubro de 2014. A turbidez variou durante o período, com o maior valor encontrado em novembro de 2012 (105 NTU) e o menor valor encontrado em janeiro de 2014 (25,5 NTU). O pH variou de neutro a alcalino, 7,0 em janeiro de 2014 e 9,7 em agosto de 2014. A alcalinidade média foi de 397,2 $\mu\text{Eq L}^{-1}$ ($\pm 70,7$), sendo o menor valor registrado em abril de 2014 e o maior, em outubro de 2014. A condutividade média foi de 118,3 μScm^{-1} ($\pm 16,2$). O oxigênio dissolvido foi alto durante todo período (9,9 $\text{mg L}^{-1} \pm 2,2$). As médias, os valores máximos e mínimos estão apresentados na Tabela 1.

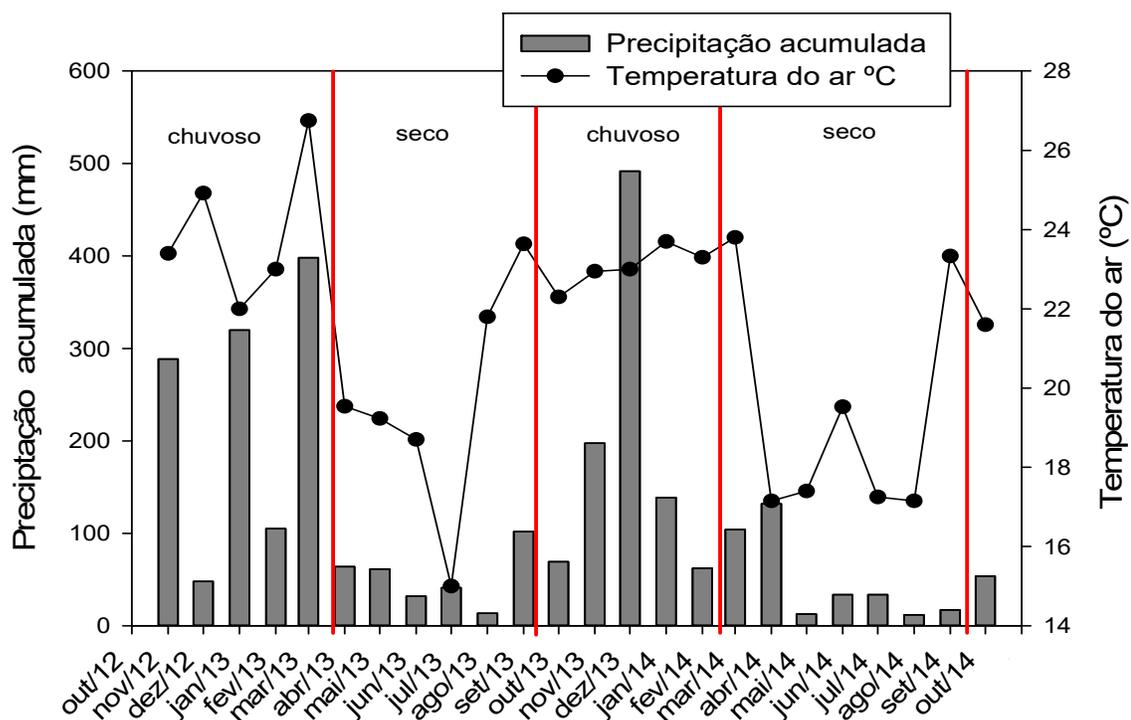


Figura 4 – Precipitação mensal na cidade de Juiz de Fora – MG barras cinzas e temperatura do ar no momento da coleta no lago bolas pretas.

* O ano de 2014 foi um ano atípico em relação ao período de chuva, portanto o mês de outubro 2014 é um período seco.

Tabela 1 – Média, desvio padrão, valores máximos e mínimos das variáveis físicas do lago do Museu Mariano Procópio ao longo do período de amostragem.

Parâmetro	Período Novembro de 2012 a Outubro de 2014			
	Média	Desv. Padrão	Máximo	Mínimo
Temperatura da água (°C)	22,2	2,9	26,8	16,1
Luz ($\mu\text{mol de fótons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	1041,7	910,5	4050	23,7
Secchi (m)	0,2	0,1	0,5	0,1
Zeu (m)	0,6	0,2	1,5	0,3
Turbidez (NTU)	58,8	20,9	105,1	25,5
pH	8,2	0,7	9,7	7
Alcalinidade ($\mu\text{Eq L}^{-1}$)	403,4	70,7	547,3	285,1
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	118,3	16,2	150	92
Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})	9,9	2,2	14,3	6,4

Zeu = zona eufótica;

As concentrações de fósforo total (PT) foram altas (acima de $100 \mu\text{g L}^{-1}$) ao longo do período estudado, com média de $258,1 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\pm 73,2$), sendo o valor mínimo de $135,1 \mu\text{g L}^{-1}$

encontrado em dezembro de 2012, e o máximo de $452,2 \mu\text{g L}^{-1}$ registrado em outubro de 2014. A concentração média de fósforo solúvel reativo (FSR) foi de $15,9 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\pm 10,1$). (Figura 5 A). As concentrações de nitrogênio total também foram elevadas com média de $2229,0 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\pm 703,0$). A concentração média de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID, soma das concentrações de $\text{N NO}_2^- + \text{N NO}_3^+ + \text{N NH}_4^+$) foi de $760,6 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\pm 348,3$) variando entre $178 \mu\text{g L}^{-1}$ (jun/2013) a $1606 \mu\text{g L}^{-1}$ (ago/2014) (Figura 5 B). A média da relação entre as concentrações de NT e de PT foi de 9 ($\pm 2,7$), sendo o menor valor de $4,5$ encontrado em dezembro de 2012 e o maior de $14,1$ em maio de 2013 (Figura 5 C). A relação entre NID e SRP foi maior que 140 nos meses de Nov/13, Fev/13, Mar/13 e Jun/13, o menor valor $22,2$ foi observado em Jul/13 (Figura 5 C). As concentrações de clorofila a (Chl-*a*) total (Figura 5 D) foram altas indicando elevadas biomassas fitoplancônicas em todo o período amostrado, com média de $279,4 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\pm 168,6$). A menor concentração de Chl-*a* foi observada em dezembro de 2012 ($93,6 \mu\text{g L}^{-1}$) e a maior em julho de 2014 ($728,5 \mu\text{g L}^{-1}$). As concentrações de Chl-*a* de cianobactérias foram altas e correspondem quase a totalidade da Chl-*a* total, isso demonstra que a biomassa do fitoplâncton foi dominada por cianobactéria em quase todos os períodos (Figura 5 D).

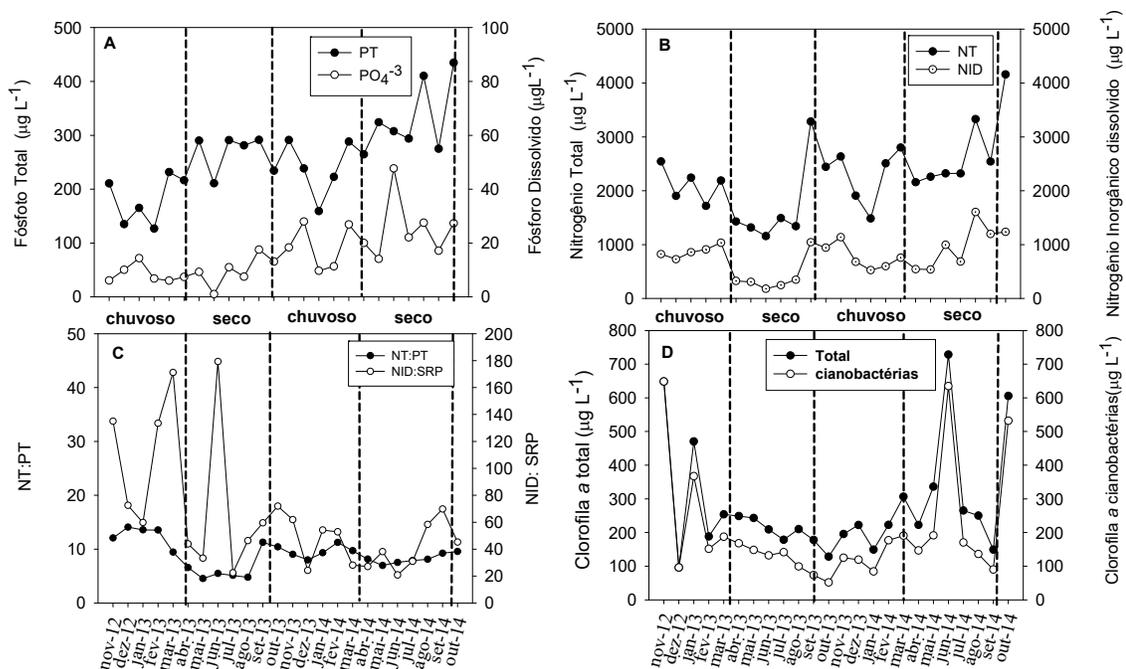


Figura 5 – Variáveis químicas da água do lago do Museu Mariano Procópio ao longo do período de amostragem. Em A as concentrações ($\mu\text{g L}^{-1}$) de fósforo total, e fósforo dissolvido (PO_4^{3-} – ortofosfato); B as concentrações ($\mu\text{g L}^{-1}$) de nitrogênio total (NT) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID); C Relação entre nitrogênio total e fósforo total (NT:PT) e entre nitrogênio

dissolvido e fósforo dissolvido (NIS:SRP); D clorofila-*a* total e clorofila-*a* de cianobactérias (μgL^{-1}).

Na análise de componentes principais PCA (Figura 6), os dois primeiros eixos explicaram de 54,4 % da variabilidade do conjunto de dados. O Eixo 1 evidenciou um gradiente de concentrações de nutrientes (NID, NT, SRP e PT), separando especialmente o primeiro (abril a setembro de 2013) e segundo (abril a setembro de 2014) períodos secos. Em relação aos períodos chuvosos não foi observada uma separação bem definida, porém em algumas amostragens conseguimos observar o gradiente da concentração de nutrientes, como observado para os períodos de seca (ex. Fev/2013 e Out/2014). Por outro lado, o Eixo 2 esteve claramente associado aos períodos de seca e chuva. Essa distribuição esteve, obviamente, associada com os valores de precipitação que apresentou alta correlação com o eixo 2 (0.78). Uma maior temperatura da água, também esteve associada ao período chuvoso. Já o período seco foi associado a maior zona eufótica (zeu), pH, fósforo total (PT) e fósforo solúvel reativo (SRP).

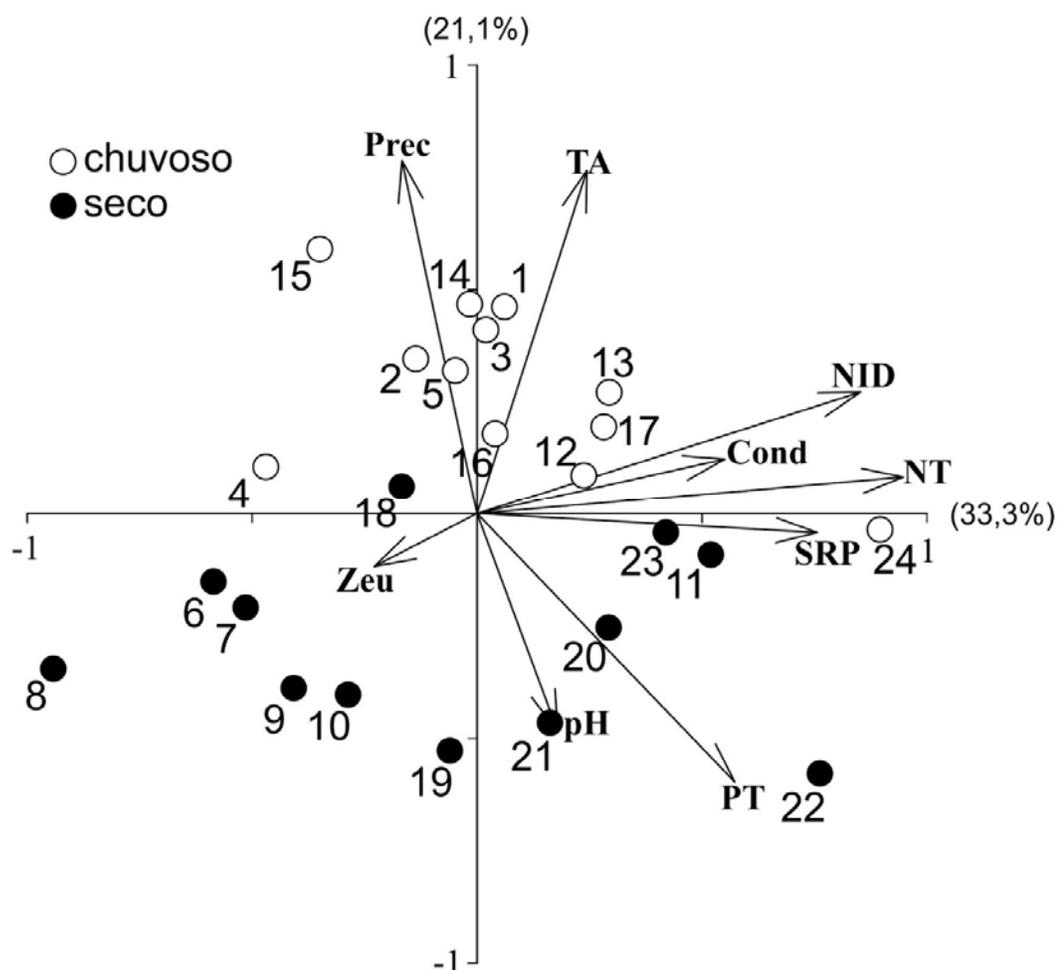


Figura 6 – Análise de Componente Principal (PCA) do lago do Museu Mariano Procópio. As variáveis limnológicas utilizadas foram: TA - temperatura da água; pH; Zeu - zona eufótica; cond - condutividade; PT - fósforo total; NT - nitrogênio total; SRP - fósforo solúvel reativo; NID - nitrogênio inorgânico dissolvido. Os números de 1 a 24 representam o período de monitoramento (1 início - novembro de 2012 e 24 final - outubro de 2014). Onívoros (Oniv). As bolas pretas representam as coletas no período chuvoso (outubro a março) e as bolas vazias o período seco (abril a setembro).

5.3.2 Zooplâncton

A biomassa total do zooplâncton variou ao longo do período de amostragem, assim como a contribuição dos grupos. Pequenos filtradores e os onívoros-carnívoros estiveram presentes durante todo o período de estudo, mas os médios filtradores ocorreram em altas biomassas apenas no final do estudo - secaII (Figura 7-A). A maior biomassa de pequenos filtradores foi encontrada em setembro de 2013 (164,4 mg L⁻¹), de médios filtradores em outubro de 2014 (1480,9 mg L⁻¹) e de onívoros-carnívoros em julho de 2013 (30 mg L⁻¹). A

contribuição relativa da biomassa de zooplâncton mostrou que pequenos filtradores e onívoros-carnívoros foram os grupos que mais contribuíram para a comunidade zooplânctonica do lago MAPRO (Figura 7-B).

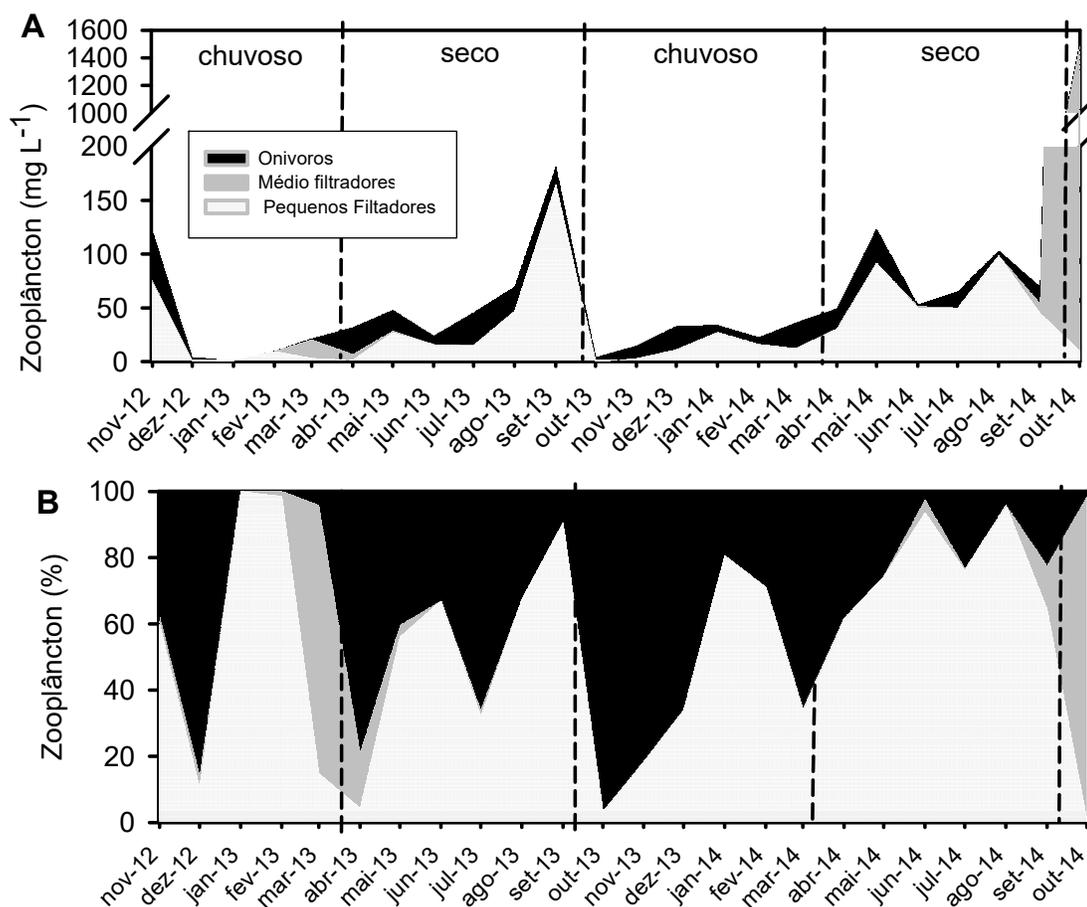


Figura 7 – Biomassa absoluta (A) e relativa (B) da comunidade zooplânctônica do lago estudado, agrupada em pequenos filtradores, médios filtradores e onívoros-carnívoros de novembro de 2012 a outubro de 2014.

5.3.3 Fitoplâncton

A comunidade fitoplânctônica foi composta principalmente por Cyanobacterias (Cya), Bacillariophyceae (Bac), Euglenophyceae (Eug) e Chlorophyceae (Chl). A biomassa total variou em até 6 vezes durante o estudo e foi máxima em novembro de 2012 (329,9 mg L⁻¹), declinando até abril de 2013 (48,5 mg L⁻¹), mantendo-se assim até julho 2014 (Figura 8 A). A partir daí registrou-se um aumento de biovolume do fitoplâncton até o final do estudo, exceto pela queda acentuada em agosto de 2014, quando foi atingido o menor valor de todo o estudo

(11,6 mg L⁻¹). Cyanobacteria foi grupo taxonômico que mais contribuiu para o biovolume total em todo o estudo, atingindo mais de 80% no início (novembro 2012 a março 2013) e no final do estudo (junho a outubro de 2014). No período intermediário ocorreu um compartilhamento principalmente entre Cya e Bac, mas com alguma contribuição também de Chl e Eug (Figura 8B).

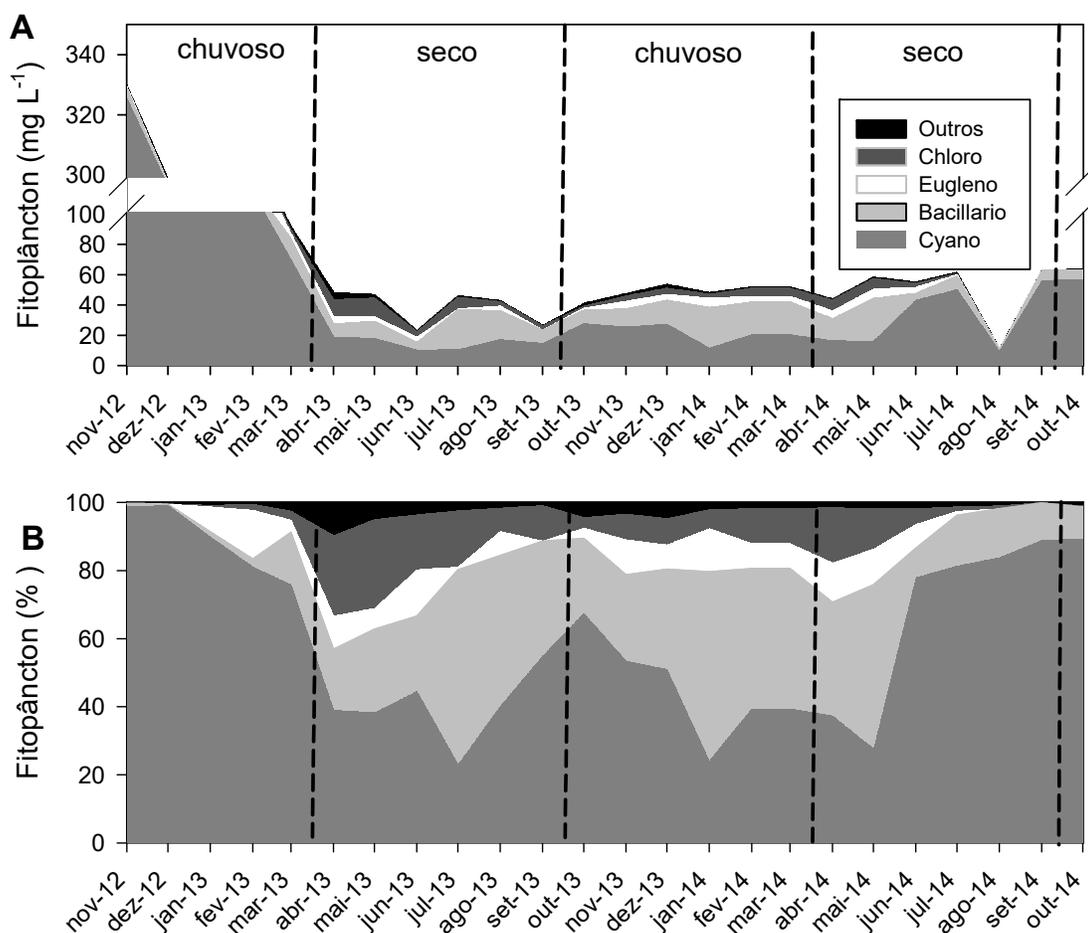


Figura 8 – Contribuição absoluta em biomassa (mg L⁻¹) (A) e relativa (B) dos principais grupos taxonômicos para o biovolume total do fitoplâncton no lago estudado de novembro de 2012 a outubro de 2014. Cyanobacteria (Cya), Bacillariophyceae (Bac), Euglenophyceae (Eug) e Chlorophyceae (Chl). Outros (Cryptophyceae, Chrysophyceae, Xanthophyceae e Zygnemaphyceae).

Várias espécies compuseram o grupo das cianobactérias no lago estudado, tanto pertencentes à ordem Nostocales *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszyńska, 1992) Seenayya et Subba Raju como Chroococcales *Microcystis aeruginosa* Kützing, *Merismopedia*

tenuissima Lemmermann, *Aphanocapsa delicatissima* West e West e *Synechococcus nidulans* (Pringsheim) Komárek].

As maiores biomassas foram observadas entre novembro de 2012 e fevereiro de 2013 com dominância de *C. raciborskii* (Figura 9 -A). A partir de março de 2013, *M.aeruginosa*, *A. delicatissima* e *M. tenuissima* se alternam na dominância da comunidade fitoplanctônica até junho de 2014. A partir de julho de 2014, *C. raciborskii*, *M.aeruginosa* dominam o sistema, porém com biomassas bem inferiores à primeira floração de *C. raciborskii* (Figura 9-B).

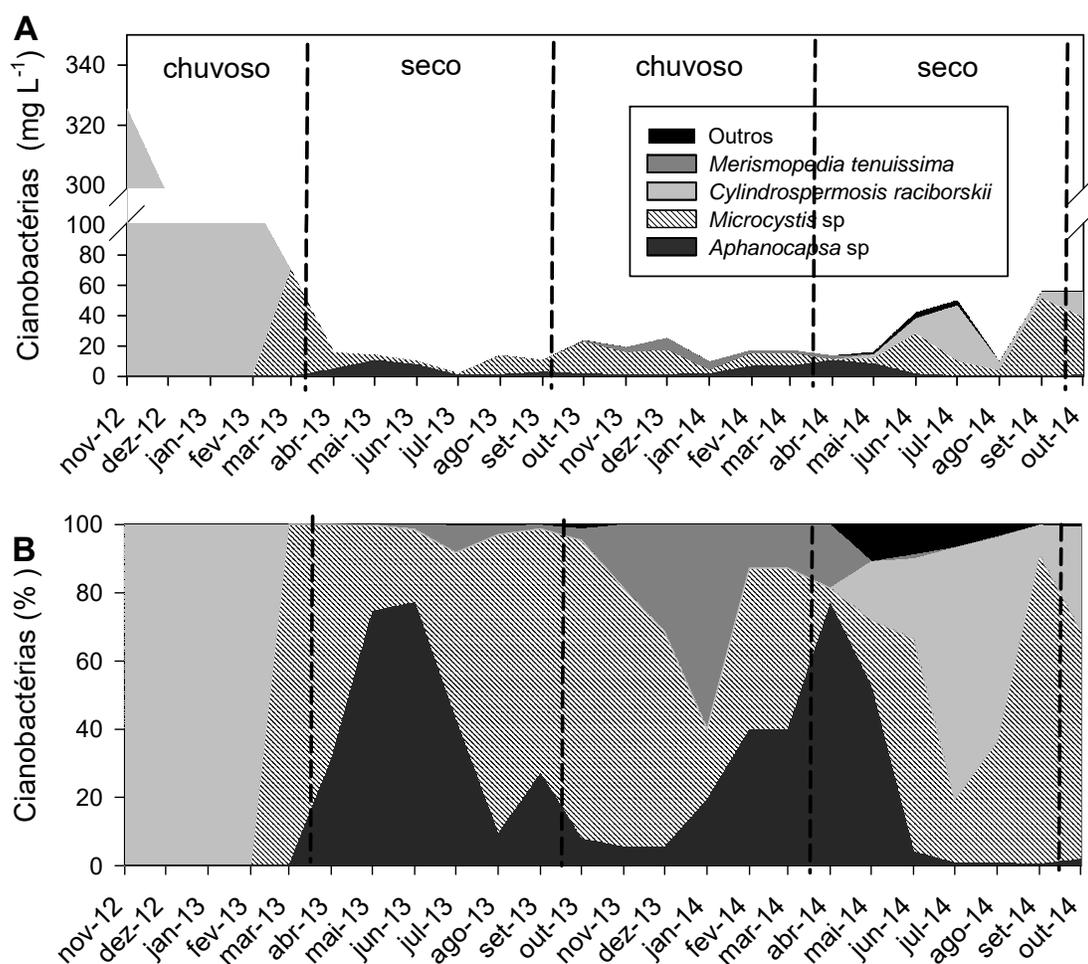


Figura 9 – Contribuição absoluta (A) e relativa (B) das principais espécies de Cyanobacteria para o biovolume total desse grupo no lago estudado de novembro de 2012 a outubro de 2014. Outras (*Coelosphaerium* sp , *Planktolynghya limnetica*, *Pseudoanabaena molinformis* e *Synechococcus nidulans*)

As análises de cianotoxinas foram realizadas a partir de junho de 2013 (Tabela 2). Foi detectada a presença de microscistinas, embora em baixas concentrações, em quase todos os

meses, sendo as maiores concentrações em outubro e novembro de 2013 e janeiro e fevereiro de 2014. Não foram detectadas as cianotoxinas cilindrospermopsina e saxitoxinas.

Tabela 2 – Variação da concentração de microcistinas, cilindrospermopsina e saxitoxinas na água bruta do lago do Museu Mariano Procópio. Variantes de microcistinas analisadas (MC-RR, MC-LA, MC-LR, MC-YR). As siglas ND (não detectado), NA (não analisado) e <LD (menor que o limite de detecção do método).

Análises de Toxinas Mapro Água ($\mu\text{g L}^{-1}$)			
Data	Microcistinas totais	Saxitoxinas	Cilindrospermopsina
jun/13	0,82	ND	ND
jul/13	0,52	ND	ND
ago/13	0,45	ND	ND
set/13	0,51	ND	ND
out/13	2,05	ND	ND
nov/13	1,23	ND	ND
dez/13	< LD	ND	ND
jan/14	1,13	ND	ND
fev/14	< LD	ND	ND
mar/14	1,16	ND	ND
abr/14	0,97	ND	ND
mai/14	1,88	ND	ND
jun/14	NA	NA	NA
jul/14	NA	NA	NA
ago/14	NA	NA	NA
set/14	NA	NA	NA
out/14	NA	NA	NA

5.3.4 Fatores ascendentes e descendentes que interferem nas florações de cianobactérias

A análise de redundância (RDA) indicou que os dois primeiros eixos da ordenação explicaram conjuntamente 72% do total da variância das espécies e 86% da relação espécies-ambiente. O teste de Monte Carlo com 499 permutações revelou que o primeiro eixo canônico ($F= 4,97$; $p = 0,002$) e o traço da matriz ($F= 2,65$; $p = 0,002$) foram significantes.

O primeiro eixo da RDA separou amostras com dominância de *C. raciborskii*, associadas com valores mais elevados da razão NT:PT (Figura 10). Enquanto o segundo eixo

separou os períodos de dominância de *M. aeruginosa*, associados a maior disponibilidade de SRP e NID e os períodos de maior diversidade com dominância de *A. delicatissima* e contribuições importantes de outros grupos como diatomáceas, clorofíceas e euglenofíceas. Estes associados com maior luminosidade na coluna d'água, decorrente provavelmente de menores biomassas fitoplânctônicas. Cabe destacar a relação inversa entre silicato e diatomáceas, e os grupos do zooplâncton e grupos de algas consideradas mais palatáveis (clorofíceas, diatomáceas). As cianobactérias não produtoras de toxinas, *A. delicatissima* e *M. tenuissima*, estiveram presentes no período de dez/13 (14) a abr/14 (18), e relacionadas com o aumento nas chuvas, menores temperatura da água e menor disponibilidade de N e P.

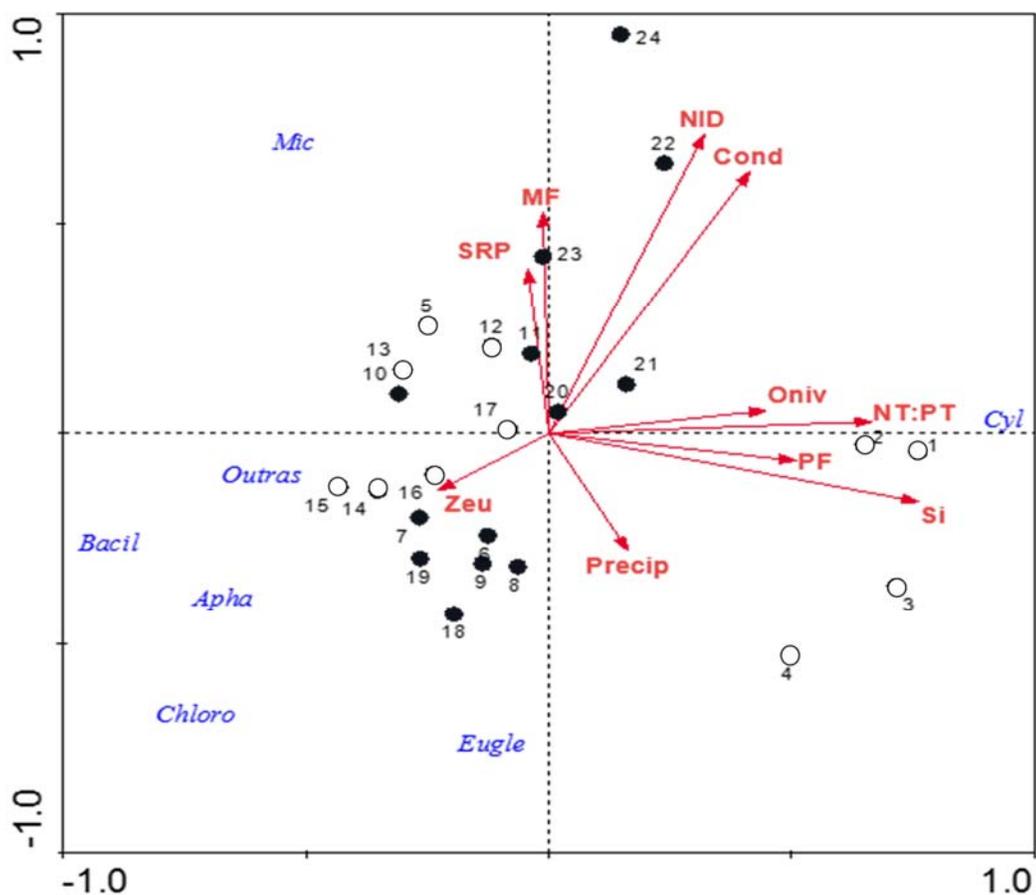


Figura 10 – Diagrama da Análise de Redundância (RDA) indicando as principais espécies de cianobactérias (Apha: *Aphanocapsa delicatissima*, Mic: *Microcystis aeruginosa*, Cyl: *Cylindrospermopsis raciborskii*, e Outras - outras cianobactérias (*Synechococcus nidulans*, *Merismopedia tenuissima*) e os principais grupos do fitoplâncton Chloro (Chlorophyceae), Bacil (Bacillariophyceae), Eugle (Euglenophyceae) e variáveis ambientais: Precp (precipitação), cond (condutividade); NT:PT (razão nitrogênio total e fósforo total); SRP (fósforo solúvel reativo); NID:(nitrogênio inorgânico dissolvido); SI (sílica); PF (pequenos

filtradores), MF (médios filtradores) e Onívoros (Oniv). As bolas pretas representam as coletas no período chuvoso (outubro a março) e as bolas vazias no período seco (abril a setembro).

A interpretação da RDA com base em modelos de regressão generalizado (GLM) possibilitou verificar que a disponibilidade de SRP e NID influenciaram de forma distinta a ocorrência das três principais espécies de cianobactéria (Figura 11). *C. raciborskii* dominou, formando florações, em condições de potencial limitação de P e valores medianos de NID (800 a 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$). *A. delicatissima* apresentou contribuições mais relevantes em períodos de maior disponibilidade de P e com relação inversa à concentração de NID. Por outro lado, *M. aeruginosa* foi favorecido tanto em situações de baixa disponibilidade de P, mas não limitantes, associadas a elevadas concentrações de NID ($> 1000 \mu\text{g L}^{-1}$), quanto em condições de elevada disponibilidade de P ($> 20 \mu\text{g L}^{-1}$) e valores medianos de NID (800 a 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 11).

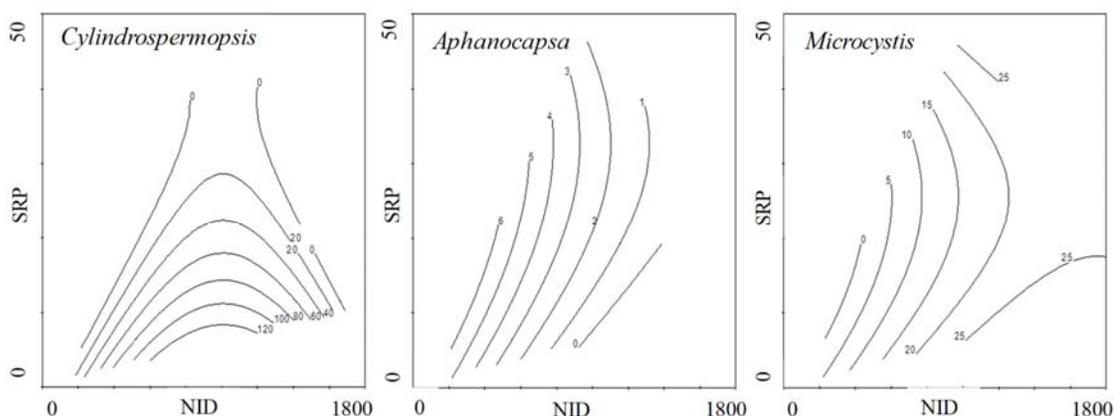


Figura 11 – Superfície de resposta da biomassa de *C. raciborskii*, *A. delicatissima* e *M. aeruginosa* explicada pela relação entre SRP (fósforo solúvel reativo) e NID (nitrogênio inorgânico dissolvido) no plano de ordenação dos dois primeiros eixos da RDA. As superfícies foram modeladas usando um modelo linear geral (GLM) de segunda ordem com auxílio do programa CANOCO.

5.4 DISCUSSÃO

Neste capítulo, avaliamos a hipótese que fatores ascendentes, principalmente, o excesso de nutrientes, são as causas das florações de cianobactérias deste sistema. Como observamos, o lago do MAPRO é um sistema artificial, raso, hipertrófico e bastante complexo. A alta disponibilidade de nutrientes favorece a dominância anual de cianobactérias no lago do

MAPRO. Entretanto, as variações na biomassa e no padrão de substituição de espécies parecem estar relacionados a uma série de interações com variáveis ambientais (fatores ascendentes) e com os herbívoros (fatores descendentes).

A dominância das cianobactérias no Lago do MAPRO foi influenciada por fatores conhecidos na literatura por promoverem o sucesso destas espécies: temperatura, luz e nutrientes (HUSZAR *et al.*, 2000; PAERL e HUISMAN, 2008; PAERL e OTTEN, 2013). Os gradientes do ambiente físicos e químicos representados na PCA (Figura 6) evidenciam a sazonalidade da concentração de nutrientes e da disponibilidade de luz. A maior biomassa de cianobactéria do lago foi encontrada no início da amostragem, primeiro período chuvoso (novembro a fevereiro de 2013) com dominância de *C. raciborskii* associada a temperatura da água e a precipitação. Já o aumento da biomassa das cianobactérias no final da amostragem com a co-dominância de *C. raciborskii* e *M. aeruginosa* esteve associada a concentração de nutrientes. A dominância de *A. delicatissima* no primeiro período de seco (abril a agosto 2013) esteve relacionado a zona eufótica.

Valores elevados das concentrações de nutrientes tem sido relacionado como indicativo para florações de cianobactérias nocivas (DOWNING *et al.*, 2001). E a relação entre N:P pode influenciar na dominância das espécies (SOARES *et al.*, 2009). A razão N:P média anual encontrada foi 9, o que sugere que, o lago do MAPRO foi limitado por nitrogênio (N), o que pode favorecer a presença de cianobactérias fixadoras de nitrogênio como o *C. raciborskii*. De acordo com a razão N:P, N seria limitante para valores acima de 13 (SMITH, 1979). No lago do MAPRO, somente os meses de Dez/13, Jan/13 e Fev/13 não seriam limitados por N segundo essa teoria. Nossos dados demonstram a dominância de *C. raciborskii* em alta razão NT:PT (Figura 10). A relação entre as formas dissolvidas (DIN:SRP – nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo reativo solúvel) também tem sido utilizada para avaliar o nutriente limitante. E neste caso, o lago do MAPRO é limitado por P (NID:SRP < 50 MORRIS e LEWIS 1988).

O uso da relação entre N:P como indicador de limitação do crescimento do fitoplâncton é criticado na literatura como sendo uma forma incorreta de analisar o sistema (SCHELSKE *et al.*, 1999; REYNOLDS, 1999). De acordo com REYNOLDS (1999) N:P é apenas um sintoma do esgotamento do recurso, e não o motivo da limitação. Muitas espécies de algas, como algumas espécies de cianobactérias por exemplo, tem a capacidade de utilizar nutrientes além da necessidade fisiológica. Tal fato, é visto como uma adaptação do fitoplâncton em maximizar as oportunidades de absorção quando o recurso está abundante (Reynolds 1999). Esse consumo excedente, ou consumo de luxo como é chamado (“*luxury uptake*”), pode confundir a interpretação da limitação baseada na razão N:P. Foi observado que flutuações nas

disponibilidades de SRP e NID influenciaram na alternância entre as espécies dominantes, e não a proporção entre elas (Figura 11).

O zooplâncton não foi eficiente para controlar a biomassa do fitoplâncton dominadas por cianobactérias não palatáveis, não sendo observado um controle descendente efetivo. A biomassa de zooplâncton foi dominada por pequenos filtradores (Figura 7). Os médios filtradores foram observados em dois momentos: fevereiro a março de 2013, e setembro a outubro de 2014. Os onívoros estiveram presentes praticamente em todo período de amostragem. A dominância de cianobactérias no lago do MAPRO provavelmente influenciou a estruturação e a composição da comunidade zooplanctônica, resultando em uma dominância de espécies do grupo Rotifera e Copepoda Cyclopoida, indivíduos de pequeno porte e seletores de partículas. Esta estruturação da comunidade também foi encontrada, sendo associada à dominância de cianobactérias do gênero *Microcystis* em ambientes de clima temperado (HANSSON *et al.*, 2007), e associado a dominância de cianobactérias do gênero *Cylindrospermopsis* em ambientes de clima tropical (BOUVY *et al.*, 2000; BOUVY *et al.*, 2001).

Florações tóxicas de cianobactérias comprometem o uso seguro da água. Relatos recentes de florações tóxicas de cianobactérias na América do Sul, revelam parcialmente a extensão desse problema e reafirmam isso como uma preocupação emergente para as autoridades de saúde pública (DE LEON e YUNES, 2001; AZEVEDO *et al.*, 2002; FRIAS *et al.*, 2006; ECHENIQUE *et al.*, 2006; DÖRR *et al.*, 2010). As análises de cianotoxinas indicaram a presença de microcistinas totais na água do lago do MAPRO no período de junho de 2013 a maio de 2014 (Tabela 2). Não temos dados de toxina para o período de novembro de 2012 a abril de 2013, período em que houve dominância de *C. raciborskii*. Alguns dados de toxinas ainda precisam ser analisados (junho 2014 a outubro de 2014). Um alerta sobre florações tóxicas de cianobactérias neste sistema é dado, pois apesar da principal função deste lago ser compor a paisagem cênica do parque, ele possui comunicação com o Rio Paraibuna, o principal Rio da cidade de Juiz de Fora - MG.

5.5

5.6 CONCLUSÕES

5. As cianobactérias dominam o sistema chegando a 80% de contribuição para a biomassa do fitoplâncton.

6. As principais variáveis responsáveis pela dinâmica do fitoplâncton no lago do MAPRO estiveram relacionadas à sazonalidade (estação seca e chuvosa) que alterou a disponibilidade de nutrientes e luz.
7. Microcistina foi registrada em quase todas as amostragens, indicando e reforçando necessidade de atenção para o controle da eutrofização e das florações de cianobactérias no lago do MAPRO.

6 CAPÍTULO 2

O BALANÇO DE MASSA EM UM SISTEMA TROPICAL URBANO RASO: UMA IMPORTANTE FERRAMENTA PARA RESTAURAÇÃO DE LAGOS EUTRÓFICOS.

6.1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA, OBJETIVOS E HIPÓTESES

O balanço de massas é uma descrição quantitativa, de todos os nutrientes que entram, saem e se acumulam em um sistema com fronteiras delimitadas (COOKE *et al.*, 2016). O balanço de massa é uma ferramenta importante na análise sistêmica, pois permite a identificação das principais fontes e quantidades de nutrientes no sistema. Essa ferramenta proporciona uma gestão eficiente de sistemas eutróficos, através do planejamento de medidas de mitigação para o controle da eutrofização e de florações de cianobactérias (LÜRLING, *et al.* 2016)

Os primeiros estudos abordando o balanço de massas, realizados na década de 60 por VOLLENWEIDER (1969), consideravam as cargas de entradas e saídas de P dos lagos, além da perda para o sedimento a partir da medida da taxa de sedimentação de P proporcional a sua concentração no lago e a concentração no fluxo de saída igual a concentração na coluna d'água. Modelos posteriores passaram a incluir variáveis hidráulicas e a morfometria na previsão das concentrações de P em ambientes aquáticos (SALAS e MARTINO, 1991) e considerar o balanço de massa ao longo de um ciclo hidrológico (DILLON e MOLOT, 1996), quantificando a carga de nutrientes exportada pela bacia de drenagem.

Neste capítulo, buscamos determinar a principal fonte de fósforo inorgânico para as florações de cianobactérias através do balanço de massas entre os aportes e saídas de fósforo no lago em um ano hidrológico completo (outubro de 2013 a setembro de 2014). Essa ferramenta nos permitirá avaliar e propor uma medida eficiente para mitigar a eutrofização e reduzir as florações de cianobactérias, através da redução das entradas de P. Nossa hipótese é que o fluxo interno do sedimento é a fonte de P mais importante para a coluna de água.

6.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Para o cálculo do balanço de massas do lago do MAPRO foram determinadas a batimetria do lago e o balanço hídrico em um ciclo hidrológico. A morfologia do lago e a quantidade de água que entra e sai do sistema é de fundamental importância para um balanço de massas correto. O lago do MAPRO é um reservatório fechado sem contribuição de outros

corpos de água. O lago é abastecido por águas pluviais, escoamento da bacia de drenagem que compreende quase toda a extensão do parque, uma fonte e um poço, cuja a entrada de água no lago é controlada pela administração do museu. Existe uma saída (chamado aqui como ladrão) para o excesso de água, também controlada pela administração. O controle da entrada de água pelo poço e da saída pelo ladrão é usado para manter o nível de água do lago constante. Durante um ciclo hidrológico, o nível de água é mantido por precipitação ou escoamento superficial difuso na maior parte do tempo. Nos períodos em que a soma do volume de todas as entradas de água é menor que a evaporação, o déficit hídrico é fornecido pelo influxo da bomba de poço, e em períodos em que a soma das entradas é maior que a evaporação, o excesso de água é eliminado para o rio Paraibuna pelo ladrão.

6.2.1 Batimetria

Os dados batimétricos foram coletados com um ecobatímetro (GPSMAP 520s Garmin) com um sistema de GSP automatizado em junho de 2014. O mapa batimétrico foi feito usando ArcGIS 10.2, baseado em uma Rede Irregular Triangular (TIN) (Figura 13 A). A batimetria foi utilizada para calcular o volume total do lago.

6.2.2 Balanço hídrico

O balanço hídrico do lago do MAPRO foi calculado considerando componentes de entrada (escoamento superficial difuso - *runoff*, fonte, chuva e poço) e de saída (ladrão e evaporação) (Figura 12). O nível de água no lago do MAPRO é mantido constante, pela administração através do ajuste do fluxo de água do poço ou da saída. Este nível de água constante (entradas = saídas, $\Delta V = 0$) foi utilizado como base para o balanço hídrico que elaboramos para o período de outubro de 2013 a setembro de 2014. Os valores de cada componente são dados em milímetros por mês ou por ano (mm mês^{-1} ou mm ano^{-1}). Para os cálculos utilizou-se a seguinte equação:

$$\Delta V = \text{entradas} (E_{\text{pcp}} + E_{\text{p}} + E_{\text{f}} + E_{\text{d}}) - \text{saídas} (S_{\text{evap}} + S_{\text{ladrão}})$$

Onde: ΔV = taxa de variação do volume do lago (Δ pool), que nosso estudo é = 0;

E_{pcp} = entrada por precipitação;

E_{p} = entrada pelo poço artesiano;

E_{f} = entrada pela fonte;

E_d = entrada por escoamento superficial difuso (*runoff*);

S_{evap} = saída pela evaporação

$S_{ladrão}$ = saída pelo ladrão

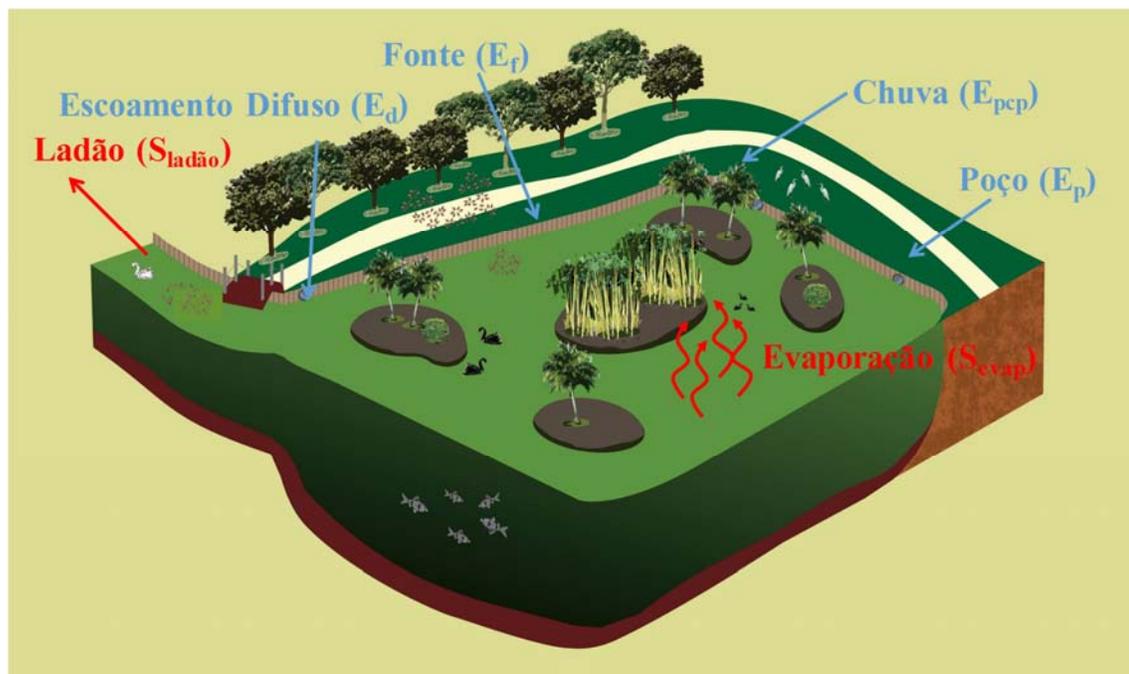


Figura 12 – Diagrama esquemático das componentes analisadas no balanço hídrico do lago do Museu Mariano Procópio. Em azul as componentes de entrada (escoamento superficial difuso, fonte, chuva e poço) e em vermelho as componentes de saída (ladrão e evaporação).

A entrada de água por precipitação (E_{pcp}) foi calculada mensalmente utilizando dados diários de chuva acumulada adquiridos pela estação meteorológica de Juiz de Fora (estação automática do INMET, código OMM: 86851, disponível em <http://www.inmet.gov.br>).

A evaporação (S_{ev}) foi calculada em milímetros por hora (mm h^{-1}) e posteriormente transformada em milímetros por mês ou ano, também, a partir dos dados da mesma estação meteorológica utilizando a seguinte fórmula:

$$S_{ev} = \theta \times (X_s - X)$$

Onde: S_{ev} = evaporação em (mm h^{-1});

θ = coeficiente de evaporação (mm h^{-1});

X_s = razão da umidade do ar saturado a uma mesma temperatura da superfície da água (adimensional);

X = razão da umidade do ar (adimensional);

O coeficiente de evaporação (θ) é calculado a partir da equação:

$$\theta = 25 + 19V$$

Onde V é a velocidade do vento (m s^{-1}).

A razão da umidade do ar saturado (X_s) é calculado baseado na Lei dos Gases Ideais expressa da seguinte forma:

$$X_s = 0,62198 \times \frac{p_{ws}}{(p_a - p_{ws})}$$

Onde p_a é a pressão atmosférica do ar úmido (em Pa), e p_{ws} é a pressão de saturação do vapor de água, calculada a partir da seguinte equação:

$$p_{ws} = \frac{e^{(77,3450 + 0,0057 T - \frac{7235}{T})}}{T^{8,2}}$$

Onde T é a temperatura do ar, que nesse caso, é igual à temperatura da água em graus Kelvin.

A razão da umidade do ar (X) é calculada da mesma forma que X_s , porém substituindo p_{ws} pela pressão parcial do vapor de água no ar úmido (p_w), calculada a partir da umidade do ar (%).

A entrada de água pela fonte (E_f) ocorre durante todo ano em uma vazão constante. Para calcular a contribuição dessa fonte, foi utilizado o método de vazão por capacidade (TUCCI, 2002). Neste método, foi utilizado um recipiente com volume conhecido. Então, mediu-se o tempo em que o recipiente leva para atingir esse volume conhecido. Com isso, têm-se a vazão de entrada pela fonte em litros por segundo (L s^{-1}). Depois, transformou-se os valores em mm mês^{-1} ou mm ano^{-1} . Como a vazão é constante, os valores por mês variaram devido, apenas, ao número de dias em cada mês.

A entrada por escoamento superficial difuso (E_d) foi calculada a partir de medidas das vazões das calhas existentes ao redor do lago durante um determinado tempo e determinado evento de chuva. O método para a estimativa da vazão nas calhas foi o mesmo utilizado para determinar a entrada de água pela fonte; essas calhas recebem contribuições de água vinda da mini-bacia que compreende quase toda a extensão do parque. Para estimar o volume total escoado dessa forma durante cada mês, foi feita uma regra de três simples, onde o volume de água escoado por todas as calhas em um determinado evento é proporcional ao volume total precipitado no período. Dessa forma, estimou-se o volume escoado em cada evento de chuva em cada mês considerado. A soma das contribuições em todos os meses (mm mês^{-1}) representa a contribuição anual (mm ano^{-1}).

A entrada pelo poço artesiano (E_p) e a saída pelo ladrão (E_l) são controladas pela administração do parque e nunca ocorrem ao mesmo tempo. Sendo assim, quando o nível da água do lago começa a baixar, os funcionários acionam a entrada de água pelo poço artesiano para manter o volume de água constante. E, ao contrário, quando o nível da água do lago começa a subir, devido, por exemplo, às chuvas, a saída pelo ladrão é acionada. Como não é feito o controle do volume que entra e sai por essas componentes, nós estimamos o volume de contribuição a partir das diferenças entre o volume que entra e que sai nas outras componentes do balanço hídrico. Como ΔS é sempre igual a zero, e E_p e E_l nunca ocorrem ao mesmo tempo, então, temos:

Para períodos de maior saída, onde $E_p > 0$ e $E_l = 0$:

$$E_p = S_{ev} - (E_{pcp} + E_f + E_d)$$

Para períodos de maior entrada, onde $E_l > 0$ e $E_p = 0$:

$$E_l = (E_{pcp} + E_f + E_d) - S_{ev}$$

Vale ressaltar que não foram considerados fluxos de água entre o lago e os compartimentos subterrâneos nesse balanço hidrológico. O valor de cada componente do balanço hidrológico foi, posteriormente, utilizado para calcular o balanço de fósforo.

6.2.3 Concentrações de P na água

As concentrações de P na água consideradas para o balanço de P foram coletadas mensalmente no período de outubro de 2013 a setembro de 2014, do lago, da fonte e do poço e da água da chuva. As concentrações de P da água da chuva e do escoamento superficial difuso (*runoff*) foram amostrados uma vez (novembro de 2013). A contribuição de P do sedimento do lago do MAPRO para a colúda d'água foram calculadas através do experimento de liberação descrito abaixo. As amostras de água (lago, poço, fonte, chuva e *runoff*) para a quantificação das concentrações de P, fósforo total (PT) e fósforo solúvel reativo (SRP), foram analisadas por espectrofotometria (WETZEL e LIKENS, 1991). As amostras para análise de SRP, foram previamente, filtradas em filtros Whatman GF/C (1,2 μ m). Para as análises das concentrações de PT, as amostras de água foram oxidadas por persulfato e depois analisadas como SRP.

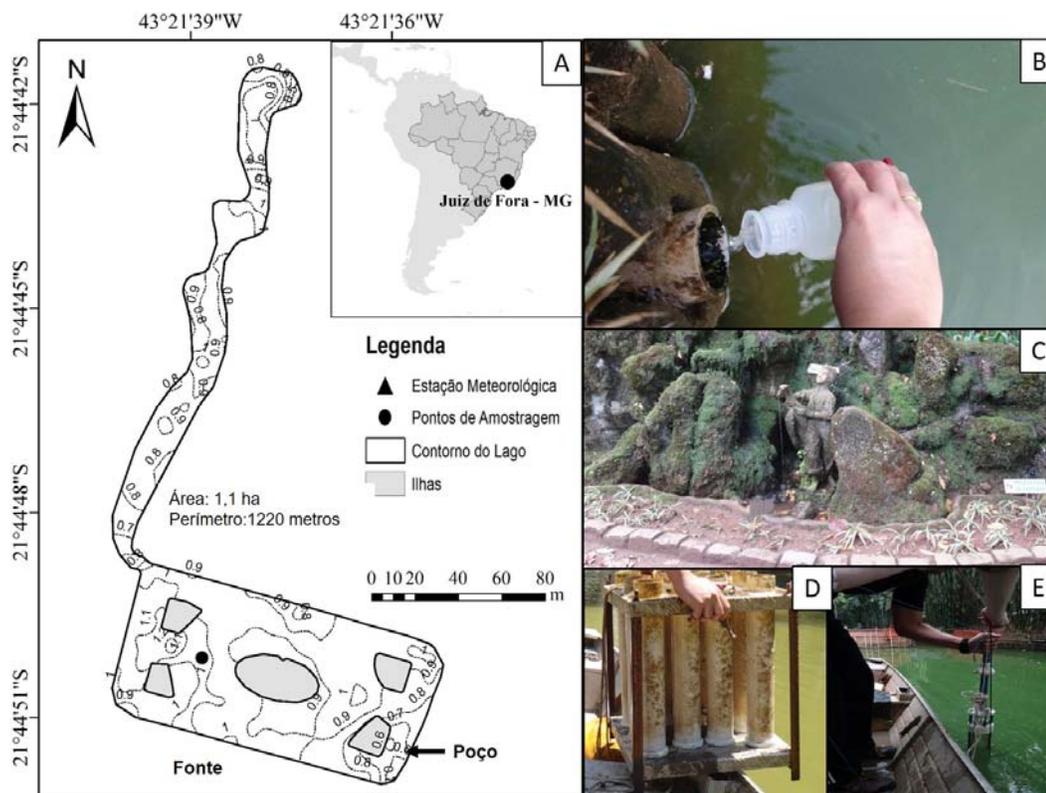


Figura 13 – (A) Batimetria do Lago do Museu Mariano Procópio, (B) amostragem da água no poço chegando no lago, (C) fonte; (D) armadilha de sedimentação, (E) coleta de sedimento.

6.2.4 Concentrações de P liberadas pelo sedimento

Foi realizado um experimento para avaliar a liberação de P do sedimento para a coluna d'água. Foram coletados 15 cores contendo sedimento e água do lago um coletor de gravidade equipado com um sistema de martelos (UWITEC, Áustria) (Figura 13 E). Os cores foram agrupados em três grupos de 5 cores: grupo 1) sedimento + água do lago filtrada; grupo 2) sedimento + água deionizada; grupo 3) sedimento + água deionizada sem oxigênio (O_2). Para o grupo 1 a água do lago foi filtrada em filtros Whatman GF/C ($1,2 \mu m$). A água sem O_2 utilizada no grupo 3, foi preparada injetando nitrogênio gasoso (N_2) na água deionizada. Amostras para análise de PT e SRP foram coletadas no início (T0) e no final (T7). As amostras de fósforo solúvel reativo (SRP) foram analisadas utilizando um analisador por injeção de fluxo, seguindo o protocolo proposto pelo fabricante (FIA LAB, 2500, EUA). Para as análises das concentrações de PT, as amostras de água foram oxidadas por persulfato e depois analisadas como SRP.

6.2.5 Taxa de sedimentação

Uma armadilha de sedimentos composta por 10 tubos de PVC (50 cm de altura, 8 cm de diâmetro) foi implantado por 1 ano (28 de fevereiro de 2014 a 29 de janeiro de 2015). Após este período, a armadilha foi retirada do lago e a água sobrenadante foi descartada. Depois, a altura do sedimento foi medida, o sedimento foi transferido para garrafas de plástico e levado ao laboratório. Os sedimentos úmidos foram pesados, depois secos a 105 ° C e pesados novamente.

6.2.6 Balanço de fósforo

O balanço de P do lago foi calculado com base nos influxos externos identificados como precipitação direta, escoamento superficial difuso, fonte, poço e pássaros, e o único efluxo através da saída. Dos fluxos de P identificados, a entrada pela precipitação, escoamento superficial difuso e bomba de poço foram medidas diretamente, enquanto a entrada de nutrientes pelas aves foi estimada a partir do software Waterbirds v.1.1 (HAHN *et al.*, 2008), considerando o número de indivíduos em 12 horas, uma vez que a grande maioria das aves apenas dormem as margens do lago. Para esta estimativa, contamos e identificamos as espécies de aves que vivem permanentemente ou temporariamente nos arredores do lago. Calculamos a quantidade de P que sai do lago com base na concentração de P no lago.

O balanço hídrico do lago foi utilizado para a determinação, também, do balanço de fósforo. O balanço de fósforo no lago do MAPRO foi calculado considerando como componentes de entrada o escoamento difuso, fonte, chuva e poço, e como componentes de saída o ladrão e a deposição no sedimento (Figura 14). Os valores de cada componente do balanço foram dados em miligramas de fósforo por metro quadrado por mês ou por ano ($\text{mg P m}^{-2} \text{mês}^{-1}$ ou $\text{mg P m}^{-2} \text{ano}^{-1}$). A estimativa do balanço de fósforo foi feita a partir de uma equação semelhante à do balanço hídrico, porém com a adição da contribuição da entrada de P no lago pelas aves, pelo sedimento (PE_{sed}) e deposição (saída) de P no sedimento (PS_{sed}). Sendo assim, a seguinte equação foi considerada:

$$\Delta P = \text{entradas} (PE_{\text{pcp}} + PE_{\text{p}} + PE_{\text{f}} + PE_{\text{d}} + PE_{\text{sed}} + PE_{\text{av}}) - \text{saídas} (PS_{\text{ladrão}} + PS_{\text{sed}})$$

Onde: ΔP = taxa de variação de P no lago;

- PE_{pcp} = entrada de P por precipitação;
 PE_p = entrada de P pelo poço artesiano;
 PE_f = entrada de P pela fonte;
 PE_d = entrada de P por escoamento difuso (*runoff*);
 PE_{sed} = entrada de P a partir do sedimento;
 PE_{av} = entrada de P a partir pelas aves;
 $PS_{ladrão}$ = saída de P pelo ladrão;
 PS_{sed} = saída de P por sedimentação.

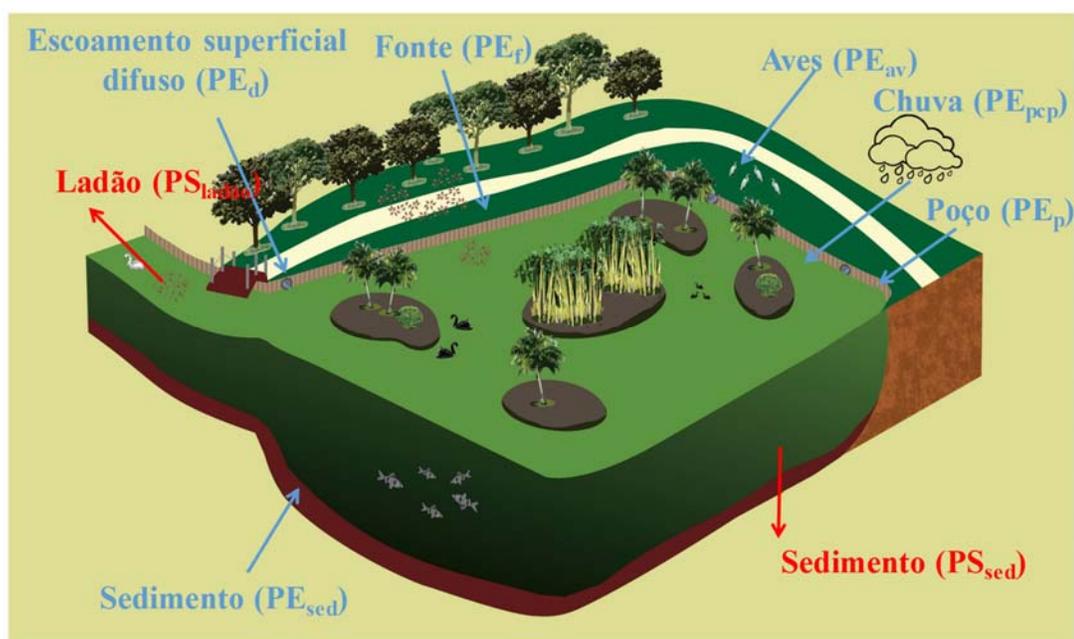


Figura 14 – Diagrama esquemático das componentes analisadas no balanço de fósforo do lago do Museu Mariano Procópio. Em azul as componentes de entrada (escoamento superficial difuso, fonte, chuva, poço, aves e sedimento) e em vermelho as componentes de saída (ladrão e deposição no sedimento).

A quantidade de fósforo em cada componente foi estimada a partir da coleta de amostras de água e análise em laboratório para a determinação das concentrações.

O valor de ΔP foi calculado a partir das concentrações de P em amostras coletadas no lago mensalmente durante o período considerado. A quantidade de fósforo proveniente da água da chuva (PE_{pcp}) foi calculada a partir da concentração em amostras coletadas em baldes durante um evento de chuva. A concentração de P na chuva foi considerada constante em todos os eventos de chuva. A quantidade de fósforo que entra no lago pelo poço (PE_p) (Figura 13 B) e pela fonte (PE_f) (Figura 13 C) foi calculada a partir de amostras de água coletadas mensalmente.

A entrada de P pelo escoamento superficial difuso foi calculada a partir da concentração média determinada em amostra coletadas nas calhas existentes no entorno do lago durante um evento de chuva. A concentração de P da água que escoou pelas calhas foi considerada constante em todos os eventos de chuva.

A saída e entrada de P do sedimento (PS_{sed} e PE_{sed}) foi calculada a partir de um conjunto de metodologias descritas a seguir.

6.2.6.1. Cálculo da saída de P por sedimentação

Este cálculo foi feito a partir da determinação da taxa de sedimentação do lago, a concentração de fósforo considerada a mesma do sedimento do lago.

Para avaliar a taxa de sedimentação do lago, nós utilizamos uma câmara de sedimentação compostas por 10 tubos de PVC altura 50 cm e diâmetros 8 cm fixados em um suporte de alumínio. A câmara de sedimentação (Figura 13 D) foi disposta verticalmente na coluna d'água a uma profundidade de 90 cm, e ancoradas com poitas de cimento. O tempo de exposição da câmara foi de aproximadamente 1 ano (28/02/2014 a 29/01/2015).

Após o período de incubação, a água presente nos tubos foi descartada e os sedimentos analisados. A altura do sedimento dentro de cada tubo foi medida para calcular o volume total sedimentado. Logo após o sedimento acumulado em cada tubo foi colocado em frascos plásticos e levado ao laboratório. Os sedimentos úmidos foram pesados e depois secos a 105°C. Os sedimentos secos foram pesados novamente.

A taxa de sedimentação foi calculada dividindo a média do peso seco sedimentado (g) pela área do tubo (m²). O valor encontrado foi multiplicado pelo valor de fósforo total encontrado em 1 grama de sedimento seco. O valor encontrado corresponde a taxa de sedimentação foi, posteriormente, calculado para representar a taxa mensal ou anual.

6.2.6.2. Fluxo de P a partir do sedimento

Para estimar a quantidade de P que entra na coluna de água a partir do sedimento, foi considerado os valores de PT do experimento de liberação (item 6.2.4), considerando a diferença entre os valores de PT entre o início (T0) e o final do experimento (T7) dividido pelo tempo de incubação em horas, no caso, 168 horas referente a 7 dias de experimento.

6.3 RESULTADOS

6.3.1 Balanço Hídrico

No balanço hídrico, as componentes de entrada que mais contribuíram com água para o sistema foram o escoamento superficial difuso (E_{esd}) e a precipitação (E_{pcp}), sendo os maiores volumes verificados nos meses de novembro e dezembro de 2013. A contribuição da fonte (E_f) variou pouco durante todo o período, enquanto a contribuição do poço (E_p) foi observada somente nos períodos em que a precipitação foi baixa, menor que 100 mm. A água do poço é utilizada para manter o nível de água do sistema. A componente mais relevante para a saída de água do sistema foi a evaporação (E_{evap}). Contudo, nos meses em que a precipitação acumulada foi alta (novembro, dezembro de 2013 e abril de 2014) a componente ladrão ($E_{ladão}$) tem uma expressiva contribuição (Tabela 3).

Tabela 3 – Balanço hídrico mensal do lago Museu Mariano Procópio considerando as componentes de entrada (escoamento superficial difuso, fonte, chuva e poço) e as componentes de saída (ladrão e evaporação).

Meses	Entrada (mm mês ⁻¹)				Saída (mm mês ⁻¹)		Balanço (ΔV)
	Chuva (E_{pcp})	Escoamento superficial difuso (E_{esd})	Poço (E_p)	Fonte (E_f)	Evaporação (S_{evap})	Ladrão ($S_{ladão}$)	
out/13	69,4	118,2	30,9	4,5	223,0	0,0	0,0
nov/13	197,6	336,6	0,0	4,4	211,1	327,4	0,0
dez/13	491,8	837,7	0,0	4,5	778,6	555,4	0,0
jan/14	138,6	236,1	0,0	4,5	364,4	14,8	0,0
fev/14	62,2	105,9	178,5	4,1	350,8	0,0	0,0
mar/14	104,0	177,1	0,0	4,5	233,3	52,4	0,0
abr/14	132,0	224,8	0,0	4,4	144,8	216,4	0,0
mai/14	12,8	21,8	142,6	4,5	181,7	0,0	0,0
jun/14	33,8	57,6	64,2	4,4	160,0	0,0	0,0
jul/14	33,8	57,6	43,0	4,5	138,9	0,0	0,0
ago/14	12,0	20,4	233,4	4,5	270,4	0,0	0,0
set/14	17,2	29,3	327,5	4,4	378,4	0,0	0,0
Total em 1 ano	1305,2	2223,1	1020,0	53,5	3435,5	1166,4	0,0
	Entradas 4602 (mm ano ⁻¹)				Saída 4602 (mm ano ⁻¹)		0,0

O balanço hídrico anual para o lago do MAPRO (Figura 15) demonstrou que a maior contribuição de água para o sistema é proveniente do escoamento superficial difuso (E_{esd}) e da precipitação (E_{pcp}), seguido pelo poço (E_p) e pela fonte (E_f). Em relação a perda de água do sistema, a maior contribuição foi por evaporação (S_{evap}), e a menor, pelo ladrão ($S_{ladão}$).

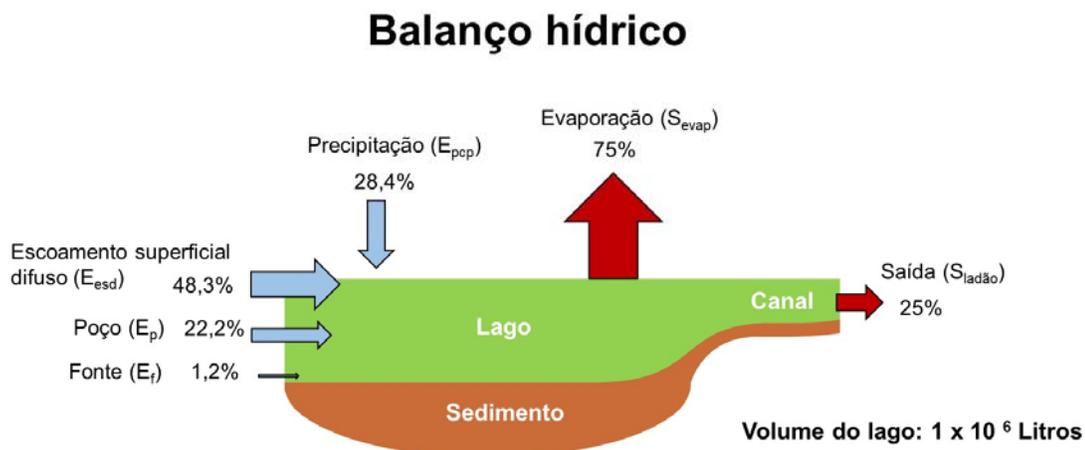


Figura 15 – Balanço hídrico anual do lago Museu Mariano Procópio considerando componentes de entrada (escoamento superficial difuso, fonte, chuva e poço) e as componentes de saída (ladrão e evaporação).

6.3.2 Balanço de fósforo

Observamos alta concentração de P na água proveniente do poço e da fonte, no entanto o volume de água é relativamente baixo. O volume de água proveniente da chuva e escoamento superficial difuso é alto, mas a quantidade de P é relativamente muito baixa. Embora estas entradas de água sejam importantes para o balanço hídrico, elas exercem uma contribuição menor para o balanço de P. A saída de P pelo ladrão ($S_{ladrão}$) também foi relativamente baixa (<1%). A mudança na quantidade de P na coluna de água (ΔP) indica que durante alguns meses do ano a coluna de água retém fósforo (positivo) e liberta em outros (negativo). Um fato importante é que o balanço não fecha. A diferença entre a entrada e a saída é sempre negativa em vez de zero (Tabela 4). Observamos que há um déficit na entrada de P de 12,8% ($-1600 \text{ mg P m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) para fechar o balanço (entrada-saída= 0).

Tabela 4 – Balanço de fósforo (P) mensal do lago do Museu Mariano Procópio em porcentagem (%) considerando as componentes de entrada (escoamento superficial difuso, fonte, chuva, poço, aves e sedimento) e as componentes de saída (ladrão e deposição no sedimento).

Mês	Entrada (mgP/m ² /mês)					Saída (mgP/m ² /mês)			Estoque	Δ Estoque	Balanço (ΔP)
	Aves (PE _{av})	Chuva (PE _{pcp})	Escoamento Superficial difuso (PE _{esd})	Poço (PE _p)	Fonte (PE _f)	Sedimento (PE _{sed})	Ladrão (PES _{ladrão})	Sedimento (PS _{sed})			
out/13	814,7	0,3	3,4	0,0	0,0	112,8	0,0	1064,2	21,7	-3,7	-129,3
nov/13	814,5	0,6	9,9	0,0	0,0	109,2	9,6	1029,9	25,8	5,1	-110,4
dez/13	814,7	1,6	25,1	0,0	0,0	112,8	13,3	1064,2	22,0	-5,0	-118,4
jan/14	814,7	0,3	7,1	0,0	0,3	112,8	0,3	1064,2	14,6	-7,1	-122,1
fev/14	814,5	0,3	3,1	2,0	0,0	101,9	0,0	961,2	18,5	5,3	-44,8
mar/14	814,7	0,3	5,3	0,0	0,0	112,8	1,6	1064,2	26,7	5,9	-138,6
abr/14	814,5	0,3	6,6	0,0	0,0	109,2	5,7	1029,9	23,4	-2,1	-102,9
mai/14	814,7	0,0	0,6	1,9	0,0	67,2	0,0	1064,2	29,8	5,6	-185,4
jun/14	814,5	0,0	1,8	0,9	0,0	65,0	0,0	1029,9	27,3	-1,5	-146,2
jul/14	814,7	0,0	1,9	0,3	0,0	67,2	0,0	1064,2	27,0	-1,2	-178,9
ago/14	814,7	0,0	0,6	2,5	0,0	67,2	0,0	1064,2	37,8	10,9	-190,1
set/14	814,5	0,0	0,9	5,1	0,0	65,0	0,0	1029,9	24,6	-12,0	-132,4
Total 1 year	9775,3	3,7	66,3	12,6	0,3	1103,4	30,5	12530,5		0,1	-1599,5
(mgP/m ² /ano)	Total P entrada =10788,5					total saída =12560,94				0,1	
(gP/m ² /ano)	Total P entrada =11					total saída =12,6					

O balanço anual de P do sistema durante um ciclo hidrológico demonstrou que a componente que mais contribuiu para a entrada de P no sistema foi a entrada pelas aves (9775,3 mg.P.m⁻².ano⁻¹), sendo responsável por 78% do P que entra no sistema. O fluxo de P do sedimento também teve uma grande contribuição (8,7%, 1103,4 mg P m⁻².ano⁻¹). As outras entradas tiveram uma contribuição menor (PE_{pcp}, PE_{esd}, PE_p, PE_f). A maior saída de P do sistema foi para o sedimento (12530,5 mg P m⁻² ano⁻¹) o que representa 99,65% (Figura 16).

A entrada total de P externo no lago é de 10.789 mg m⁻² ano⁻¹, enquanto que o fluxo de saída é de 12.561 mg P m⁻² ano⁻¹. A perda interna através de sedimentação corresponde a 12.531 mg P m⁻² ano⁻¹, e a contribuição interna de P que volta do sedimento à coluna de água é de 1103 mg P m⁻² ano⁻¹. Assim, 12.561 mg P m⁻² ano⁻¹ é permanentemente perdido para o sedimento.

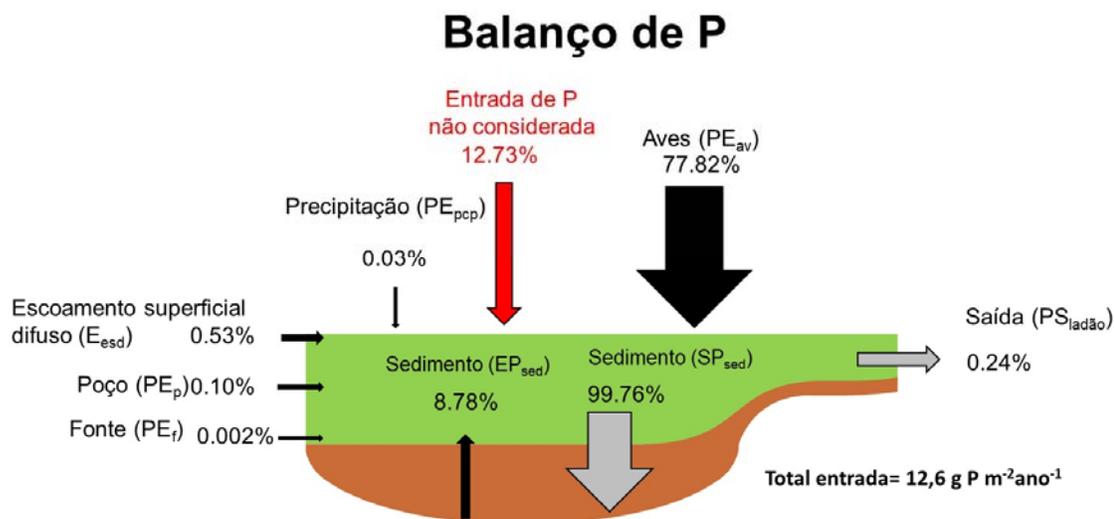


Figura 16 – Balanço de fósforo (P) anual do lago do Museu Mariano Procópio em porcentagem (%) considerando as componentes de entrada (escoamento superficial difuso, fonte, chuva, poço, aves e sedimento) e as componentes de saída (ladrão e deposição no sedimento).

6.4 DISCUSSÃO

Nossos resultados, indicam que a eutrofização do lago do MAPRO é promovida por fontes externas e internas de P. A maior entrada de P no lago é de origem externa, das aves que dormem na área do lago (78%), uma grande contribuição é de origem interna, do P que é liberado do sedimento (8,8%), e que a maior parte do P que entra no lago do MAPRO é acumulado no sedimento (99,8%). Isso demonstra que as medidas adotadas para o controle da eutrofização, ou seja, reduzir drasticamente a entrada de P no sistema, devem abranger as fontes externas e internas de P, pois uma restauração duradoura e efetiva só poderá ser alcançada se o carregamento total de nutrientes for suficientemente reduzido (SØNDERGAARD *et al.*, 2007).

A maior contribuição da carga de nutrientes para os sistemas aquáticos eutróficos geralmente é originado da bacia de drenagem por atividades antrópicas – agricultura, esgoto doméstico e industrial (TILMAN *et al.*, 2001; PAERL e PAUL, 2012). A análise sistêmica do lago do MAPRO demonstrou que a maior fonte de P é também de origem externa. A eutrofização do lago do MAPRO é um caso de guanotrofia, ou seja, a principal entrada de P para o lago é através de aves. Nossos resultados são semelhantes aos encontrados para os lagos temperados: OLSON *et al.* (2005) observaram 93% da contribuição de P de gansos em um reservatório na Pensilvânia (EUA); MANNY *et al.* (1994) relataram que 70% da entrada de P em um pequeno lago em Michigan (EUA) estava relacionada a gansos e patos selvagens; RÖNICKE *et al.* (2008) relataram um aumento da contribuição de P por gansos no lago

Arendsee na Saxônia (Alemanha) de 88% em 1997 para 92% em 1998. A relação entre aves e o estado trófico dos ecossistemas aquáticos continentais (rios, lagos e reservatórios) ainda não está bem documentada nos sistemas tropicais (BRANCO, 2008). Alguns estudos em sistemas brasileiros encontraram essa relação, mas estão em dissertações e teses (BRANCO, 2008). Em sistemas temperados, vários estudos têm demonstrado a forte relação entre as aves e o grau de eutrofização (MANNY *et al.*, 1994, OLSON *et al.*, 2005; HAHN *et al.*, 2007). No entanto, a carga externa de nutrientes das aves é mais significativa em sistemas pequenos (MARION *et al.*, 1994, GWIAZDA *et al.*, 2014) do que em sistemas maiores (POST *et al.*, 1998; RÖNICKE *et al.*, 2008).

A entrada interna de P para o lago é o P liberado pelo sedimento, ou seja, o influxo total de P para o lago do MAPRO equivale a 20 % do total da entrada (cerca de $11 \text{ g P m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$). Nossos resultados estão dentro da faixa dos observados para outros lagos brasileiros. Por exemplo, HENRY *et al.* (2004) encontraram um influxo de $4,9 \text{ g P m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ para o Lago das Garças (Estado de São Paulo) e TORRES *et al.* (2007) encontraram $26,38 \text{ g P m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ para a Lagoa da Pampulha (MG). A carga de fósforo total que sai do lago do MAPRO foi de $12,6 \text{ g P m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. A proporção de P que é retido no sedimento do lago do MAPRO foi muito alta (98%) e semelhante a dois lagos urbanos brasileiros: a lagoa da Pampulha, no estado de Minas Gerais (BARBOSA *et al.*, 1998a, 98% e TORRES *et al.*, 2007, 80,9%) e Lago das Garças no Estado de São Paulo (HENRY *et al.*, 2004 63%).

O balanço anual de P não foi completamente fechado com os componentes considerados nesta análise. Foi observada uma diferença de $1,8 \text{ g P m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ entre a entrada e a saída de P do sistema. Embora represente apenas ~ 10% do aporte do P total no lago, isso demonstra que algumas fontes de fósforo para o sistema não foram consideradas neste estudo. Nutrientes oriundos da decomposição de folhas podem fazer parte desta entrada. Estudos de campos e de laboratório mostram a importância da retirada de folha dos arredores dos lagos pois podem ser importantes fontes de P para o ambiente (COWEN e LEE, 1973). Embora já exista uma logística de retirada de folhas dos arredores do lago do MAPRO, ainda existe a contribuição da deposição direta de folhas no interior do lago oriundas da vegetação arbórea do entorno do lago. Outra possível entrada de P não avaliada neste estudo, refere-se ao alimento que é dado às aves que habitam o lago. Alimentar as aves deve ser, imediatamente, cessada no lago do MAPRO, pois tem-se observado em outros ambientes que alimentar as aves de uma determinada região pode atrair mais aves devido ao aumento da disponibilidade de alimento, resultando em um maior aporte de nutrientes para o lago e, ainda, causar a mudança na ecologia do ambiente como um todo (MANNY *et al.*, 1994; UNCKLESS e MAKAREWICZ, 2007). O mesmo deve ser

considerado para a comunidade de peixes. Embora não tenha sido incluído essa vertente em nosso balanço, o uso de ração para peixes introduz uma grande quantidade de P no ambiente, sendo que, em torno de 10% da ração introduzida é depositada direto para no sedimento, que posteriormente vira uma importante fonte de nutriente para a coluna d'água (JIA *et al.*, 2015). No lago do MAPRO, a prática de alimentar os peixes foi feita durante muitos anos, porém, isso foi cessado nos últimos anos (desde 2012) devido ao início da parceria com os pesquisadores da UFJF para realização deste projeto.

O balanço de fósforo apresentado neste capítulo, é uma ferramenta fundamental para apontar a melhores estratégias e quais as ações devem ser priorizadas para a restauração lago do MAPRO. O controle da eutrofização e florações de cianobactérias para este sistema, deve-se focar na redução da carga externa e interna de P. A carga externa de P e o fluxo interno de P contribuem para alta carga de P na coluna d'água deste sistema, com média anual da concentração de $229 \mu\text{g L}^{-1}$ ($0,1 \text{ g P m}^{-2}$, estoque). Para a restauração deste sistema, será preciso reduzir drasticamente a concentração de P da coluna d'água e a liberação de P do sedimento, buscando atingir uma concentração de $\text{P} < 30 \mu\text{g L}^{-1}$ (DOWNING *et al.*, 2001). Nosso balanço de P para este sistema, sugere que as medidas de mitigação para o controle da eutrofização do lago do MAPRO devem concentrar inicialmente no controle das aves aquáticas e na neutralização do fluxo de P do sedimento para a coluna d'águas.

6.5 CONCLUSÕES

8. A maior contribuição de fósforo para o sistema é de origem externa através das aves;
9. A maior saída de fósforo do sistema (coluna d'água) é para o sedimento;
10. Parte do fósforo que vai para o sedimento é liberado novamente para o sistema;

7 CAPÍTULO 3

O EFEITO COMBINADO DE COAGULANTE E LASTRO PARA REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS TÓXICAS E OS EFEITOS SOBRE A LIBERAÇÃO DE TOXINAS

7.1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA, OBJETIVOS E HIPÓTESES

A remoção de cianobactérias da coluna de água utilizando uma combinação de coagulante e lastro é uma técnica promissora para controlar as florações de cianobactérias (PAN *et al.*, 2006 b; PAN *et al.*, 2006 a; PAN *et al.*, 2011 b; PAN *et al.*, 2011 a; NOYMA *et al.*, 2016; DE MAGALHÃES *et al.*, 2016). Uma baía isolada no lago Taihu foi efetivamente limpa de cianobactérias usando coagulante e solo modificado (PAN *et al.*, 2011 ba), e, também, biomassa de cianobactérias foram removidas utilizando um coagulante e uma argila de bentonita modificada por lantânio em dois lagos estratificados na Holanda (LÜRLING e VAN OOSTERHOUT, 2013; WAAJEN, *et al.*, 2016 a). Nesta técnica, as cianobactérias presentes na coluna d'água são floculadas e os agregados de células/colônias intactas são depositados no sedimento e aprisionados com lastro.

Com base em resultados experimentais promissores com populações naturais de *Microcystis* de um reservatório de água doce profundo (NOYMA *et al.*, 2016) e uma lagoa costeira (DE MAGALHÃES *et al.*, 2016), nossa hipótese é que as combinações de coagulantes e lastros serão eficientes na remoção de cianobactérias da água coletada em um lago tropical raso. Além disso, embora a técnica combinada de coagulante e lastro tenha sido aplicada em muitos estudos, praticamente nenhuma informação existe sobre seu efeito na liberação de cianotoxinas das células. Portanto, neste estudo, incluímos a análise das principais cianotoxinas dissolvidas – saxitoxinas, no caso de *C. raciborskii*, e microcistinas, no caso de *Microcystis* ssp – testando a hipótese de que o coagulante e lastro, combinados ou não, não promoverão a liberação de cianotoxinas.

7.2 MATERIAIS E MÉTODOS

7.2.1 Amostragem

Para realização dos experimentos em laboratório, amostra natural com dominância de cianobactérias foram coletadas no lago do MAPRO em dois períodos: abril de 2015, quando o sistema foi dominado (biomassa > 80%) por *C. raciborskii* (Woloszynska) Seenayya e Subba Raju (clorofila-*a* 334 $\mu\text{g L}^{-1} \pm 9,99$) e em março de 2016, quando o sistema foi dominado (biomassa > 95%) por *Microcystis* spp. (clorofila-*a* 748 $\mu\text{g L}^{-1} \pm 25,16$) (Figura 17). Os valores de pH durante a amostragem foram $7,4 \pm 0,2$ e $6,5 \pm 0,7$ respectivamente.

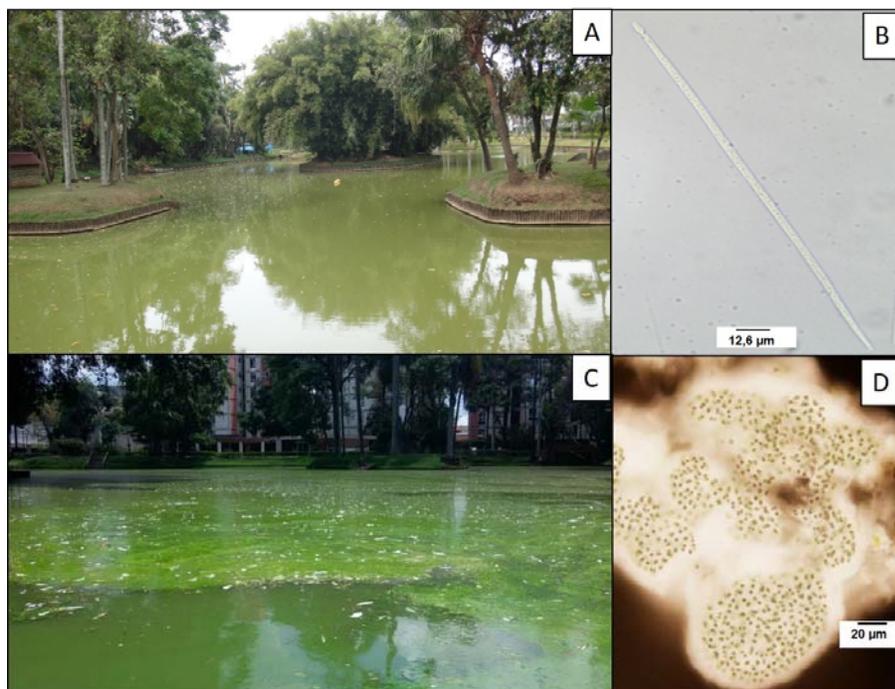


Figura 17 – Lago do Museu Mariano Procópio, (A) imagem do lago em abril de 2015, momento de floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* (B), (C) imagem do lago em fevereiro de 2016, floração de *Microcystis aeruginosa* (D).

7.2.2 Materiais e químicos

Para os experimentos de floculação e sedimentação da biomassa de cianobactérias foram utilizados coagulantes e lastros. Como coagulantes foi utilizado Poli-Cloreto de Alumínio – PAC ($\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_{(3n-m)}$, ρ 1,37 dm^{-3} , 8,9% Al, 21,0% Cl) obtido da empresa Pan-Americana (Rio de Janeiro, Brasil) e quitosana – (CHI) (fabricada a partir de cascas de camarão) obtidas da Polymar Ciência e Nutrição S/A (Ceará, Brasil). A CHI foi acidificada com solução de ácido clorídrico a 1% antes da utilização e diluído em uma solução estoque com concentração final de 1 g L^{-1} . Dois tipos de lastros foram testados nos experimentos: i) solo vermelho (RS), descrito em NOYMA *et al.* (2016); ii) Saibro (SAI) - comprado em uma loja de construção e comumente disponível sob o nome de "Saibro Roxo"; e iii) bentonita

modificada com lantânio Phoslock® (LMB) obtida da HydroScience (Porto Alegre, Brasil). O LMB foi desenvolvido pelo CSIRO australiano, como técnica de desfosfatação visando a remoção de fósforo solúvel reativo (SRP) da água e bloqueando a liberação de SRP a partir do sedimento (DOUGLAS, 2002).

7.2.3 Experimentos em laboratório

Os procedimentos apresentados foram utilizados em todos os três experimentos, variando apenas o tipo e a concentração de coagulantes e lastros. Alíquotas de 60 mL de amostras com cianobactérias do MAPRO foram transferidas para tubos de vidro de 75 mL (25 x 200 mm). A clorofila-*a* inicial de cianobactérias ($\mu\text{g L}^{-1}$) assim como a eficiência do fotossistema II (PSII) foi determinada utilizando um analisador de fitoplâncton – PHYTO-PAM (HeinzWalz GmbH, Effeltrich, Alemanha). Nos experimentos, os controles permaneceram somente com as suspensões de cianobactérias, e nos tratamentos foram aplicados coagulantes e lastros em concentrações diferentes (dependendo do experimento, ver próximos tópicos). Após a aplicação dos compostos todos os frascos, incluindo o controle, foram colocados no laboratório a 25°C sob condições de estagnação. Após uma ou duas horas (dependendo do experimento), retiraram-se amostras de 5 mL tanto do topo como do fundo dos tubos, nas quais foram medidas as concentrações de clorofila-*a* e a eficiência de PSII. O pH foi medido diretamente nos tubos após a retirada das amostras (Figura 18).

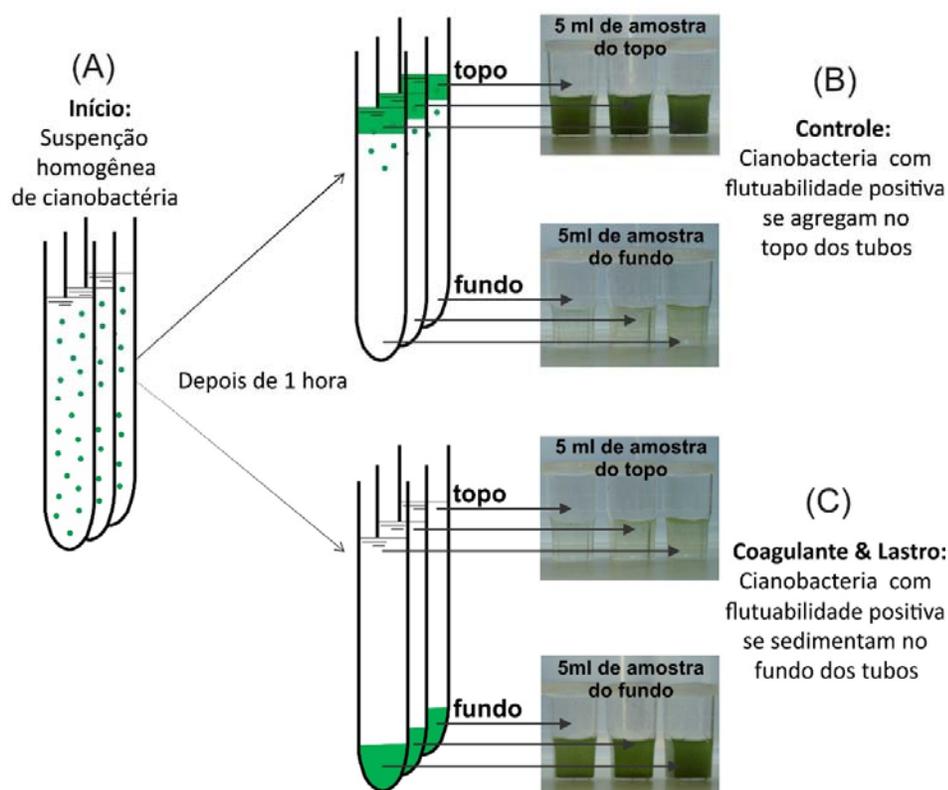


Figura 18 – Desenho esquemático dos experimentos com coagulantes e lastros: (A) o início dos experimentos com suspensão homogênea de cianobactérias; após 1 hora, retirou-se amostras de 5 ml da parte superior e inferior de cada tubo de ensaio (B) nos tubos do controle, as cianobactérias ficaram acumuladas no topo dos tubos. (C) nos tubos com coagulantes e lastros, as células de cianobactérias acumularam no fundo dos tubos. Também coletamos amostras de 5 ml da parte superior e inferior de cada tubo de ensaio. Depois, medimos a clorofila e a eficiência de PSII das amostras coletadas e o pH dentro dos tubos.

7.2.4 Experimento 1 – Range de coagulantes

Diferentes concentrações dos coagulantes (PAC e CHI) foram testadas nas suspensões de cianobactérias, a fim de selecionar a melhor dose. O PAC foi dosado a 0, 1, 2, 4, 8, 16 e 32 mg de Al L⁻¹ e a CHI a 0, 1, 2, 4, 8, 16 e 32 mg L⁻¹. Imediatamente após a dosagem, o conteúdo em cada tubo de ensaio foi misturado brevemente utilizando um bastão de vidro. Os tubos foram deixados intocados durante uma hora após os quais foram amostrados como descrito acima. A clorofila-*a* inicial do experimento com dominância de *Cylindrospermopsis* e *Microcystis* foi $334 \pm 9,99 \mu\text{g L}^{-1}$ e $172,3 \pm 10,2 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. O pH foi de $7,4 \pm 0,2$ e $9,6 \pm 0,3$, respectivamente.

7.2.5 Experimento 2 - Dose dos coagulantes fixada e range de lastro

Considerando os resultados do experimento 1, as doses de PAC e CHI foram selecionadas: 4 mg Al L⁻¹ e 2 mg L⁻¹, respectivamente. A CHI afetou o fotosistema II de *Cylindrospermopsis* em todas as doses e, para evitar a morte das células, foi escolhida a dose de 2 mg L⁻¹. Esta dose é semelhante à utilizada em outras experiências realizadas (NOYMA *et al.*, 2016). As doses de coagulantes selecionadas foram testadas em combinação com um range de concentrações de RS, SAI e LMB (0, 50, 100, 200 e 400 mg L⁻¹). Imediatamente após a dosagem, o conteúdo em cada tubo de ensaio foi misturado brevemente utilizando um bastão de vidro. Os tubos foram deixados intactos durante uma hora e amostrados como descrito acima. A clorofila-*a* inicial do experimento com dominância de *Cylindrospermopsis* e *Microcystis* foi de 465 ± 8,57 µg L⁻¹ e 172,3 ± 10,2 µg L⁻¹, respectivamente. O pH foi de 7,9 ± 0,4 e 9,9 ± 0,1, respectivamente.

7.2.6 Experimento 3 - *Flock e Sink*

No terceiro experimento, foram avaliados os efeitos de coagulantes e lastro, isolados e combinados, nas suspensões de cianobactérias. Os tratamentos foram: Controle, PAC, CHI, RS, SAI, LMB, PAC + RS, PAC + SAI, PAC + LMB, CHI + RS, CHI + SAI e CHI + LMB. Para cada tratamento, foram utilizados uma dose fixa de coagulante (4 mg Al L⁻¹ de PAC e 2 mg L⁻¹ de CHI) e uma dose fixa de lastro determinada a partir dos resultados do experimento 2 (100 mg L⁻¹ do RS, SAI e do LMB). A concentração inicial de clorofila-*a* do experimento com *Cylindrospermopsis* e *Microcystis* foram de 352,5 ± 3,2 µg L⁻¹ e 382 ± 11,0 µg L⁻¹, respectivamente, e o pH 8,11 ± 0,02 e 6,8 ± 0,01 respectivamente. Os tratamentos foram realizados em triplicatas e, imediatamente após a dosagem, o conteúdo em cada tubo de ensaio foi misturado rapidamente utilizando uma vareta de vidro. Os tubos foram deixados intactos durante 2 horas e, depois, foram amostrados como descrito acima. Também, foram filtrados 20 mL de água de cada tubo através de uma membrana de fibra de vidro (GF-3, Macherey-Nagel) para as análises de toxinas dissolvidas. As análises quantitativas de saxitoxinas e microcistinas foram realizadas por ensaio de Imunoabsorção enzimática - ELISA (do Inglês Immuno Sorbent Assay) da Beacon Analytical Systems Inc., EUA.

As concentrações de clorofila-*a* e as eficiências de PSII na parte superior e inferior dos tubos bem como os valores de pH nos tubos foram comparados estatisticamente utilizando o teste de ANOVA Oneway no *software* de estatística JMP® 10.0 com tratamentos como fator fixo. As diferenças entre as médias foram distinguidas pelo teste de comparação post hoc Tukey ($p < 0,05$).

7.3 RESULTADOS

7.3.1 Experimento 1 – Range de coagulantes

O range com PAC e CHI apresentaram resultados diferentes de acordo com a espécie dominante *C. raciborskii* ou *Microcystis* spp. (Figura 19 A e B). Em geral, quando a dominância era de *C. raciborskii* formou-se flocos e estes afundaram nos tubos, enquanto que, quando a dominância era *Microcystis* sp os flocos formados flutuaram.

7.3.1.1. Água dominada por *C. raciborskii* exposta ao PAC

Na série de PAC com dominância de *C. raciborskii*, as concentrações de clorofila-*a* nos 5 mL coletados no topo dos tubos diminuíram com o aumento das doses de, enquanto que nos 5 mL do fundo dos tubos de ensaio, as concentrações de clorofila-*a* aumentaram com o aumento das doses (Figura 19 A e B). A eficiência do PSII não foi afetada até 8 mg Al L⁻¹ nas amostras coletadas do topo dos tubos (Figura 19 A) e até 4 mg Al L⁻¹ nas amostras coletadas no fundo (Figura 19 B), mas diminuiu acentuadamente com maior dose de PAC. O pH foi afetado apenas em doses de PAC ≥ 16 mg Al L⁻¹ (Figura 19 A).

7.3.1.2. Água dominada por *Microcystis* exposta ao PAC

Para amostras de água dominadas por *Microcystis*, grandes flocos foram formados principalmente em doses de PAC > 8 mg Al L⁻¹. A biomassa de cianobactérias acumulou no topo nestes tubos (Figura 19 C). A eficiência do PSII no topo foi afetada apenas em doses mais elevadas de 16 e 32 mg Al L⁻¹ que baixou de 0,49 (controle) para 0,24 e 0,20, respectivamente. No fundo dos tubos a eficiência do PSII não foi afetada e a média foi de 0,47 (± 0,01) (Figura 19 D). Em doses mais elevadas de 16 e 32 mg de Al L⁻¹ o pH foi reduzido para 6,8 e 5,4, respectivamente (Figura 19 C), enquanto no controle e nos outros tratamentos o pH permaneceu alto e com média de 9,59 (± 0,49).

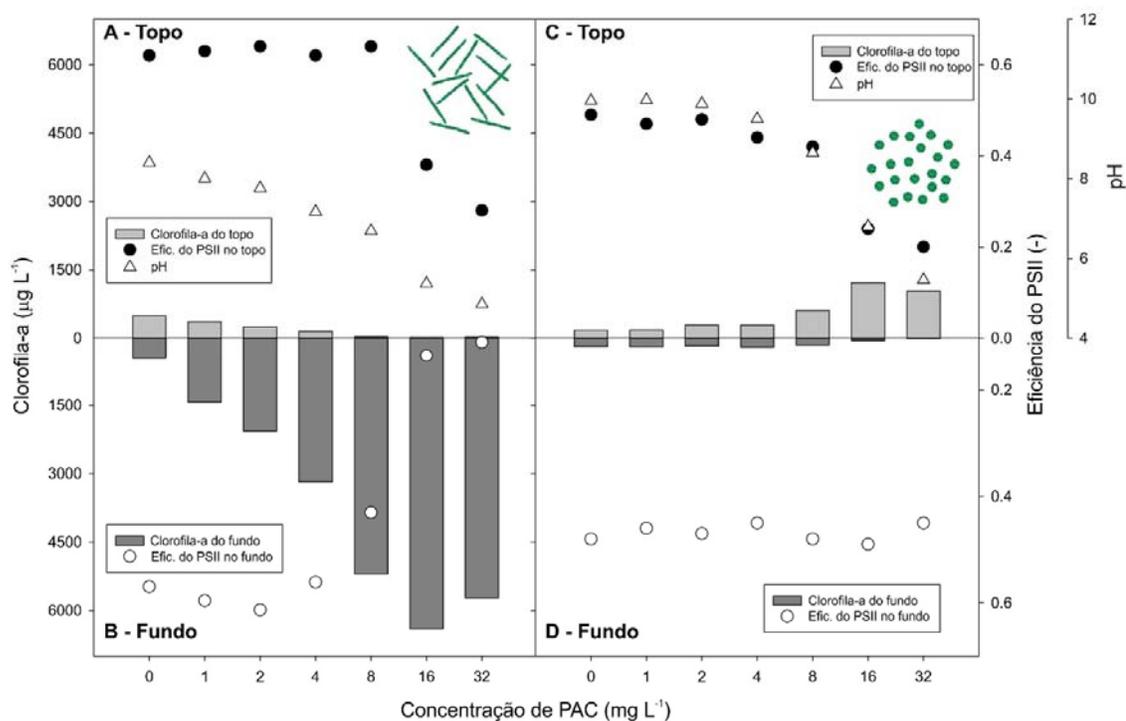


Figura 19 – Concentrações de clorofila-*a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) em 5 mL de amostra do topo (barras cinzas superiores A e C) e 5 mL do fundo (barras cinzas escuras B e D) retiradas de 60 mL de suspensões de cianobactérias (A e B com dominância de *Cylindrospermopsis*; C e D com dominância de *Microcystis*) incubadas durante 1 h na ausência ou na presença de diferentes concentrações de coagulante (Poli-Cloreto Alumínio, 0-32 mg Al L⁻¹). Também estão incluídas as eficiências do fotossistema II (PSII) das cianobactérias coletadas no topo dos tubos (círculos cheios) e no fundo (círculos abertos), bem como os valores de pH das suspensões (triângulos abertos).

7.3.2 Água dominada por *C. raciborskii* exposta a quitosana

Quando a água dominada por *Cylindrospermopsis* foi tratada com diferentes doses de CHI, foram formados flocos nas doses mais elevadas de 16 e 32 mg L⁻¹. Nestas doses, os flocos de cianobactérias acumularam no fundo nos tubos (Figura 20 A e B). A eficiência do PSII foi afetada em todos os tratamentos, tanto na parte superior como na parte inferior dos tubos. A eficiência de PSII no controle foi, em média, 0,55, enquanto nos tratamentos foi em média 0,10 ($\pm 0,04$) no topo e 0,11 ($\pm 0,04$) no fundo dos tubos de ensaio. O pH não foi afetado pelo tratamento com CHI e foi em média 7,71 ($\pm 0,34$) (Figura 20 A e B).

7.3.3 Água dominada por *Microcystis* exposta a quitosana

Na água dominada por *Microcystis* foram formados flocos principalmente nas doses > 8 mg L⁻¹, com acúmulo de biomassa de *Microcystis* na superfície dos tubos (Figura 20 C e D). A eficiência de PSII não foi afetada em todos os tratamentos, 0,43 (± 0,04) no topo e 0,45 (± 0,02) no fundo dos tubos (Figura 20 C). O pH não foi afetado pelos tratamentos e foi em média 9,91 (± 0,09) (Figura 20 C).

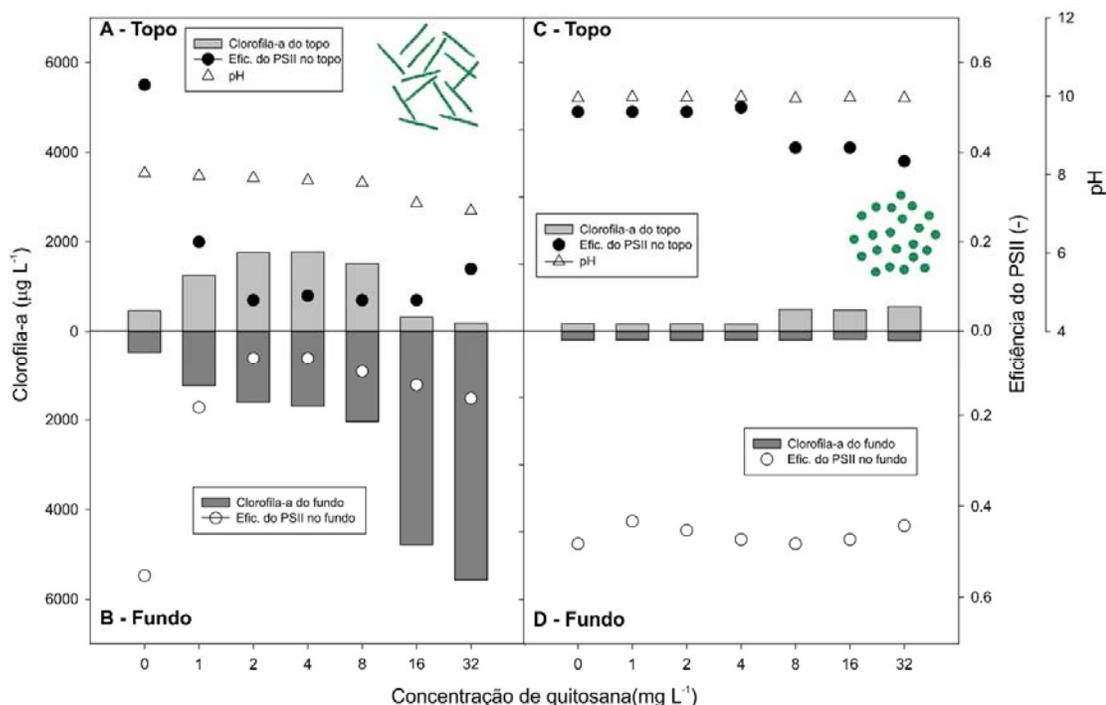


Figura 20 – Concentrações de clorofila-*a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) em 5 mL de amostra do topo (barras cinzas superiores A e C) e 5 mL do fundo (barras cinzas escuras B e D) retiradas de 60 mL de suspensões de cianobactérias (A e B de dominância de *Cylindrospermopsis*; C e D dominância de *Microcystis*) incubadas durante 1 h na ausência ou na presença de diferentes concentrações de coagulante (CHI, 0-32 mg L⁻¹). Também estão incluídas as eficiências do fotossistema II (PSII) das cianobactérias coletadas no topo dos tubos (círculos cheios) e no fundo (círculos abertos), bem como os valores de pH das suspensões (triângulos abertos).

7.3.4 Experimento 2 - Dose dos coagulantes fixada e range de lastro

As amostras dominadas por *Cylindrospermopsis* foram efetivamente floculadas e sedimentadas por PAC 4 mg Al L⁻¹ sozinho e em combinação com lastro como é evidenciado a partir da redução nas concentrações de clorofila-*a* no topo dos tubos e um aumento nas concentrações de clorofila-*a* no fundo (Figura 21 A). As concentrações de clorofila-*a* no fundo

dos tubos aumentaram com o aumento da dose de lastro. As eficiências do PSII ($0,59 \pm 0,02$) e pH ($6,35 \pm 0,07$) não foram afetadas (Figura 21A).

A água com dominância de *Microcystis* também apresentou maior floculação no fundo dos tubos quando tratados com PAC sozinho ou PAC + lastro (Figura 21 B). As concentrações de clorofila-*a* no topo dos tubos foram menos afetadas pelos tratamentos (Figura 21 B). As eficiências de PSII e pH não foram afetadas, apresentando média de $0,46 (\pm 0,05)$ e $8,5 (\pm 0,54)$, respectivamente (Figura 21 B).

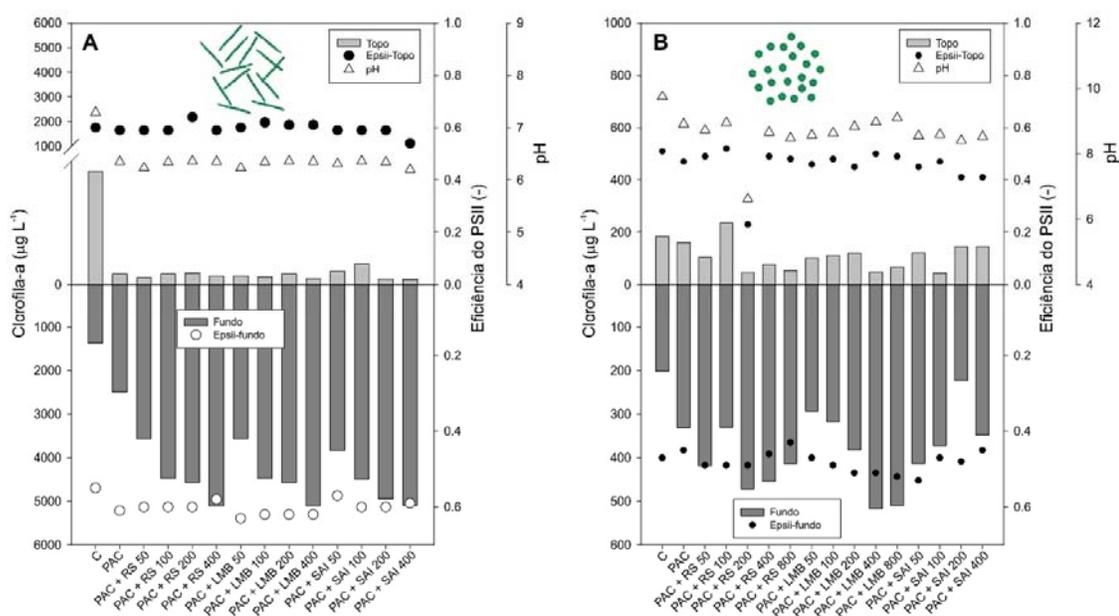


Figura 21 – Concentrações de clorofila-*a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos 5mL superiores (barras cinzas superiores) e 5mL inferiores (barras cinzas escuras mais baixas) retirados de 60 mL de suspensão de cianobactérias (A dominância de *Cyndrospermopsis*, B dominância de *Microcystis*) incubadas durante uma hora na ausência e na presença do coagulante PAC (poli cloreto de Alumínio, 4 mg Al L^{-1}) combinado com diferentes concentrações de lastros (0-400 mg L^{-1}) de solo vermelho (RS), saibro (SAI) ou bentonita modificada com lantânio (LMB). Também estão incluídas as eficiências do fotossistema II (PSII) das cianobactérias coletadas no topo dos tubos (círculos cheios) e no fundo (círculos abertos), bem como os valores de pH das suspensões (triângulos abertos).

Quando testamos a concentração selecionada de CHI com diferentes concentrações de lastro em água dominada por *Cyndrospermopsis*, as concentrações de clorofila-*a* no topo dos tubos de ensaio permaneceram inalteradas (Figura 22 A). As concentrações de clorofila-*a* no fundo dos tubos aumentaram com maiores doses de lastro de RS, SAI ou LMB (Figura 22 A). A eficiência de PSII foi afetada em todos os tratamentos e reduzida consideravelmente em

comparação com os controles (Figura 22 A). O pH não foi afetado e em média foi de 7,03 ($\pm 0,10$).

A CHI sozinha ou com diferentes lastros teve baixo efeito sobre as concentrações de clorofila-*a* no topo e no fundo dos tubos de ensaio preenchidos com água dominada por *Microcystis* (Figura 22 B). Também as eficiências de PSII e o pH não foram afetados e, em média foi de 0,51 ($\pm 0,04$) e 8,9 ($\pm 0,27$), respectivamente (Figura 22 B).

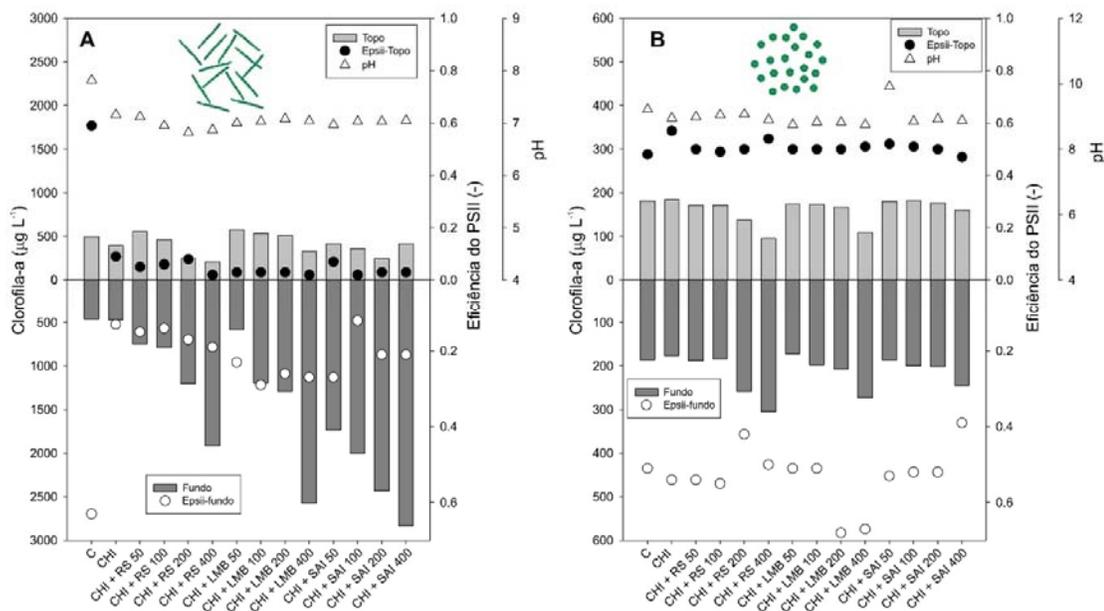


Figura 22 – Concentrações de clorofila-*a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos 5mL superiores (barras cinzas superiores) e 5mL inferiores (barras cinzas escuras mais baixas) retirados de 60 mL de suspensão de cianobactérias (dominância A de *Cylindrospermopsis*, dominância B de *Microcystis*) incubadas durante uma hora na ausência e na presença do coagulante (CHI, 2 mg L⁻¹) combinado com diferentes concentrações de lastros (0-400 mg L⁻¹) de RS, SAI ou LMB. Também estão incluídas as eficiências do fotossistema II (PSII) das cianobactérias coletadas no topo dos tubos (círculos cheios) e no fundo (círculos abertos), bem como os valores de pH das suspensões (triângulos abertos).

7.3.5 Experimento 3 - Ensaio *Flock e Sink*

Encontramos resultados diferentes nos ensaios *Flock e Sink* utilizando água dominada por *Cylindrospermopsis* (Figura 23) ou dominada por *Microcystis* (Figura 24).

7.3.5.1. Água dominada por *C. raciborskii*

Na água dominada por *Cylindrospermopsis*, os tratamentos com PAC foram eficientes na remoção de biomassa de cianobactérias independentemente do lastro utilizado, enquanto que

a CHI isolada ou em combinação com lastro não foi eficiente (Figura 23). A ANOVA one-way indicou que as concentrações de clorofila-*a* no topo dos tubos de ensaio eram significativamente diferentes ($F_{11,24} = 14,4$; $p \leq 0,001$). A comparação *post-hoc* de Tukey revelou que as concentrações de clorofila-*a* no topo dos tubos tratados com PAC ou PAC e lastro foram significativamente menores do que os controles e os outros tratamentos (Figura 23). Também na parte inferior dos tubos as concentrações de clorofila-*a* foram significativamente diferentes ($F_{11,24} = 69,7$; $p \leq 0,001$). A comparação *post-hoc* de Tukey revelou três grupos homogêneos significativamente diferentes entre si: 1) tubos tratados com PAC e com PAC e RS; 2) tubos tratados com PAC e qualquer lastro (RS, SAI, LMB); e 3) controles e todos os outros tratamentos (Figura 23).

Em todos os tratamentos, exceto aqueles contendo CHI, as eficiências de PSII permaneceram bastante altas tanto no topo ($0,58 \pm 0,02$) como no fundo ($0,59 \pm 0,02$) dos tubos. A ANOVA one-way indicou que as eficiências de PSII no topo dos tubos de ensaio eram significativamente diferentes ($F_{11,24} = 508,1$; $p \leq 0,001$). A comparação pós-hoc de Tukey revelou que as eficiências de PSII no topo dos tubos tratados com CHI sozinha, ou CHI + lastro, eram significativamente mais baixas do que nos controles e nos outros tratamentos (Figura 23). Do mesmo modo, as eficiências do PSII na parte inferior dos tubos de ensaio foram diferentes ($F_{11,24} = 594,3$; $p < 0,001$). Além disso, o teste de Tukey revelou que as eficiências de PSII dos tratamentos com CHI, são diferentes dos controles (Figura 23). O pH nos tratamentos com PAC ($7,21 \pm 0,09$) foi significativamente ($F_{4,10} = 188,0$; $p \leq 0,001$) menor que o controle ($8,11 \pm 0,03$) e os outros tratamentos como revelado pela comparação *post-hoc* de Tukey.

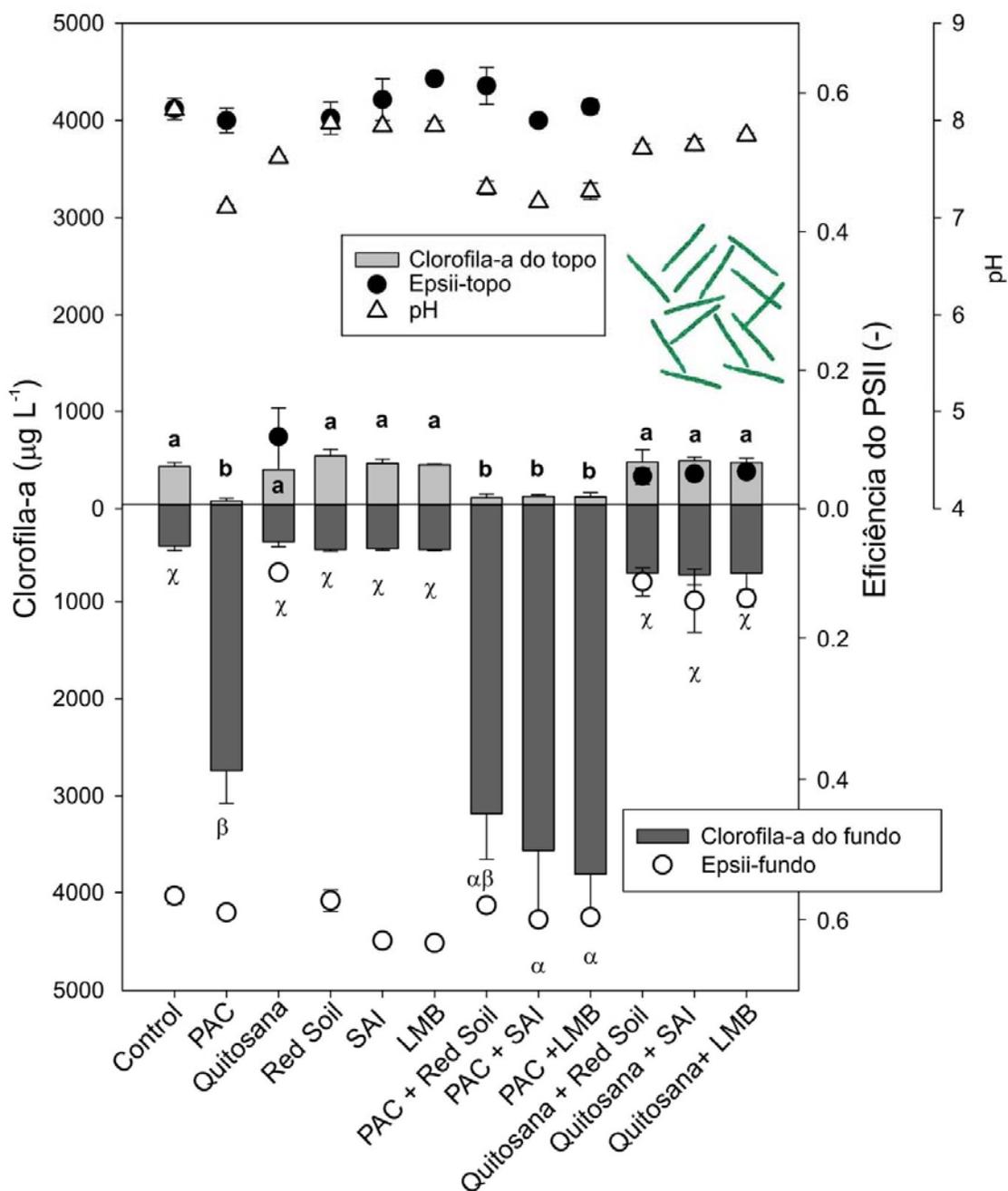


Figura 23 – Concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos 5 mL superiores (barras cinzas superiores) e 5 mL inferiores (barras cinzas escuras mais baixas) retirados de 60 mL de suspensões de cianobactérias do lago do MAPRO com dominância de *C. raciborskii* incubadas durante duas horas na ausência (controle) ou na presença de coagulantes (PAC - 4 mg Al L⁻¹ ou CHI - 2 mg L⁻¹) e dos lastros (RS, SAI e LMB, 100 mg L⁻¹) separadamente ou em misturas binárias de coagulante e lastro. Também estão incluídas as eficiências do fotossistema II (PSII) das cianobactérias coletadas na no topo dos tubos (círculos cheios) e no fundo (círculos abertos), bem como os valores de pH das suspensões (triângulos abertos). As barras de erro

indicam um desvio padrão ($n = 3$). Letras semelhantes indicam grupos homogêneos de acordo com o teste de Tukey.

7.3.5.2. Água dominada por *Microcystis*

Em água dominada por *Microcystis* todos os tratamentos com PAC e CHI (isolados ou combinados com lastro) causaram uma remoção efetiva da biomassa de cianobactérias da coluna de água para o fundo dos tubos de ensaio (Figura 24). A ANOVA one-way indicou que as concentrações de clorofila-*a* na parte superior dos tubos de ensaio eram significativamente diferentes ($F_{11,24} = 122,4$; $p < 0,001$). A comparação *post-hoc* de Tukey revelou quatro grupos homogêneos: 1) controles, 2) SAI, 3) RS e LMB, e 4) todos os tratamentos com a combinação de coagulantes e lastro (Figura 24). No fundo dos tubos também foram encontradas diferenças significativas ($F_{11,24} = 58,0$; $p \leq 0,001$) com as menores concentrações de clorofila-*a* nos controles e intermediárias nos tubos tratados com balastro único. As maiores concentrações de clorofila-*a* foram encontradas no fundo dos tubos tratados apenas com coagulantes ou coagulantes combinados com lastros (Figura 24). A ANOVA one-way indicou que as eficiências de PSII na parte superior dos tubos de ensaio eram significativamente diferentes ($F_{11,24} = 12,62$, $p < 0,0001$). Mas, os tratamentos com CHI não afetaram a eficiência de PSII na água dominada por *Microcystis*; A eficiência de PSII foi $0,48 (\pm 0,08)$ no topo dos tubos e $0,43 (\pm 0,03)$ na parte inferior. Houve diferença significativa entre o pH do controle e dos tratamentos (ANOVA one-way: $F_{11,24} = 4,18$, $p = 0,002$). O teste de Tukey revelou três grupos homogêneos: 1) CHI + SAI, 2) SAI, PAC, LMB, CHI + LMB, CHI + RS, PAC + LMB, PAC + RS, CHI e RS.

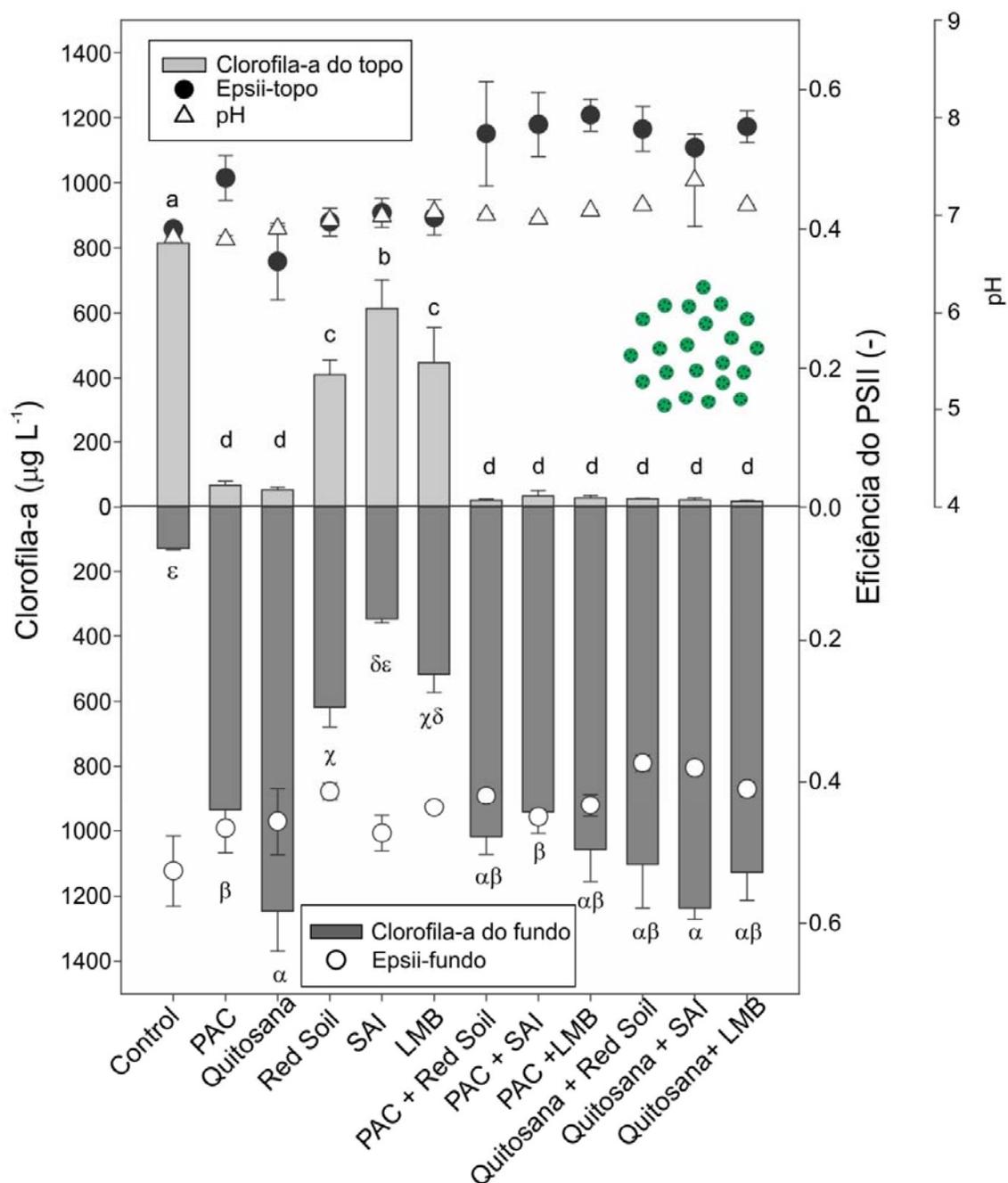


Figura 24 – Concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos 5 mL superiores (barras cinzas superiores) e 5 mL inferiores (barras cinzas escuras mais baixas) retirados de 60 mL de suspensões de cianobactérias do lago do MARPO com dominância de *Microcystis* incubadas durante duas horas na ausência (controle) ou na presença de coagulantes (PAC- 4 mg Al L^{-1} ou CHI - 2 mg L^{-1}) e dos lastros (RS, SAI e LMB, 100 mg L^{-1}) separadamente ou em misturas binárias de coagulante e lastro. Também estão incluídas as eficiências PSII das cianobactérias coletadas no topo dos tubos (círculos cheios) e no fundo (círculos abertos), bem como os valores de pH das suspensões (triângulos abertos). As barras de erro indicam um desvio padrão (n = 3). Letras semelhantes indicam grupos homogêneos de acordo com o teste de Tukey.

7.3.5.3. Cianotoxinas dissolvidas - saxitoxinas e microcistinas

Nos ensaios de *Flock e Sink* com água dominada por *Cylindrospermopsis* foram encontradas diferenças significativas nas saxitoxinas dissolvidas (STX, ANOVA one-way: $F_{11,24} = 54,7$; $p \leq 0,001$). O teste de Tukey indicou que todos os tratamentos com CHI, que possuem STX dissolvidos, apresentaram concentrações mais elevadas que os controles e outros tratamentos. Além disso, em água dominada por *Microcystis* foram encontradas diferenças significativas em microcistinas (MC) dissolvidas (ANOVA one-way: $F_{11,24} = 9,58$; $p \leq 0,001$). Embora as concentrações extracelulares de MC não tenham sido afetadas, ou seja, não houve liberação de MC, as concentrações extracelulares de MC foram reduzidas (Figura 25).

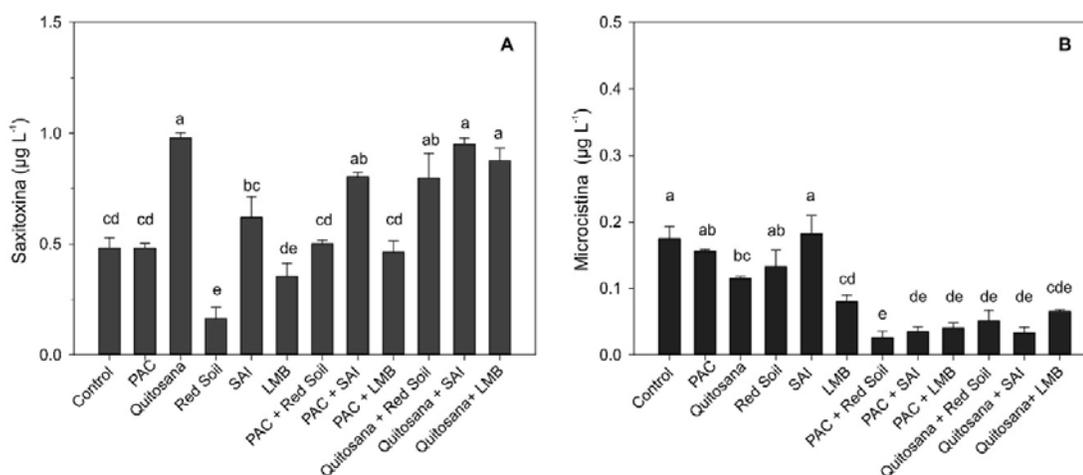


Figura 25 – Concentrações de toxinas dissolvidas ($\mu\text{g L}^{-1}$) em suspensões de 60 mL de amostras com cianobactérias do lago do MAPRO incubadas durante duas horas na ausência (controle) ou presença de coagulantes (PAC - 2 mg Al L^{-1} ou CHI - 2 mg L^{-1}) e lastros (RS, SAI e LMB, 100 mg L^{-1}) separadamente ou em misturas binárias de coagulante e lastro. (A) Saxitoxinas – período com domínio de *Cylindrospermopsis* e (B) microcistinas – período com dominância de *Microcystis* (B). As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$). Letras semelhantes indicam grupos homogêneos de acordo com o método de Tukey.

7.4 DISCUSSÃO

As hipóteses de que 1) uma combinação de coagulante e lastro é eficiente para remoção de cianobactéria nocivas da coluna d'água através da técnica *Flock e Sink*, em amostras coletadas de um lago tropical raso com constante de floração de cianobactérias e 2) que este tratamento não tem efeito sobre o aumento das concentrações de cianotoxinas dissolvida foram testados.

Nossos resultados indicam que as florações de cianobactérias positivamente flutuantes podem ser removidas da coluna de água usando uma mistura de coagulantes e lastro, mas que, em geral, o PAC como coagulante tem melhor desempenho do que a CHI. Poli-Cloreto Alumínio formou flocos em amostras de florações dominadas por *C. raciborskii* ou por *M. aeruginosa* e, com a combinação com os lastros, uma remoção eficiente pôde ser alcançada. Em contraste, a CHI apenas formou flocos com um pH relativamente baixo, ambas as espécies podiam ser floculadas quando o pH era de cerca de 7, no entanto, com pH 8 não era possível conseguir uma floculação. Tal perda da atividade de floculação da CHI a pH elevado foi também referida em outro trabalho (MORALES *et al.*, 1985; VANDAMME *et al.*, 2013). Uma possível explicação para uma floculação mais baixa a pH mais elevado pode ser que a hidroxila e outros oxi-ânions se agregam em torno das áreas protonadas da CHI (com muitos H^+) e assim previnem interações eletrostáticas entre os grupos amino protonados de quitosana e as cianobactérias carregadas negativamente (RENAULT *et al.*, 2009). Além disso, a quitosana exerceu um efeito prejudicial sobre *C. raciborskii*, promovendo a liberação de saxitoxinas e, portanto, o nosso estudo também sustenta que a aplicação generalizada da CHI deve ser feita com cuidado.

7.4.1 Efeito de coagulantes sobre as cianobactérias

Em água dominada por *Cylindrospermopsis* ou *Microcystis*, PAC foi um bom coagulante para agregar as cianobactérias, embora para *Microcystis* apenas nas doses mais elevadas aplicadas (isto é, $\geq 8 \text{ mg Al L}^{-1}$). As doses mais elevadas necessárias para a formação de flocos foram causadas pelo pH relativamente alto de ~ 10 na água dominada por *Microcystis* que necessitava de doses mais elevadas de PAC para diminuir o pH (cf DENTEL, 1991). Um elevado pH conduz à formação de espécies de $[Al(OH)_4]^-$ (VAN BENSCHOTEN e EDZWALD, 1990) e a um aumento das cargas negativas das partículas de cianobactérias que provoca uma neutralização de carga menos eficaz (CHEN *et al.*, 2006) e uma floculação alterada. No entanto, o pH só precisava ser reduzido em cerca de uma unidade. Nos experimentos 1 e 2, a floculação efetiva em doses menores (2 mg Al L^{-1} e 4 mg Al L^{-1}) foi encontrado a pH 9. Da mesma forma, a remoção de turbidez por PAC foi igualmente excelente na faixa de pH de 6 a 9 (YANG *et al.*, 2010).

Deve-se notar que tanto na água dominada por *Cylindrospermopsis* quanto por *Microcystis*, além do pH, o PSII também foi reduzido quando as doses mais elevadas de PAC de 16 e 32 mg Al L^{-1} foram aplicadas. Este último aponta claramente para o dano das células e

potencial liberação de toxinas, que também é um efeito colateral de algicida de base metálica (JONES e ORR, 1994; JANČULA e MARŠÁLEK, 2011; MEREL *et al.*, 2013). Assim, é importante determinar a dose de PAC em que as cianobactérias podem ser agregadas sem danificar a integridade da membrana celular; Por exemplo, SUN *et al.* (2012) encontraram tal dose ótima de coagulante para *M. aeruginosa* de 15 mg L⁻¹ de AlCl₃. Em nosso estudo, as eficiências do PSII não foram ou foram pouco afetadas com uma dose de 4 mg Al L⁻¹ para *Cylindrospermopsis* e 8 mg Al L⁻¹ para *Microcystis*. Em tal dose de coagulante, as células não são imediatamente danificadas (SUN *et al.*, 2013), o que o torna adequado para coagulação e combinação com um lastro. Em situações de campo, as cianobactérias aprisionadas irão se acumular no sedimento onde, após alguns dias, ocorrerá a lise induzida pelo coagulante (SUN *et al.*, 2013; LI, Z. *et al.*, 2015b). Geralmente, uma comunidade rica em bactérias degradadoras de cianotoxinas está presente no sedimento de lagos dominados de cianobactérias que rapidamente degradarão quaisquer cianotoxinas liberadas (por exemplo, GRÜTZMACHER *et al.*, 2010; WU *et al.*, 2011; LI, L. *et al.*, 2015).

Em geral, os sais de alumínio são amplamente utilizados no tratamento de água, incluindo remoção de cianobactérias (JANČULA e MARŠÁLEK, 2011). No entanto, o PAC tem várias vantagens sobre outros coagulantes de sal de alumínio, devido a menor redução de pH, menor dose necessária para coagulação, menos Al residual, menos sulfato adicionado e melhores flocos a baixa temperatura (DE JULIO *et al.*, 2010; GEBBIE, 2001). Particularmente, uma baixa dose de coagulante é essencial para impedir a lise celular durante o processo de sedimentação e libertação de compostos celulares, tais como toxinas intracelulares na coluna de água. Assim, combinar uma baixa dose de PAC com um lastro é muito mais promissor, mais seguro e benéfico do que o uso de algicidas, ou uma alta dose de alumínio.

A CHI é amplamente vista como um coagulante favorável ao meio ambiente por não ser tóxico e poderia ser preferido aos coagulantes à base de alumínio para tratamento de água (RENAULT *et al.*, 2009; YANG *et al.*, 2016), incluindo para o controle de cianobactérias (PAN *et al.*, 2011 b; LI e PAN, 2013). No entanto, o nosso estudo demonstra que esta recomendação deve ser utilizada com extremo cuidado. Embora a CHI possa flocular *Cylindrospermopsis* e *Microcystis* em dose relativamente alta, observou-se um forte efeito prejudicial sobre *Cylindrospermopsis* em todas as doses aplicadas, como evidenciado a partir das eficiências do PSII fortemente reduzidas. Sabe-se que a CHI possui atividades antimicrobianas contra bactérias gram-positivas e gram-negativas (por exemplo, LIU *et al.*, 2004; YANG *et al.*, 2016). Portanto, não é surpreendente observar efeitos parecidos contra *Cylindrospermopsis*, enquanto que a bainha mucilaginosa ao redor das colônias de *Microcystis* provavelmente a protege do

efeito cianobactericida da CHI. Assim, a afirmação de que a CHI não é tóxico e ambientalmente correto, em termos de controle de florações de cianobactérias tóxicas, deve ser refutada, pois só pode ser válido para cianobactérias coloniais envoltas por mucilagem. Assim, mais pesquisas com outras espécies representativas das ordens de cianobactérias (Nostocales, Oscillatoriales e Chroococcales) são necessários para entender o efeito cianobactericida generalizado da CHI. Além disso, a CHI não é um coagulante muito eficiente a pH elevado (MORALES *et al.*, 1985; PAN *et al.*, 2011 b; VANDAMME *et al.*, 2013; DE MAGALHÃES *et al.*, 2016), o que limita ainda mais a sua aplicabilidade. Finalmente, o preço da CHI é muito maior do que o dos sais de alumínio (GRANADOS *et al.*, 2012).

7.4.2 Efeito de diferentes lastros

Em alguns dos nossos experimentos, a adição de um coagulante sozinho foi suficiente para flocular e afundar as cianobactérias agregadas, mas os flocos eram leves e a velocidade de sedimentação era visualmente muito maior quando o lastro foi adicionado. Em geral, a adição de um lastro facilitou a remoção de cianobactérias nocivas da coluna de água, particularmente para cianobactérias positivamente flutuantes, como *Microcystis*. Não houve diferença entre os materiais utilizados como lastro (bentonita modificada com lantânio, saibro e solo vermelho). Isto está de acordo com as descobertas anteriores usando PAC e LMB (LÜRLING e VAN OOSTERHOUT, 2013; NOYMA *et al.*, 2016), PAC e RS (NOYMA *et al.*, 2016; DE MAGALHÃES *et al.*, 2016) e CHI e RS ou LMB (NOYMA *et al.*, 2016).

O lastro é introduzido primeiro imediatamente seguido pelos coagulantes, de modo que partículas de lastro são aprisionadas dentro dos flocos formados. Utilizou-se 4 mg de AlL^{-1} para PAC para evitar efeitos prejudiciais às células que, combinadas com lastro, foram suficientes para sedimentar *Cylindrospermopsis*. Esse efeito foi menor para *Microcystis*, embora mais cianobactérias sedimentaram nos tratamentos com doses de lastro mais altas do que nos controles. Usamos 2 mg de $CHI L^{-1}$, que causou a sedimentação maior de *Cylindrospermopsis* quando combinado com 400 mg L^{-1} de lastro, e em doses mais baixa a sedimentação não ocorreu. A dose de CHI (2 mg L^{-1}) é similar àquela utilizada em outros estudos (PAN *et al.*, 2012; LI e PAN, 2013).

Em água dominada por *Microcystis*, a CHI e o lastro não levaram à formação de flocos e não sedimentou eficientemente as cianobactérias, provavelmente devido ao pH elevado da água (MORALES *et al.*, 1985; VANDAMME *et al.*, 2013). O pH elevado (> 8,5) também

impediu a formação de flocos de *Microcystis* em outro trabalho feito com amostra de água coletada de uma lagoa costeira tropical (DE MAGALHÃES *et al.*, 2016).

7.4.3 Floculação e sedimentação de cianobactérias

Como mencionado anteriormente, a CHI foi proposta como uma alternativa ao PAC para remover as florações de cianobactérias (Pan *et al.*, 2011a, Li e Pan, 2013). Bons resultados foram relatados para a remoção de *Microcystis* da água usando CHI combinada com lastro (Pan *et al.*, 2006a, B, Pan *et al.*, 2012, de Magalhães *et al.*, 2016, Noyma *et al.*, 2016), o que foi parcialmente confirmado neste estudo.

Entretanto, a CHI não pode ser usada como uma alternativa ao PAC quando as florações são compostas de *Cylindrospermopsis*. Os tratamentos com CHI danificaram as células de *Cylindrospermopsis* como foi mostrado pela redução na eficiência do PSII. O aumento significativo de saxitoxinas dissolvidas confirma a liberação de constituintes intracelulares na água. Embora as concentrações observadas de saxitoxinas dissolvidas sejam baixas ($\cong 1 \mu\text{g L}^{-1}$), em todos os tratamentos com CHI os níveis de saxitoxinas eram duas vezes mais elevados em comparação com os controles e outros tratamentos.

No tratamento de água com florações de cianobactérias potencialmente tóxicas, a liberação de cianotoxinas intracelular pode exceder a recomendação de água potável de $3 \mu\text{g L}^{-1}$ de saxitoxinas, como ocorreu na Austrália, no Brasil e na Nova Zelândia (CHORUS, 2012), ou diretrizes para recreação, de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ em Oregon (FARRER *et al.*, 2015). No entanto, este efeito negativo não foi observado para as microcistinas em amostras com dominância de *Microcystis*, provavelmente porque a mucilagem proporcionou alguma proteção a colônia. Da mesma forma, não foi observado impacto negativo da CHI sobre *Microcystis* em outros estudos (PEI *et al.*, 2014; NOYMA *et al.*, 2016; DE MAGALHÃES *et al.*, 2016). Isto viabiliza o uso da CHI em florações de *Microcystis*, já que as microcistinas são as cianotoxinas mais frequentemente encontradas em sistemas de água doce (por exemplo, LOFTIN *et al.*, 2016), às vezes em concentrações relativamente altas (por exemplo, FAASSEN e LÜRLING, 2013). No entanto, mais experimentos são necessários para identificar quais cianobactérias e quais as formas de crescimento são vulneráveis a CHI.

Sabe-se que CHI tem atividades antibacterianas, antimicrobianas e antifúngicas (por exemplo, KONG *et al.*, 2010; YOUNES *et al.*, 2014), e a atividade antibacteriana ocorre através de danos na membrana celular (LIU *et al.*, 2004). Deste modo, é possível que o dano à membrana de cianobactérias leve a liberação de cianotoxinas. Esta liberação deve ser evitada

durante a remoção da floração. A lise celular causada por algicidas para remover cianobactérias da água levou a intoxicação grave e morte de pessoas (AZEVEDO *et al.*, 2002).

Portanto, estratégias de manejo ambientalmente seguras não devem apenas mitigar as florações e reduzir fortemente a biomassa de cianobactérias, mas também suas toxinas (GREENFIELD *et al.*, 2014). Assim, é fortemente recomendado estudar ainda mais o potencial efeito prejudicial de CHI para cianobactérias usando muito mais espécies do que meramente coloniais como *Microcystis*. Além disso, estudos ecotoxicológicos devem ser estendidos para outros organismos aquáticos, para então, tirar uma conclusão sobre a função ecológica da aplicação de CHI.

Os lastros combinados com coagulantes podem, também, remover toxinas de algas da água (PIERCE *et al.*, 2004). Nossos resultados confirmaram esse potencial, uma vez que uma redução significativa de microcistinas dissolvidas foi observada em todos os tratamentos binários de coagulante e lastro. Esta redução pode estar relacionada com a capacidade das argilas para se ligar às microcistinas (COUTO *et al.*, 2013). Argilas e sedimentos também podem adsorver saxitoxinas (BURNS *et al.*, 2009; PIERCE *et al.*, 2004) e esperávamos algum efeito nos tratamentos, no entanto, não foi observada capacidade de remoção para saxitoxinas. As saxitoxinas são compostos altamente carregados e polares. Considerando que a adsorção desta classe de cianotoxinas à argilas está correlacionada com a capacidade de troca catiônica (BURNS *et al.*, 2009), podemos especular que a matéria orgânica e outros compostos presentes na água pode interferir e reduzir a capacidade de troca catiônica dos lastros.

Existem algumas evidências de que os coagulantes utilizados também podem remover toxinas (PIERCE *et al.*, 2004; SHI *et al.*, 2012). O PAC pode ser considerado eficiente para remoção de saxitoxinas, embora a eficácia seja dependente da dose e do tempo de contato (SHI *et al.*, 2012), mas no experimento de *Flock e Sink* usamos doses baixas e o tempo de contato foi baixo (1- 2 horas). Além disso, embora a CHI possa ser eficiente na remoção de células de algas em experimentos laboratoriais, não foi eficaz na remoção de toxinas extracelulares na água (MARTÍNEZ *et al.*, 2016).

Existem evidências em estudos em várias regiões que demonstram que PAC tem grande capacidade para agregação de cianobactérias sob uma vasta gama de condições. Enquanto que, para a CHI, isto parece tornar-se cada vez mais limitado. Tem-se postulado que "(...) o PAC é (...) menos eficiente (ou precisa de alta dosagem) em água doce" (Li e Pan, 2013, p.4555), no entanto, nosso estudo contribui com o aumento de evidências experimentais de que o PAC combinado com lastro pode ser muito efetivo em água doce (Lugling e van Oosterhout, 2013,

Noyma et al., 2016, Waajen et al., 2016a, B) e ambientes salobro (de Magalhães et al., 2016,) para floccular e sedimentar cianobactérias.

Nossos resultados fornecem evidências adicionais de que, para o controle de florações de cianobactérias são necessárias intervenções de acordo com cada sistema. As técnicas de restauração de lagos à base de CHI, só devem ser aplicadas às florações de *Cylindrospermopsis* se matar as células é um resultado desejado. Apesar de mais experimentos controlados com várias espécies serem necessárias, o conhecido efeito antibacteriano da CHI é, também, observado em todas as cepas de *Cylindrospermopsis*, e provavelmente em todas as cianobactérias sem bainhas de mucilagem. Assim, a escolha do coagulante e do lastro deve basear-se em experimentos específicos no local e em diagnósticos do sistema para justificar a intervenção (LÜRLING *et al.*, 2016).

Finalmente, são necessários experimentos em maior escala (por exemplo, em mesocosmos) para confirmar a melhor técnica para a remoção de cianobactérias nocivas em sistemas tropicais rasos. Esses experimentos não somente incluem o sedimento como um reservatório com potencial de liberação de nutrientes, mas também expõem as cianobactérias sedimentadas a condições ambientais que podem promover o retorno da biomassa para a coluna d'água. Especula-se que após a sedimentação utilizando um coagulante e lastro, *Microcystis* pode sobreviver por tempo prolongado no sedimento (cf. BRUNBERG e BOSTRÖM, 1992) e potencialmente ser libertado, para a coluna d'água (NOYMA *et al.*, 2016).

Aqui, para minimizar a biomassa que pode recolonizar a coluna de água, especialmente em sistemas pouco profundos, é desejável a remoção permanente das cianobactérias sedimentadas, onde a morte das cianobactérias sedimentadas pode ser uma opção (NOYMA *et al.*, 2016). Assim, propomos um planejamento gradual de experimentos para determinar as técnicas mais eficientes de combinações de coagulante e lastro, ou combinações de algicida, coagulante e lastro em uma ampla variedade de condições.

7.5 CONCLUSÕES

11. A melhor combinação coagulantes e lastro para remoção de biomassa de cianobactérias depende da espécie dominante;
12. Os tratamentos com PAC foram eficientes para reduzir a biomassa da coluna de água, independentemente do lastro utilizado e das espécies dominantes de cianobactérias do sistema;
13. A CHI foi ineficaz na remoção da biomassa de *C. raciborskii* da água do lago estudado;

14. A CHI exerceu um efeito prejudicial sobre *C. raciborskii*, promovendo a liberação de saxitoxinas;

8 CAPÍTULO 4

O EFEITO DA APLICAÇÃO COMBINADA DE COAGULANTES E LASTROS PARA O CONTROLE DA EUTROFIZAÇÃO: ESTUDOS EM MESOCOSMOS EM UM LAGO EUTRÓFICO RASO

8.1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA, OBJETIVOS E HIPÓTESES

Para sistemas eutróficos tropicais, existem ainda poucos estudos relatando o sucesso das técnicas de floculação-capeamento (*Flock e Lock*) para o controle da eutrofização. Experimentos de laboratório, usando amostras brutas de sistemas de água doce e salobra, têm demonstrado a aplicabilidade desta técnica para remoção de biomassa de cianobactérias (NOYMA *et al.*, 2016; DE MAGALHÃES *et al.*, 2017; MIRANDA *et al.*, 2017). Porém, estudos de campo com testes em maiores escalas (mesocosmos ou lago inteiro) ainda se fazem necessários.

A fim de encontrar a melhor alternativa para a mitigação da eutrofização de um sistema eutrófico raso tropical, este estudo visou testar a aplicação combinada de diferentes coagulantes em baixa dose e adsorventes de P em fase sólida para a remoção da biomassa de cianobactérias e fixação do fósforo no sedimento (*Flock e Lock*) através de experimentos em mesocosmos. Nossa hipótese é que a técnica *Flock e Lock* é uma boa alternativa para o controle da eutrofização em sistemas rasos tropicais.

8.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Foram realizados dois experimentos no lago do MAPRO utilizando mesocosmos para verificar medidas de mitigação para o controle da eutrofização: 1) a remoção da biomassa das cianobactérias da coluna d'água e, 2) a remoção e fixação do P no sedimento. Os experimentos foram realizados no mês de abril (Experimento Mesocosmos 1) e no mês de maio de 2016 (Experimento Mesocosmos 2).

Os mesocosmos utilizados nos experimentos são compostos por 2 aros de alumínio (0,9 m de diâmetro), um tubo de plástico (0,9 m diâmetro e 0,9 m de altura), formado por uma folha de plástico com 0,3 mm de espessura, 3 hastes para fixação do sistema de flutuação, 3 bombonas (30 litros). Os aros foram desenvolvidos com um sistema bastidor para prender o tubo de plástico, sendo a parte superior presa ao sistema de flutuação e a parte inferior fixada ao sedimento através de 3 três pontas de alumínio (Figura 26).

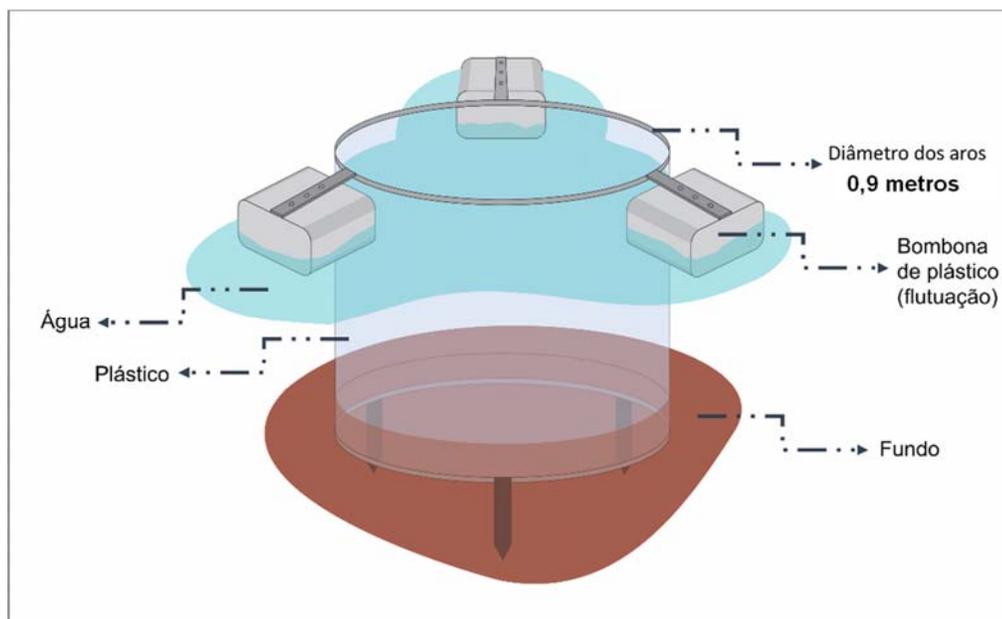


Figura 26 – Esquema do mesocosmo utilizado nos experimentos.

8.2.1 Desenho Experimental

Os experimentos com mesocosmos foram feitos em triplicatas, sendo o tratamento controle composto somente pela água do lago e quatro tratamentos contendo a combinação dos coagulantes PAC e CHI com os lastros RS e LMB (PAC + RS; PAC + LMB; CHI + RS; CHI + LMB). Detalhes sobre os coagulantes e lastros utilizados foram apresentados no capítulo 3 (página 60).

A dose dos coagulantes utilizados foram 2 mg L^{-1} e de lastro $0,8 \text{ g L}^{-1}$. Estas doses foram estabelecidas através de experimentos em laboratório utilizando amostras de água do lago contendo suspensões de cianobactérias (apresentados no capítulo 3) e verificadas em testes de floculação-sedimentação realizados no dia da aplicação dos tratamentos nos mesocosmos.

A dose dos lastros utilizados (LMB e RS) foi calculada baseada na concentração de fósforo biodisponível no sistema que levou em consideração a concentração do fósforo total (PT) da coluna d'água e no sedimento. O P biodisponível do sedimento foi estimado através do fracionamento de uma amostra da camada superior (10 cm) (PSENNER *et al.*, 1984, HUPFER *et al.*, 1995) modificado por Miquel Lüring (comunicação pessoal), usando um processo em cinco etapas (CAVALCANTE, *et al.*, 2018)

Os experimentos em mesocosmos 1 e 2 se diferem pela forma de aplicação dos tratamentos. No experimento mesocosmos 1 foi adicionado metade do lastro (215 g) e

homogeneizado à coluna de água, depois foi adicionado o coagulante e homogeneizado para formar os flocos. Logo após, foi adicionado a outra metade (230 g) do lastro para pesar e sedimentar os flocos. No experimento mesocosmos 2, a quantidade de lastro foi dividida em três partes iguais, 1/3 do lastro foi adicionado e homogeneizado a coluna de água, depois foi adicionado o coagulante e homogeneizado para formar os flocos, logo após foi adicionado 1/3 (110 g) do lastro para pesar e sedimentar os flocos e após duas horas, foi adicionado o restante do lastro.

Os experimentos mesocosmos 1 e 2 foram realizados em triplicatas, mas devido a problemas apresentados com mesocosmos de 2 tratamentos no segundo experimento, estas réplicas foram retiradas das análises apresentadas. São elas (PAC+ RS 3 e CHI + LMB 2).

8.2.2 Variáveis limnológicas

Variáveis limnológicas foram medidas em cada mesocosmos, nos três primeiros dias (t1, t2 e t3), no sétimo dia (t7) e, depois, no décimo quinto dia (t15). A turbidez foi medida com um medidor de turbidez (marca TecnoPON, modelo TB-1000). Sólidos totais dissolvidos (STD), oxigênio dissolvido (OD), condutividade (Cond), pH, temperatura da água (TA) foram medidos utilizando uma sonda multiparamétrica (Horiba, U-50). Em função de problemas técnicos com o sensor de pH durante o experimento Mesocosmos 1, nos dois primeiros dias (t1, e t2), os dados de pH para este experimento são somente apresentados a partir do 3º dia. Também foram coletados 500 ml de amostras de água de cada mesocosmos para a análise de clorofila-*a* e nutrientes. A clorofila-*a* total e a contribuição das cianobactérias para a clorofila-*a* total foi estimada por fluorimetria PAM através de analisador de fitoplâncton (PHYTOPAM, Heins Walz GmbH, Effeltrich, Germany) (SCHREIBER, 1998). Alíquotas das amostras foram retiradas para análise de nutrientes. Nas amostras brutas (sem filtrar) foram analisadas concentrações de fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT). As amostras filtradas com filtros de fibra de vidro (Whatman GF/C 1,2 µm) foram analisadas para a mensuração das concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID = amônio + nitrato + nitrito) e concentrações de fósforo solúvel reativo (SRP) usando um analisador por injeção de fluxo, seguindo o protocolo proposto pelo fabricante (FIA LAB, 2500, EUA).

8.2.3 Experimento de *jar-test*

Entre os experimentos mesocosmos 1 e 2 foi realizado um experimento de *jar-test* (jarros com agitação controlada) para avaliar a ressuspensão da biomassa das cianobactérias após a aplicação dos coagulantes e lastros. Para isso, 10 litros de amostra do lago do MAPRO foram coletados e levados ao Laboratório de Qualidade de Água – LAQUA, da Universidade Federal de Juiz de Fora onde foi realizado o experimento. Foram utilizados 6 jarros. Em cada jarro foram adicionados 1,5 litros de água do lago com concentração inicial de clorofila-*a* de $199,7 \mu\text{g L}^{-1}$. Para este experimento foi utilizado o coagulante PAC (concentração final de 2 mg Al L^{-1}) e, como lastro, um gradiente de concentrações de RS (100, 200, 400, 800 e 1200 mg L^{-1}) (Figura 27). Os tratamentos foram: Controle, PAC+100 RS, PAC+400 RS, PAC+800 RS, PAC+1200 RS).



Figura 27 – Experimento de *jar-test* com concentração de Poli-Cloreto (PAC) fixa (2 mg Al L^{-1}) e um gradiente de concentrações de Solo Vermelho (RS) (100, 200, 400, 800 e 1200 mg L^{-1}).

Após a adição do PAC e do RS, os tratamentos e o controle foram agitados por 30 segundos com rotação alta de 300 rpm. Para agilizar o processo de coagulação e a formação dos flocos, os tratamentos foram mantidos por 20 minutos com uma rotação lenta de 30 rpm. Após esse tempo, os tratamentos foram deixados em repouso por 2 horas para a sedimentação dos flocos. Após esse período, foram retirados 5 ml de amostras 5 cm abaixo da superfície de cada jarro para análise de clorofila-*a* com o uso do PHYTO-PAM e da turbidez através de turbidímetro (marca Tecnopon, modelo TB-1000). Como nos experimentos mesocosmos 1, foi observado a ressuspensão de alguns flocos. Então, foi realizado um outro teste: aplicar mais 100 mg L^{-1} de RS e agitar por 30 segundos com uma rotação de 2 rpm. Os tratamentos foram deixados em repouso por 65 horas para a sedimentação dos flocos. Após esse período, foram retirados 5 ml de amostras 5 cm abaixo da superfície de cada jarro para análise de clorofila-*a* e da turbidez, como já citado acima. Ainda, com a finalidade de verificar o que aconteceria em

caso de uma possível ressuspensão física (vento, peixes) da biomassa sedimentada, agitamos a água por mais 60 segundos com uma rotação de 30 rpm. Os tratamentos foram deixados em repouso por mais 1 hora para a sedimentação dos flocos. Após esse período, foram retiradas 5 ml de amostras 5 cm abaixo da superfície de cada jarro para análise de clorofila-*a* e da turbidez, como previamente descrito (Tabela 5).

Tabela 5 – Esquema de rotação e repouso do experimento no *jar-test*.

Etapas	Rotação (rpm)	tempo
Mistura rápida	300	30 segundos
Coagulação	30	20 minutos
Sedimentação	0	2 horas
Coleta de amostra		
Reaplicação do lastro	2	30 segundos
Sedimentação	0	65 horas
Coleta de amostra		
Agitação	30	1 minuto
Sedimentação	0	1 hora
Coleta de amostra		

8.2.4 Análises estatísticas

Os tratamentos foram comparados entre si e ao longo do tempo através de uma análise de variância de medidas repetidas (rmANOVA) seguido do teste de Tukey usando o software JMP 10.

8.3 RESULTADOS

8.3.1 Experimento Mesocosmos 1

8.3.1.1. Clorofila-*a*

A clorofila-*a* total do lago do MAPRO no início do experimento Mesocosmos 1 era de $32,5 \mu\text{g L}^{-1}$, dos quais $12,2 \mu\text{g L}^{-1}$ era de cianobactérias (*Microcystis* sp). Os tratamentos foram eficientes para a redução da clorofila-*a* total em todos os tratamentos quando comparados ao controle (Figura 28). Após 24 horas da aplicação dos tratamentos, foi observada uma redução de $\cong 80-90\%$ da biomassa fitoplancônica. Entretanto foi observado aumento da clorofila-*a* no t7 e t15. Os resultados da rmANOVA evidenciaram diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,10}=0,24$; $p < 0,001$), que variaram ao longo do tempo ($F_{4,10}= 0,42$; $p < 0,001$). A biomassa de todos os tratamentos se manteve baixa nos três primeiros dias sendo significativamente menor do que no controle. No t7 foram observados três grupos distintos: 1) controle, 2) PAC + LMB e 3) PAC + RS, CHI + RS e CHI + LMB. No final do experimento (t15) todos os tratamentos são semelhantes ao controle não sendo observada diferença significativa ($F_{4,10}= 2,4$; $p > 0,05$, Figura 28).

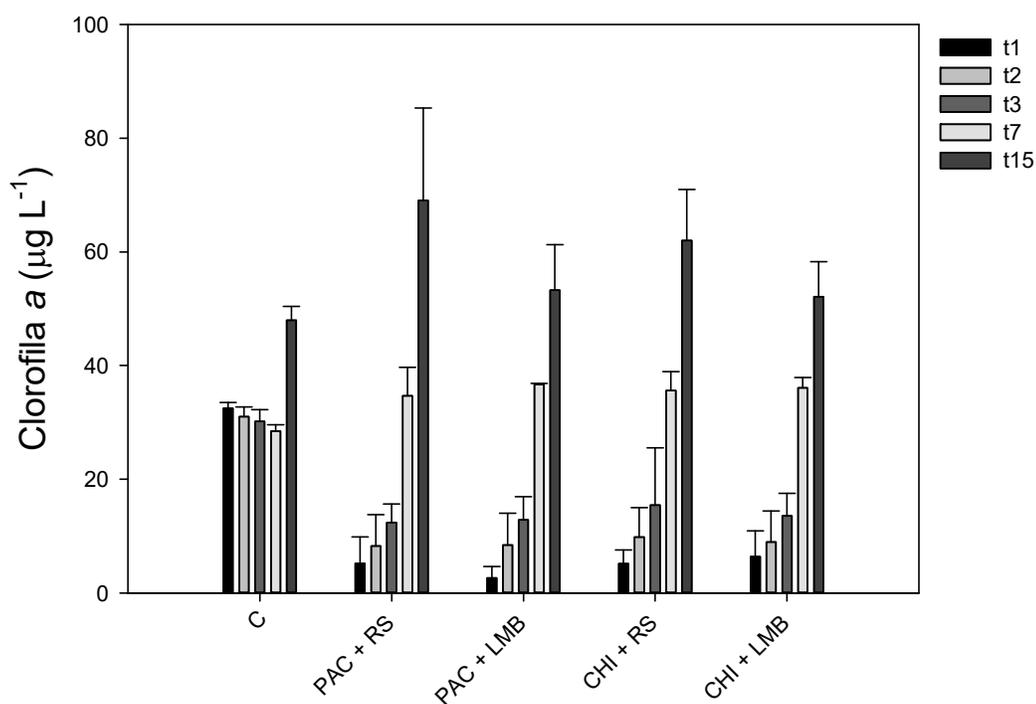


Figura 28 – Variação das concentrações de clorofila-*a* total ($\mu\text{g L}^{-1}$) durante o experimento Mesocosmo1. As barras são tratamentos controle, PAC + RS, PAC + LMB, CHI + RS e CHI + LMB. As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$).

Durante o experimento foram observados baixos valores de SRP ($< 10 \mu\text{g L}^{-1}$) em todos os tratamentos (Figura 29 A). A rmANOVA não mostrou diferenças significativas ao longo do tempo ($F_{4,10} = 0,29$; $p < 0,05$), contudo houve diferenças significativas ao longo do tempo ($F_{4,10} = 0,29$; $p < 0,05$). O teste de Tukey mostrou que no t2 foram observados quatro grupos distintos: 1) controle e 2) PAC + RS, 3) PAC + LMB e 4) CHI + RS e CHI + LMB.

A rmANOVA revelou diferenças significativas para o PT entre os tratamentos ($F_{4,10} = 2,28$; $p < 0,05$), e ao longo do tempo ($F_{4,10} = 0,69$; $p < 0,001$). Os tratamentos resultaram em redução significativa do PT em relação ao controle em t1 e t2 (Figura 29 B). Contudo, em t3, t7 e t15 não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos e o controle ($p > 0,05$).

O NID apresentou altas concentrações nos três primeiros dias de experimento ($> 1000 \mu\text{g L}^{-1}$), porém ocorreu grande redução em t7 e t15 (Figura 29 C). A rmANOVA revelou que não houve diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,10} = 0,48$; $p > 0,05$), mas houve redução significativa em t7 e t15 ($F_{4,10} = 0,44$; $p < 0,05$).

As concentrações de nitrogênio total (NT) no sistema estudado foram elevadas, apresentando valores superiores a $5000 \mu\text{g L}^{-1}$. A rmANOVA revelou diferenças significativas para o NT entre os tratamentos ($F_{4,10} = 2,28$; $p < 0,05$), e ao longo do tempo ($F_{4,10} = 0,69$; $p < 0,001$). Os tratamentos resultaram em redução significativa do NT em relação ao controle nos três primeiros dias (Figura 29 D). Entretanto, a partir de t3 os tratamentos não foram significativamente diferentes do controle ($p > 0,05$).

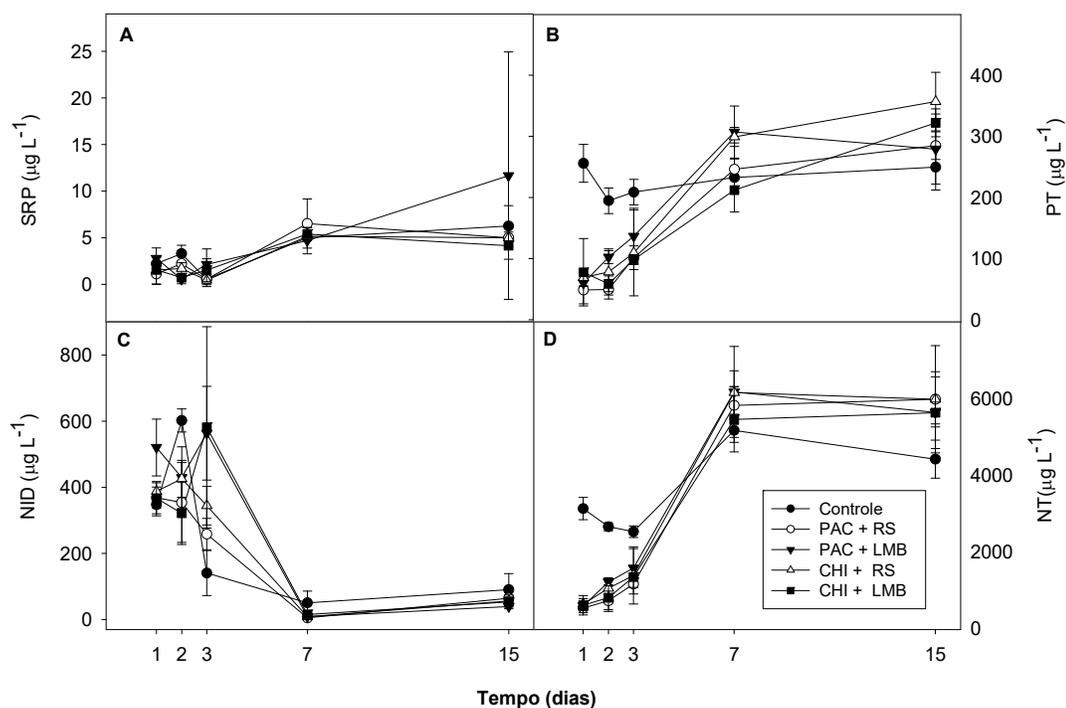


Figura 29 – Variação das concentrações de fósforo solúvel reativo (SRP, $\mu\text{g L}^{-1}$, A), fósforo total (PT, $\mu\text{g L}^{-1}$, B), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID, $\mu\text{g L}^{-1}$, C) e as concentrações de nitrogênio total (NT $\mu\text{g L}^{-1}$, D) as linhas representam controle, PAC + RS, PAC + LMB, CHI + RS, CHI + LMB durante o experimento mesocosmos 1. As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$).

8.3.1.3. Turbidez, Sólidos Totais Dissolvidos, Oxigênio Dissolvido, Condutividade, pH, Temperatura

Foi observado uma redução nos valores de turbidez nos tratamentos nos primeiros dias de experimento (t1, t2 e t3) quando comparados ao controle. No entanto, foi observado um aumento da turbidez no t15 em todos os tratamentos e não foi observada nenhuma diferença significativa quando comparado ao controle (Figura 30 A). A rMANOVA para a turbidez revelou diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,10} = 3,1$; $p < 0,05$) e ao longo do tempo ($F_{4,10} = 0,63$; $p < 0,001$). O teste de Tukey mostrou que no t1 e t2 foram observados dois grupos distintos: 1) controle e 2) todos os tratamentos. Em t3, t7 e t15 todos os tratamentos são semelhantes ao controle ($p > 0,05$).

Os dados de sólidos totais dissolvidos (STD) variaram durante o experimento (Figura 30 B). A rMANOVA para STD revelou diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,10} = 2,3$; $p < 0,05$) e ao longo do tempo ($F_{4,10} = 0,3$ $p = < 0,006$). O teste de Tukey mostrou que não houve diferença significativa entre os tratamentos no t1 ($p > 0,05$). No t2, foram observados

dois grupos distintos: 1) PAC + LMB e CHI + LMB e 2) controle, PAC + RS, e CHI + RS. No t3, foram observados três grupos distintos: 1) CHI + LMB, 2) PAC + LMB e 3) controle e PAC + RS. Em t7 e t15 não foram observadas diferenças entre o controle e os tratamentos ($p > 0,05$).

As concentrações de OD variaram ao longo do tempo, sendo que no t1, o valor máximo de OD foi de $11,9 \text{ mg L}^{-1}$ e o valor mínimo de OD foi de $7,25 \text{ mg L}^{-1}$, no t15 o valor máximo de OD foi de $7,75 \text{ mg L}^{-1}$ e o valor mínimo de OD foi de $4,04 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 30 C). A ANOVA de medida repetida para OD demonstrou que não houve diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,10} = 0,45$; $p > 0,05$), porém demonstrou diferença significativa ao longo do tempo ($F_{4,10} = 0,56$; $p < 0,001$).

A condutividade apresentou diferenças significativas entre os tratamentos nos primeiros dias de experimentos (t1, t2, t3), porém no t7 e t15 não foi observado diferença entre os tratamentos (Figura 30 D). A rmANOVA para condutividades demonstrou diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,10} = 28,4$; $p < 0,001$) e ao longo do tempo ($F_{4,10} = 211,9$; $p < 0,001$). O teste de Tukey mostrou que no t1 foram observados três grupos distintos: 1) PAC + LMB 2) CHI + LMB e 3) controle, PAC + RS, e CHI + RS. No t2, foram observados dois grupos distintos: 1) CHI + LMB e PAC + LMB, 2) controle PAC + RS e CHI + RS. Em t3 foram observados três grupos distintos: 1) PAC + LMB 2) CHI + LMB e 3) controle, PAC + RS, e CHI + RS. Em t7 e t15 não são observados diferença entre os tratamentos ($p > 0,05$).

Houve uma pequena variação do pH ao longo do tempo (Figura 30 D). A rmANOVA para pH demonstrou que não houve diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,10} = 0,05$; $p > 0,05$), porém, ao analisar os tratamentos ao longo do tempo foram encontradas diferenças significativas (apenas comparando t3, t7 e t15 devido aos dados de pH considerados) ($F_{4,10} = 0,6$; $p < 0,001$).

A temperatura da água variou entre $22,6$ a $25,1$ ° C durante o experimento (Figura 30 E). A ANOVA de medida repetida para temperatura mostrou não haver diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,10} = 1,2$; $p > 0,05$), contudo foi observada redução significativa da temperatura ao longo do tempo do experimento ($F_{4,10} = 0,52$ $p < 0,001$).

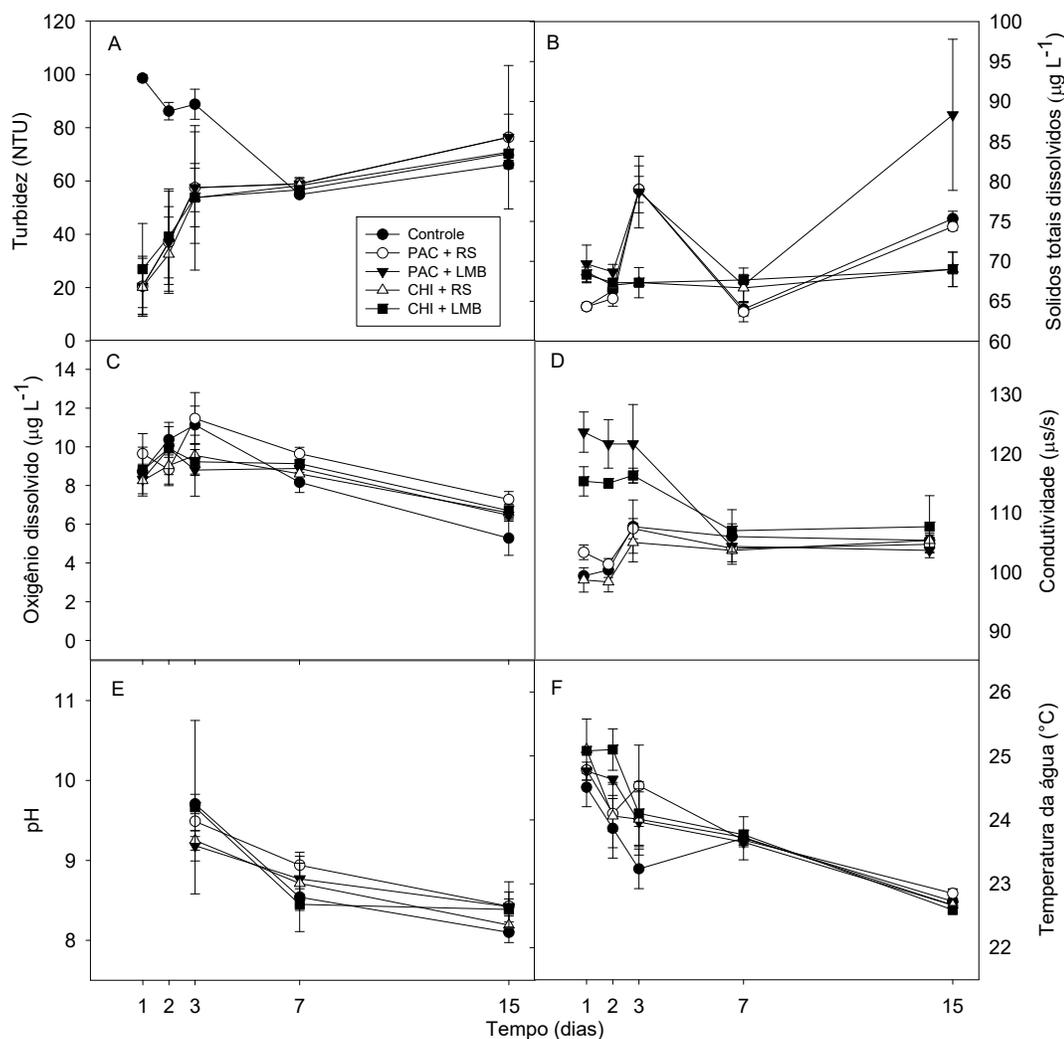


Figura 30 – Variação de turbidez (NTU; A), sólidos totais dissolvidos ($\mu\text{g L}^{-1}$, B), pH (C), condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$; D), concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1} ; E) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$; F). As linhas representam controle, PAC + RS, PAC + LMB, CHI + RS, CHI + LMB durante o experimento mesocosmos 1 no período experimental de 15 dias em abril de 2016. As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$).

8.3.2 Experimento de *jar-test*

Os experimentos com o *jar-test* foi realizado com o intuito de verificar se o aumento da biomassa no experimento Mesocosmo 1 após o terceiro dia foi devido a ressuspensão da biomassa de algas sedimentada. Os resultados do experimento de *jar-test* mostram que todos os tratamentos foram eficientes na remoção de biomassa de cianobactérias, quando comparados ao controle (Figura 31). Após 2 horas da aplicação dos tratamentos, foi observada uma redução nos valores de *chorofila-a* e da turbidez para todos os tratamentos (Figura 31 A, Figura 32). Entretanto, foi observado que alguns flocos, que haviam sedimentado, retornavam a superfície.

Após uma nova adição de RS e uma sedimentação de 65 horas a clorofila-*a* e a turbidez foram reduzidas em comparação com a primeira amostragem realizadas com 2 horas (Figura 31 B, e Figura 32). Todos os tratamentos foram agitados novamente e após 1 hora foram medidas clorofila-*a* e turbidez. Esses resultados mostram que mesmo após uma nova agitação os valores de clorofila e turbidez são semelhantes aos encontrados após 2 horas de aplicação (Figura 31 C e Figura 32).

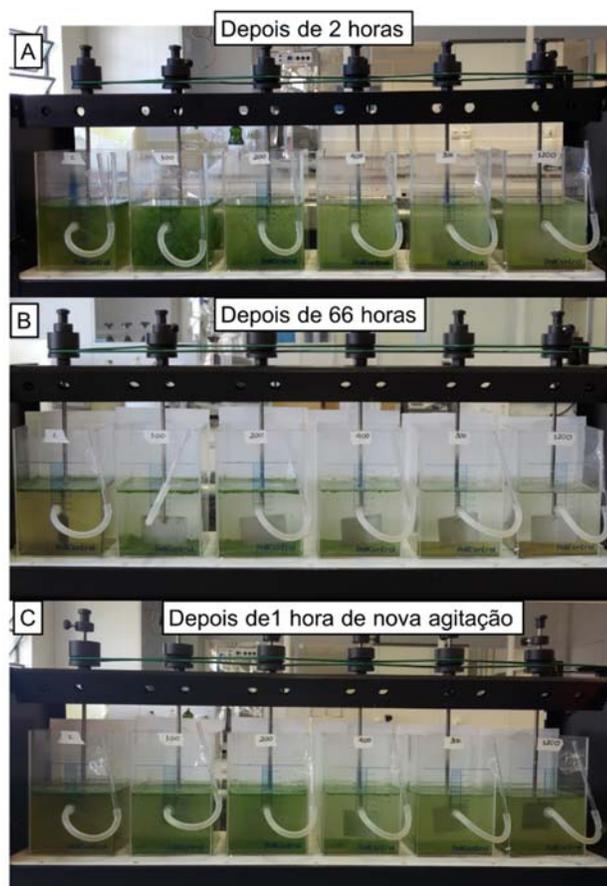


Figura 31 – Experimento em *jar-test* utilizando 1,5 litros de água do lago do MAPRO com dominância de *Microcystis* sp. Os tratamentos foram (jarros da esquerda para a direita): controle, coagulante de Poli-Cloreto fixa (2 mg Al L^{-1}) e um gradiente de concentrações de Solo Vermelho (RS) (100, 200, 400, 800 e 1200 mg L^{-1}).

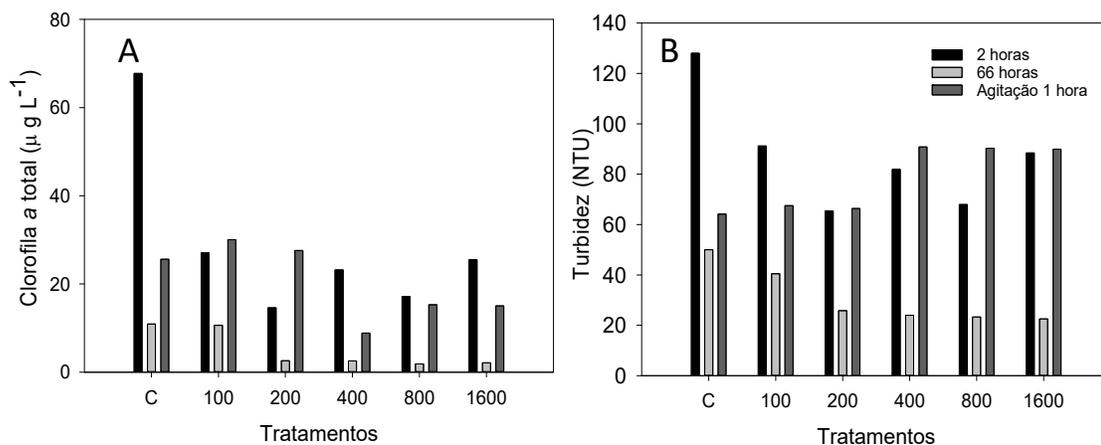


Figura 32 – Experimento de *jar-test* utilizando água do lago com dominância de *Microcystis* sp. As barras representam o tempo depois da aplicação dos tratamentos: preto 2 horas, cinza claro 66 horas e cinza escura 1 hora depois de nova agitação. Em A temos a concentração de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) e em B turbidez (NTU). Os tratamentos foram controle, coagulante de PAC fixa (2 mg Al L^{-1}) e um gradiente de concentrações de Solo Vermelho (RS) (100, 200, 400, 800 e 1200 mg L^{-1}).

8.3.3 Experimento Mesocosmos 2

8.3.3.1. Clorofila-a

A clorofila-a total do lago do MAPRO no início do experimento Mesocosmos 2 era $28.4\ \mu\text{g L}^{-1}$, dos quais $14.4\ \mu\text{g L}^{-1}$ era de cianobactérias (*Microcystis* sp). Os tratamentos foram eficientes para a redução da clorofila-a total em todos os tratamentos quando comparados ao controle (Figura 33). Após 24 horas da aplicação dos tratamentos, foi observada uma redução de $\cong 80\text{-}90\%$ da biomassa fitoplantônica. Entretanto foi observado aumento da clorofila-a no t7 e t15. Os resultados da rmANOVA evidenciaram diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{8,8}=12,8$; $p < 0,0001$) e ao longo do tempo ($F_{4,8}= 0,48$; $p < 0,0001$). A biomassa de todos os tratamentos se manteve baixa nos três primeiros dias sendo significativamente menor do que no controle. Em t3 foram observados três grupos distintos: 1) controle, 2) PAC + LMB, 3), PAC + RS, CHI + RS e CHI + LMB. Nos t7 e t15 todos os tratamentos foram semelhantes ao controle não sendo observada diferença significativa ($F = 0,48$; $p > 0,05$, Figura 33).

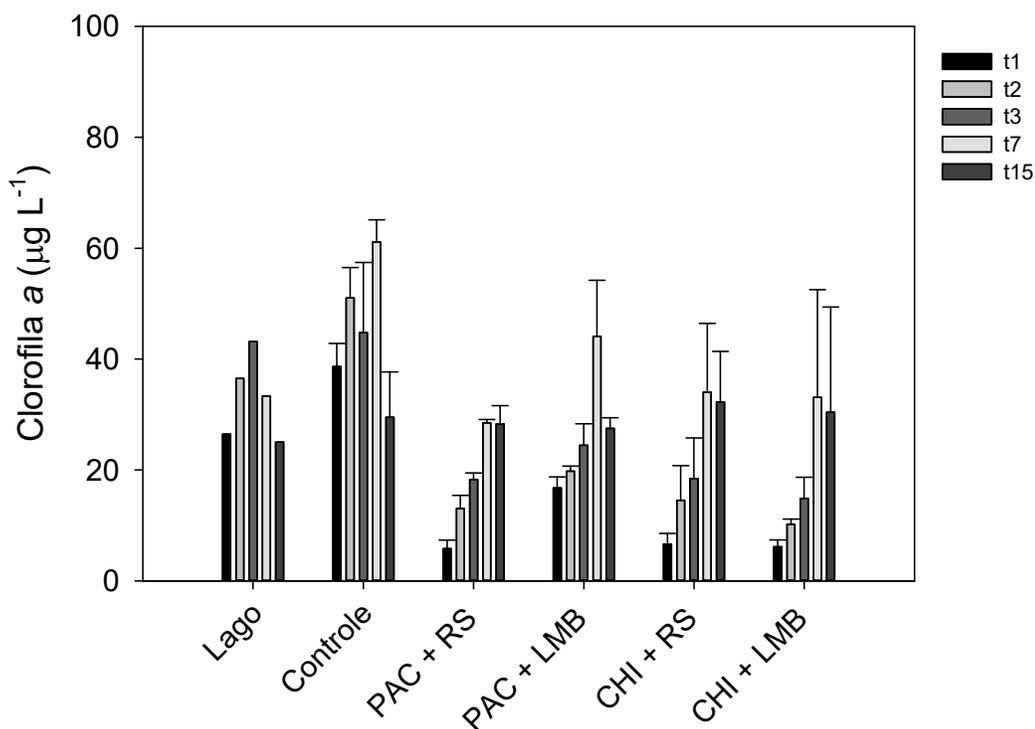


Figura 33 – Variação das concentrações de clorofila-*a* totais ($\mu\text{g L}^{-1}$, barras brancas) e clorofila-*a* de cianobactérias ($\mu\text{g L}^{-1}$, barras cinzas) durante o experimento Mesocosmos 2: controle, PAC + RS, PAC + LMB, CHI + RS, CHI + LMB. As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$).

8.3.3.2. Nutrientes: SRP, PT, NID, NT

A concentração de SRP encontrada no lago do MAPRO foi baixa ($< 10 \mu\text{g L}^{-1}$). Durante o experimento mesocosmos 2 foram observados valores baixos de SRP em todos os tratamentos (Figura 34 A). A rmANOVA para a SRP não revelou diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,8} = 0,97$; $p > 0,05$), mas houve diferenças significativas ao longo do tempo ($F_{4,8} = 11,8$; $p < 0,05$).

Durante o experimento mesocosmos 2 foi observada uma redução do PT em todos os tratamentos no primeiro dia após a aplicação dos tratamentos (Figura 34 B). A rmANOVA para o PT revelou que há diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,8} = 2,4$; $p < 0,05$), e ao longo do tempo ($F_{4,8} = 0,50$; $p < 0,0001$). O teste de Tukey demonstrou que no t1 e t2 foram observados dois grupos distintos: 1) controle, 2) todos os outros tratamentos. Em t3 foi observado três grupos distintos: 1) controle, 2) PAC + RS, PAC + LMB, 3) CHI + RS e CHI +

LMB. Em t7 e t15 todos os tratamentos foram semelhantes ao controle não sendo observada diferença significativa ($p > 0,05$).

O NID apresentou concentrações altas durante o experimento ($>500 \mu\text{g L}^{-1}$, Figura 34 C). A rmANOVA para NID revelou que não houve diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,8}=0,14$; $p > 0,05$), mas houve diferenças significativas ao longo do tempo ($F_{4,8}=0,59$; $p < 0,05$). O teste de Tukey demonstrou que em t15 foram observados dois grupos distintos: 1) controle, 2) todos os outros tratamentos.

O NT no lago do MAPRO no início do experimento Mesocosmos 2 apresentou concentrações altas ($> 4000 \mu\text{g L}^{-1}$, Figura 34 D). Nos dois primeiros dias do experimento (t1 e t2), foi observada uma redução do NT em todos os tratamentos. A rmANOVA para a NT revelou que houve diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,8}=7,9$; $p < 0,001$), e ao longo do tempo ($F_{4,8}= 0,48$; $p < 0,001$). O teste de Tukey demonstrou que em t1 e t2 foram observados dois grupos distintos: 1) controle, 2) todos os outros tratamentos. Em t3, t7 e t15 não foi observada diferença significativa entre os tratamentos ($F= 0,48$; $p > 0,05$).

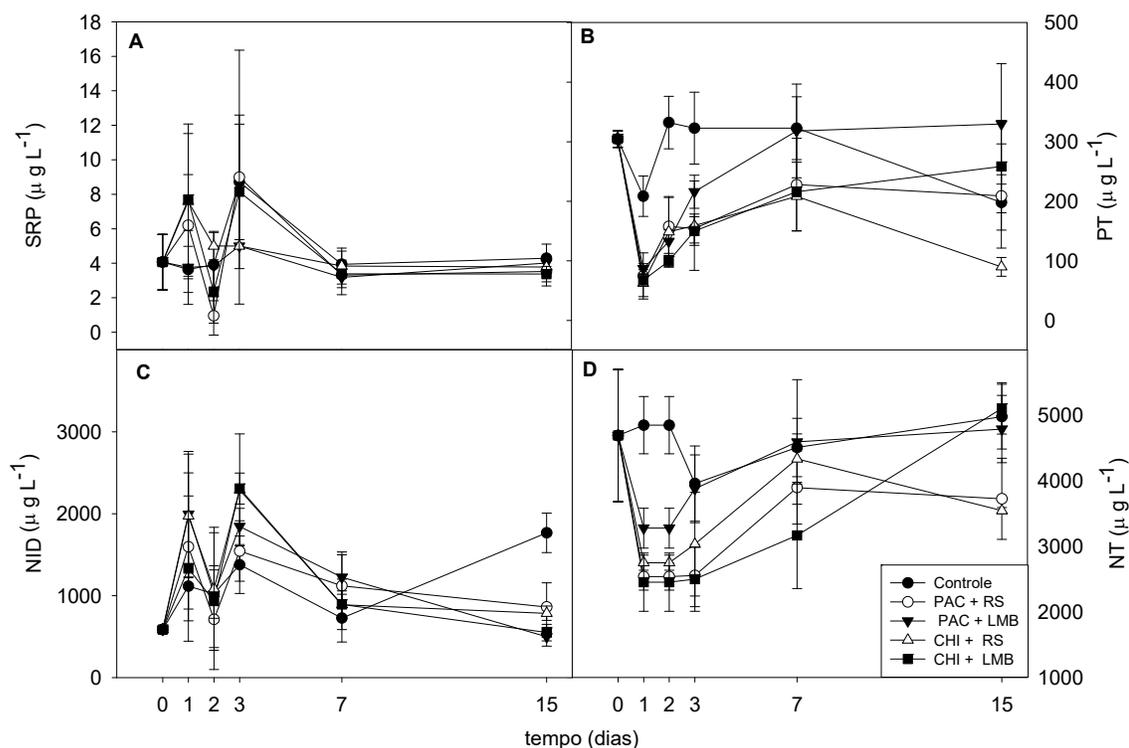


Figura 34 – Variação das concentrações de fósforo solúvel reativo (SRP, $\mu\text{g L}^{-1}$, A), fósforo total (PT, $\mu\text{g L}^{-1}$, B), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID, $\mu\text{g L}^{-1}$, C) e as concentrações de nitrogênio total (NT, $\mu\text{g L}^{-1}$, D). As linhas representam controle, PAC + RS, PAC + LMB, CHI + RS, CHI + LMB durante o experimento Mesocosmos 2 no período experimental de 15 dias em abril de 2016. As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$).

8.3.4

8.3.4.1. Turbidez, STD, OD, Condutividade, pH, temperatura

Os resultados de turbidez demonstraram que os valores no controle foram maiores que os dos tratamentos nos primeiros dias de experimento (t1, t2 e t3). No entanto, foi observado um aumento dos valores de turbidez nos tratamentos em t7 e, no t15, não foi observada diferença significativa entre os tratamentos e o controle (Figura 35 A). A rmANOVA revelou diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,8} = 14,5$; $p < 0,001$) e ao longo do tempo ($F_{4,8} = 0,66$; $p < 0,001$). O teste de Tukey demonstrou que no t1 são observados três grupos distintos: 1) controle, 2) PAC + LMB, 3) PAC + RS, CHI + RS e CHI + LMB. No t2, foram observados dois grupos distintos: 1) controle, 2) todos os tratamentos, e, em t3, t7 e t15 todos os tratamentos são semelhantes ao controle ($p > 0,05$).

Os dados de STD variaram durante o experimento (Figura 35 B). A rmANOVA para STD revelou diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,8} = 42$; $p < 0,001$), mas não ao longo do tempo ($F_{4,8} = 0,36$; $p > 0,05$). O teste de Tukey mostrou que, nos três primeiros dias após a aplicação dos tratamentos (t1, t2 e t3), foram observados cinco grupos distintos: 1) controle e CHI + RS, 2) PAC + RS, 3) PAC + LMB, 3) CHI + LMB. Em t7 e t15 não houve diferença significativa entre os tratamentos e o controle ($p > 0,05$).

As concentrações de OD variaram significativamente ao longo do tempo ($F_{4,8} = 0,51$; $p < 0,001$). No t1 o valor máximo de OD foi de 17 mg L^{-1} e o valor mínimo de OD foi de 9 mg L^{-1} . No t15 o valor máximo de OD foi de $14,8 \text{ mg L}^{-1}$ e o valor mínimo de OD foi de $10,2 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 35 C). A rmANOVA para OD demonstrou que não houve diferença significativas entre os tratamentos ($F_{4,8} = 1,2$; $p > 0,05$).

A condutividade aumentou com a aplicação dos tratamentos (Figura 35 D). A rmANOVA demonstrou diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,8} = 50,2$; $p < 0,001$), mas não apresentou diferença ao longo do tempo ($F_{4,8} = 0,33$; $p > 0,05$). O teste de Tukey, demonstrou que em t1, t2 e t3 foram observados quatro grupos distintos: 1) controle e CHI + RS, 2) PAC + LMB 3) CHI + LMB e 4) PAC + RS. Em t7 e t15 não foram observados diferença significativa entre os tratamentos ($p > 0,05$).

O pH variou de $9,3 (\pm 0,18)$ no t0 para $7,7 (\pm 0,28)$ após 1 dia de aplicação dos tratamentos. No final do experimento (t15) os valores de pH dos tratamentos ($8,8 \pm 0,23$) foram semelhantes ao do controle ($9,0 \pm 0,14$, Figura 35 E). A rmANOVA para pH demonstrou que houve diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,8} = 11,2$; $p < 0,001$) e ao longo do tempo ($F_{4,8} = 0,55$; $p < 0,001$). O teste de Tukey demonstrou que, em t1 e t3, foram observados dois grupos distintos: 1) controle, 2) todos os tratamentos. Em t2, foram observados quatro grupos

distintos: 1) controle, 2) PAC + RS e CHI + RS, 3) PAC+ LMB, 4) CHI + LMB. Em t7 e t15, não foi observada diferença significativa entre os tratamentos ($p > 0,05$).

A temperatura da água variou entre 18,6 a 21,2 °C durante o experimento (Figura 35 E). A rmANOVA para temperatura demonstrou que houve diferenças significativas entre os tratamentos ($F_{4,8}=9,6$; $p < 0,001$) e ao longo do tempo ($F_{4,8}= 0,5$; $p < 0,001$).

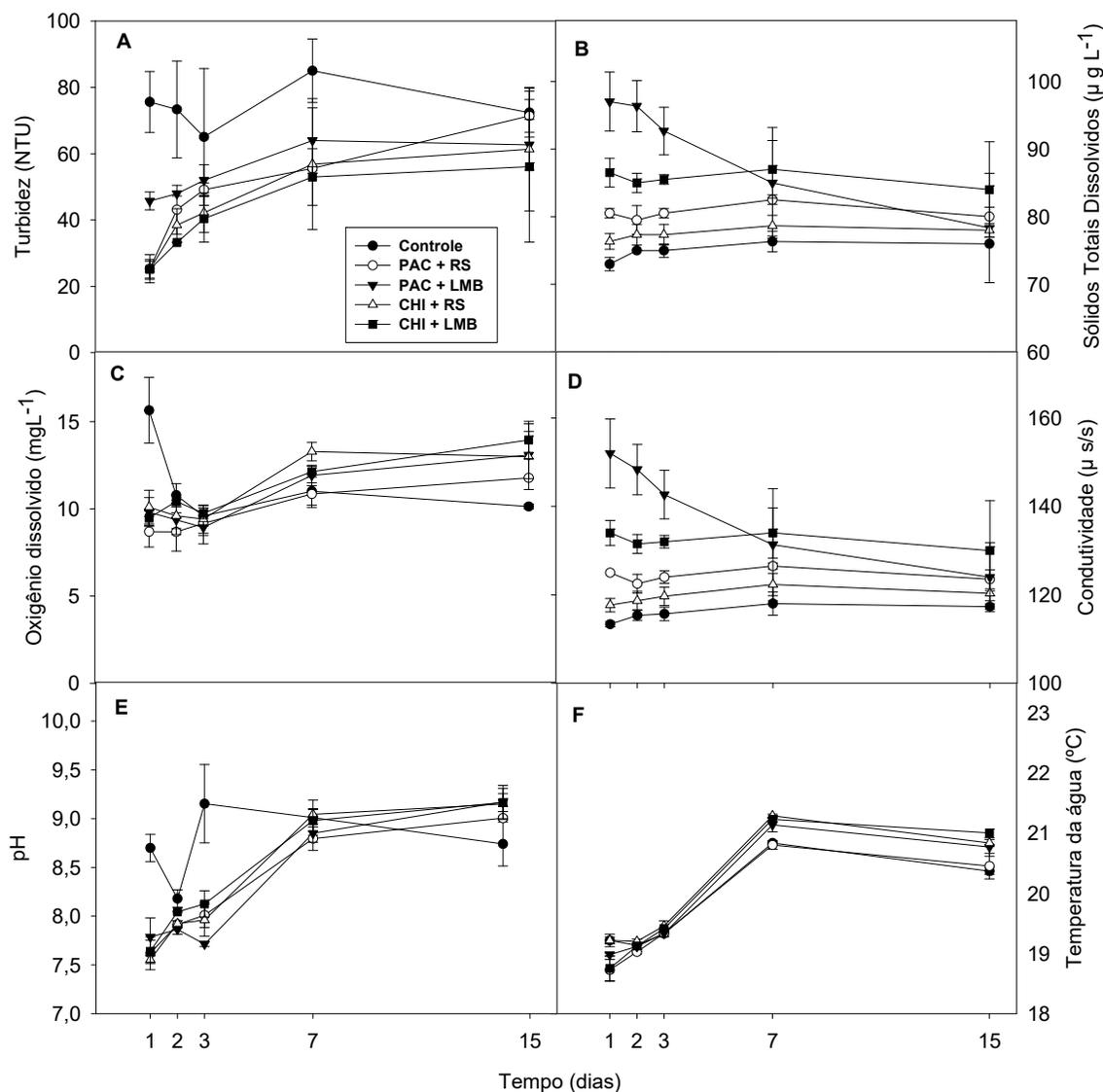


Figura 35 – A Variação de turbidez (NTU; A), sólidos totais dissolvidos ($\mu\text{g L}^{-1}$; B), pH (C), condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$; D), concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1} ; E) e temperatura da água (°C; F). As linhas representam controle, PAC + RS, PAC + LMB, CHI + RS, CHI + LMB durante o *experimento mesocosmos 2* no período experimental de 15 dias em abril de 2016. As barras de erro indicam um desvio padrão ($n = 3$).

8.4 DISCUSSÃO

Neste capítulo foi testada a hipótese de que uma combinação de coagulantes e lastros seriam eficientes para o mitigar a eutrofização através da remoção da biomassa de cianobactérias e do fósforo de um sistema raso eutrófico tropical. Nossos resultados demonstraram que esta técnica é eficiente para mitigar a eutrofização e as florações de cianobactérias no lago do MAPRO, após a aplicação dos tratamentos (t1). Observamos uma redução de aproximadamente 85 % da clorofila-*a* e 78 % do PT após um dia de aplicação dos tratamentos. Essa redução comprova a eficiência desta técnica para a redução da biomassa de cianobactérias deste sistema. Porém, um aumento gradual da clorofila e do PT ocorreu ao longo do tempo, e no final dos experimentos já não foram encontradas diferenças entre o controle e os tratamentos.

Nos experimentos com os mesocosmos, os tipos de coagulantes (PAC e CHI) e lastros (LMB e RS) e as doses utilizadas foram selecionados a partir dos experimentos realizados em laboratórios apresentados no capítulo 3 e publicados em MIRANDA *et al.* (2017). No experimento Mesocosmos 1, a drástica redução > 80% nas concentrações de clorofila-*a* e >75% nas concentrações de PT um dia após a aplicação dos tratamentos demonstrou (Figura 28 B) que o *Flock e Lock* realmente é uma técnica eficiente para remoção da biomassa de cianobactérias e mitigação da eutrofização. O aumento gradual nas concentrações de clorofila-*a* e PT durante o experimento mesocosmos 1 precisou ser investigado. E, para isso, foi realizado um experimento com *jar-test*.

Nos experimentos com *jar-test*, verificamos a dosagem de lastro e, também, uma forma de aplicação do lastro, a fim de formar uma camada de lastro por cima da biomassa afundada para impedir a ressuspensão. Os testes demonstraram que a dose do lastro não foi o problema, mas que a forma de aplicação poderia ser a solução para impedir a ressuspensão da biomassa afundada (Figura 32). No experimento mesocosmos 2, mantivemos a dose de coagulantes e lastros do experimento mesocosmos 1, porém alteramos a forma de aplicação dos lastros. Os resultados foram semelhantes ao experimento com mesocosmos 1, um dia após a aplicação dos tratamentos, uma redução > 80% nas concentrações de clorofila-*a* (Figura 33) e >75% nas concentrações de PT (Figura 34 B), porém houve, novamente, o retorno da biomassa afundada após o terceiro dia de experimento.

A mudança na aplicação dos tratamentos do experimento mesocosmos 1 para mesocosmos 2 a partir dos resultados do experimento com *jar-test* não foram suficientes para resolver o problema da ressuspensão da biomassa de cianobactéria afundada. A viabilidade de

células *Microcystis* acumuladas no sedimento do lago pode durar vários anos (BRUNBERG e BOSTRÖM, 1992), e como algumas cianobactérias possuem flutuabilidade positiva, estas podem se desprender dos flocos sedimentados, promovendo a ressuspensão das mesmas, como observado no *jar test*.

No entanto, o retorno das algas nos experimentos Mesocosmos 1 e 2 não inviabilizam a aplicabilidade do *Flock e Lock* como alternativa para a mitigação no lago do MAPRO. Com os experimentos dos mesocosmos, foram obtidos muitos resultados importantes, uma vez que avaliamos a aplicabilidade de dois coagulantes (PAC e CHI) e dois lastros (RS e LMB). As combinações entre coagulantes e lastros utilizadas neste estudo apresentaram resultados parecidos: uma redução da biomassa de algas inicialmente e um incremento ao longo do tempo (Figura 28 e Figura 33). Não houve diferença entre os compostos utilizados como lastro (bentonita modificada com lantânio e solo vermelho), comprovando a eficiência do RS como uma alternativa barata para ser utilizada como lastro. Isto está de acordo com os resultados encontrado no capítulo 3 e com as descobertas anteriores usando PAC e LMB (LÜRLING e VAN OOSTERHOUT, 2013; NOYMA *et al.*, 2016), PAC e RS (NOYMA *et al.*, 2016; DE MAGALHÃES *et al.*, 2016) e CHI e RS ou LMB (NOYMA *et al.*, 2016).

A eficiência da técnica do *Flock e Lock* foi demonstrada por LÜRLING e VAN OOSTERHOUT (2013), que conseguiram restaurar o lago Rauwbraken (Holanda), utilizando uma baixa dose de coagulante (1 mg Al L^{-1} , PAC) para afundar a biomassa de cianobactéria. Após a remoção da biomassa de cianobactéria da coluna d'água, foi aplicada uma alta dose de lastro (2 toneladas de LMB) para formar uma barreira ativa, a fim de inativar o P liberado da decomposição das algas afundadas e do sedimento.

A eficiência pode ser aprimorada com modificações para atender a realidade de cada sistema. Experimentos em mesocosmos realizados em outro lago holandês, o lago De Kuil (WAAJEN *et al.*, 2017), utilizou-se a mesma técnica de *Flock e Lock* utilizada no lago Rauwbraken com algumas modificações: 1) o coagulante utilizado foi o cloreto de ferro III (FeCl_3), devido a dúvidas sobre o uso seguro do Alumínio (Al); 2) a aplicação do LMB foi realizada próxima ao fundo, para garantir um melhor posicionamento da barreira ativa de LMB e; 3) a dragagem do sedimento foi realizada antes da aplicação do *Flock e Lock* em um dos tratamentos.

Em relação aos dados abióticos, as concentrações de fósforo dissolvido no lago do MAPRO são, em geral, baixas ($< 10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$). Isso pode ser um indicativo que a maior parte deste fósforo está incorporado na biomassa das algas uma vez que a concentração de PT no sistema é $> 200 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 5). Nos resultados dos experimentos mesocosmos 1 e 2, as

concentrações de fósforo dissolvido não foram alteradas com a aplicação dos tratamentos (Figura 29 A e Figura 34 A), talvez por ser muito baixa e ser próximo do limite de detecção do método ($< 3 \mu\text{g L}^{-1}$). Porém, as concentrações de PT foram reduzidas, chegando a valores limitantes para o fitoplâncton um dia após a aplicação dos tratamentos ($< 100 \mu\text{g L}^{-1}$, Figura 29 B e Figura 34 B). Mas, com aumento da biomassa de algas, a concentração de PT voltou a aumentar.

Nossos resultados estão de acordo com a literatura que descrevem os lastros aqui utilizados como adsorventes de P, RS (NOYMA *et al.*, 2016; DE MAGALHÃES *et al.*, 2017) e LMB (LÜRLING e VAN OOSTERHOUT, 2013; COPETTI *et al.*, 2016; NOYMA *et al.*, 2016; DE MAGALHÃES *et al.*, 2017). O lago do MAPRO apresenta altas concentrações de NID ($> 1000 \mu\text{g L}^{-1}$, Figura 5) e NT ($> 2000 \mu\text{g L}^{-1}$, Figura 5), nossos resultados demonstraram que os tratamentos não reduziram as concentrações de NID (Figura 29 C e Figura 34 C), mas foram eficientes para a redução das concentrações de NT (Figura 29 C e Figura 34 C) após a aplicação dos tratamentos nos primeiros três dias de experimento. A redução nas concentrações de NT foi devido a remoção da biomassa de algas, pois retirou da coluna d'água o nitrogênio incorporado pelas algas.

A turbidez e a condutividade foram, também, afetadas pelos tratamentos. A turbidez, seguiu o mesmo padrão da clorofila-*a*, ou seja, foi reduzida nos primeiros dias com a remoção da biomassa e aumentou ao longo do experimento, indicando que a biomassa de algas é a grande responsável pela turbidez das águas do lago (Figura 30 A e Figura 35 A). A condutividade aumentou nos tratamentos com LMB nos três primeiros dias após a aplicação (Figura 30 D e Figura 35 D), mas foi observada redução dos valores de condutividade durante os experimentos, e após 15 dias, os valores nos tratamentos já estavam similares ao controle. Este efeito também foi observado por VAN OOSTERHOUT e LÜRLING, 2013), provavelmente decorrente da própria bentonita (LMB).

A combinação de coagulantes e lastros para remoção da biomassa de cianobactérias para o lago do MAPRO foi eficiente, mas não duradoura, ao contrário dos resultados observados para dois lagos temperados profundos (LÜRLING e VAN OOSTERHOUT, 2013; WAAJEN, G. *et al.*, 2016). Acreditamos, que este resultado para o lago do MAPRO, esteja relacionado a pouca profundidade do lago, pois, com a turbidez reduzida, a luz chega ao fundo do lago e possibilita a contínua atividade metabólica da biomassa das algas depositada no fundo, que ainda permanece viva. A atividade fotossintética das células intactas, associada ao acesso ao estoque de nutrientes do sedimento, promove sua liberação dos flocos e a ressuspensão para coluna d'água.

Nossos resultados fornecem evidências adicionais de que, medidas para mitigação da eutrofização e de florações de cianobactérias deve ser adotada de acordo com cada sistema. Para lagos tropicais rasos, onde a biomassa removida pode continuar recebendo luz e conseqüentemente manter sua atividade fotossintética, uma alternativa pode ser a inativação das células de cianobactérias antes do *Flock & Lock* utilizando peróxido de hidrogênio parece (MATTHIJS *et al.*, 2016). Resultados positivos foram obtidos por WANG *et al.* (2012) para o um lago raso temperado (Lago Chaohu, China). Entretanto, os experimentos de laboratório e campo foram de curta duração.

Finalmente, são necessários outros experimentos em maior escala para ajustar a técnica proposta neste estudo. Experimentos, utilizando algicidas para matar as cianobactérias antes da aplicação do *Flock e Lock* pode ser uma solução, pois assim, as células afundadas não estariam mais fotossinteticamente ativas. Uma crítica a utilização de algicidas, pode estar relacionada a liberação de toxinas, porém os resultados encontrados no capítulo 3, confirmam a hipótese que a utilização de coagulantes combinados com lastros, também, podem remover toxinas de algas da água (PIERCE *et al.*, 2004), com a ressalva que este resultado depende da espécie dominante (MIRANDA *et al.*, 2017). Desta forma, espera-se encontrar a melhor técnica para a mitigação da eutrofização e remoção das cianobactérias nocivas do lago do MAPRO.

8.5 CONCLUSÕES

Neste capítulo, testamos a eficiência da combinação de diferentes coagulantes e lastros para a remoção da biomassa de cianobactérias nocivas e inativação do fósforo em um sistema raso tropical em experimentos de larga escala. A partir dos resultados aqui apresentados pode-se concluir que:

15. A utilização de RS como lastro e como P adsorvente é tão ou mais eficiente que LMB. Isso indica que o custo de recuperação do sistema pode ser reduzido;
16. Os tratamentos com LMB promoveram um aumento da condutividade que pode trazer efeitos negativos para a biota do sistema;
17. Embora a técnica de *Flock e Lock* pareça ser uma medida curativa eficaz, barata, rápida e segura para diminuir a florações de cianobactérias nocivas, são necessários mais estudos para ajustar esta técnica e manter a biomassa de cianobactérias e as concentrações de fósforo total reduzidas por mais tempo em lagos tropicais rasos.

9 DISCUSSÃO GERAL

As intervenções de manejo para a mitigação da eutrofização e florações de cianobactérias em sistemas aquáticos eutrofizados devem ser utilizadas com cautela. Antes de adotar qualquer medida para a restauração do sistema, é necessário uma análise sistêmica: conhecer todos processos e as entradas e cargas de nutrientes que levaram a tal estado de degradação (LÜRLING *et al.*, 2016). A restauração a longo prazo, no entanto, só pode ser alcançada se as entradas de nutrientes forem drasticamente reduzidas (Søndergaard *et al.*, 2007).

Para o lago do MAPRO, a análise sistêmica demonstrou que o excesso e a disponibilidade de nutrientes foram os principais fatores reguladores do fitoplâncton, e que as causas das florações de cianobactérias deste sistema (Capítulo 1) são, principalmente, as fontes externas (aves) e internas (P disponibilizado pelo sedimento) (Capítulo 2). Nossa análise sistêmica não incluiu a análise dos peixes, apesar de ser componente importante para uma proposta de restauração do lago (HUSER *et al.*, 2016).

A remoção da biomassa de cianobactérias e a redução das fontes internas de P foram avaliadas nos experimentos realizados utilizando combinações de coagulantes e lastros realizados em laboratório, em pequena escala (Capítulo 3) e em campo, grande escala (Capítulo 4). Os experimentos de laboratório foram importantes para avaliar os tipos e as dosagens de coagulantes e lastros a serem utilizados. Nossos resultados demonstraram que o melhor tipo de coagulante (PAC e CHI) e lastro (RS e LMB) utilizado para remoção da biomassa de cianobactéria vai depender da espécie dominante.

A aplicação dos tratamento em florações de *Microcystis* sp ou *C. raciborskii* promoveram a remoção ou liberação de toxinas dissolvidas, respectivamente (MIRANDA *et al.*, 2017). Nos experimentos em campo utilizando a técnica do *Flock e Lock*, conseguimos a remoção da biomassa de cianobactérias reduzindo a clorofila e o do PT após um dia de aplicação dos tratamentos, independente do coagulante e lastros utilizados. Porém, foi observado gradual retorno das algas após o terceiro dia. Esse resultado aparentemente insatisfatório, não contesta a eficiência do *Flock e Lock* quando utilizados materiais de baixo custo (PAC e RS), que possibilita a reaplicação, e eficaz para à mitigação da eutrofização e remoção da biomassa cianobactérias em sistemas rasos tropicais, mas sim, mostra que são necessários ajustes na técnica, como modificação da forma de aplicação ou associação com outros métodos.

Uma análise eficiente do sistema é fundamental para apontar melhores estratégias para a restauração do sistema e quais as ações devem ser priorizadas (LÜRLING *et al.*, 2016). Alguns exemplos de como uma análise sistêmica ajuda a nortear as tomadas de decisões para a

recuperação de lagos eutróficos foram apresentada por LÜRLING *et al.* (2016) para lagos holandeses: 1) no lago De Kuil, os autores mostraram que 95 % da carga total de P do lago era de origem interna ($\sim 5,5 \text{ mg de P m}^2 \text{ d}^{-1}$) e que, para esse lago, somente o controle do P interno foi suficiente para o controle da eutrofização; 2) no lago Dogen, 67% ($\sim 5,4 \text{ mg de P m}^2 \text{ d}^{-1}$) do P total é de origem interna, e somente o controle das fontes internas não serão suficientes para o controle da eutrofização; 3) no lago Eindhoven, apenas 7% ($\sim 2,0 \text{ mg de P m}^2 \text{ d}^{-1}$) do P é de origem interna e a maior parte (72%, $\sim 18,0 \text{ mg de P m}^2 \text{ d}^{-1}$) tem como origem o escoamento superficial. Assim, sem o controle da maior contribuição de P a restauração do sistema não será alcançada. Como observamos na análise sistêmica para o lago do MAPRO (Capítulo 2), a contribuição de P de origem externa é de 78% ($\sim 26,28 \text{ mg de P m}^2 \text{ d}^{-1}$), e de origem interna é de 20 % ($\sim 2,7 \text{ mg de P m}^2 \text{ d}^{-1}$). Então, para uma medida eficiente de mitigação da eutrofização e das florações das cianobactérias para este sistema, deve-se focar na redução da carga externa e interna de P.

Os resultados apresentados nesta tese não consideraram outras variáveis importantes para a restauração de sistemas eutróficos, como a análise de peixes e das outras entradas como o P das folhas das árvores que caem no lago. Mas, temos consciência que estas variáveis são de extrema importância para uma futura intervenção no lago do MAPRO. A importância de considerar a biomanipulação para mitigação da eutrofização e das florações de cianobactérias foi apresentado em experimento com mesocosmos para um lago raso no nordeste do brasileiro (ARAÚJO *et al.*, 2016). Neste trabalho os autores conseguiram bons resultados para aumentar a transparência da água removendo peixes bentívoros e aplicando baixa dose de PAC (2 mg AL L^{-1}).

O trabalho aqui apresentado, rejeita a hipótese de que apenas o uso combinado de coagulantes e adsorventes de P em fase sólida serão eficientes para o controle da eutrofização e florações de cianobactérias para o lago do MAPRO. Nossos resultados demonstram que para alcançarmos o controle da eutrofização e florações de cianobactérias do sistema de forma efetiva e duradoura, além da remoção da biomassa de algas e o controle da fonte interna de P, o controle das fontes externas de P também serão importantes.

10 CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Este estudo confirma a tese de que cada lago é único e sugere que a aplicação da técnica da combinação de coagulantes e lastros deve ser considerada com cautela, e que não há uma receita para a restauração de sistemas eutrofizados e com florações de cianobactérias. Como foi discutido neste trabalho, o que funciona para um sistema pode não funcionar para o outro.

A mitigação da eutrofização e das florações de cianobactérias no lago do Museu Mariano Procópio será alcançada a partir de uma gestão integrada, para reduzir as entradas de P externo e interno no sistema. O P de origem externo tem como principal fonte as aves que dormem as margens do lago. Para o controle do P interno, a técnica de *Flock e Lock* pode ser uma boa alternativa para a inativação do P liberado pelo sedimento.

Grandes desafios estão por vir, a gestão do parque terá que realizar algumas medidas: a) despesca do lago, b) manejo das aves (migratórias), 3) nova forma de alimentar os cisnes (hoje a ração é colocada em comedouros as margens do lago), 4) aumento do fluxo de água do lago.

Nossa perspectiva é que, a partir dos resultados apresentados nesta tese, buscar a cooperação da a direção do Parque do Museu Mariano Procópio, para um plano integrado de medidas de mitigação da eutrofização e florações de cianobactérias do lago do MAPRO. Para isso, devemos buscar financiamento para implementar alternativas para controlar as fontes externas de P e ajuste da técnica de *Flock e Lock* para o lago do MAPRO.

11 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014. ISSN 0941-2948.

ANTUNES, J. T.; LEÃO, P. N.; VASCONCELOS, V. M. *Cylindrospermopsis raciborskii*: review of the distribution, phylogeography, and ecophysiology of a global invasive species. **Frontiers in Microbiology**, v. 6, n. 473, 2015-May-18 2015. ISSN 1664-302X. Disponível em: < <http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/fmicb.2015.00473> >.

ARAÚJO, F.; BECKER, V.; ATTAYDE, J. L. Shallow lake restoration and water quality management by the combined effects of polyaluminium chloride addition and benthivorous fish removal: a field mesocosm experiment. **Hydrobiologia**, v. 778, n. 1, p. 243-252, 2016. ISSN 0018-8158.

AZEVEDO, S. M. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil. **Toxicology**, v. 181, p. 441-446, 2002. ISSN 0300-483X.

BARBOSA, F. et al. Nitrogen and phosphorus balance in a eutrophic reservoir in Minas Gerais: a first approach. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 2, p. 233-239, 1998. ISSN 0034-7108.

BIRCH, S.; MCCASKIE, J. Shallow urban lakes: a challenge for lake management. **Hydrobiologia**, v. 395, p. 365-378, 1999. ISSN 0018-8158.

BLOMQVIST, P.; PETTERSON, A.; HYENSTRAND, P. Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 132, n. 2, p. 141-164, 1994. ISSN 0003-9136.

BONILLA, S. et al. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? **FEMS Microbiology Ecology**, v. 79, n. 3, p. 594-607, 2012. ISSN 1574-6941.

BORTOLI, S. et al. Growth and microcystin production of a Brazilian *Microcystis aeruginosa* strain (LTPNA 02) under different nutrient conditions. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, v. 24, n. 4, p. 389-398, 2014. ISSN 0102-695X.

BOUVY, M. et al. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 23, n. 1, p. 13-27, 2000. ISSN 0948-3055.

BOUVY, M.; PAGANO, M.; TROUSSELLIER, M. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). **Aquatic Microbial Ecology**, v. 25, n. 3, p. 215-227, 2001. ISSN 0948-3055.

BRANCO, C. W.; SENNA, P. A. Phytoplankton composition, community structure and seasonal changes in a tropical reservoir (Paranoá Reservoir, Brazil). **ARCHIV FÜR HYDROBIOLOGIE-SUPPLEMENT-**, v. 114, p. 69-84, 1996. ISSN 0342-1066.

BRANCO, M. B. C. Comunidade de aves aquáticas e suas interações em sistemas límnicos do sudeste brasileiro. 2008.

BROOKS, B. W. et al. Are harmful algal blooms becoming the greatest inland water quality threat to public health and aquatic ecosystems? **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 35, n. 1, p. 6-13, 2016. ISSN 1552-8618.

BRUNBERG, A.-K.; BOSTRÖM, B. Coupling between benthic biomass of *Microcystis* and phosphorus release from the sediments of a highly eutrophic lake. **Hydrobiologia**, v. 235, n. 1, p. 375-385, 1992. ISSN 0018-8158.

BURNS, J. M.; HALL, S.; FERRY, J. L. The adsorption of saxitoxin to clays and sediments in fresh and saline waters. **Water research**, v. 43, n. 7, p. 1899-1904, 2009. ISSN 0043-1354.

CARACO, N.; MILLER, R. Effects of CO₂ on competition between a cyanobacterium and eukaryotic phytoplankton. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 55, n. 1, p. 54-62, 1998. ISSN 0706-652X.

CARMICHAEL, W. W. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: "The CyanoHABs". **Human and ecological risk assessment: An International Journal**, v. 7, n. 5, p. 1393-1407, 2001. ISSN 1080-7039.

CARPENTER, S. R. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 32, p. 11039-11040, 2008. ISSN 0027-8424.

CARPENTER, S. R. et al. Evaluating alternative explanations in ecosystem experiments. **Ecosystems**, v. 1, n. 4, p. 335-344, 1998. ISSN 1432-9840.

CARVALHO, L. R. D. et al. A toxic cyanobacterial bloom in an urban coastal lake, Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 39, n. 4, p. 761-769, 2008. ISSN 1517-8382.

CAVALCANTE, H. et al. Phosphorus fractionation in sediments of tropical semiarid reservoirs. **Science of The Total Environment**, v. 619, p. 1022-1029, 2018.

CHEN, Z. et al. Evaluation of Al₃₀ polynuclear species in polyaluminum solutions as coagulant for water treatment. **Chemosphere**, v. 64, n. 6, p. 912-918, 2006. ISSN 0045-6535.

CHORUS, I. **Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences**. Springer Science & Business Media, 2012. ISBN 3642595146.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. 1999.

CODD, G. A.; MORRISON, L. F.; METCALF, J. S. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. **Toxicology and applied pharmacology**, v. 203, n. 3, p. 264-272, 2005. ISSN 0041-008X.

COOKE, G. D. et al. **Restoration and management of lakes and reservoirs**. CRC press, 2016. ISBN 1420032100.

COPETTI, D. et al. Eutrophication management in surface waters using lanthanum modified bentonite: a review. **Water research**, v. 97, p. 162-174, 2016. ISSN 0043-1354.

COUTO, R. et al. Application of clay minerals and polymeric resins to remove dissolved Microcystin-LR from water. **International Journal of Environmental Research**, v. 7, n. 2, p. 435-442, 2013. ISSN 1735-6865.

COWEN, W. F.; LEE, G. F. Leaves as source of phosphorus. **Environmental Science & Technology**, v. 7, n. 9, p. 853-854, 1973. ISSN 0013-936X.

CROSSETTI, L. O.; BICUDO, C. E. D. M. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. **Hydrobiologia**, v. 610, n. 1, p. 161-173, 2008. ISSN 0018-8158.

DE FIGUEIREDO, D. R. et al. Microcystin-producing blooms—a serious global public health issue. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 59, n. 2, p. 151-163, 2004. ISSN 0147-6513.

DE JULIO, M. et al. A methodology for optimising the removal of cyanobacteria cells from a Brazilian eutrophic water. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 27, n. 1, p. 113-126, 2010. ISSN 0104-6632.

DE LEON, L.; YUNES, J. S. First report of a microcystin-containing bloom of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in the La Plata River, South America. **Environmental Toxicology**, v. 16, n. 1, p. 110-112, 2001. ISSN 1520-4081.

DE MAGALHÃES, L. et al. Efficacy of Coagulants and Ballast Compounds in Removal of Cyanobacteria (*Microcystis*) from Water of the Tropical Lagoon Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brazil). **Estuaries and Coasts**, p. 1-13, 2016. ISSN 1559-2723.

_____. Efficacy of Coagulants and Ballast Compounds in Removal of Cyanobacteria (*Microcystis*) from Water of the Tropical Lagoon Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brazil). **Estuaries and Coasts**, v. 40, n. 1, p. 121-133, 2017. ISSN 1559-2723.

DE SENERPONT DOMIS, L. N. et al. Plankton dynamics under different climatic conditions in space and time. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 3, p. 463-482, 2013. ISSN 1365-2427.

DE SIQUEIRA, E. D.; BARBOSA, M. A.; DA SILVA, V. C. Turismo, cultura e lazer: significado e usos sociais do Parque do Museu Mariano Procópio. **Contemporânea (Título não-corrente)**, v. 4, n. 2, p. 74-89, 2006. ISSN 1806-0498.

DENTEL, S. K. Coagulant control in water treatment. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 21, n. 1, p. 41-135, 1991. ISSN 1040-838X.

DIENER, M. et al. Application of a new zwitterionic hydrophilic interaction chromatography column for determination of paralytic shellfish poisoning toxins. **Journal of separation science**, v. 30, n. 12, p. 1821-1826, 2007. ISSN 1615-9314.

DIENER, M. et al. Determination of paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins in dietary supplements by application of a new HPLC/FD method. **European Food Research and Technology**, v. 224, n. 2, p. 147-151, 2006. ISSN 1438-2377.

DILLON, P. J.; MOLOT, L. A. Long-term phosphorus budgets and an examination of a steady-state mass balance model for central Ontario lakes. **Water Research**, v. 30, n. 10, p. 2273-2280, 1996. ISSN 0043-1354.

DITTMANN, E.; FEWER, D. P.; NEILAN, B. A. Cyanobacterial toxins: biosynthetic routes and evolutionary roots. **FEMS microbiology reviews**, v. 37, n. 1, p. 23-43, 2013. ISSN 1574-6976.

DITTMANN, E.; WIEGAND, C. Cyanobacterial toxins—occurrence, biosynthesis and impact on human affairs. **Molecular nutrition & food research**, v. 50, n. 1, p. 7-17, 2006. ISSN 1613-4133.

DÖRR, F. A.; PINTO, E.; SOARES, R. M. Microcystins in South American aquatic ecosystems: Occurrence, toxicity and toxicological assays. **Toxicon**, v. 56, n. 7, p. 1247-1256, 2010. ISSN 0041-0101.

DOUGLAS, G. B. **Remediation material and remediation process for sediments**: Google Patents 2002.

DOWNING, J. et al. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 5, p. 2388-2397, 2006. ISSN 0024-3590.

DOWNING, J. A.; WATSON, S. B.; MCCAULEY, E. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 58, n. 10, p. 1905-1908, 2001. ISSN 0706-652X.

ECHENIQUE, R. et al. Microcystins in the drinking water supply in the cities of Ensenada and La Plata (Argentina). Congreso Brasileiro de Ficologia & Simposio Latino-Americano de Algas Nocivas, 2006.

ELLIOTT, J. A. Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. **Water Research**, v. 46, n. 5, p. 1364-1371, 2012. ISSN 0043-1354.

EVINER, V. T.; HAWKES, C. V. Embracing variability in the application of plant–soil interactions to the restoration of communities and ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 16, n. 4, p. 713-729, 2008. ISSN 1526-100X.

FAASSEN, E. J.; LÜRLING, M. Occurrence of the microcystins MC-LW and MC-LF in Dutch surface waters and their contribution to total microcystin toxicity. **Marine drugs**, v. 11, n. 7, p. 2643-2654, 2013.

FARRER, D. et al. Health-based cyanotoxin guideline values allow for cyanotoxin-based monitoring and efficient public health response to cyanobacterial blooms. **Toxins**, v. 7, n. 2, p. 457-477, 2015.

FIGUEREDO, C. C.; GIANI, A. Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters**, v. 39, n. 4, p. 264-272, 2009. ISSN 0075-9511.

FIGUEREDO, C. C. et al. From intermittent to persistent cyanobacterial blooms: identifying the main drivers in an urban tropical reservoir. **Journal of Limnology**, v. 75, n. 3, 2016. ISSN 1723-8633.

FRIAS, H. V. et al. Use of electrospray tandem mass spectrometry for identification of microcystins during a cyanobacterial bloom event. **Biochemical and biophysical research communications**, v. 344, n. 3, p. 741-746, 2006. ISSN 0006-291X.

GEBBIE, P. Using polyaluminium coagulants in water treatment. Proc. 64th AWIEO Conference, 2001, Citeseer.

GLEDHILL, D. G.; JAMES, P.; DAVIES, D. H. Pond density as a determinant of aquatic species richness in an urban landscape. **Landscape ecology**, v. 23, n. 10, p. 1219-1230, 2008. ISSN 0921-2973.

GOLTERMAN, H. L. Physiological limnology: an approach to the physiology of lake ecosystems. In: (Ed.). **Physiological limnology: an approach to the physiology of lake ecosystems**: Elsevier Scientific, 1975.

GOMES, D. A. A. M.; SAMPAIO, P. L.; DA SILVA FERRÃO-FILHO, A. Florações de cianobactérias tóxicas em uma lagoa costeira hipereutrófica do Rio de Janeiro/RJ (Brasil) e suas consequências para saúde humana. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 329-345, 2009. ISSN 1981-9366.

GRANADOS, M. et al. Evaluation of flocculants for the recovery of freshwater microalgae. **Bioresource technology**, v. 118, p. 102-110, 2012. ISSN 0960-8524.

GREENFIELD, D. I. et al. The effects of three chemical algaecides on cell numbers and toxin content of the cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* and *Anabaenopsis* sp. **Environmental management**, v. 54, n. 5, p. 1110-1120, 2014. ISSN 0364-152X.

GRÜTZMACHER, G. et al. Microcystin elimination during sediment contact. **Environmental science & technology**, v. 44, n. 2, p. 657-662, 2010. ISSN 0013-936X.

GWIAZDA, R. et al. Impact of waterbirds on chemical and biological features of water and sediments of a large, shallow dam reservoir. **Oceanological and Hydrobiological Studies**, v. 43, n. 4, p. 418-426, 2014. ISSN 1897-3191.

HAHN, S.; BAUER, S.; KLAASSEN, M. Estimating the contribution of carnivorous waterbirds to nutrient loading in freshwater habitats. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 12, p. 2421-2433, 2007. ISSN 1365-2427.

HAHN, S.; BAUER, S.; KLAASSEN, M. Quantification of allochthonous nutrient input into freshwater bodies by herbivorous waterbirds. **Freshwater Biology**, v. 53, n. 1, p. 181-193, 2008. ISSN 1365-2427.

HAMILTON, D. P. et al. Costs of harmful blooms of freshwater cyanobacteria. **Cyanobacteria: An economic perspective**, p. 245-256, 2014. ISSN 1118402235.

HANSSON, L. A. et al. Cyanobacterial chemical warfare affects zooplankton community composition. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 7, p. 1290-1301, 2007. ISSN 1365-2427.

HENRY, R.; DO CARMO, C.; BICUDO, D. Trophic status of a Brazilian urban reservoir and prognosis about the recovery of water quality. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, n. 3, p. 251-262, 2004. ISSN 0102-6712.

HOEK, C.; MANN, D.; JAHNS, H. M. **Algae: an introduction to phycology**. Cambridge university press, 1995. ISBN 0521316871.

HOFF-RISSETI, C. et al. Cyndrospermopsin and saxitoxin synthetase genes in *Cylindrospermopsis raciborskii* strains from Brazilian freshwater. **PloS one**, v. 8, n. 8, p. e74238, 2013. ISSN 1932-6203.

HOLLAND, A.; KINNEAR, S. Interpreting the possible ecological role (s) of cyanotoxins: compounds for competitive advantage and/or physiological aide? **Marine drugs**, v. 11, n. 7, p. 2239-2258, 2013.

HUDNELL, H. K. The state of US freshwater harmful algal blooms assessments, policy and legislation. **Toxicon**, v. 55, n. 5, p. 1024-1034, 2010. ISSN 0041-0101.

HUSER, B. J. et al. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. **Water research**, v. 97, p. 122-132, 2016. ISSN 0043-1354.

HUSZAR, V. et al. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. In: (Ed.). **The Trophic Spectrum Revisited**: Springer, 2000. p.67-77.

HUSZAR, V.; SILVA, L. D. A estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos. **Limnotemas**, v. 2, p. 1-21, 1999.

HUTCHINSON, G. E. A Treatise on. **Limnology**, v. 1, 1957.

IPCC. IPCC. **Climate change**, 2014.

JANČULA, D.; MARŠÁLEK, B. Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms. **Chemosphere**, v. 85, n. 9, p. 1415-1422, 2011. ISSN 0045-6535.

JIA, B. et al. Impact of fish farming on phosphorus in reservoir sediments. **Scientific reports**, v. 5, p. 16617, 2015. ISSN 2045-2322.

JIANG, J.-Q.; GRAHAM, N. J. Pre-polymerised inorganic coagulants and phosphorus removal by coagulation- a review. **Water Sa**, v. 24, n. 3, p. 237-244, 1998. ISSN 0378-4738.

JÖHNK, K. D. et al. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. **Global change biology**, v. 14, n. 3, p. 495-512, 2008. ISSN 1365-2486.

JONES, G. J.; ORR, P. T. Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. **Water research**, v. 28, n. 4, p. 871-876, 1994. ISSN 0043-1354.

KAEBERNICK, M.; NEILAN, B. A. Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. **FEMS microbiology ecology**, v. 35, n. 1, p. 1-9, 2001. ISSN 1574-6941.

KOMÁREK, J. Coccoid and colonial cyanobacteria. **Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification. Academic Press, New York, NY**, p. 59-116, 2003.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4-Nostocales. **Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes**, p. 247-345, 1989.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota, Part 2: Oscillatoriales, Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd 19/2**: Elsevier/Spektrum Akademischer Verlag: Heidelberg, Germany 2005.

KONG, M. et al. Antimicrobial properties of chitosan and mode of action: a state of the art review. **International journal of food microbiology**, v. 144, n. 1, p. 51-63, 2010. ISSN 0168-1605.

KOSTEN, S. et al. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. **Global Change Biology**, p. 118-126, 2012.

LAWTON, L. A.; EDWARDS, C.; CODD, G. A. Extraction and high-performance liquid chromatographic method for the determination of microcystins in raw and treated waters. **Analyst**, v. 119, n. 7, p. 1525-1530, 1994. ISSN 1364-5528.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical Ecology, Volume 24, (Developments in Environmental Modelling). 1998.

LI, L.; PAN, G. A universal method for flocculating harmful algal blooms in marine and fresh waters using modified sand. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 9, p. 4555-4562, 2013. ISSN 0013-936X.

LI, L.; ZHANG, H.; PAN, G. Influence of zeta potential on the flocculation of cyanobacteria cells using chitosan modified soil. **Journal of Environmental Sciences**, v. 28, p. 47-53, 2015. ISSN 1001-0742.

LI, Z.; YANG, F.; YANG, R. Synthesis and characterization of chitosan derivatives with dual-antibacterial functional groups. **International journal of biological macromolecules**, v. 75, p. 378-387, 2015. ISSN 0141-8130.

LIU, H. et al. Chitosan kills bacteria through cell membrane damage. **International journal of food microbiology**, v. 95, n. 2, p. 147-155, 2004. ISSN 0168-1605.

LOFTIN, K. A. et al. Cyanotoxins in inland lakes of the United States: Occurrence and potential recreational health risks in the EPA National Lakes Assessment 2007. **Harmful Algae**, v. 56, p. 77-90, 2016. ISSN 1568-9883.

LOVERDE-OLIVEIRA, S. M. et al. Hydrology-driven regime shifts in a shallow tropical lake. **Ecosystems**, v. 12, n. 5, p. 807, 2009. ISSN 1432-9840.

LUND, J.; KIPLING, C.; LE CREN, E. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiologia**, v. 11, n. 2, p. 143-170, 1958. ISSN 0018-8158.

LURLING, M. et al. Editorial – A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. **Water Research**, v. 97, p. 1-10, 2016/06/15/ 2016. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135416000555> >.

LÜRLING, M. et al. Editorial–A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. **Water research**, v. 97, p. 1-10, 2016. ISSN 0043-1354.

LÜRLING, M.; VAN OOSTERHOUT, F. Case study on the efficacy of a lanthanum-enriched clay (Phoslock®) in controlling eutrophication in Lake Het Groene Eiland (The Netherlands). **Hydrobiologia**, v. 710, n. 1, p. 253-263, 2013. ISSN 0018-8158.

LURLING, M.; WAAJEN, G.; DE SENERPONT DOMIS, L. N. Evaluation of several end-of-pipe measures proposed to control cyanobacteria. **Aquatic Ecology**, v. 50, n. 3, p. 499-519, 2016. ISSN 1386-2588.

LYCK, S. Simultaneous changes in cell quotas of microcystin, chlorophyll a, protein and carbohydrate during different growth phases of a batch culture experiment with *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Plankton Research**, v. 26, n. 7, p. 727-736, 2004. ISSN 0142-7873.

MANNY, B. A.; JOHNSON, W.; WETZEL, R. Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: predicting their effects on productivity and water quality. In: (Ed.). **Aquatic Birds in the Trophic Web of Lakes**: Springer, 1994. p.121-132.

MARGALEF, R. **Limnología**. Omega Barcelona, 1983. ISBN 8428207143.

MARION, L. et al. The importance of avian-contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand-Lieu, France. In: (Ed.). **Aquatic Birds in the Trophic Web of Lakes**: Springer, 1994. p.133-147.

MARTÍNEZ, T. D. C. C. et al. Effectiveness of coagulants-flocculants for removing cells and toxins of *Gymnodinium catenatum*. **Aquaculture**, v. 452, p. 188-193, 2016. ISSN 0044-8486.

MATTHIJS, H. C. et al. Existing and emerging cyanocidal compounds: new perspectives for cyanobacterial bloom mitigation. **Aquatic Ecology**, p. 1-18, 2016. ISSN 1386-2588.

MEHNER, T. et al. Rapid recovery from eutrophication of a stratified lake by disruption of internal nutrient load. **Ecosystems**, v. 11, n. 7, p. 1142-1156, 2008. ISSN 1432-9840.

MEREL, S. et al. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. **Environment international**, v. 59, p. 303-327, 2013. ISSN 0160-4120.

MIRANDA, M. et al. The efficiency of combined coagulant and ballast to remove harmful cyanobacterial blooms in a tropical shallow system. **Harmful Algae**, v. 65, p. 27-39, 2017. ISSN 1568-9883.

MOLOT, L. et al. A novel model for cyanobacteria bloom formation: the critical role of anoxia and ferrous iron. **Freshwater Biology**, v. 59, n. 6, p. 1323-1340, 2014. ISSN 1365-2427.

MORALES, J.; DE LA NOÛE, J.; PICARD, G. Harvesting marine microalgae species by chitosan flocculation. **Aquacultural Engineering**, v. 4, n. 4, p. 257-270, 1985. ISSN 0144-8609.

MORRIS, Donald P.; LEWIS, William M. Phytoplankton nutrient limitation in Colorado mountain lakes. **Freshwater Biology**, v. 20, n. 3, p. 315-327, 1988.

NOYMA, N. P. et al. Controlling cyanobacterial blooms through effective flocculation and sedimentation with combined use of flocculants and phosphorus adsorbing natural soil and modified clay. **Water research**, v. 97, p. 26-38, 2016. ISSN 0043-1354.

OLIVER, R. L.; GANF, G. G. Freshwater blooms. In: (Ed.). **The ecology of cyanobacteria**: Springer, 2000. p.149-194.

OLSON, M. H. et al. Impact of migratory snow geese on nitrogen and phosphorus dynamics in a freshwater reservoir. **Freshwater Biology**, v. 50, n. 5, p. 882-890, 2005. ISSN 1365-2427.

PAERL, H. W. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a climatically more extreme world: management options and research needs. **Journal of Plankton Research**, v. 39, n. 5, p. 763-771, 2017. ISSN 0142-7873.

PAERL, H. W.; HALL, N. S.; CALANDRINO, E. S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 10, p. 1739-1745, 2011. ISSN 0048-9697.

PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Blooms like it hot. **SCIENCE-NEW YORK THEN WASHINGTON-**, v. 320, n. 5872, p. 57, 2008. ISSN 0036-8075.

_____. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. **Environmental microbiology reports**, v. 1, n. 1, p. 27-37, 2009. ISSN 1758-2229.

PAERL, H. W.; OTTEN, T. G. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. **Microbial ecology**, v. 65, n. 4, p. 995-1010, 2013. ISSN 0095-3628.

PAERL, H. W.; PAUL, V. J. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water research**, v. 46, n. 5, p. 1349-1363, 2012. ISSN 0043-1354.

PAERL, H. W.; SCOTT, J. T. **Throwing fuel on the fire: synergistic effects of excessive nitrogen inputs and global warming on harmful algal blooms**: ACS Publications 2010.

PALUDAN, C.; JENSEN, H. S. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediment: significance of humic acids. **Wetlands**, v. 15, n. 4, p. 365-373, 1995. ISSN 0277-5212.

PAN, G.; CHEN, J.; ANDERSON, D. M. Modified local sands for the mitigation of harmful algal blooms. **Harmful algae**, v. 10, n. 4, p. 381-387, 2011 a. ISSN 1568-9883.

PAN, G. et al. Reducing the recruitment of sedimented algae and nutrient release into the overlying water using modified soil/sand flocculation-capping in eutrophic lakes. **Environmental science & technology**, v. 46, n. 9, p. 5077-5084, 2012. ISSN 0013-936X.

PAN, G. et al. In-lake algal bloom removal and submerged vegetation restoration using modified local soils. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 2, p. 302-308, 2011 b. ISSN 0925-8574.

PAN, G. et al. 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**, v. 141, n. 2, p. 195-200, 2006 a. ISSN 0269-7491.

PAN, G. et al. 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**, v. 141, n. 2, p. 206-212, 2006 b. ISSN 0269-7491.

PAUL, V. J. Global warming and cyanobacterial harmful algal blooms. In: (Ed.). **Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs**: Springer, 2008. p.239-257.

PEI, H.-Y. et al. The behaviors of *Microcystis aeruginosa* cells and extracellular microcystins during chitosan flocculation and flocs storage processes. **Bioresource technology**, v. 151, p. 314-322, 2014. ISSN 0960-8524.

PIERCE, R. H. et al. Removal of harmful algal cells (*Karenia brevis*) and toxins from seawater culture by clay flocculation. **Harmful Algae**, v. 3, n. 2, p. 141-148, 2004. ISSN 1568-9883.

POST, D. et al. The role of migratory waterfowl as nutrient vectors in a managed wetland. **Conservation Biology**, v. 12, n. 4, p. 910-920, 1998. ISSN 1523-1739.

RENAULT, F. et al. Chitosan for coagulation/flocculation processes—an eco-friendly approach. **European Polymer Journal**, v. 45, n. 5, p. 1337-1348, 2009. ISSN 0014-3057.

REYNOLDS, C. Non-determinism to probability, or N: P in the community ecology of phytoplankton: Nutrient ratios. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 146, n. 1, p. 23-35, 1999. ISSN 0003-9136.

REYNOLDS, C. *Ecology of Phytoplankton*—Cambridge University Press. **New York**, 2006.

REYNOLDS, C. S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of plankton research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002. ISSN 0142-7873.

REYNOLDS, S. **Kingdoms and communities in Western Europe, 900-1300**. Oxford University Press, 1997. ISBN 0198731477.

RÖNICKE, H. et al. Phosphorus input by nordic geese to the eutrophic Lake Arendsee, Germany. **Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie**, v. 172, n. 2, p. 111-119, 2008. ISSN 1863-9135.

ROUND, F. E.; CRAWFORD, R. M.; MANN, D. G. **Diatoms: biology and morphology of the genera**. Cambridge University Press, 1990. ISBN 0521363187.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water research**, v. 25, n. 3, p. 341-350, 1991. ISSN 0043-1354.

SCHEFFER, M. et al. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. **Ecology**, v. 78, n. 1, p. 272-282, 1997. ISSN 1939-9170.

SCHELSKE, C.; ALDRIDGE, F.; KENNEY, W. Assessing nutrient limitation and trophic state in Florida lakes. **Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems**, p. 321-342, 1999.

SCHIEWER, U. 30 years' eutrophication in shallow brackish waters—lessons to be learned. In: (Ed.). **Eutrophication in Planktonic Ecosystems: Food Web Dynamics and Elemental Cycling**: Springer, 1998. p.73-79.

SCHINDLER, D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1, p. 356-363, 2006. ISSN 0024-3590.

_____. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proc. R. Soc. B*, 2012, The Royal Society. p.rspb20121032.

SCHINDLER, D. W. et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 32, p. 11254-11258, 2008. ISSN 0027-8424.

SCHREIBER, U. Chlorophyll fluorescence: new instruments for special applications. **Photosynthesis: mechanisms and effects**, v. 5, p. 4253-4258, 1998.

SHARPLEY, A. et al. Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. **Journal of Environmental Quality**, v. 42, n. 5, p. 1308-1326, 2013. ISSN 0047-2425.

SHI, H. et al. pH effects on the adsorption of saxitoxin by powdered activated carbon. **Harmful Algae**, v. 19, p. 61-67, 2012. ISSN 1568-9883.

SILVA, T. F. D. G. et al. Modelling Lake Pampulha: a tool for assessing the catchment area impacts on the phytoplankton dynamics. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 95-108, 2016. ISSN 1413-4152.

SMITH, V. H. Light and nutrient effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 43, n. 1, p. 148-153, 1986. ISSN 0706-652X.

SOARES, M. C. S. et al. Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. **Hydrobiologia**, v. 717, n. 1, p. 1-12, 2013 a. ISSN 0018-8158.

SOARES, M. C. S. et al. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 57, n. 2, p. 137-149, 2009. ISSN 0948-3055.

SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 506, n. 1, p. 135-145, 2003. ISSN 0018-8158.

SØNDERGAARD, M. et al. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. **Journal of Applied ecology**, v. 44, n. 6, p. 1095-1105, 2007. ISSN 1365-2664.

SPEARS, B. M. et al. **Geo-engineering in lakes: a crisis of confidence?**: ACS Publications 2014.

STEFFENSEN, D. A. Economic cost of cyanobacterial blooms. In: (Ed.). **Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs**: Springer, 2008. p.855-865.

SUN, F. et al. The cell damage of *Microcystis aeruginosa* in PACl coagulation and floc storage processes. **Separation and Purification Technology**, v. 115, p. 123-128, 2013. ISSN 1383-5866.

SUN, F. et al. The lysis of *Microcystis aeruginosa* in AlCl₃ coagulation and sedimentation processes. **Chemical engineering journal**, v. 193, p. 196-202, 2012. ISSN 1385-8947.

TALLING, J. The seasonality of phytoplankton in African lakes. **Hydrobiologia**, v. 138, n. 1, p. 139-160, 1986. ISSN 0018-8158.

TELESFORD-CHECKLEY, J. M. et al. Estimating the contribution of nitrogen and phosphorus to waterbodies by colonial nesting waterbirds. **Science of The Total Environment**, v. 574, p. 1335-1344, 2017. ISSN 0048-9697.

TILMAN, D. et al. Forecasting agriculturally driven global environmental change. **Science**, v. 292, n. 5515, p. 281-284, 2001. ISSN 0036-8075.

TORRES, I.; RESCK, R.; PINTO-COELHO, R. Mass balance estimation of nitrogen, carbon, phosphorus and total suspended solids in the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 1, p. 79-91, 2007. ISSN 0102-6712.

TUCCI, C. E. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2002. ISBN 85-7025-66-9.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. Rima, 2003. ISBN 8586552518.

UNCKLESS, R. L.; MAKAREWICZ, J. C. The impact of nutrient loading from Canada Geese (*Branta canadensis*) on water quality, a mesocosm approach. **Hydrobiologia**, v. 586, n. 1, p. 393-401, 2007. ISSN 0018-8158.

UTERMÖHL, H. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. **Mitt. int. Ver. theor. angew. Limnol.**, v. 9, p. 1-38, 1958.

VAN BENSCHOTEN, J. E.; EDZWALD, J. K. Chemical aspects of coagulation using aluminum salts—I. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride. **Water Research**, v. 24, n. 12, p. 1519-1526, 1990. ISSN 0043-1354.

VAN DEN HOEK, C.; MANN, D.; JAHNS, H. M. **Algae: an introduction to phycology**. Cambridge university press, 1995. ISBN 0521316871.

VAN OOSTERHOUT, F.; LÜRLING, M. The effect of phosphorus binding clay (Phoslock®) in mitigating cyanobacterial nuisance: a laboratory study on the effects on water quality variables and plankton. **Hydrobiologia**, v. 710, n. 1, p. 265-277, 2013. ISSN 0018-8158.

VANDAMME, D.; FOUBERT, I.; MUYLAERT, K. Flocculation as a low-cost method for harvesting microalgae for bulk biomass production. **Trends in biotechnology**, v. 31, n. 4, p. 233-239, 2013. ISSN 0167-7799.

VOLLENWEIDER, R. **Primary production in aquatic environments. IBP Handbook 12:** Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburgh 1969.

WAAJEN, G. et al. Management of eutrophication in Lake De Kuil (The Netherlands) using combined flocculant–Lanthanum modified bentonite treatment. **Water research**, v. 97, p. 83-95, 2016 ISSN 0043-1354.

WAAJEN, G. W. et al. Biomanipulation with quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*) to control harmful algal blooms in eutrophic urban ponds. **Ecological Engineering**, v. 90, p. 141-150, 2016 ISSN 0925-8574.

WAAJEN, M.; ENGELS, B.; OOSTERHOUT, F. Effects of Dredging and Lanthanum-Modified Clay on Water Quality Variables in an Enclosure Study in a Hypertrophic Pond. **Water**, v. 9, n. 6, p. 380, 2017. ISSN 2073-4441. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2073-4441/9/6/380>>.

WANG, Z. et al. An integrated method for removal of harmful cyanobacterial blooms in eutrophic lakes. **Environmental Pollution**, v. 160, p. 34-41, 2012. ISSN 0269-7491.

WETZEL, R.; LIKENS, G. **Limnological Analyses** Springer-Verlag New York. NY, USA **Google Scholar**, 1991.

_____. **Limnological analysis. WB Saunders Co., Philadelphia**, v. 357, 2000.

WETZEL, R. G. Attached algal-substrata interactions: fact or myth, and when and how? In: (Ed.). **Periphyton of freshwater ecosystems**: Springer, 1983. p.207-215.

_____. **Limnology: lake and river ecosystems**. Gulf Professional Publishing, 2001. ISBN 0127447601.

WHO. **Guidelines for safe recreational water environments: Coastal and fresh waters**. World Health Organization, 2003. ISBN 9241545801.

WILSON, A. E.; SARNELLE, O.; TILLMANN, A. R. Effects of cyanobacterial toxicity and morphology on the population growth of freshwater zooplankton: meta-analyses of laboratory experiments. **Limnol. Oceanogr**, v. 51, n. 4, p. 1915-1924, 2006.

WU, C.; XU, X.; WANG, Q. Enhanced coagulation for algae removal through the control of zeta potential with diatomite. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 11, n. 2, p. 159-165, 2011. ISSN 1606-9749.

YANG, R. et al. A review on chitosan-based flocculants and their applications in water treatment. **Water research**, v. 95, p. 59-89, 2016. ISSN 0043-1354.

YANG, Z.; GAO, B.; YUE, Q. Coagulation performance and residual aluminum speciation of $Al_2(SO_4)_3$ and polyaluminum chloride (PAC) in Yellow River water treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 165, n. 1, p. 122-132, 2010. ISSN 1385-8947.

YOUNES, I. et al. Chitin extraction from shrimp shell using enzymatic treatment. Antitumor, antioxidant and antimicrobial activities of chitosan. **International journal of biological macromolecules**, v. 69, p. 489-498, 2014. ISSN 0141-8130.