



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
DOUTORADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

VANESSA VIRGINIA BARBOSA

***EGERIA Densa* EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO E RELAÇÃO COM
CIANOBACTÉRIA TÓXICA**

**CAMPINA GRANDE
2019**

VANESSA VIRGINIA BARBOSA

***EGERIA Densa* EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO E RELAÇÃO COM
CIANOBACTÉRIA TÓXICA**

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

Área de concentração: Qualidade de sistemas ambientais.

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

Co-orientadora Prof.^a Dr^a Juliana Santos Severiano.

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

B238e Barbosa, Vanessa Virginia.
Egeria densa em reservatório do semiárido e relação com cianobactéria tóxica [manuscrito] / Vanessa Virginia Barbosa ,
- 2019.
79 p. : il. colorido.
Digitado.
Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) -Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia , 2019.
"Orientação : Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa ,
Coordenação de Curso de Biologia - CCBS."
"Coorientação: Profa. Dra. Juliana Santos Severiano ,
IFPB - Instituto Federal da Paraíba"
1. Cylindrospermopsis raciborskii. 2. Macrófita submersa.
3. Fósforo. 4. Reservatórios de água. I. Título
21. ed. CDD 628.13

VANESSA VIRGINIA BARBOSA

EGERIA DENSE EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO E RELAÇÃO COM
CIANOBACTÉRIA TÓXICA

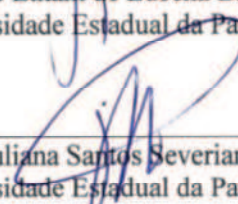
Trabalho de Tese apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Ciência
e Tecnologia Ambiental da Universidade
Estadual da Paraíba, como requisito para
a obtenção do título de doutor em
Engenharia Ambiental.
Área de concentração: Qualidade de
sistemas ambientais.

Aprovada em: 14/03/2019

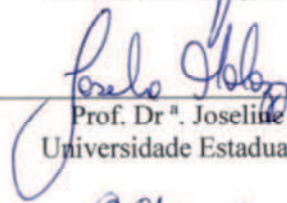
BANCA EXAMINADORA



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



Prof. Dr.ª Juliana Santos Severiano (co orientadora)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr.ª Joseline Molozzi (interno)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr.ª Beatriz Susana Ovruski de Ceballos (interno)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. Mathias Ahii Chia (externo)
Universidade Ahmadu Bello (ABU)



Prof. Dr. Ênio Wocly Dantas (externo)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Dedico aos meus pais,
Manoel Barbosa e Edleuza Barbosa

AGRADECIMENTOS

Hoje olho para trás e recordo com emoção muitas situações vividas na minha jornada de estudante, os momentos de muito esforço para estudar, os momentos de desânimo, de decepções, momentos de desespero, as crises de ansiedade, até os momentos que acreditei que não era capaz. Mais eu passei por isso pois nunca perdi a fé, a fé que não torna as coisas mais fáceis, mas as torna possíveis.

Agradeço sempre a Deus, que é rico em misericórdia, pelo grande amor com que me amou. Por todos os obstáculos que Ele coloca em meu caminho, pois sei que nos momentos de dificuldades posso não compreender, mas quando chego ao topo da montanha, reconheço o propósito, ao contemplar a paisagem.

Agradecimentos são meras expressões em relação à gratidão que sinto por meus pais: Manoel Adenisio Barbosa e Edleuza Travassos Barbosa, pelo carinho, pela educação e ensinamento de amor à vida e a Deus, dentre muitas outras ações ao meu favor. Também agradeço a meus irmãos Vilmara Helena Barbosa e Mateus Emanuel Barbosa por tornar minha vida mais doce ainda.

Devo especial gratidão ao meu esposo Maxwelton Ferreira da Silva, meu companheiro de todas as horas por sempre me apoiar desde o início e por tão carinhosamente me acolher sempre que preciso. A alegria que sinto com esse título se torna mais significativa com você ao meu lado!

Ao meu querido orientador José Etham de Lucena Barbosa, o qual tenho muita admiração pelo profissional que é, pela sabedoria e sobretudo pela humildade que carrega. Obrigada professor por todo o apoio para a realização deste trabalho e pelo crescimento acadêmico que eu pude obter ao longo desses anos com o senhor.

A minha coorientadora e amiga, Juliana dos Santos, que tão carinhosamente adotou a ideia de co orientar o trabalho que já estava em andamento. Sua ajuda foi fundamental para a elaboração desta tese. Obrigada pelos ensinamentos e pela motivação!

Agradeço a todos os integrantes do Leaq, por toda a ajuda nas análises laboratoriais, nas coletas de campo, na parte logística. Obrigada pelas conversas na hora do almoço, pela troca de experiências e por tornar a rotina de laboratório mais prazerosa. Gostaria de ressaltar meus agradecimentos a Cláudio da Silva que me acompanhou em praticamente todas as coletas e análises do primeiro estudo. A Raniele Daiana que me ajudou no cultivo, e na determinação do biovolume. A Danielly Lucena nas análises químicas. Herika Cavalcante

pelos gráficos. Mais uma vez agradeço a todos do Leaq, por toda a amizade e por tornar possível a publicação deste trabalho.

Agradeço também as professoras sempre presentes, prof^a Dr^a Joseline Molozzi e prof^a Dr^a Beatriz Ceballos, por toda a contribuição desde a fase do mestrado. Aos técnicos do Laboratório, Climélia da Nobrega e Adriano Cordeiro por sanar nossas necessidades no laboratório. Agradeço aos funcionários terceirizados da universidade, que quero aqui representar por Dona Mari, Edilma e motoristas pela dedicação ao serviço prestado que beneficia diretamente os alunos.

Por fim, agradeço a Universidade Estadual da Paraíba e ao programa de pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da UEPB por me propiciar a realização deste sonho. A FAPESQ (Acordo CAPES/FAPESQ) pela concessão da bolsa de Pós-Graduação.

RESUMO

Objetivou-se investigar o papel da macrófita submersa *Egeria densa* sobre as concentrações de fósforo, as interações com cianobactéria e como estes mecanismos podem contribuir para a eutrofização de reservatórios do semiárido. As macrófitas submersas atuam na complexidade da dinâmica de nutrientes nas regiões litorâneas dos sistemas aquáticos mobilizando o fósforo nos diversos compartimentos ambientais. Atuam também nas interações com outros produtores como as interações alelopátia macrófita-fitoplâncton, este mecanismo é apontado como um fator potencial de inibição do fitoplâncton por macrófitas submersas durante a fase de dominância desses vegetais. O primeiro capítulo desta tese teve como objetivo avaliar a influência das macrófitas submersas sobre o fósforo dentro e fora dos bancos de macrófitas nos compartimentos água, sedimento e interface água-sedimento, além de avaliar a relação entre a concentração desse nutriente presente nos tecidos das macrófitas e o disponível nos diferentes compartimentos de um reservatório. Nós observamos diferença na concentração de fósforo dentro e fora dos bancos das macrófitas, sendo essa diferença determinada pela abundância e a intensidade dos processos de crescimento e decomposição desses vegetais. A entrada de novas águas originadas da transposição de um rio foi um importante fator que influenciou na abundância das macrófitas durante o estudo. A principal fonte de fósforo para as macrófitas foi a interface água-sedimento. O segundo capítulo teve como objetivo verificar os efeitos da presença física da macrófita submersa *Egeria densa* sobre o crescimento e produção de cianotoxinas da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*. Assumiu-se como hipótese que a macrófita submersa *E. densa*, em maior e menor biomassa, pode atuar como um estressor para a população de *C. raciborskii* ocasionando a diminuição da biomassa de cianobactéria e impulsionando a produção de cianotoxinas. Foi observado redução do crescimento de *C. raciborskii* cultivado com *E. densa* bem como liberação de toxinas na presença de *Egeria densa*, corroborando com a hipótese do trabalho, essa redução da biomassa de cianobactérias ocorreu nos tratamentos com biomassa maior e menor de macrófitas. Os valores de fósforo dissolvido diminuíram significativamente entre os tratamentos, essa redução foi observada nos tratamentos de maior biomassa de macrófita. Os resultados apresentados nesta tese contribuem para o entendimento de como as macrófitas submersas exercem efeitos sobre a disponibilidade de fósforo nos diversos compartimentos de um sistema. No estudo, foi registrado a entrada de águas no reservatório estudado, o que tornou possível estudar os efeitos desse fenômeno sobre a população de macrófitas e consequentes impactos para o ambiente. Além disso, foi possível observar ação deletéria das macrófitas submersas sobre *C. raciborskii*. Os resultados apresentados estão estreitamente relacionados com processos de eutrofização, uma vez que mostram a relação das macrófitas com eventos de assimilação de fósforo ou liberação de fósforo, além de mostrar a relação negativa entre cianobactérias produtoras de toxinas.

Palavras-Chave: *Cylindrospermopsis raciborskii*. Coexistência. Fósforo. Macrófita submersa

ABSTRACT

Submerged macrophytes act on the complexity of nutrient dynamics in the coastal regions of aquatic systems by mobilizing phosphorus in the various environmental compartments. They also act in interactions with other producers such as macrophyte-phytoplankton allelopathy interactions, this mechanism is pointed out as a potential factor of inhibition of phytoplankton by submerged macrophytes during the dominance phase of these plants. The first chapter of this thesis aimed to evaluate the influence of submerged macrophytes on phosphorus in the water, sediment and water-sediment interface compartments in the semi-arid eutrophic reservoir, as well as to evaluate the relationship between the concentration of this nutrient present in the macrophyte tissues and the available in the different compartments of a reservoir. We observed a difference in the phosphorus concentration inside and outside the macrophytes banks, being this difference determined by the abundance and intensity of the processes of growth and decomposition of these plants. The entrance of new waters originated from the transposition of a river was an important factor that influenced the abundance of the macrophytes during the study. The main source of phosphorus for the macrophytes was the water-sediment interface. The second chapter had as objective to verify the effects of the physical presence of the submerged macrophyte *E. densa* on the growth and production of cyanotoxins of the cyanobacteria *C. raciborskii*. It was hypothesized that the *E. densa* submerged macrophyte may act as a stressor for the *C. raciborskii* population, causing a decrease in cyanobacteria biomass and boosting cyanotoxin production. It was tested the presence of higher biomass and lower biomass of macrophytes on cyanobacteria. As a result, the reduction of *Cylindrospermopsis raciborskii* grown with *Egeria densa* as well as the release of toxins in the treatments with presence of *Egeria densa* was verified, corroborating with the work hypothesis, that reduction of the biomass of cyanobacteria occurred in the treatments with larger biomass and less macrophytes. The values of dissolved phosphorus decreased significantly among the treatments, this reduction was observed in the treatments of greater macrophyte biomass. The results presented in this thesis contribute to the understanding of how submerged macrophytes exert effects on the availability of phosphorus in the various compartments of a system. In addition, it was recorded the entry of water into the studied reservoir, which made it possible to study the effects of this phenomenon on the population of macrophytes and consequent impacts to the environment. In addition, it was possible to observe deleterious actions of submerged macrophytes on *C. raciborskii*. These findings are closely related to eutrophication processes, since they show the relationship of macrophytes with phosphorus assimilation or phosphorus release events, as well as showing the negative relationship between toxin producing cyanobacteria.

Keywords: *Cylindrospermopsis raciborskii*. Coexistence. *Egeria densa*. Phosphorus

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Esquema da classificação das formas biológicas de macrófitas aquáticas....	16
Figura 2 –	Representação esquemática da influência das macrófitas submersas na dinâmica de nutrientes em sistema de acordo com o levantamento bibliográfico	20
Figura 3-	Localização do reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba, Brasil.....	39
Figura 4-	Precipitação pluviométrica mensal e volume hídrico anual do reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba-Brasil, entre os anos 2008-2017.....	40
Figura 5-	Transparência da água no reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba-Brasil, nas zonas I, II e III, entre 28 de março e 28 de setembro de 2017, e abaixo, imagens do reservatório nos dias 28 de maio (A) e 28 de setembro (B) de 2017.....	45
Figura 6-	Concentração dos nutrientes e clorofila-a nas zonas I, II e III do reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba-Brasil, entre 28 de março e 28 de setembro de 2017. A linha tracejada representa a média aritmética. SRP, fósforo solúvel reativo; TPw, fósforo total na água; TPw-s, fósforo total na interface água-sedimento; TPs, fósforo total no sedimento; DIN, nitrogênio inorgânico dissolvido; Chlor-a, clorofila-a.....	46
Figura 7-	Biplot da análise de componentes principais (PCA) com a transparência da água, concentrações dos nutrientes e clorofila-a do reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba-Brasil. Os números de 1 a 10 correspondem as campanhas de coleta, sendo 1= 28 de março, 2=24 de abril, 3=10 de maio, 4=22 de maio, 5= 16 de Junho, 6= 24 de Julho, 7=03 de Agosto, 8= 22 de Agosto, 9= 11 de Setembro e 10= 28 de Setembro. Secchi, transparência da água; SRP, fósforo solúvel reativo; TPw, fósforo total na água; TPw-s, fósforo total na interface água-sedimento; TPs, fósforo total no sedimento; N-NH ₄ , amônia; N-NO ₂ , nitrito; N-NH ₃ , nitrato; DIN, nitrogênio inorgânico dissolvido; Chlor-a, clorofila-a.....	46
Figura 8-	Percentual de volume infestado das macrófitas (PVI) no reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba-Brasil, entre 23 de março e 28 de setembro de 2017.....	48
Figura 9-	Concentração do fósforo total nos compartimentos água (TPw), interface	

	água-sedimento (TPw-s) e sedimento (TPs) das zonas I, II e III do reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba-Brasil. IMB: dentro dos bancos de macrófitas; OMB: fora dos bancos de macrófitas.....	50
Figura 10-	Concentração do TP no tecido das macrófitas nas zonas I, II e III do reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba-Brasil.....	50
Figura 11-	Diagrama de trilha testando os efeitos do TP dos compartimentos água (TPw), sedimento (TPs) e água-sedimento (TPw-s) sobre o fósforo dos tecidos das macrófitas (TPm).....	52
Figura 12-	Biovolume de <i>C. raciborskii</i> nos diferentes tratamentos: <i>C. raciborskii</i> ; <i>C. raciborskii</i> + <i>E. densa</i> (0,5 gPF ⁻¹); <i>C. raciborskii</i> + <i>E. densa</i> (2 gPF ⁻¹) em 12 dias de experimento.....	68
Figura 13-	Saxitonas extracelular (superior) e intracelular (inferior) de <i>C. raciborskii</i> nos diferentes tratamentos: <i>C. raciborskii</i> ; <i>C. raciborskii</i> + <i>E. densa</i> (0,5 gPF ⁻¹); <i>C. raciborskii</i> + <i>E. densa</i> (2 gPF ⁻¹) em 12 dias de experimento.....	69
Figura 14-	Cilindroespermopsina extracelular (superior) e intracelular (inferior) de <i>C. raciborskii</i> nos diferentes tratamentos: <i>C. raciborskii</i> ; <i>C. raciborskii</i> + <i>E. densa</i> (0,5 gPF ⁻¹); <i>C. raciborskii</i> + <i>E. densa</i> (2 gPF ⁻¹) em 12 dias de experimento.....	70
Figura 15-	Concentrações de fósforo total, fósforo dissolvido e nitrato nos tratamentos com <i>C. raciborskii</i> ; <i>E. densa</i> (0,5 gPS ⁻¹); <i>E. densa</i> (2 gPS ⁻¹); <i>C. raciborskii</i> + <i>E. densa</i> (0,5 gPS ⁻¹); <i>C. raciborskii</i> + <i>E. densa</i> (2 gPS ⁻¹) em 12 dias de experimento.....	72
Figura 16-	Biomassa de <i>Egeria densa</i> nos tratamentos com <i>C. raciborskii</i> ; <i>E. densa</i> (0,5 gPS ⁻¹); <i>E. densa</i> (2 gPS ⁻¹); <i>C. raciborskii</i> + <i>E. densa</i> (0,5 gPS ⁻¹); <i>C. raciborskii</i> + <i>E. densa</i> (2 gPS ⁻¹) em 12 dias de experimento.....	773

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

P	Fósforo
PVI	Porcentagem de volume de infestação
MBO	Fora do banco de macrófitas
MBI	Dentro do banco de macrófitas
PCA	Análise de Componentes Principais
LGM	Análise de Regressão Múltipla
TPM	Fósforo nos tecidos das macrófitas
TPw	Fósforo no compartimento água
TPW-S	Fósforo no compartimento água –sedimento
TP-S	Fósforo no compartimento sedimento

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	REVISÃO DE LITERATURA	15
3	CAPITULO 1- “Influência das macrófitas submersas sobre o fósforo nos compartimentos água, sedimento, interface água-sedimento e macrófita em reservatório eutrófico do semiárido”	35
4	CAPITULO 2- “Efeitos da macrófita submersa <i>Egeria densa</i> Planch. sobre o crescimento e a produção de cianotoxinas em <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Wolosz.) Seenaya and Subba Raju.....	60
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS DA TESE.....	79

1 INTRODUÇÃO

Para mitigar os efeitos das intempéries climáticas sobre o desenvolvimento das populações humanas em áreas de clima árido e semiárido, a construção de reservatórios é uma prática frequente. O semiárido brasileiro é marcado pelo grande número de reservatórios que permitem a retenção da água para provimento de necessidades das populações durante a seca (ANNOR et al., 2009), além do desenvolvimento de atividades de irrigação, piscicultura, industriais e lazer (CHELLAPPA et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2015).

Dentre os possíveis tipos de deterioração destes reservatórios, destacam-se os efeitos de flutuações no nível da água e eutrofização, os quais podem induzir mudanças de um ambiente menos enriquecido e equilibrado para um ambiente mais eutrófico favorecendo o desenvolvimento de florações de cianobactérias (MOSS, 1990; SCHEFFER, 1998; MCCANN, 2016).

O estado de água mais rico em nutrientes resulta na proliferação de algas fitoplanctônicas e cria condições desfavoráveis ao estabelecimento de plantas submersas, pois a turbidez abiótica e biótica impede a penetração da luz nas camadas de água mais profundas inibindo o crescimento desses vegetais aquáticos (VAN DEN BERG et al., 1998). Porém, um estado de transparência da água permite o desenvolvimento e sucessão da vegetação submersa (BLINDOW et al., 1993; SCHEFFER et al., 1994; MCCANN et al., 2016) e favorece condições mesotróficas a oligotróficas, prevenindo a dominância de cianobactérias (VAN NES et al., 2002).

Os impactos potenciais da vegetação submersa no sistema e o decréscimo das macrófitas com a falta de transparência da água, são importantes fatores a serem considerados na elaboração de planos de gestão dos ecossistemas. Reservatórios rasos do semiárido são susceptíveis a mudanças entre um estado de transparência e um estado mais enriquecido da água, os quais parecem ser dirigidos por forças relacionadas ao papel das macrófitas submersas a ciclagem dos nutrientes (CHELLAPA et al., 2003).

Sobre isso, pode-se afirmar a complexidade da dinâmica de nutrientes nas regiões litorâneas dos sistemas aquáticos ocupados por macrófitas, pois estes vegetais desempenham diversos papéis no processo de estocagem e ciclagem de nutrientes. Diversos estudos têm mostrado a capacidade de estoque de nutrientes em tecidos de macrófitas, tanto por meio das folhas (CHRISTIANSEN et al., 2016; GUDIMOV et al., 2016), quanto por meio das suas raízes (GUO-FENG et al., 2014; LEVI et al., 2015; MOORE et al., 2016) podendo estes vegetais até ser usados na recuperação de águas degradadas (DINIZ et al., 2006; WU et al.,

2013; ZHANG et al.,2015; RODRIGUES et al.,2016) pois podem estocar significativa quantidade de nutrientes em seus tecidos além de promoverem a sedimentação de partículas suspensas pois as macrófitas atenuam a ação dos ventos (LEVI et al.,2015; MORAES et al.,2004).

Por outro lado, cerca de 90% da matéria orgânica que é encontrada na região litorânea é proveniente da biomassa de macrófitas aquáticas (WETZEL, 1991; BOTTINO et al.,2016) através do processo de decomposição. A decomposição destas plantas ocorre inicialmente através da lixiviação de compostos orgânicos que se tornam prontamente disponíveis para a massa de água na forma dissolvida (FINKLER-FERREIRA et al., 2003; BIANCHINI-JUNIOR et al.,2014). No entanto, os restos de tecidos das plantas aquáticas contribuem para a cadeia de detritos, disponibilizando carbono na forma particulada e fósforo, os quais consequentemente vem a se tornar disponível para níveis tróficos primários como o fitoplâncton (BIANCHINI-JUNIOR et al.,2014; LEVI et al., 2015).

Além da dinâmica de nutrientes desempenhada pelas macrófitas, existem outros mecanismos que podem contribuir para mudanças de estados da água, como as interações alelopátia macrófita-fitoplâncton, estas por sua vez, são apontadas como um mecanismo potencial de inibição do fitoplâncton por macrófitas submersas durante a fase de maior transparência da água (GROSS 2003; YAO et al.,2016). Todos os produtores primários aquáticos são capazes de produzir e liberar compostos alelopaticamente ativos (GROSS, 2003; WANG et al.,2015), e cianobactérias podem também liberar substâncias químicas que inibem o crescimento e co-ocorrência de outras espécies de macrófitas (Zhang et al.,2015). Além da alelopátia, vale relembrar que mecanismos como competição por nutrientes e limitação por luz (LÜRLING et al.,2006) também são importantes interações entre macrófitas e fitoplâncton que contribuem para a alternância de diferentes cenários limnológicos.

Trabalhos desenvolvidos desde a década de 70 já revelavam através de microcosmos o potencial efeito de macrófitas sobre o crescimento do fitoplâncton (HUTCHINSON, 1975; GROSS et al.,2007; YAO et al.,2016). Tal abordagem experimental em microcosmos é amplamente utilizada para detectar essa atividade biológica (SAYER et al., 2010; HILT, 2015; YAO et al., 2016).

As baixas precipitações recorrentes no semiárido brasileiro foram intensificados nesses últimos anos, como reflexo das mudanças climáticas vigentes, esses estressores ambientais apresentam potencial para alterar os processos ecológicos e seu funcionamento, assim mudanças climáticas podem alterar o papel das macrófitas na ciclagem de nutrientes, e averiguar esse processo constituem-se de suma importância.

Portanto, assume-se que a ciclagem de nutrientes exercida pelas comunidades de macrófitas aquáticas nela estabelecidas e pelos mecanismos de interação macrófita submersa com cianobactérias representam fatores importantes no funcionamento do sistema aquático e para a promulgação de planos de gestão.

Assim a presente proposta pretende através de uma abordagem experimental e em campo compreender as relações das macrófitas submersas com o fósforo bem como as interações entre essas plantas com as cianobactérias e compreender como estes fatores podem estar relacionados a processos de enriquecimento do sistema aquático.

OBJETIVO GERAL

Objetivou-se investigar o papel de macrófitas submersas sobre as concentrações de fósforo, as interações com as cianobactérias e como estes mecanismos podem contribuir para a eutrofização de reservatórios do semiárido.

Para melhor apresentação e compreensão desse trabalho, este será dividida em 2 capítulos:

CAPITULO 1:

Influência das macrófitas submersas sobre o fósforo nos compartimentos água, sedimento, interface água-sedimento e macrófita em reservatório eutrófico do semiárido

Objetivos específicos:

- Avaliar a influência das macrófitas submersas sobre o P nos compartimentos água, sedimento e interface água-sedimento em reservatório eutrófico do semiárido;
- Avaliar a relação entre a concentração desse nutriente presente nos tecidos das macrófitas e o disponível nos diferentes compartimentos;

Hipótese:

- Há diferença na concentração de P dentro e fora dos bancos de macrófitas nos compartimentos avaliados;
- O P nos tecidos das macrófitas tem relação com o disponível nos compartimentos, sendo essa relação diretamente proporcional, ou seja, quanto maior a concentração de P no meio, maior o acumulado nas macrófitas;

CAPITULO 2

Efeitos da macrófita submersa *Egeria densa* Planch. sobre o crescimento e a produção de cianotoxinas na cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenaya and Subba Raju

Objetivos específicos:

- Verificar os efeitos no crescimento de cianobactérias expostos a presença de macrófitas submersas;
- Verificar a liberação de toxinas pela cianobactéria;

Hipóteses:

As macrófitas pode atuar como um estressor para a população de cianonabactéria e, assim, ocasionar (I) a diminuição da biomassa dessa cianobactéria e (II) impulsionar a produção das cianotoxinas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

As macrófitas são plantas aquáticas que podem ser classificadas em cinco grandes grupos funcionais: macrófitas aquáticas emersas ou emergentes (enraizadas no sedimento com folhas fora da água); macrófitas aquáticas flutuantes (flutuam livremente na superfície da água); macrófitas aquáticas submersas enraizadas (enraizadas no sedimento que crescem totalmente submersas); macrófitas aquáticas submersas livres (permanecem livres, “mergulhadas” na coluna d’água); e macrófitas aquáticas (enraizadas no sedimento com folhas flutuando na superfície da água), (Figura 1).

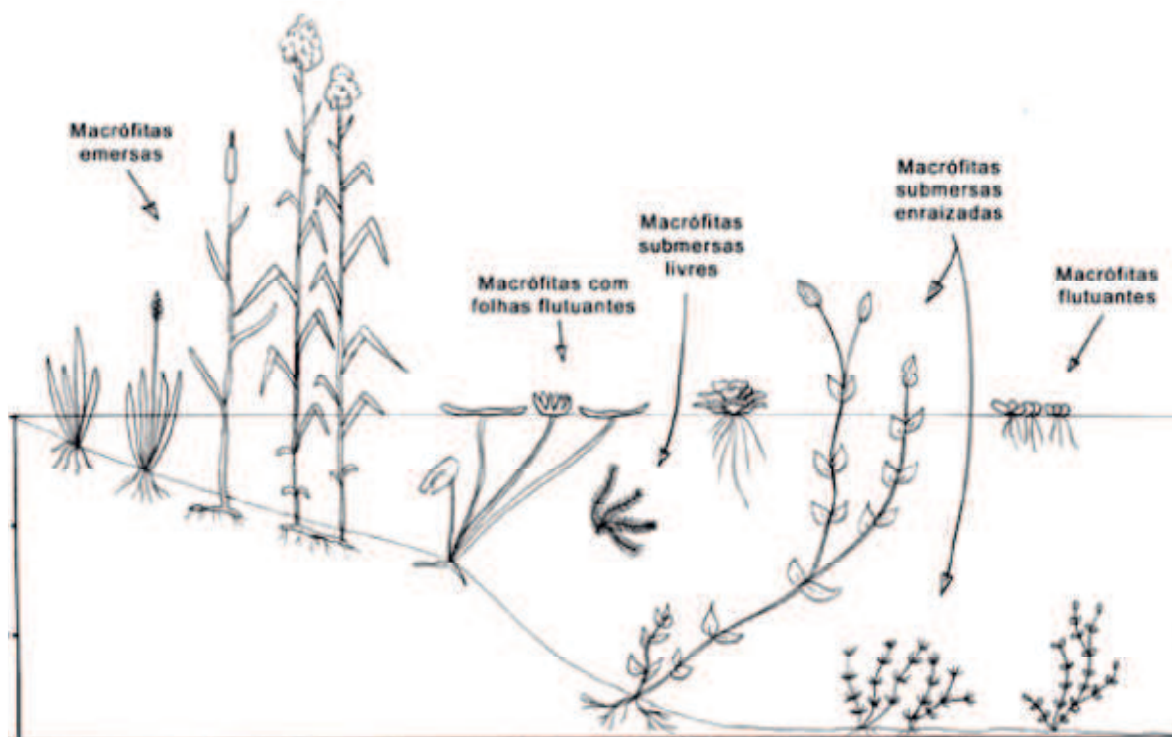


Figura 1. Classificação das formas biológicas de macrófitas aquáticas.

Diversos estudos enfatizam os fatores preponderantes para o estabelecimento de macrófitas dentre os quais: a profundidade da coluna da água e sua transparência (LI et al., 2016; YE et al., 2018), ação de ondas (STRAND; WEISNER, 1996; ZHU et al., 2018), consumo por aves (VAN ALTENA et al., 2016), perifiton e características do sedimento (SANTOS; FERRAGUT, 2018). Outros fatores abióticos também podem influenciar fortemente a vegetação aquática, como a idade de lagos e uso da terra circundante (ROOZEN et al., 2003). Todos esses fatores são considerados capazes de alterar os estágios sucessionais de macrófitas em lagos rasos (VAN GEEST et al., 2003). Como as macrófitas aquáticas submersas são sensíveis a mudanças no sistema e à qualidade da água, elas são essenciais como indicadoras ambientais (VAN GEEST et al., 2003).

A comunidade de macrófitas são extremamente importantes nos ecossistemas aquáticos, pois desempenham inúmeros benefícios como fornecimento de alimento e abrigo para peixes e invertebrados, participação na ciclagem de nutrientes e auxiliam na proteção e estabilização das margens de sistemas aquáticos (DUARTE 1995; CAMARGO et al., 2003). Além disto, as macrófitas podem exercer importante papel no ciclo do carbono em ambientes onde são abundantes. Isto porque podem assimilar grandes quantidades de carbono inorgânico da atmosfera ou da água e transformá-lo em biomassa por meio do processo fotossintético (GENEVIEVE et al., 1997; THOMAZ, 2002; POMPEO, 2008).

O metabolismo e estabelecimento das plantas, auxiliam na manutenção de águas relativamente oligotróficas, sem crescimento excessivo do fitoplâncton, de várias formas: (a) reduzindo forças hidrodinâmicas e consequentemente diminuindo a ressuspensão de partículas e o aporte de fósforo do sedimento (BARKO; JAMES, 1998; Zhu et al., 2015); (b) servindo de refúgio para grandes espécies de zooplâncton (JEPPENSEN et al., 1997; Zheng et al., 2017) que predam algas fitoplanctônicas em altas taxas (JEPPENSEN et al., 2005); (c) produzindo substâncias alelopáticas que reduzem ou inibem o crescimento de fitoplâncton (WIUM-ANDERSEN, 1987; GROSS et al., 2007; Mohamed, 2017); (d) reduzindo a concentração de nutrientes disponíveis (THOMAZ et al., 2006; Human et al., 2015).

Esta manutenção depende da ocorrência das macrófitas e sua distribuição. Em ambientes, onde as condições são favoráveis para o seu desenvolvimento, a produção pode alcançar valores de biomassa superiores a 5kg m³. Quanto maior a biomassa, maior o potencial para reduzir a turbidez da água (SONDERGAARD; MOSS, 1998). A dinâmica dos nutrientes exercidos por macrófitas submersas já era estudada na década de 80 por Granéli e Solander (1988), eles apontaram a importância dos estudos com esses vegetais uma vez que exerciam tanto papel de acumuladoras de nutrientes no sistema, quanto liberadoras de nutrientes. Registros mais antigos já mostravam a função das raízes de macrófitas na captação de fósforo do sedimento (DENNY, 1980; CARIGNAN; KALFF 1982), outros estudos também indicavam a absorção de nutrientes tanto das raízes quanto das folhas (MCROY; BARS DATE, 1970; BRISTOW; WHITCOMB, 1971). A influência das macrófitas sobre o sedimento ocorre pela disponibilidade do fósforo reativo solúvel (SRP) próximo as raízes (BROCK et al., 1983; JAMES et al., 2004) entre diferentes momentos, em períodos de decaimento, por exemplo, altas concentrações de SRP são encontradas no sedimento (CARIGNAN; NEIFF, 1992; Wang et al., 2013).

Em lagos oligotróficos a formação de uma camada de oxidação no sedimento promovido pelas macrófitas impedem a liberação de fósforo a partir do mesmo (HORPILLA et al., 2001). Estudos de Moss (1990) também revelaram essa capacidade de aprisionamento de SRP quando a abundância e crescimento de macrófitas eram altos o potencial redox do sedimento tornava-se baixo para a formação de sulfetos e, portanto, para a redução e liberação do fósforo do sedimento.

Um estudo realizado num lago temperado (CAMACHO, et al., 2015) mostrou aumento das concentrações de oxigênio dissolvido na água e elevação da transparência da água com a colonização de macrófitas, porém o decaimento promovia perda da transparência da água e diminuição do oxigênio bem como o lançamento de fósforo. Outros estudos

também sugerem a presença de macrófitas como agente para melhoramento da qualidade de água do sistema, como elevação da transparência da água através do sequestro de nutrientes exercido por estes vegetais (FINLAY et al., 2016). Durante o desenvolvimento das macrófitas a comunidade fitoplânctonica é escassa, surgindo só no final do período de maturação das macrófitas incluindo o surgimento de cianobactérias (*Microscystis* sp e *Nostoc*) bem como clorofíceas como resultado da decomposição de macrófitas (CAMACHO et al., 2015).

Estudos com o genero *Potamogeton* sp mostraram que esses vegetais crescem em locais hipertróficos e áreas poluídas assimilando os nutrientes pelas raízes. Consequentemente o crescimento de *Potamogeton* sp causa uma depleção de fósforo e nitrogênio na água e diminuição da demanda por oxigênio, aumentando a transparência e oxigênio da coluna água (BAKKER et al., 2010; NEMON; HOLLAND, 2014). Essas características fazem-a uma boa candidata para biorremediação em sistemas aquáticos como também mostrou Mi (et al., 2008).

Bem como encontrou Leoni e colaboradores (et al., 2015) os quais quantificaram o potencial efeito do crescimento e decomposição de *Potamogeton* sp sobre as concentrações de fósforo em um lago através de mesocosmos e álises de campo. De acordo com ele, maiores concentrações de fósforo na água são encontradas depois de um evento de decomposição (0,7 mg PT/L-1) e que a liberação de PT depende principalmente da fase de decomposição. A fase de liberação de fósforo ocorre geralmente nos primeiros dias, fase que chamamos de lixiviação, onde quase 18% do fósforo é liberado nas primeiras 2 horas (LEONI, et al., 2015), assim segundo o autor, aconselha-se remover esses vegetais logo antes do periodo de senescencia, como também afirmou Wang (et al., 2018) em seus estudos de eutrofização e decomposição de macrófitas.

De fato, o reconhecimento do elevado potencial de absorção e retenção de nutrientes por diversas espécies de macrófitas aquáticas levou ao desenvolvimento de uma técnica de manejo de ecossistemas aquáticos degradados denominado fitorremediação, que consiste na utilização destes vegetais para absorção do excesso de nutrientes e posterior remoção destes do corpo hídrico (BRIX; SCHIERUP, 1989; DHOTE; DIXIT, 2009; PALMA-SILVA, 2012). Além de nutrientes, as macrófitas aquáticas são capazes de absorver uma variedade de outros elementos como, por exemplo, metais pesados, possibilitando sua utilização também no tratamento de efluentes industriais (ESCOSTEGUY et al., 2008).

O efeito da biomassa de macrófitas submersas associada a alterações físico-químicas no sedimento, diminuindo o fluxo de fósforo do sedimento para a coluna d'água (ROONEY; KALFF, 2003) pode ser uma das únicas formas efetivas deste grupo de vegetais sequestrar

fósforo em longa escala de tempo em ecossistemas aquáticos. A ressuspensão de nutrientes do sedimento para a coluna d'água é significativamente baixa em zonas dominadas por macrófitas submersas (ZHU, et al., 2015) como também mostram outros estudos em lagos rasos (HORPILLA et al., 2001). Isso devido à redução das ondas promovido pela vegetação, que impede a ressuspensão dos nutrientes do sedimento, aumentando a transparência da água (ZHU, et al., 2015). Macrófitas vivas não podem excretar fósforo, mais elas podem promover um lançamento desse nutriente do sedimento (HORPILLA; NURMINEN, 2003). Em contraste, as macrófitas aquáticas podem evitar essa ressuspensão do sedimento e a erosão (VERMAAT et al., 2000) contribuindo assim para um estado de águas limpas. Em alguns reservatórios, a ressuspensão exerce um efeito de enriquecimento do meio pela carga de fósforo, este por sua vez fica disponível para os organismos algais ocasionando florações de algas, porém, isso dependerá da arquitetura e da distribuição dos tecidos das plantas na coluna d'água variando de acordo com a forma de crescimento e com a espécie.

Estudos desenvolvidos no Brasil sobre decomposição de macrófitas submersas foram desenvolvidos nas regiões sul e sudeste (BIANCHINI et al., 2008; CHIBA et al., 2013; SUZUKI et al., 2013; CUNHA- SANTINO et al., 2013) estes trabalhos abordaram estudos com taxas de degradação e liberação de carbono. De acordo com os estudos constata-se que estes vegetais aquáticos podem contribuir para as emissões de CO₂ e CH₄ no sistema (BIANCHINI et al., 2008), o mesmo foi verificado por Titus e Pagano (2002) em uma comunidade de macrófitas submersas de um lago temperado.

São inexistentes os trabalhos no Brasil sobre a liberação de fósforo e nitrogênio para a água decorrente do processo de decomposição de macrófitas, e como esta liberação influencia a qualidade de água, os trabalhos desse porte são desenvolvidos principalmente na Ásia (KROGERS, et al., 2007; WANG et al., 2018; SHILLA et al., 2006).

Os estudos publicados sobre decomposição de macrófitas submersas são mais abundantes se comparado com estudos de macrófitas emersas, este fato se dá pela significativa mudança na qualidade de água que pode ocorrer pelas submersas (WANG et al., 2013; SHILLA et al 2006) e pelas velocidades rápidas de decomposição dessas plantas (BIANCHINI et al., 2008; CUNHA SANTINO et al., 2013), (Figura 4).

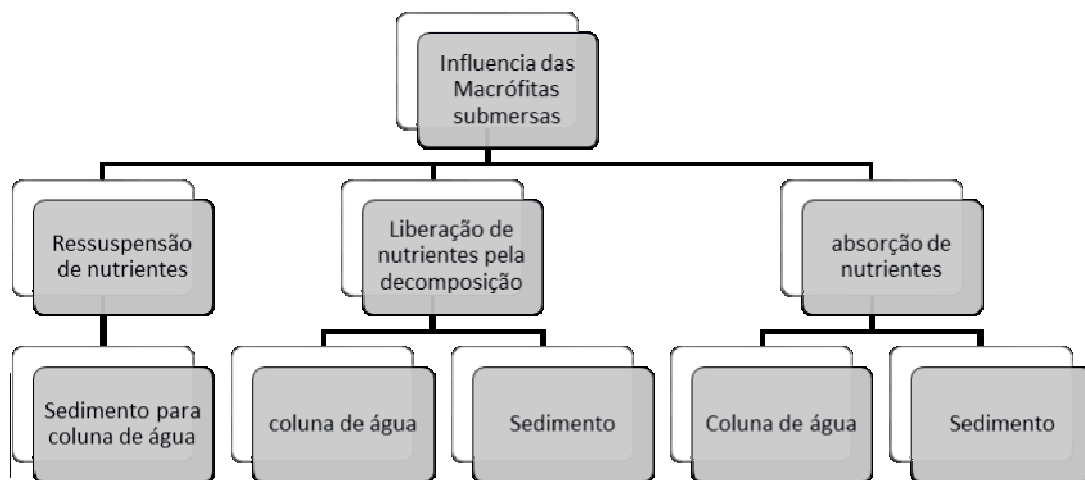


Figura 2. Representação esquemática da influência das macrófitas submersas na dinâmica de nutrientes em sistema de acordo com o levantamento bibliográfico.

Há décadas, suspeita-se que macrófitas aquáticas possam suprimir o crescimento do fitoplâncton através da excreção de substâncias químicas que inibem o metabolismo do fitoplâncton (HUTCHINSON, 1975), este fato contribui para a diminuição da biomassa de algas que compromete a transparência da água e também a diminuição das densidades de cianobactérias (; SAYER et al., 2010; HILT, 2015; YAO et al., 2016). A produção e excreção de aleloquímicos por macrófitas pode ser uma defesa estratégica contra outros organismos fotossintéticos que competem por luz e nutrientes, como epifíton e fitoplâncton (GROSS et al., 2007). Os compostos identificados pertencem às classes de sulfúricos, poliactilenos, polifenóis e ácidos graxos oxigenados. Tanto macrófitas de água-doce como marinhas podem produzir compostos de atividade algicida (WIUM; ANDERSEN, 1987; GROSS et al., 1996; JEONG et al., 2000; GROSS, 2003).

Atualmente, constam diversos indícios de inibição do crescimento de cianobactérias (JASSER, 1995) e algas verdes (HOOTSMANS; BLINDOW, 1994). Compostos sulfúricos isolados de macrófitas submersas como *Chara globularis* podem inibir a fotossíntese do fitoplâncton (ANTHONI et al., 1980). Planas et al., (1981) também descobriram efeitos inibitórios de crescimento proveniente de compostos fenólicos isolados da macrófita *Myriophyllum spicatum*, espécie frequentemente encontrada em muitos corpos de água brasileiros. Desta espécie descobriu-se o composto fenólico tellimagrandin II como principal aleloquímico (GROSS et al., 1996). Extratos aquosos de três macrófitas submersas como,

Ceratophyllum demersum, *Vallisneria spiralis* e *Hydrilla verticillata* mostraram efeitos inibitórios sobre o crescimento de *M. aeruginosa* ainda maiores e devido à presença de etilacetato em frações das plantas (MULDEIRJ et al., 2003).

Além da alelopatia, vale lembrar que mecanismos como competição por nutrientes e sedimentação de partículas e fósforo, exercidos pelas macrófitas, atuam indiretamente reduzindo o desenvolvimento de algas (LÜRLING et al., 2006). Portanto, seja por meio direto, através do efeito alelopático (algicida), ou indireto, através da manutenção do estado oligotrófico do sistema, as macrófitas têm o potencial para serem aplicadas na restauração de ecossistemas aquáticos tropicais e subtropicais.

Estudos realizados por Zhang (et al., 2015) mostraram a importância de se conhecer os fatores que levam ao desaparecimento das macrófitas e incentiva a presença de macrófitas nos lagos, pois estas tanto são bioindicadoras das condições ambientais quanto são reguladoras das condições locais.

Assim, as macrófitas aquáticas desempenham inúmeras funções no sistema e grande parte da biodiversidade aquática pode ser explicada pela sua presença. As macrófitas aquáticas não são elementos negativos e por isso não devem ser extirpadas do reservatório como pragas, pelo contrário (CAMACHO et al., 2015). A manutenção dessas plantas garante ao corpo de água maior diversidade e a possibilidade de auxiliar como amortecedor de eventuais impactos conferindo melhor qualidade ao ecossistema como um todo e sem dúvida refletindo na melhoria da qualidade da água para múltiplas finalidades. Portanto, em reservatórios onde as macrófitas aquáticas são importantes componentes de sua estrutura e função, devem ser despendidos esforços para que permaneçam no ecossistema, que tenham seu crescimento controlado, evitando os efeitos danosos do crescimento explosivo e da decomposição.

Referências bibliográficas

AESA. Agencia Executiva de gestão das águas do Estado da Paraíba. Paraíba, PB. 2016. Disponível em <<http://www.aesa.pb.gov.br/>>. Acesso em 18/02/2018.

ANNOR, F. O. et.al. Delineation of small reservoirs using radar imagery in a semi-arid environment: A case study in the upper east region of Ghana. **Physics and Chemistry of the Earth**, 34:309-315, 2009.

ANTHONI, U. et.al. Biologically active sulphur compounds from the green alga *Chara globularis*. **Phytochemistry**.19:1228-1229, 1980.

APHA, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21^o edition, 2005.

ALBERTONI, E. F. et.al. Field evidence of the influence of aquatic macrophytes on water quality in a shallow eutrophic lake over a 13-year period. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol.26, n.2, p.176-185, 2014.

BAKKER, E.S. et al. Effect of macrophyte community composition and nutrient enrichment on plant biomass and algal blooms. **Basic and Applied Ecology**.11, 432–439, 2010.

BARBOSA, J.E.L. et.al. Aquatic systems in semi-arid Brazil limnology and management. **Acta Limnol Bras**. 24(1): 103-118, 2012.

BARBOSA, E.A. Macrófitas aquáticas em um reservatório da grande João Pessoa, Paraíba, Brasil. 2012. 120f. Trabalho de conclusão de curso do curso de Ciências biológicas. Universidade Estadual da Paraíba, Paraíba, 2012.

BARBOSA, V.V. et.al. Anaerobic decomposition of submerged macrophytes in semiarid aquatic systems under different trophic states, Paraíba State, Brazil. **African Journal of Biotechnology**. 16(49), 2258-2266, 2017.

BARKO, J.W.; JAMES, W.F. Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation and resuspension. **Ecological Studies**. 131, 197–214,1998.

BARKO J.W.; JAMES W.F. Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension. In: JEPPESEN, E.; SONDERGAARD, M.; CHRISTOFFERSON, K.; editors. *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. **Springer**, Verlag; New York: 1998. pp. 197–214. (Ecological Studies 131).

BENNER, R. et al. Effects of pH and plant source on lignocellulose biodegradation rates in two wetland ecosystems, the Okefenokee Swamp and a Georgia salt marsh. **Limnology and Oceanography**, 30(3), 489-499,1985.

BIANCHINI J.I. et.al. Emissions of methane and carbon dioxide during anaerobic decomposition of aquatic macrophytes from a tropical lagoon (São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras**. 22: 157-164, 2010.

BIANCHINI, J.I. et.al. Implication of anaerobic decomposition of *Eichhornia azurea* (sw.) Kenth on the carbon cycling in a subtropical reservoirs. **Brazilian Journal Biology**, v.24, n.1, p.100-110, 2014.

BIANCHINI, J.R.I.; CUNHA-SANTINO, M.B.; PERET, A.M. Oxygen demand during mineralization of aquatic macrophytes from an oxbow lake. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 68, n.1, p. 61-67. 2008.

BLINDOW, I.; ANDERSSON, G.; HARGEBY, A.; & JOHANSSON, S. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. **Freshwater Biology**. 30, 159-167,1993.

BOLPAGNI, R. et.al. Remote sensing of phytoplankton-macrophyte coexistence in shallow hypereutrophic fluvial lakes. **Hydrobiologia**. 737, 67–76, 2014.

BOLPAGNI, R. et al. Remote sensing of phytoplankton-macrophyte coexistence in shallow hypereutrophic fluvial lakes. **Hydrobiologia**, v. 743. pags. 1- 10, 2013

BOTTINO, F.; CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI-JUNIOR, I. Decomposition of Particulate organic carbon from aquatic macrophytes under different nutrient conditions. **Aquatic Geochemical**, v.22, p.17-33, 2016.

BRISTOW, J. M.; and WHITCOMB, M. The role of roots in the nutrition of aquatic vascular plants. **American Journal of Botany**. 58: 8-13, 1971.

BRIX, H.; SCHIERUP, H. Use of aquatic macrophytes in water-pollution control. **Ambio**, 18(2), pp.100–107, 1989.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 8:115-126, 1996.

CAMACHO, A. et.al. Hydrology-driven macrophyte dynamics determines the ecological functioning of a model Mediterranean temporary lake. **Hydrobiologia**. v. 774, pp. 93–107, jul.2016.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Org.) Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: **EDUEM**, p. 319-341, 2003.

CANFIELD, D.F. Jr. et.al. Prediction of chlorofyll a concentrations in Florida lakes: importance of aquatic macrophytes. **Canadian journal of Fisheries and Aquatic Science**, 41,497-501, 1984.

CARACO, N. F.; COLE, J. J. Contrasting impacts of a native and alien macrophyte on dissolved oxygen in a large river. **Ecological Applications**. 12 1496–1509, 2002.

CARIGNAN, R.; KALFF, J. Phosphorus release by submerged macrophytes: Significance to epiphyte and phytoplankton. **Limnology and Oceanography**. 27: 419-427, 1982.

CARIGNAN, R.; NEIFF, J. J. Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by the water hyacinth eichhornia crassipes. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 17, p. 85-121, 1992.

CARPENTER, S.R. et.al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**. 8(3):559–568, 1998.

CARPENTER, S.R. and ADAMS, M.S. The macrophyte tissue nutrient pool of a hardwater eutrophic lake: implications for macrophyte harvesting. **Aquatic Botany**. 3: 239- 255,1977.

CAVALCANTE, H.; CRUZ, P. S.; VIANA, L. G.; SILVA, D. de L.; BARBOSA, J. E. de L. Influence of the use and the land cover of the catchment in the water quality of the semiarid tropical reservoirs. **Journal of hyperspectral remote sensing**, v. 7, p. 389-398, 2018.

CHAMBERS, P.A. Nearshore occurrence of submersed aquatic macrophytes in relation to wave action. **Canadian journal of Fisheries and Aquatic Science**. 44, 1666-1669, 1987.

CHAMBERS, P.A.; KALFF, J. Depth distribution and biomass of submersed macrophyte communities in relation to Secchi depth. **Canadian journal of Fisheries and Aquatic Science**. 42, 701- 709, 1985.

CHELLAPPA, N.T; COSTA, M.A.M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte, State Brazil. *Acta Oecologica*, 24: S3-S10, 2003.

CHELLAPPA, S. et.al. Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. **Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters**, 39:325-329, 2009.

CHENG, W. et.al. Allelopathic inhibitor effect of *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. on *Microcystis aeruginosa* and its physiological mechanism. **Acta Ecologica Sinica**, v. 28, n. 6, p. 2595-2603, 2008. ISSN 1872-2032.

CHIBA, W.A.C.; CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI JR., I. Anaerobic decomposition of a native and an exotic submersed macrophyte in two tropical reservoirs. **Brazilian Journal of Microbiology**, São Carlos, v. 73, n. 2, p. 299-307, mai/2013.

CHRISTIANSEN, N.; ANDERSEN, F.O.; JENSEN, H.S. Phosphate uptake, kinetics for four species of submerged fresh water macrophytes measured by a ³³P phosphate radioisotope technique. **Aquatic botany**. v.128, p 58-67,2016.

COLE, J, F.; C. JONES. Effect of temperature on photosynthesis-light response and growth of four phytoplankton species isolated from a tidal freshwater river. **Journal of Phycology**. 36:7–16, 2000.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI, J.R.I. Tropical macrophyte degradation dynamics in freshwater sediments: relationship to greenhouse gas production. **Soils Sediments**.13:1461–1468, 2013.

CHIBA DE CASTRO, W.A.; CUNHA-SANTINO, M.B. And Bianchini Junior, I Anaerobic decomposition of a native and an exotic submersed macrophyte in two tropical reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**. May-2013, vol.73, n.2, p.299-307. ISSN 1519-6984.

DENNY, P. Solute movement in submerged angiosperms. **Biological Reviews**. 55: 65-92, 1980.

DOĞAN, M. Heavy metal accumulation in aquatic macrophytes. **Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi**. 4(2), pp.33-36, 2011.

DHOTE, S. And DIXIT, S. Water quality improvement through macrophytes: a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, vol. 152, n. 1-4, p. 149-153, 2009. PMID:18537050. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-008-0303-9>

DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O. de; BARBOSA, J. E. L.; KONIG, A. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. **Rev. Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande -PB, Suplemento, p. 226-230, 2005.

DODDS, W. K. et al., Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages. **Environmental Science & Technology**, v.43, n.1, p.12-19, 2009.

DUARTE, C.M. Submerged aquatic vegetation in relation to different regimes. **Ophelia**.41:87-112,1995.

DUARTE, C. M. & KALFF, J. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. **Limnology and Oceanography**. 31 (5), 1072-1080. 1986.

FALKENBERG, M.B. et al. Introdução à análise fitoquímica. In: SIMÕES, C.M.O.; SCHENKEL, E.P.; GOSMANN, G.; MELLO, J.C.P.; MENTZ, L.A.; PETROVICK, P.R. (orgs). **Farmacognosia: da planta ao medicamento**. 5. ed. Porto Alegre: UFRGS; Florianópolis: UFSC, p. 230-288, 2003.

ESCOSTEGUY, P.A.V. et al., Seção IX - Poluição Do Solo E Qualidade Ambiental Amenização Do Calcário Na Toxidez De Zinco E. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32, pp.853–860, 2008.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análise de solos. 2ª ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos. 230p. 2011.

JASSER, I. The influence of macrophytes on a phytoplankton community in experimental conditions. **Hydrobiologia**, v.306, pp 21-32, Jun/1995. <https://doi.org/10.1007/BF00007855>.

FEIJÓO C, GARCÍA, M., MOMO, F., TOJA, J. Nutrient absorption by the submerged macrophyte *Egeria densa* Planch.: effect of ammonium and phosphorus availability in the water column on Growth and nutrient uptake. **Limnetica**, 21: 03-104, 2002.

FERREIRA, T.F. O papel das macrófitas submersas sobre qualidade da água, restauração e conservação de lagos rasos subtropicais: estudo de caso. Tese (Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2009. 144 p.

FEIJÓO C. et al. Nutrient absorption by the submerged macrophyte *Egeria densa* Planch.: effect of ammonium and phosphorus availability in the water column on Growth and nutrient uptake. **Limnetica**, v. 21, p. 03-104. 2002.

FINLAY, K; RICHARD J, V. An ecosystem management framework to maintain water quality in a macrophyte-dominated, productive, shallow reservoir. **Hydrobiologia**.v.776, n.1, p. 111-123. August. 2016.

FINKLER- FERREIRA, T.F; Motta Marques, D.M.L; Vilanueva, A. O Hidroperíodo de Banhado e a Carga de Matéria Orgânica Dissolvida de *Scirpus Californicus*(C.A.May) Steud. **Anais do Congresso Brasileiro de Limnologia**. UFJF. Minas Gerais. 2003.

GENEVIERE, et al., Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. **Aquatic Botany**, v. 59, p.195-215. 1997.

GRANELI, W.; SOLANDER, D. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes. **Hydrobiologia**, v. 170, p. 245-266. 1988.

GRANELI, E; WEBERG, M.; SALOMON, P.S. Harmful algal blooms of allelopathic microalgal species: The role of eutrophication. **Harmful Algae**, v. 8, p. 94–102. December. 2008.

GROSS, E.M. et al., Searching for allelopathic effects of submerged macrophytes on phytoplankton - state of the art and open questions. **Hydrobiologia**, v. 584, p.77-88. 2007.

GROSS, E. Allelopathy of Aquatic Autotrophs. Crit. **Revist Plant Science**, v. 22, p.313-339. June. 2003

GROSS, E. M. et al. Release and ecological impact of algicidal hydrolyzable polyphenols in *Myriophyllum spicatum*. **Phytochemistry**, v.41, p.133 138. 1996.

GUO-FENG, et al. The Response of Macrophytes to Nutrients and Implications for the Control of Phytoplankton Blooms in East Taihu Lake, China. **J Pollut Eff Cont** . v.2, n.2. 2014

GUDIMOV, A. et al., Examination of the role of dreissenids and macrophytes in the phosphorus dynamics of lake Simcoe, Ontario, Canada. **Ecological informatics**. v.26, p.36-53. 016.

HILLEBRAND, H. et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v. 35, p. 403–424. 1999.

HILT, S. Regime shifts between macrophytes and phytoplankton concepts beyond shallow lakes, unraveling stabilizing mechanisms and practical consequences. **Limnetica**, v.34. p.467-480, 2015.

HORPPILA, J; NURMINEN, L. Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenvesi (southern Finland). **Water research**, v.38, n.8, p. 4468-4474. November. 2003.

HOOTSMANS, M. J. M.; BLINDOW, I. **Allelopathic limitation of algal growth by macrophytes**. In W. Van Vierssen, M. J. M. Hootsmans, & J. E. Vermaat (Eds.), Lake Veluwe, a macrophyte dominated system under eutrophication stress, p. 175 192, Dordrecht: Kluwer. 1994.

HORPPILA, J.; NURMINEN, L. The effect of an emergent macrophyte (*Typha angustifolia*) on sediment resuspension in a shallow north temperate lake. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 1447-1455. 2001.

HUANG, J. et al., Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 159, p. 171-179. August. 2017.

HUMAN, L. R.D. et al. The role of submerged macrophytes and macroalgae in nutrient cycling: A budget approach. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 154, p. 169-178. 2015.

HUTCHINSON, G.E. A Treatise on Limnology. Limnological Botany. Wiley, Nova Iorque. Vol. III. 1975. In: DEL CLARO, K.; OLIVEIRA, P. S.; RICO-GRAY, V. (Org.). **Tropical biology and conservation management**. Paris: UNESCO/EOLSS, v. 1, p. 84-132, 2009.

JAMES, W.F.; BARKO, J.W. Macrophyte influences on the zonation of sediment accretion and composition in a north-temperature reservoir. **Arch. Hydrobiol.** v. 120, p. 129-142. 1990

JAMES, W. F. et al., Shear stress and sediment resuspension in relation to submerged macrophyte biomass. **Hydrobiologia**, v. 5, n. 15: p. 181-191, 2004.

JASSER, I. The influence of macrophytes on a phytoplankton community in experimental conditions. **Hydrobiologia**, v. 306, p. 21-32. June. 1995.

JEPPENSEN, E. et al., "Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes". In: Jeppensen, E. ed. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. New York: Springer-Verlag. p. 91-114. 1997.

JEPPENSEN, E. et al. **Interaction of climate and eutrophication**. In M. Kernan et al (ed.) Changing climate and changing freshwaters: A European perspective. Cap. 5. Blackwell. 2009.

JEONG, J.H. et al., Algicidal activity of the seaweed corallina pilufera against red tide microalgae. **Journal of applied Phycology**, v. 12, p. 37-43. 2000.

KAUTSKY, L. Life-cycles of three populations of *Potamogeton pectinatus* L. at different degrees of wave-exposure in the Asko area, Northern Baltic proper. **Aquatic Botany**, v. 27, n. 2, p. 177-186. February. 1987.

KISSOON, L.T.T. et al., Macrophytes in shallow lakes: relationships with water, sediment and watershed characteristics. **Aquatic Botany**, v. 109, p. 39-48. 2013.

KOPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. 1928.

KROGER, R. et al., Plant Senescence: A Mechanism for Nutrient Release in Temperate Agricultural Wetlands. **Environmental Pollution**, v. 146, n. 1, p. 114-119. March. 2007.

MCROY, C. P.; R. J. BARSDATE. Phosphate absorption in eelgrass. **Limnol. Oceanogr.** v. 15, n. 1, p. 6-13. January. 1970.

- LEONI, B. et al. The contribution of *Potamogeton crispus* to the phosphorus budget of an urban shallow lake: Lake Monger, Western Australia. **Limnology**, v.17, n.2, p. 175-182. April. 2015.
- LEVI, P.S. et al. Macrophytes complexity controls nutrient uptake in lowland streams. **Ecosystems**, v.18, n.5, p.914-931. Agust. 2015.
- LIU, X., ZHANG, Y., SHI, K., LIN, J., ZHOU, Y., QIN, B. Determining critical light and hydrologic conditions for macrophyte presence in a large shallow lake: The ratio of euphotic depth to water depth. **Ecological Indicators**, 71, 317–326, 2016.
- Lu, J. et al., Macrophyte beds in a subtropical reservoir shifted from a nutrient sink to a source after drying then rewetting. **Freshwater Biology**, v. 62, p. 854–867. May. 2017
- LURLING, M. et al., Importance of nutrient competition and allelopathic effects in suppression of the green alga *Scenedesmus obliquus* by the macrophytes chara, Elodea and Myriophyllum. **Hydrobiologia**, v.556, p. 209-220. February. 2006.
- MARENGO J. A. et al., Future change of temperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modeling system. **Int. J. Climatol**, v.29, n.5, p.2241- 2255. 2009.
- MARTIN, D. et al., Aquatic plant infestation assessment in Porto Primavera reservoir before final filling. **Planta Daninha**, v.27, p.879-886. 2009.
- MAZZEO N. et al., Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. **Hydrobiologia**, v. 506-509, p. 591-602. 2003.
- MENOM, R.; HOLLAND, M. . Phosphorus Release due to Decomposition of Wetland Plants. **Wetlands**, v. 34, p. 1191-1196. 2014.
- MACCANN, M.J. Evidence of alternatice stables in freshwater lakes: A spatially-explicit model of submerged and floating plants. **Ecological Modelling**, v.337, p.. 298-309. 2016.
- MI, W. J. et al., Influence of *Potamogeton crispus* growth on nutrients in the sediment and water of Lake Tangxunhu. **Hydrobiologia**, v. 603, p. 139-146. 2008.
- MOORE, M.T. et al., using aquatic vegetation to remediate nitrate, ammonium, and soluble reactive phosphorus in simulate runoff. **Chemosphere**. v. 160, p.149-154. 2016.
- NAKAI, S. et al., Polyphenols and fatty acids responsible for anti-cyanobacterial allelopathic effects of submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum*. **Water Sci. Technol**. v.66, p. 993–999. 2012.
- MOHAMED, Z. A. Macrophytes-cyanobacteria allelopathic interactions and their implications for water resources management—A review. **Limnologica**, v. 63, p. 122–132. 2007.

MOSS, B. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. **Hydrobiologia**, v. 1, n.4, p. 275-276 1-14. 1990.

MORAES, AR. Et al., **Biomassa, estoque de nutrientes e metais em macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande (Americana, SP)**. In ESPÍNDOLA, ELG., LEITE, MA. e DORNFELD, CB. ed. Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): Caracterização, impactos e propostas de manejo. São Carlos: RIMA, 2004. p.253-264.

MULDEIRJ, G. et al., Differential sensitivity of green algae to allelopathic substances from Chara. **Hydrobiologia**, v. 491, p. 261-271. 2003.

NASCIMENTO, P. R. F. **Produção de biomassa de *Egeria densa* Planch on, nos reservatórios da Hidroelétrica de Paulo Afonso – Bahia**. 2002. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 46f. 2002.

OLIVEIRA, A.M. et al., Serviços ecossistêmicos prestados por reservatórios no semiárido do Brasil. **Revista do CERES**, v.1 n. 32, 2016

PALMA-SILVA, C. et al., Uso de Eichhornia crassipes para fitorremediação de ambientes eutrofizados. **Perspectiva**. Erechim, v. 36. n. 133, p.73–81. 2012.

PEDRALLI, G. **Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativa para usos múltiplos de reservatórios**. In Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas (S.M. Thomaz & L.M. Bini, eds.). Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 2003.

PIELOU, E.C. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. **Journal Theory Biology**, v. 10, p. 370-383, 1966.

PLANAS, D. et al., Ecological significance of phenolic compounds of *Myriophyllum spicatum*. **Verhandlungen internationale Vereinigung fur Limnologie**, v.21, n. 3 p.1492-1496. 1981.

POMPEO, M. L. M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 406-424. 2008.

POTT, V.J.; POTT, A. **Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal**. In THOMAZ, S.M.; BINI, L.M., ed. Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas. Maringá: Eduem. p. 145-162. 2003.

REVEAL, J.L.; CHASE, M. W. APG III: Bibliographical Information and Synonymy of Magnoliidae. **Phytotaxa**, v. 19 p.71-134. 2011.

RECKHOW K.H.; Chapra S.C. Modelling excessive nutrient loading in the environment. **Environmental Pollution**, v. 100, n. 1, p. 197-207. 1999.

RODRIGUES, A.C.D. et al., Mecanismos de respostas das plantas a poluição por metais pesados: Possibilidade de uso de macrófitas para remediação de ambientes aquáticos contaminados. **Revista Virtual de Química**, v.8,n.01.2016.

ROOZEN, F.C.J.M. et al., Lake age and water level affect the turbidity of floodplain lakes along the lower Rhine. **Freshwater Biology**, v. 48, n.3, p.519-531. March. 2003.

ROONEY N.; KALFF J. Submerged macrophyte-bed effects on water-column phosphorous, chlorophyll a, and bacterial production. **Ecosystems**, v.6,n.9, p.797–807. December. 2003.

SANTOS, T. R. DOS; FERRAGUT, C. Changes in the taxonomic structure of periphytic algae on a free-floating macrophyte (*Utricularia foliosa* L.) in relation to macrophyte richness over seasons. *Acta Botanica Brasilica*. 2018.

SCHRIVER, P. et al., Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. **Freshwater Biology**, v.33, p. 225-270. 1995.

SRIVASTAVA, J. et al., Managing water quality with aquatic macrophytes. **Review of Environmental Science and Biotechnology**, v. 7, n. 3, p. 255-266. 2008.

SAND-JENSEN, K. **Macrophytes as biological engineers in the ecology of Danish streams**. In *Freshwater Biology. Priorities and development in Danish research*, p. 74-101. København: Gad. 1997.

SAYER, C.D. et al., Seasonal dynamics of macrophytes and phytoplankton in shallow lakes: a eutrophication-driven pathway from plants to plankton? *Freshwater Biology*, v.55, n.3, p. 500–513. March. 2010.

STRAND, J.A.; WEISNER, S.E.B. Wave exposure related growth of epiphyton: Implication for the distribution of submerged macrophytes in eutrophic lakes. **Hydrobiologia**, v. 325,n. 2, p.113-119. June. 1996.

SCHEFFER, M. **Ecology of shallow lakes**. Chapman and Hall, London. 1998.

SCHEFFER, M. et al. Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes. **Aquatic Botany**, v. 49, n.3, p. 193-196, August. 1994.

SCHEFFER, M. et al., Floating plant dominance as a stable state, **Proc. Natl Acad. Sci. USA**, v. 100, p. 4040-4045. June. 2003

SCHEFFER, M.; VAN NES, E.H. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. **Hydrobiologia**, v. 584, n.1, p 455-466. June. 2007.

SCHUTTEN, J.; DAVY, A.J. Predicting the hydraulic forces on submerged macrophytes from current velocity, biomass and morphology. **Oecologia**, v.123, n. 4, p. 445-452. June. 2000.

SCHUTTEN, J. et al. Wave-induced Hydraulic Forces on Submerged Aquatic Plants in Shallow Lakes. **Annals of Botany**. v. 93, n.3, p. 333-341. March. 2004.

SHILLA, D.A. et al., Decomposition of dominant submerges macrophytes: implications for nutrient release in Myall Lake, NSW, Australia. **Wetland Ecology Management**, Australia, v.14. n.5, p. 427-433, Outubro. 2006.

Spence, D.H.N. **The zonation of plants in freshwater lakes**. Advances in Ecological Research. v 12. New York : A. Macfayden, E.D. Ford Eds. Academic Press. 1982.

SONDERGAARD, M. et al., Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. **Freshwater Biology**, Denmark, v.50, n.10, outubro. 2005.

SONDERGAARD, M. et al., Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes. **Freshwater Biology**, Denmark , v. 55, p. 893-908. 2010.

SONDERGAARD, M.; MOSS, B. Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes. In: ____ **Ecological Studies**. v. 131, New York, 1998. cap. 6, p. 115-132.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2.ed. Brasília. Embrapa Informação Tecnológica: 2009.

SILVINO, R.F.; BARBOSA, F. Eutrophication potential of lakes: an integrated analysis of trophic state, morphometry, land occupation, and land use. **Brazilian journal of biology**, São Carlos, v.75, n. 3, p. 607-15. 2015.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática-guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II**. Instituto Plantarum, Nova Odessa, 2005.

SUZUKI, M.S. et al., Decomposition of *Egeria densa* Planchon (hydrocharitaceae) in a well oxygenated tropical aquatic ecosystem. **Journal of Limnology**, Verbania Pallaza, v. 74, n.2. 2013.

SCREMIN-DIAS, E. et al., **Nos jardins submersos da Bodoquena: guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região**. Campo Grande: Ed. da UFMS, 1999.

SIDINEI M. T. et al., Effect of reservoir drawdown on biomass of three species of aquatic macrophytes in a large sub-tropical reservoir (Itaipu, Brazil). **Hydrobiologia**. v. 570, p. 53–59, outubro. 2006.

THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo, **Planta Daninha**, Viçosa, v. 20, p. 21-34. 2002.

Thiebaut, G.; Muller, S. Linking phosphorus pools of water, sediment and macrophytes in running Waters. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, Toulouse, v.39, n.4, p. 307-316, dezembro. 2003.

THOMAZ, S. M. et al., Effects of phosphorus and nitrogen amendments on the growth of *Egeria najas*. **Aquatic Botany**, v.86, p. 191-196. 2007.

THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de

macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, Rio de Janeiro, v. 20, p. 21-33. 2002.

TITUS, J. E.; PAGANO, A. M. Decomposition of litter from submersed macrophytes: the indirect effects of high [CO₂]. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 8, p. 1367-1375, 2002.

UTERMOHL, H. Zur Vervollkommen der quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v.9, p. 1- 38. 1958.

DONK, E. V. et al. Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake. **Hydrobiologia**, v. 251, p. 19-26, February. 1993.

VAN ALTENA, C., et al., The impact of bird herbivory on macrophytes and the resilience of the clear-water state in shallow lakes: a model study. **Hydrobiologia**, 777(1), 197–207, 2016

VAN DEN BERG, M.S. et al., **Clear water associated with a dense Chara vegetation in the shallow and turbid Lake Veluwemeer, The Netherland**. In: E. JEPPESEN, M. SONDERGAARD, M. SONDERGAARD AND K. CHRISTOFFERSEN (eds.). The structuring role of submerged macrophytes in lakes, Springer-Verlag, New York, in press. 1998, cap. 4, p. 115-132.

VAN GEEST, G. J. F. et al., Vegetation abundance in lowland flood plain lakes determined by surface area, age and connectivity. **Freshwater Biology**, Wageningen, v.48, n.3, february/march. 2003.

VAN NES, E. H. et al., Charisma: a spatial explicit simulation model of submerged macrophytes. **Ecology Modelling**, v. 159, p. 103-116. January. 2003.

VAN NES, H. et al., Aquatic macrophytes: restore, eradicate, or is there a compromise? **Aquatic Botany**, v.72, n. p.3 387-403. 2002.

VASCONCELOS, J F. **Ocorrência de estados estáveis alternativos em reservatórios do semiárido e sua influência na dinâmica das comunidades aquáticas**. 2013. 88f. Tese de doutorado apresentada ao programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos Continentais. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2013.

VASCONCELOS, J.F. et al., Microcystin bioaccumulation can cause a potential mutagenic effects in farmfish. **Egyptian Journal of Aquatic Research**. v. 39, n. 3, p. 185-192. 2013.

VASCONCELOS, J.F. et al., Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 39, n. 2, p. 1-20, Setembro. 2011 .

Verhofstad, M. J. J. M., et al., Mass development of monospecific submerged macrophyte vegetation after the restoration of shallow lakes: Roles of light, sediment nutrient levels, and propagule density. **Aquatic Botany**, 141, 29–38, 2017.

VERMAAT, J.E. et al., Water flow across and sediment trapping in submerged macrophyte beds of contrasting growth form. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 148, n.4, p.549–562. July. 2000.

ZENG, L., LIU, B., DAI, Z., ZHOU, Q., KONG, L., ZHANG, Y., ... WU, Z. Analyzing the effects of four submerged macrophytes with two contrasting architectures on zooplankton: A mesocosm experiment. **Journal of Limnology**, 2017.

ZHANG, T. et al., Temporal and spatial changes of water quality and management strategies of Dianchi Lake in Southwest China. **Hydrobiology and Earth System Sciences**.v.18, n.4, p. 1493-1502, April. 2015.

ZHEN, G. et al., Cyanobacteria can allelopathically inhibit submerged macrophytes: effects of *Microcystis aeruginosa* extracts and exudates on *Potamogeton malaianus*. **Aquatic Botany**. v.109, p. 1-7. 2013.

WANG, H. et al., Composition and anti-cyanobacterial activity of essential oils from six different submerged macrophytes. **Polish Journal of Environmental studies**, v. 24, n.1, p.333-338. 2015.

WANG, B. et al., Nutrient release during the decomposition of submerged macrophyte (*Hydrilla verticillata*). **Journal of Food, Agriculture & Environment**. v. 11. p. 2567-2572, 2013.

WANG, L. et al., Phosphorus release during decomposition of the submerged macrophyte *Potamogeton crispus*. **Limnology**. Pp 1-13, 2018.

ZHANG, Y. et al., Aquatic vegetation in response to increased eutrophication and degraded light climate in Eastern Lake Taihu: Implications for lake ecological restoration. **Scientific Reports**, v. 6, p. 23867, April. 2015.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological Analyses**. New York: Springer-Verlag, 391p. 1991.

WETZEL, R.G. **Limnology: Lake and river ecosystems**. 3. ed. Academic Press, p.850. 2001.

YAO, Y. et al., Effects of allelopathy of submerged macrophytes in the phytoplankton community collected from the west part of the wetland in Hangzhou, China. **Acta Ecologica Sinica**.v.36, p. 971-978. 2016.

YE, B., CHU, Z., WU, A., HOU, Z., WANG, S. Optimum water depth ranges of dominant submerged macrophytes in a natural freshwater lake. **PLOS ONE**, 13(3), e0193176, 2018

WU, J. et al., Case study on rehabilitation of a polluted urban water body in Yangtze River Basin. **Environmental Science Pollution Research**, v. 20, p 7038-7040, December, 2013.

WIJUM-ANDERSEN, S. Allelopathy among aquatic plants. **Archiv. Hydrobiologie Beith**, v.27, p.167-172. 1987.

RHEINHEIMER, D.S. **Dinâmica do fósforo em sistemas de manejo de solos**. 2000. 210f. Tese de Doutorado, Curso de Pós-Graduação em Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS. 2000.

ZHU, M, et al., The Influence of Macrophytes on Sediment Resuspension and the Effect of Associated Nutrients in a Shallow and Large Lake (Lake Taihu, China). **Plos One**, v.10, n.6, 2015.

ZHU, G., DI, G., ZHANG, M., CAO, T., NI, L., FANG, R., YU, G. Biomechanical response of a submerged, rosette-forming macrophyte to wave action in a eutrophic lake on the Yungui Plateau, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018.

WANG, H.J.; WANG, H.Z. Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. **Progress in Natural Science**, v.19, n. 10, p. 1445-1451, October. 2009.

WESTLAKE, D.F. Some basic data for investigations of the productivity of aquatic macrophytes. **Memories of Institute of Italian Idrobiologia**, v. 18, p. 229-248. 1965.

3. CAPITULO 1

Influência das macrófitas submersas sobre o fósforo nos compartimentos água, sedimento, interface água-sedimento e macrófita em reservatório eutrófico do semiárido

Vanessa Virginia Barbosa^a, Juliana dos Santos Severiano^b, José Etham de Lucena Barbosa^{c*}

^{a,b,c} Laboratório de Ecologia Aquática - LEAq, Universidade Estadual da Paraíba, Rua Baraúnas, 351, bairro universitário, Campina Grande, CEP 58429-500

***Corresponding author:** ethambarbosa@hotmail.com (Barbosa, J. E. L.)

Highlights

- Foi avaliada a influência das macrófitas submersas sobre o fósforo disponível em reservatório do semiárido
- Há diferença na concentração de fósforo dentro e fora dos bancos de macrófitas submersas
- As macrófitas submersas atuam removendo ou liberando fósforo da água, do sedimento e da interface água-sedimento
- A interface água-sedimento é a principal fonte de fósforo para macrófitas submersa
- Há relação positiva e significativa entre o fósforo nos tecidos das macrófitas e o disponível nos compartimentos ambientais

RESUMO

O fósforo é o principal nutriente responsável pelos efeitos danosos causados pelo enriquecimento dos sistemas aquáticos e as macrófitas submersas têm importante papel nesse processo, pois podem atuar tanto na remoção quanto na liberação desse nutriente nos compartimentos ambientais. O objetivo do presente estudo foi avaliar a influência das macrófitas submersas sobre o P nos compartimentos água, sedimento e interface água-sedimento em reservatório eutrófico do semiárido e avaliar a relação entre a concentração desse nutriente presente nos tecidos das macrófitas e o disponível nos diferentes compartimentos. Nós observamos diferença na concentração de fósforo dentro e fora dos bancos das macrófitas, sendo essa diferença determinada pela abundância e a intensidade dos processos de crescimento e decomposição desses vegetais. Em locais com extensos bancos vegetais e onde os processos de decomposição foram mais intensos, as macrófitas atuaram liberando fósforo na interface água-sedimento e sedimento. Em contrapartida, nos locais com bancos vegetais menores e onde as macrófitas não apresentavam redução na abundância, houve remoção do fósforo nesses compartimentos. A entrada de novas águas originadas da transposição de um rio foi um importante fator que influenciou na abundância das macrófitas e a análise de trilha mostrou que a principal fonte de fósforo para as macrófitas foi a interface água-sedimento. Houve relação positiva e significativa entre concentração de fósforo nos tecidos das macrófitas e a disponível nos compartimentos, o que demonstra que esses

vegetais armazenam maiores quantidades de P em sedimentos e água ricos desse nutriente, funcionando como indicador do estado nutricional do reservatório.

Palavras-chaves: Bancos de macrófitas; Brasil; Crescimento; Decomposição; Eutrofização; *Egeria densa*

ABSTRACT

Phosphorus (P) is the main nutrient responsible for the harmful effects caused by the enrichment of aquatic systems, and submerged macrophytes play an important role in this process, since they can both remove and release this nutrient in environmental compartments. The present study aimed to evaluate the influence of submerged macrophytes on P in the water, sediment, and water-sediment interface in a eutrophic reservoir in a semiarid region and to evaluate the relationship between the concentration of this nutrient in macrophyte tissue and that available in the different compartments. We observed a difference in the P concentration inside and outside macrophyte banks, and this difference was determined by the abundance and intensity of macrophyte growth and decomposition. In sites with extensive vegetation banks and where decomposition was more intense, macrophytes released P to the water-sediment interface and sediment compartments. By contrast, in sites with smaller vegetation banks and where macrophytes did not show reduced abundance, P was removed from these compartments. The entry of new water originating from river water transfer was an important factor influencing macrophyte abundance, and the path analysis showed that the water-sediment interface was the main P source for macrophytes. There was a positive and significant relationship between the P concentration in macrophyte tissue and that available in the compartments, which demonstrated that these plants store higher amounts of P in nutrient-rich sediment and water, functioning as an indicator of the nutritional status of a reservoir.

Keywords: Macrophyte banks; Brazil; Growth; Decomposition; Eutrophication; *Egeria densa*

Introdução

As macrófitas aquáticas são importantes produtores primários em ecossistemas aquáticos e atuam na regulação da qualidade da água, removendo ou disponibilizando nutrientes (Zhang et al., 2016; Lu et al., 2018), tendo papel chave no processo de eutrofização.

A eutrofização é um problema global que consiste no aporte excessivo de nutrientes de origem antrópica nos corpos d'água e tem como principais consequências a depleção do oxigênio dissolvido, a redução da transparência da água e o aumento da biomassa de cianobactérias tóxicas (Silvino; Barbosa, 2015; Huang et al., 2017; Huisman et al., 2018), as quais são nocivas à saúde humana (Hilbor; Beasley, 2015).

O fósforo (P) é apontado como o principal regulador da produção primária em lagos e reservatórios, sendo considerado o nutriente responsável pelos efeitos negativos associados à

eutrofização (Correll, 1998; Schindler et al., 2016). O aporte de P ocorre em grande parte por fontes externas, sejam pontuais ou difusas (Carpenter et al., 1998; Huang et al., 2017), no entanto, as fontes internas também podem contribuir de forma significativa, especialmente, quando provenientes do sedimento (Wu et al., 2013). Estudos mostram que mesmo com a redução das cargas externas de nutrientes, o sedimento pode atuar como um mecanismo de fertilização interna, liberando continuamente o P para a coluna d'água (Lürling et al., 2016).

As macrófitas podem atuar na melhoria da qualidade de águas eutrofizadas, removendo nutrientes e metais tóxicos da coluna d'água por absorção celular (Srivastava et al., 2008; Lone et al., 2014), funcionando como depósitos de compostos químicos (Moore et al., 2016). No caso das macrófitas enraizadas, os nutrientes são absorvidos tanto da água quanto do sedimento (Li et al., 2015) e, por isto, têm sido recomendadas como uma importante estratégia na recuperação de águas eutrofizadas (Zeng et al., 2017). Estima-se que, por assimilação direta, esses vegetais podem remover até 30% do P da coluna d'água, enquanto no sedimento pode chegar a 25% (Li et al., 2015). As macrófitas também atenuam a ação dos ventos e das correntezas reduzindo a ressuspensão do P no sedimento e, dessa forma, indisponibilizando-o para a coluna d'água (Holmroos et al., 2014).

A atuação das macrófitas também pode resultar no aumento da disponibilidade de nutrientes e redução da qualidade do sistema aquático, uma vez que através do processo de decomposição liberam nutrientes para a coluna d'água (Bianchini-Junior et al., 2014; Levi et al., 2015). Além disso, as macrófitas submersas podem aumentar indiretamente o fluxo do P, particularmente na interface água-sedimento, por causarem aumento no pH devido à atividade fotossintética (Wu et al., 2013; Zhang et al., 2016).

Os fatores que determinam as ações de remoção e liberação de nutrientes pelas macrófitas estão diretamente relacionados aos processos de crescimento e decomposição desses vegetais (Barbosa et al., 2017; Lu et al., 2018). Nas regiões temperadas, os ciclos das macrófitas e fluxos biogeoquímicos associados seguem um ciclo anual, porém não há um consenso sobre esses processos nos trópicos (Carpentere Lodge, 1986; Ferreira et al., 2018), especialmente, nos reservatórios da região semiárida. Nesses locais, os reservatórios são em sua maioria rasos e sofrem influência dos baixos índices pluviométricos e altas taxas de evaporação característicos da região (Barbosa et al., 2012). As concentrações dos nutrientes tendem a ser altas, bem como, a ressuspensão do sedimento pela ação do vento e das ondas, particularmente, nos períodos de seca, quando há acentuada redução do nível da água (Mosley, 2015; Rocha Junior et al., 2018).

As macrófitas submersas são influenciadas pelas flutuações no nível da água, sendo considerado o mais importante processo físico que causa variações na extensão de cobertura desses vegetais e, conseqüentemente, na ciclagem de nutrientes na zona litorânea (Lu et al., 2018). Nesse sentido, o entendimento da influência das macrófitas submersas no P disponível na água e no sedimento em reservatórios do semiárido é de fundamental importância na gestão da qualidade da água e pode contribuir na tomada de decisão do uso desses vegetais como estratégia de recuperação de água eutrofizadas.

O objetivo do presente estudo foi avaliar a influência das macrófitas submersas sobre o P nos compartimentos água, sedimento e interface água-sedimento em reservatório eutrófico do semiárido e avaliar a relação entre a concentração desse nutriente presente nos tecidos das macrófitas e o disponível nos diferentes compartimentos. São testadas as seguintes hipóteses: (i) há diferença na concentração de P dentro e fora dos bancos de macrófitas nos compartimentos avaliados; e (ii) o P nos tecidos das macrófitas tem relação com o disponível nos compartimentos, sendo essa relação diretamente proporcional, ou seja, quanto maior a concentração de P no meio, maior o acumulado nas macrófitas.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizada no reservatório Epitácio Pessoa (07° 28' 4" e 07° 33' 32"S; 36° 08' 23" e 36° 16' 51" W), localizado no município Boqueirão, Estado da Paraíba, Brasil (Figura 3). Esse reservatório faz parte da bacia hidrográfica do Rio Paraíba, sendo o segundo maior do Estado, com capacidade de acumulação de 411.686.287 m³, área de 2.678 ha e altitude de 420m.

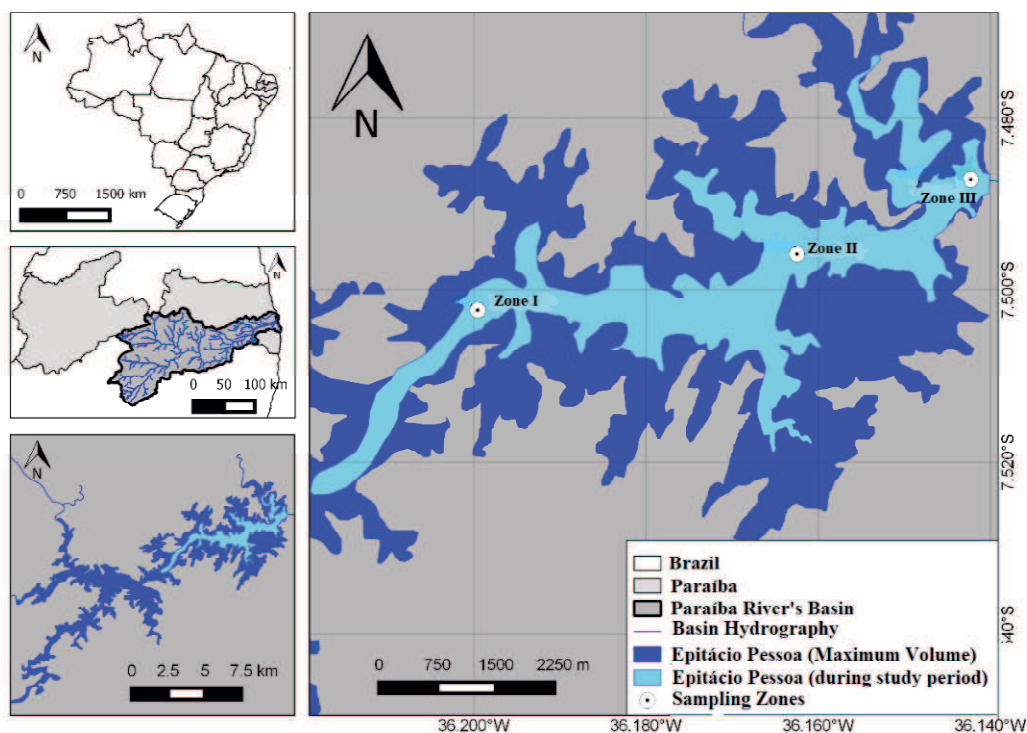


Figura 3. Localização do reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba, Brasil.

O reservatório Epitácio Pessoa se destaca pela sua importância como reservatório de abastecimento de várias cidades, beneficiando uma população superior a meio milhão de pessoas, porém vem sendo afetado por atividades antrópicas desenvolvidas na sua bacia de drenagem como a irrigação, pastagem e agricultura de subsistência. É um reservatório meso-eutrófico e mostra extensos bancos de macrófitas submersas da espécie *Egeria densa* (Planchon) na região litorânea em toda a extensão do reservatório (Barbosa et al., 2017).

O clima da região é do tipo BSh, característico do semiárido, com precipitações médias anuais abaixo de 800 mm (Alvares et al., 2013). Os meses de maior precipitação correspondem, geralmente, a fevereiro, março, abril e maio, no entanto um período atípico de seca ocorreu entre os anos de 2012 e 2017, com precipitações abaixo da média (inferiores a 60 mm) (Marengo et al., 2017), o que resultou na redução drástica do volume hídrico do reservatório. O menor volume registrado no reservatório Epitácio Pessoa nesse período foi 13.094.571,31 m³ (2,8% da capacidade máxima do reservatório), em abril de 2017 (AES, 2017).

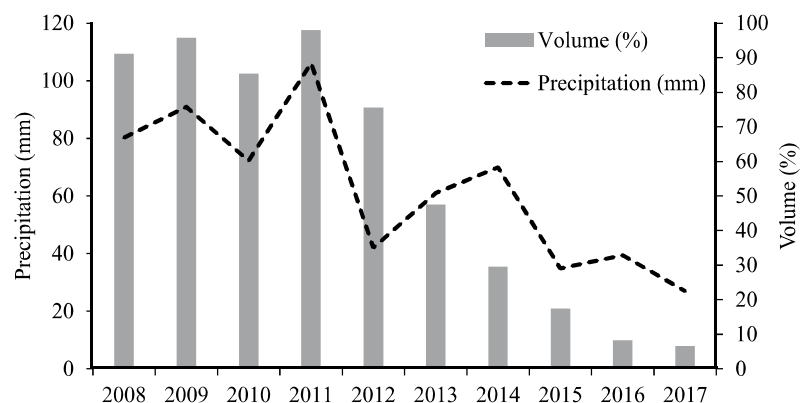


Figura 4. Precipitação pluviométrica mensal e volume hídrico anual do reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba-Brasil, entre os anos 2008-2017. Fonte: AESA (2017).

Outro importante evento que ocorreu no reservatório durante o período de estudo, foi a introdução das águas do rio São Francisco, a partir de 13 de abril de 2017. O Rio São Francisco é o segundo maior rio do Brasil e foi desviado para abastecer reservatórios e rios menores localizados no semiárido da região Nordeste durante o período de estiagem (Soares, 2013). O volume hídrico no reservatório Epitácio Pessoa foi aumentado nos meses subsequentes à transposição, com volume máximo para o ano de 2017 de 39.769.906,88 m³ (9.66% da capacidade máxima do reservatório).

Amostragem e processamento das amostras

A amostragem foi realizada entre os dias 28 de março e 28 de setembro de 2017, totalizando dez campanhas de coleta, em três locais do reservatório: na região da entrada do rio Paraíba (Zona I); na região intermediária entre a entrada do rio e o barramento (Zona II); e no barramento (Zona III). Durante o período amostrado, a introdução da água do Rio São Francisco no reservatório foi percebida a partir da segunda campanha de coleta, realizada no dia 24 de abril de 2017.

Transparência da água, nutrientes e clorofila-a

A transparência da água foi determinada com o auxílio do disco de Secchi. Amostras para a análise dos nutrientes e clorofila-a foram coletadas na subsuperfície da coluna d'água, armazenadas em frascos plásticos e conduzidas ao laboratório em isopor com gelo. Foram

mensuradas as concentrações dos nutrientes amônia (N-NH₄), nitrato (N-NH₃), nitrito (N-NO₂), nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN), fósforo reativo solúvel (SRP) e fósforo total (TP), de acordo com a metodologia descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water (APHA, 2012). O nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) foi estimado, considerando a soma das concentrações de N-NH₄, N-NH₃ e N-NO₂.

O TP também foi mensurado na interface água-sedimento (local 10 cm acima do sedimento) e no sedimento. A coleta e análise das amostras na interface água-sedimento seguiram os procedimentos descritos para determinar o TP da água. Para a análise no sedimento, as amostras foram coletadas com o auxílio de draga, secas em estufa para retirada da umidade e pesadas em balança analítica. Posteriormente, o sedimento foi macerado e armazenado em sacos plásticos em temperatura ambiente para análise, de acordo com a metodologia de Tedesco et al., (1995).

A clorofila-a foi extraída com etanol 96%, seguindo o método de Jerpersen e Christoffersen (1987) e determinada pelo método espectrofotométrico de Lorezen (1967).

Porcentagem de volume de infestação (PVI)

A abundância das macrófitas foi estimada através da porcentagem de volume de infestação (PVI), em 11 transecções ao longo do reservatório, com 100 metros equidistantes entre si, distribuídas nas zonas I, II e III. O PVI foi calculado segundo a seguinte equação, descrita por Canfield et al., (1984):

$$PVI (\%) = \frac{MacC \times MacL}{D}$$

Onde, *MacC* é a cobertura das macrófitas (%), *MacL* é o comprimento da macrófita (m) e *D* é a profundidade (m). A cobertura das macrófitas foi estimada visualmente como a porcentagem de coberta dentro de parcelas de 25x25 cm.

Fósforo nos compartimentos água, sedimento e interface água-sedimento e nas macrófitas

A concentração de TP na água, no sedimento e na interface água-sedimento foi determinada nas regiões litorânea e limnética de cada zona, correspondendo aos locais dentro do banco de macrófitas (MBI) e fora do banco de macrófitas (MBO), respectivamente. A

coleta e análise das amostras para a análise do TP nos compartimentos seguiram os procedimentos descritos na seção anterior.

Para determinação do P nos tecidos das macrófitas, ramos de *E. densa* foram coletados com o auxílio de tesoura de poda em área delimitada por um quadrado 25x25 e, em seguida, foram lavados com água da torneira, secos em estufa a 50° C, pesados até peso constantes, macerados e armazenados em sacos plásticos em temperatura ambiente. A análise foi realizada pelo método de digestão ácida ($\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$) de 0,5 g de macrófita seca aliada à presença de MgCl_2 saturado (Tedesco et al., 1995).

Análise estatística

As análises estatísticas foram realizadas no software R, versão 3.0.1 (R Development Core Team, 2013), considerando nível de significância <0.05 . O programa Sufer.11 foi utilizado para a elaboração da apresentação gráfica do PVI considerando as zonas e campanhas de coleta.

Para verificar as diferenças significativas na transparência da água, nas concentrações de nutrientes e clorofila-a e no valor do PVI entre as zonas I, II e III foi realizada análise de variância um fator (ANOVA um fator) e teste Kruskal-Wallis, para dados paramétricos e não-paramétricos, respectivamente, seguidos do teste *post hoc* de Tukey. A normalidade e homocedasticidade dos dados foram avaliadas através dos testes Kolmogorov-Smirnov e Levene, respectivamente.

As relações entre a transparência da água, os nutrientes e a clorofila-a foram avaliadas através da Análise de Componentes Principais (PCA) e os efeitos dessas variáveis sobre o PVI foram determinados através da Análise de Regressão Múltipla (LGM). Para a realização da PCA e LGM, as variáveis foram padronizadas utilizando Standard Deviation e a PCA foi realizada com o pacote *vegan* para o R.

Para verificar a diferença significativa na concentração do TP dentro e fora dos bancos de macrófitas nos compartimentos água, sedimento e interface água-sedimento foi realizado o teste t de Student.

Para estimar a contribuição do fósforo dos compartimentos água, sedimento e interface água-sedimento sobre o acumulado nos tecidos das macrófitas, foi realizada a análise de trilha (path analysis), utilizando o pacote *lavaan* para o R (Rosseel, 2012). Essa análise é baseada na relação das variáveis, previamente padronizadas, através de um modelo de regressão múltipla e foi descrita através da equação mostrada a seguir:

$$TPm = \beta_0 + \beta_1 * TPw + \beta_2 * TPw-s + \beta_3 * TPw-s$$

Onde, TPm é a concentração do fósforo nos tecidos das macrófitas; β_0 é o parâmetro que explica o que permanece no tecido da macrófita sem qualquer contribuição dos compartimentos; TPw é a concentração de fósforo no compartimento água; TPw-s é a concentração de fósforo no compartimento água-sedimento; TP_s é a concentração de fósforo no compartimento sedimento; β_1 , β_2 e β_3 são coeficientes que dão uma indicação da magnitude e significância da contribuição dos compartimentos água, interface água-sedimento e sedimento, respectivamente.

O diagrama de trilhas foi construído para mostrar os efeitos diretos do fósforo dos compartimentos sobre o registrado nos tecidos das macrófitas bem como as correlações entre os compartimentos. O pacote SemPlot para o R foi utilizado para a construção do diagrama (Epskam, 2015), utilizando o layout “tree”.

Resultados

Transparência da água, nutrientes e clorofila-a

O reservatório Epitácio Pessoa mostrou diferenças significativas na transparência da água, nas concentrações dos nutrientes e da clorofila-a entre as zonas (Figuras 5).

As zonas I e II mostraram a transparência da água significativamente menor ($F=4.27$; $p=0.0243$) e as maiores concentrações do SRP ($F=8.72$; $p=0.001$), nitrito ($F=6.45$; $p=0.001$), nitrato ($F=8.40$; $p=0.001$), amônia ($F=6.10$; $p=0.02$), DIN ($F=6.46$; $p=0.002$) e clorofila-a ($F=3.04$; $p=0.002$). O TP na água ($F=6.12$; $p<0.001$), na interface água-sedimento ($F=7.23$; $p<0.001$) e no sedimento ($F=11.56$; $p<0.001$) também foram significativamente maiores nas zonas I e II.

A menor transparência e as maiores concentrações dos nutrientes foram constadas a partir da segunda campanha de coleta (24 de abril). A Figura 5 mostra imagens na zona I do reservatório na primeira e segunda campanha, onde pode ser percebido visualmente a diferença na coloração da água que resultou na redução da transparência. A partir da 6ª ou 7ª campanha de coleta, foi observado que houve o restabelecimento da transparência e a redução na concentração dos nutrientes nas zonas I e II, sendo registrados valores que não diferiram significativamente dos registrados no dia 24 de abril ($p<0.05$).

Na zona III, apesar das concentrações dos nutrientes serem inferiores aos observados nas zonas I e II, foi observado o mesmo padrão de aumento de concentrações dos nutrientes a partir de 24 de abril seguido de redução gradativa ao longo do período amostrado (Figura 6).

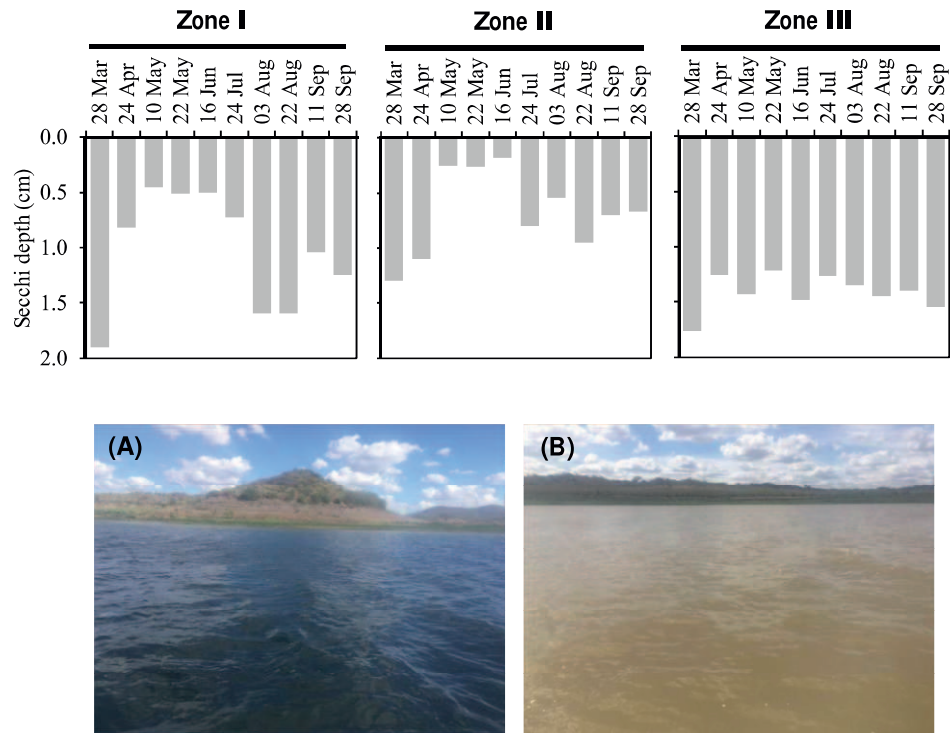


Figura 3. Transparência da água no reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba-Brasil, nas zonas I, II e III, entre 28 de março e 28 de setembro de 2017, e abaixo, imagens do reservatório nos dias 28 de maio (A) e 28 de setembro (B) de 2017.

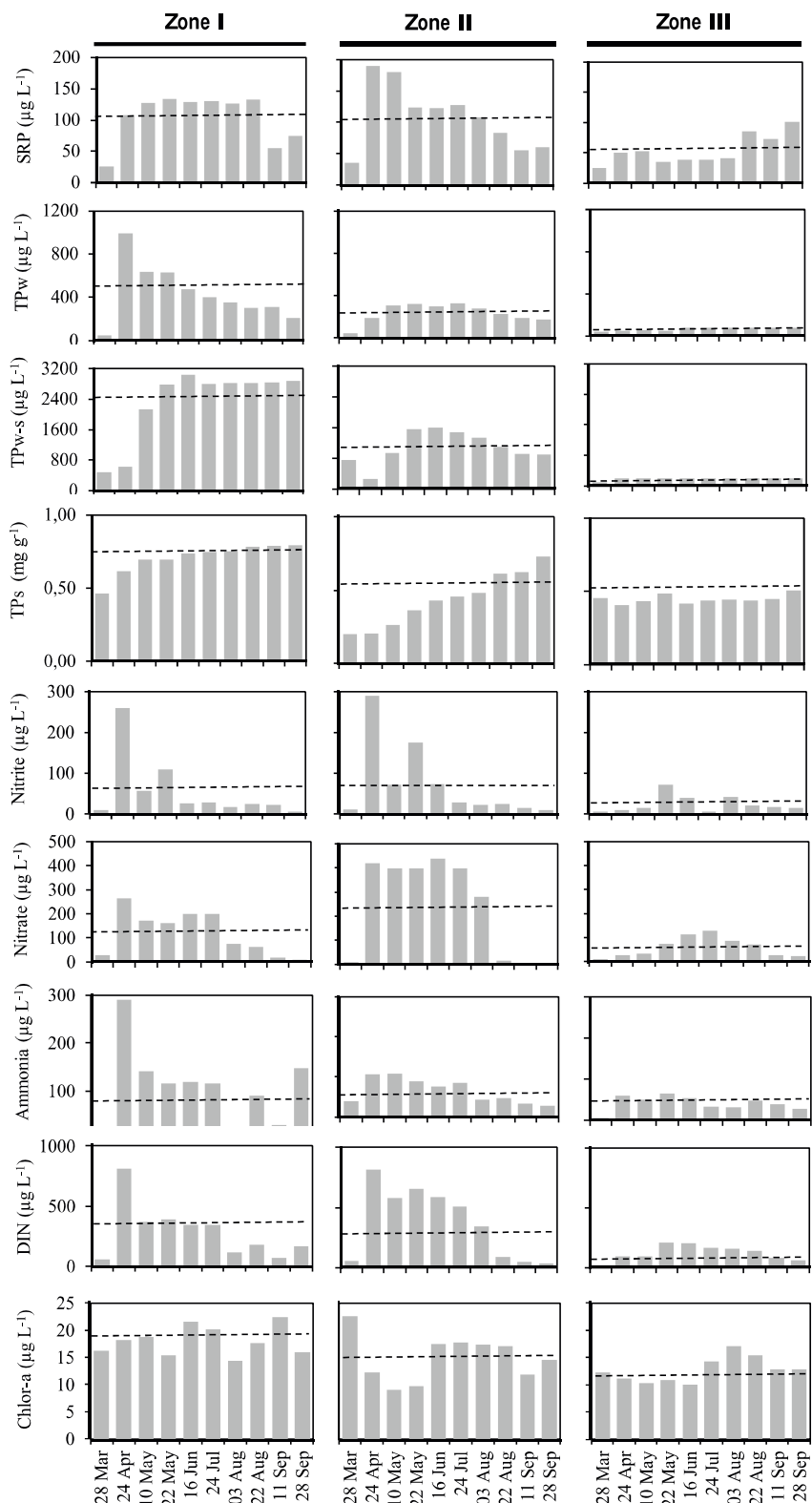


Figura 6. Concentração dos nutrientes e clorofila-a nas zonas I, II e III do reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba-Brasil, entre 28 de março e 28 de setembro de 2017. A linha tracejada representa a média aritmética. SRP, fósforo solúvel reativo; TPw, fósforo total na água; TPw-s, fósforo total na interface água-sedimento; TPs, fósforo total no sedimento; DIN, nitrogênio inorgânico dissolvido; Chlor-a, clorofila-a.

A PCA explicou 69,2% da variabilidade dos dados, com os eixos 1 e 2 explicando 54.20 e 15.00%, respectivamente. Na ordenação, as zonas amostradas formaram grupos distintos, com a zona I estando relacionada com as maiores concentrações do SRP, TP (água, interface água-sedimento e sedimento), nitrito, nitrato, amônia e DIN e a zona III com a maior transparência da água. A zona II mostrou posição intermediária entre as zonas I e III (figura 7).

As unidades amostrais do 1º, 7º, 8º, 9º e 10º dias de coleta estiveram agrupadas, estando relacionadas com as condições de maior transparência da água e menores concentrações SRP, TP, nitrito, nitrato, amônia e DIN.

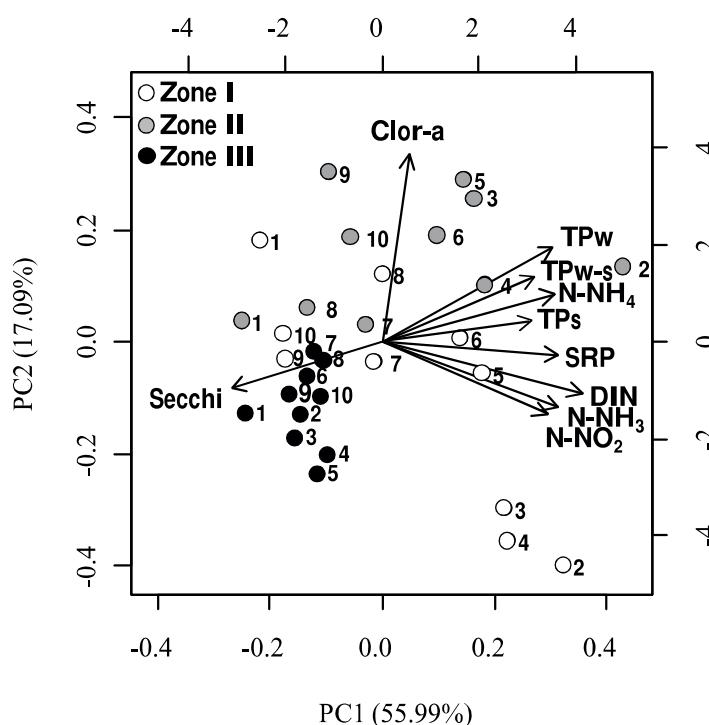


Figura 7. Biplot da análise de componentes principais (PCA) com a transparência da água, concentrações dos nutrientes e clorofila-a do reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba-Brasil. Os números de 1 a 10 correspondem as campanhas de coleta, sendo 1= 28 de março, 2=24 de abril, 3=10 de maio, 4=22 de maio, 5= 16 de Junho, 6= 24 de Julho, 7=03 de Agosto, 8= 22 de Agosto, 9= 11 de Setembro e 10= 28 de Setembro. Secchi, transparência da água; SRP, fósforo solúvel reativo; TPw, fósforo total na água; TPw-s, fósforo total na interface água-sedimento; TPs, fósforo total no sedimento; N-NH₄, amônia; N-NO₂, nitrito; N-NH₃, nitrato; DIN, nitrogênio inorgânico dissolvido; Chlor-a, clorofila-a.

Percentual de volume infestado das macrófitas (PVI)

O PVI mostrou diferenças significativas entre as zonas ($F=7.85$; $p=0.002$), sendo observados valores que oscilaram entre 33.67 e 91.10% na zona I, 42.01 e 72.86% na zona II e 40.26 e 50.71% na zona III (Figura 8).

As zonas I e II mostraram comportamento semelhante do PVI ao longo dos dias amostrados. Foi constatado que o valor do PVI nessas zonas reduziu gradativa entre os dias 24 de abril e 03 de agosto e que, após esse período, voltou a aumentar. Na zona I, o PVI estava 91.10% no dia 28 de março, atingiu 33.67% no dia 16 de junho e 91.10% em 28 de setembro, enquanto na zona II o PVI estava 72.85% no dia 28 de março, atingiu 42.01% no dia 16 de junho e 68.93% em 28 de setembro.

A análise de regressão múltipla foi significativa ($F= 7.04$; $p<0.001$) e mostrou que a transparência da água (Secchi), o nitrito ($N-NH_3$) e o TP na interface água-sedimento (TPw-s) estiveram diretamente relacionados com o PVI, enquanto a clorofila-a (Chlor-a) mostrou relação inversa, conforme descrito na equação a seguir:

$$Y=-0.02+0.72*Secchi+0.74* N-NH_3+0.57*TPw-s -0.45*Chlor-a$$

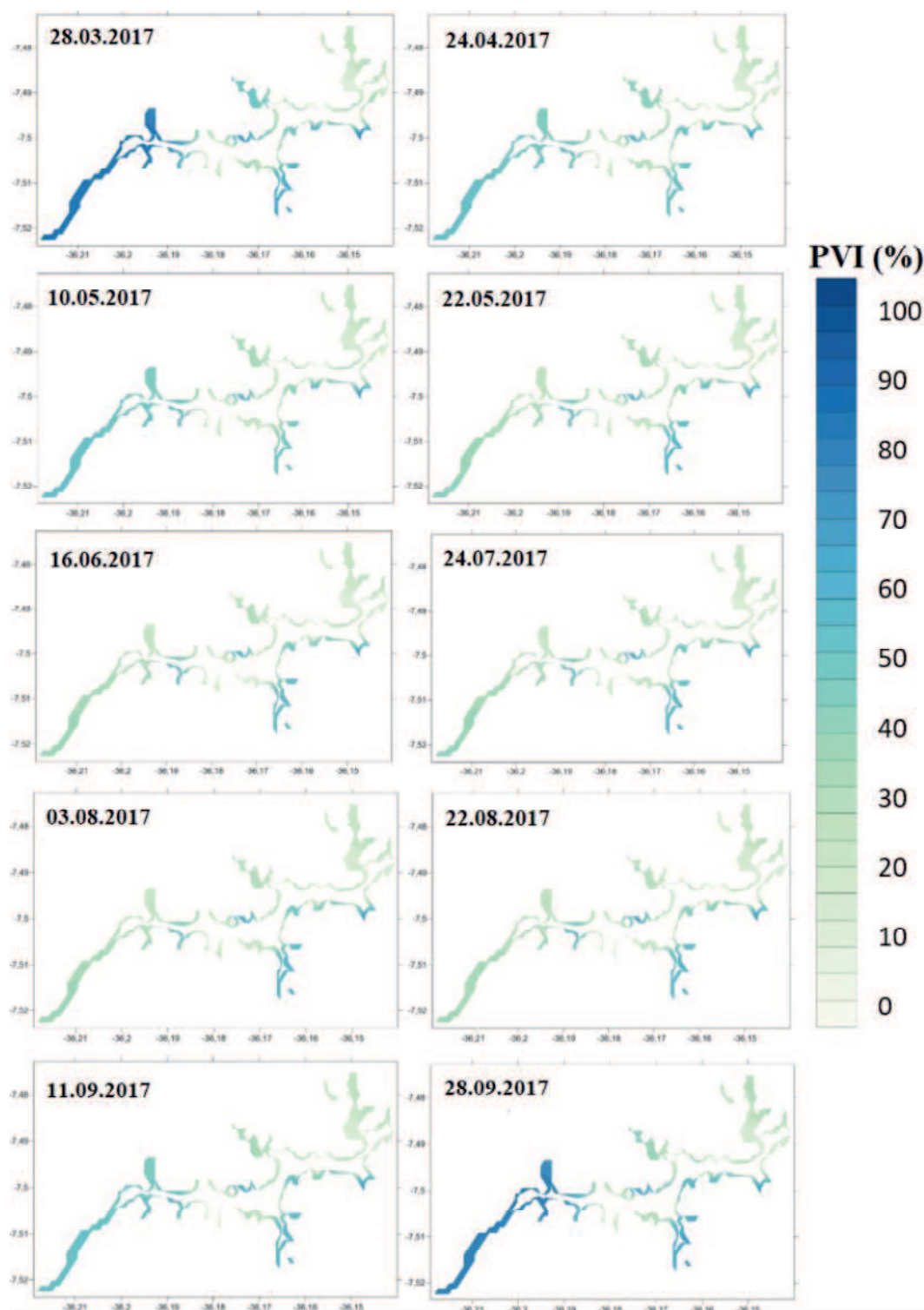


Figura 8. Percentual de volume infestado das macrófitas (PVI) no reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba-Brasil, entre 23 de março e 28 de setembro de 2017.

Fósforo nos compartimentos água, sedimento e água-sedimento dentro e fora dos bancos de macrófitas

A influência das macrófitas na concentração do TP nos compartimentos água, sedimento e interface água-sedimento variou entre as zonas (Figura 9).

Na água, a concentração do TP diferiu significativamente dentro e fora dos bancos de macrófitas na zona II, sendo registrada menor concentração nos bancos ($166.13 \mu\text{g L}^{-1} \pm 51.26 \mu\text{g L}^{-1}$). Na interface água-sedimento, a zona I mostrou maior concentração do TP nos bancos ($3, 130.08 \mu\text{g L}^{-1} \pm 10.59 \mu\text{g L}^{-1}$), enquanto na zona III foi fora dos bancos ($396.11 \pm 961.6 \mu\text{g L}^{-1}$). O sedimento mostrou maior concentração do TP nos bancos na zona I ($0.98 \text{mg g}^{-1} \pm 0.10 \text{mg g}^{-1}$) e fora dos bancos nas zonas II e III ($0.63 \text{mg g}^{-1} \pm 0.03 \text{mg g}^{-1}$ e $1.04 \text{mg g}^{-1} \pm 0.19 \text{mg g}^{-1}$).

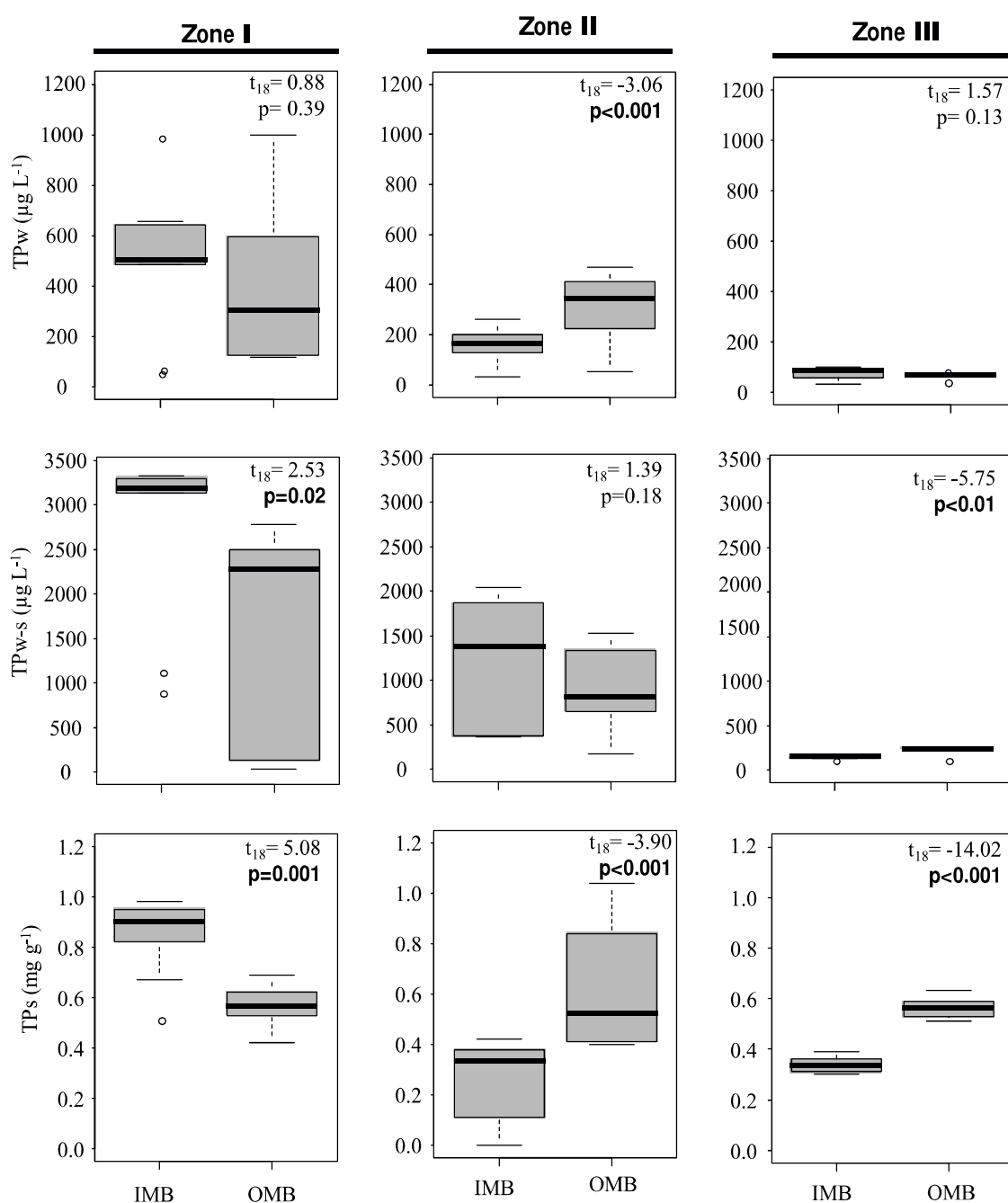


Figura 9. Concentração do fósforo total nos compartimentos água (TPw), interface água-sedimento (TPw-s) e sedimento (TPs) das zonas I, II e III do reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba-Brasil. IMB: dentro dos bancos de macrófitas; OMB: fora dos bancos de macrófitas.

Fósforo no tecido das macrófitas e relação com o fósforo dos compartimentos água, sedimento e interface água-sedimento

A concentração do TP nos tecidos das macrófitas diferiu entre as zonas ($F=11.9$; $p=0.01$). As macrófitas localizadas nas zonas I e II mostraram as maiores concentrações de fósforo, sendo $4.08 \text{ mg g}^{-1} \pm 0.75 \text{ mg g}^{-1}$ e $3.44 \text{ mg g}^{-1} \pm 0.29 \text{ mg g}^{-1}$, respectivamente (Figura 10).

A análise de trilha mostrou que a interface água-sedimento foi o compartimento que influenciou significativamente no fósforo dos tecidos das macrófitas, sendo essa relação diretamente proporcional (Figura 11). Também foi observado correlação direta e significativa na concentração do fósforo entre os compartimentos.

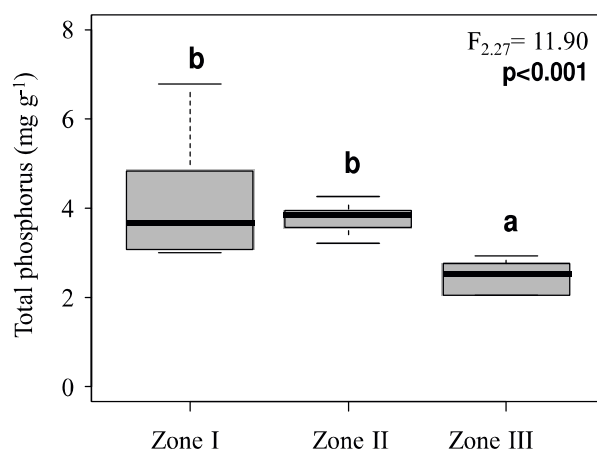


Figura 10. Concentração do TP no tecido das macrófitas nas zonas I, II e III do reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba-Brasil.

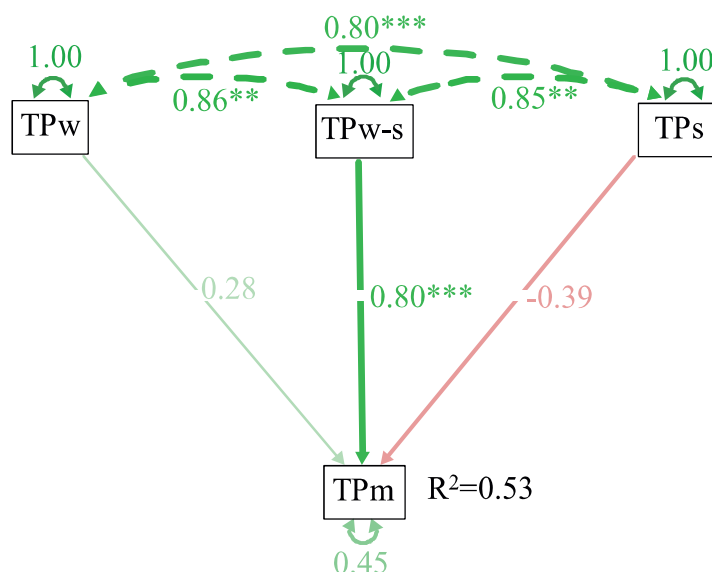


Figura 11. Diagrama de trilha testando os efeitos do TP dos compartimentos água (TPw), sedimento (TPs) e água-sedimento (TPw-s) sobre o fósforo dos tecidos das macrófitas (TPm). Os efeitos diretos do fósforo dos compartimentos sobre o encontrado nas macrófitas são indicados pelas setas contínuas e as setas tracejadas mostram as correlações entre o fósforo nos compartimentos. As setas verdes e vermelhas representam os efeitos positivos e negativos, respectivamente. Os números ajustados às linhas são os coeficientes de trilha com a indicação da significância. * indica $p < 0.05$, ** indica $p < 0.01$, *** $p < 0.0001$. O valor de R^2 acima da caixa do TP nos tecidos das macrófitas representa a variação total explicada pelo modelo.

Discussão

No presente estudo, nós testamos as hipóteses que as macrófitas submersas têm influência significativa sobre o P disponível em reservatório do semiárido e que o P acumulado nos tecidos das macrófitas tem relação diretamente proporcional com o disponível no meio.

Nós observamos diferença na concentração de P dentro e fora dos bancos das macrófitas, sendo essa diferença influenciada pelas variações na abundância desses vegetais. Na zona próxima à entrada do rio, onde as macrófitas formaram extensos bancos vegetais e onde os processos de decomposição foram mais intensos, evidenciados pelas reduções bruscas no PVI, houve liberação do P na interface água-sedimento e sedimento. Enquanto, na zona de barramento, onde os bancos de macrófitas foram mais estáveis, sem grandes variações na abundância, houve a remoção de P nos compartimentos.

A relação entre o P nos tecidos das macrófitas e o disponível no meio foi observada, particularmente na interface água-sedimento, indicando que esse compartimento foi a principal fonte de P para esses vegetais. Esse resultado se opõe a outros estudos que mostram que as macrófitas submersas fazem uso principalmente do P do sedimento (Rooney et al., 2004; Horpilla; Nurminen, 2003; Yu et al., 2018).

A transposição das águas do Rio São Francisco foi um importante fator modificador das características físicas, químicas e da abundância das macrófitas no reservatório Epitácio Pessoa. Esse reservatório é caracterizado historicamente por ser meso-eutrófico, conter águas transparentes e a presença de extensos bancos de *Egeria densa* (Araújo- Junior, 2009), mas a introdução das águas do Rio São Francisco causou redução na sua abundância.

A transposição de um rio aumenta a velocidade das correntes de água nos sistemas receptores com consequente aumento na ressuspensão de sedimento, o que causa redução da transparência da água (Verhofstad et al., 2017). A redução da abundância das macrófitas ocorre porque esses organismos dependem diretamente da luz para crescer (Lamers et al., 2012; Verhofstad et al., 2017), como foi observado em nosso estudo, uma vez que os menores valores do PVI foram registrados sob as condições de menor transparência. No entanto, o fluxo de água causado pela transposição também pode afetar negativamente o crescimento das macrófitas, causando dano mecânico e o desprendimento das raízes ou caules do sedimento (Heidbüchel; Hussner, 2019). Além disso, como o sedimento ressuspensão é formado em grande parte por partículas de menor tamanho (sedimento fino), dificulta a fixação das raízes no sedimento grosseiro remanescente e pode causar a redução na taxa fotossintética, uma vez que a sedimentação das partículas finas ressuspensas resulta no sombreamento das superfícies fotossintéticas e no soterramento da planta (Madsen et al., 2001).

A zona de entrada do rio no reservatório foi a mais afetada com a transposição. O processo de decomposição das macrófitas nesse local resultou na maior concentração de P nos compartimentos água-sedimento e sedimento dos bancos vegetais, o que demonstra a importância das macrófitas na fertilização dos corpos d'água e, consequentemente, no processo de eutrofização. Macrófitas submersas liberam o fósforo disponível em seus tecidos para o meio externo, através do processo de decomposição (Barbosa et al., 2017), e estudos mostram que a a porcentagem de liberação por chegar a 32,30%, em 30 dias (Wang et al., 2018). Semanas após a transposição, foi observado o aumento da transparência da água e a redução na concentração dos nutrientes, o que pode ser explicado por um possível efeito de diluição e sedimentação das partículas suspensas, como é de se esperar após um período prolongado de vazões da água transposta (Zeng et al., 2015). Essas alterações resultaram na

retomada de crescimento da *E. densa*, sendo observados valores de PVI que não diferiram do registrado no período anterior à transposição. Nos reservatórios de Delmiro Gouveia e Apolônio Sales, localizados no Complexo Hidroelétrico de Paulo Afonso (Bahia-Brasil), foi mostrado que essa espécie foi capaz de reocupar completamente espaços vazios dos reservatórios em até três semanas (Oliveira et al., 2005).

A recolonização de *E. densa* não se dá, geralmente, pelo uso de sementes (Winton; Clayton, 1996), e sim pelos fragmentos dos caules que produzem raízes adventícias e fixam-se no substrato (Kuntz et al., 2014). Esses fragmentos mostram baixa capacidade de flutuabilidade e, por isto, têm grandes chances de terem sucesso de ancoragem no sedimento para crescer (Heidbüchel; Hussner, 2019).

A atuação das macrófitas na remoção de P nas zonas de barramento e de transição ocorreu para a manutenção do crescimento, uma vez que a abundância desses vegetais se manteve relativamente constante nesses locais. A absorção de nutrientes por plantas aquáticas submersas envolve mecanismos de ação radicular e foliar, sendo a translocação realizada de um tecido para outro (Angelstein; Schubert, 2008). Estudos apontam que o sedimento representa a fonte principal para obtenção de P por essas macrófitas (Horpilla; Nurminen, 2003), uma vez que o P encontrado na água é, na maioria das vezes, temporário, pois pode ocorrer a rápida assimilação por organismos algais ou perda por sedimentação (Human et al., 2015).

Em nosso estudo, foi verificada a remoção de P do sedimento pelas macrófitas, porém a interface água-sedimento foi a principal fonte de P. Esse compartimento, em geral, possui condições anaeróbias devido aos sedimentos ricos em matéria orgânica, alta demanda de oxigênio sedimentar e baixo potencial de oxidação, o que ocasionaria o aprisionamento do fósforo no sedimento, no entanto a presença de aerênquima propicia uma camada limite de oxigenação das raízes e rizosfera e, conseqüentemente, a liberação de P para a planta (Hupfer; Dollan, 2003; Pi et al., 2011). Além disso, a geração de gradientes redox acentuados em um sedimento com ferro leva à formação de crostas de ferro ao redor das raízes. Estas crostas são capazes de se ligar a porções substanciais de fósforo podendo servir como um depósito temporário de fósforo para a planta até mais eficiente do que o tecido vegetal (Hupfer; Dollan, 2003; Pi et al., 2011).

A relação entre o P presente nos tecidos das macrófitas e o disponível nos compartimentos corrobora o observado em outros estudos, os quais mostram que esses vegetais armazenam maiores quantidades de P em sedimentos e água ricos desse nutriente (Wei Li et al., 2018). Acredita-se que isso ocorre quando as concentrações dos nutrientes na

água são mais altas do que exigida pelas macrófitas, o que as fazem absorver nutrientes em excesso e armazená-los nos tecidos, através de um processo conhecido de “absorção por luxúria” (Baldy et al., 2015; Muller; Thiebaut, 2015; Xing et al., 2016; Lu et al., 2017). Portanto, os teores de P dos tecidos de macrófitas submersas refletem o estado nutricional do meio aquático no qual estão presentes, podendo servir como indicadores de qualidade do meio aquático (Wei Li et al., 2018). Isto é de suma importância para o entendimento e manejo de sistemas aquáticos, pois o aumento no conteúdo desse nutriente na água e, até mesmo no sedimento, é uma das razões importantes para o florescimento algal (Tong et al., 2017), que por sua vez está diretamente relacionado com as macrófitas submersas, como foi mostrado em nosso estudo.

Assim, a dinâmica do P envolvendo as macrófitas submersas apresenta-se como uma via de duas mãos, removendo ou liberando esse nutriente, e o seu monitoramento faz-se necessário para o entendimento da biodisponibilidade de P no sistema aquático e para o estabelecimento de condições menos eutróficas.

Considerações Finais

Nossos resultados mostraram que as macrófitas submersas alteram a disponibilidade de P, principalmente, nos compartimentos água-sedimento e sedimento em reservatório do semiárido. Há liberação de P pelas macrófitas nos locais onde formam extensos bancos e têm processos intensos de decomposição, enquanto há remoção de P onde esses vegetais são mais estáveis, sem grandes variações na abundância.

Os fatores que alteram as características físicas e químicas dos reservatórios, como a transposição das águas de um rio, causam efeitos significativos também sobre a abundância das macrófitas submersas e sobre os processos de remoção e liberação de P por esses organismos.

A interface água-sedimento é a principal fonte de P para as macrófitas submersas e há relação direta entre o P nos seus tecidos e o disponível no meio, funcionando como um indicador do estado trófico do reservatório.

Reference

AESA. Agencia Executiva de gestão das águas do Estado da Paraíba. Paraíba, PB., 2017. Available at: <http://www.aesa.pb.gov.br/>

Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes Gonçalves, J. L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteo. Z.*, 22, 711–728.

Angelstein, S., Schubert, H., 2008. *Elodea nuttallii*: uptake, translocation and release of phosphorus. *Aquat. Bot.* 3, 208-216.

Apha. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water, 2012. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 22.

Araújo- Júnior, R. J. 2009. Evolução temporal dos níveis tróficos do açude Eptácio Pessoa, semi-árido Paraibano. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Estadual da Paraíba.

Baldy, V., Thiebaut, G., Fernandez, C., Sagova-Mareckova, M., Korboulewsky, N., Monnier, Y., Tremolieres, M., 2015. Experimental Assessment of the Water Quality Influence on the Phosphorus Uptake of an Invasive Aquatic Plant: Biological Responses throughout Its Phenological Stage. *PLOS ONE*, 10(3).1-17.

Barbosa, J. E. de L., Medeiros, E. S. F., Brasil, J., Cordeiro, R. da S., Crispim, M. C. B., Silva, G. H. G., 2012. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnol. Bras.*, 24, 103–118.

Barbosa, V. V., Barbosa, J. E. L., Hepp, L. U., Santino, M. B. C., Nery, J. F., 2017. Anaerobic decomposition of submerged macrophytes in semiarid aquatic systems under different trophic states, Paraíba State, Brazil. *Afr.J. Biotechnol.* 16, 2258–2266.

Bianchini Junior, I, Cunha-Santino, M.B., Ribeiro, J.U., Penteado, D.G.B, 2014. Implication of anaerobic and aerobic decomposition of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth. on the carbon cycling in a subtropical reservoir. *Braz. J. Biol*, 74, 100-110.

Canfield, D.F., Shireman, V.J., Colle, D.E., Haller, W.T, Watkins II, C.R., Maceina, M.J., 1984. Prediction of chlorofyll a concentrations in Florida lakes: importance of aquatic macrophytes. *Can.J. Fish. Aquat. Sci.*, 41, 497-501.

Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., Smith, V. H, 1998. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Ecol. Appl.*, 8, 559.

Carpenter, S. R., Lodge, D. M., 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquat. Bot.*, 26, 341–370.

Correll, D. L, 1998. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *J. Environ. Qual.*, 27(2), 261.

Epskamp, S., 2015. semPlot: Unified visualizations of structural equation models. Structural equation models. Available at: <http://www.sachaepskamp.com/files/semPlot.pdf>

Finkler Ferreira, T., Crossetti, L. O., Motta Marques, D. M. L., Cardoso, L., Fragoso, C. R., van Nes, E. H., 2018. The structuring role of submerged macrophytes in a large subtropical shallow lake: Clear effects on water chemistry and phytoplankton structure community along a vegetated-pelagic gradient. *Limnologica*, 69, 142–154.

Heidbüchel, P., Hussner, A., 2019. Fragment type and water depth determine the regeneration and colonization success of submerged aquatic macrophytes. *Aquat.Sci.* 81-86.

Hilborn, E., Beasley, V., 2015. One Health and Cyanobacteria in Freshwater Systems: Animal Illnesses and Deaths Are Sentinel Events for Human Health Risks. *Toxins*, 7(4), 1374–1395.

Holmroos, H., Horppila, J., Niemistö, J., Nurminen, L., Hietanen, S. 2014. Dynamics of dissolved nutrients among different macrophyte stands in a shallow lake. *Limnology*, 16, 31–39.

Horppila, J., Nurminen, L., 2003. Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenvesi (southern Finland). *Water Res.*, 37, 4468–4474.

Huang, J., Xu, C., Ridoutt, B. G., Wang, X., Ren, P., 2017. Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. **J. Clean Prod.**, 159, 171–179.

Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M. H., Visser, P. M., 2018. Cyanobacterial blooms. *Nat. Rev. Microbiol.*, 16, 471–483.

Human, L. R. D., Snow, G. C., Adams, J. B., Bate, G. C., Yang, S.-C., 2015. The role of submerged macrophytes and macroalgae in nutrient cycling: A budget approach. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 154, 169–178.

Hupfer, M.; Dollan, A., 2003. Immobilisation of phosphorus by iron-coated roots of submerged macrophytes. *Hydrobiologia*, 506-509, 635–640.

Jespersen, A. M.; Christoffersen, K., 1987. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Arch. Hydrobiol*, 109, 445-454.

Kuntz, K., Heidbüchel, P., Hussner, A., 2014. Effects of water nutrients on regeneration capacity of submerged aquatic plant fragments. *Ann. Limnol. – Int. J. Limnol*, 50, 155–162.

Lamers, L., Schep, S., Geurts, J., Smolders, A., 2012. Erfenis fosfaatrijk verleden: Helder water met woekerende waterplanten. *H2o: Tijdschrift voor Watervoorziening en Afvalwaterbehandeling*. 13, 29–31.

Levi, P. S., Riis, T., Alnøe, A. B., Peipoch, M., Mætzke, K., Pedersen, C. B., 2015. Macrophyte complexity controls nutrient uptake in lowland streams. *Ecosystems*, 18, 914-931

Li, J., Yang, X., Wang, Z., Shan, Y., Zheng, Z., 2015. Comparison of four aquatic plant treatment systems for nutrient removal from eutrophied water. *Bioresour Technol.*, 179, 1–7.

Li, J., Yang, X., Wang, Z., Shan, Y., Zheng, Z., 2015. Comparison of four aquatic plant treatment systems for nutrient removal from eutrophied water. *Bioresour. Technol.*, 179, 1–7.

- Lone, P.A, Bhaerdwaj, A.K, Shah, K.W, 2014. Macrophytes as powerful natural tools for water quality improvement. *Res. J. Bot.*,9, 24-30.
- Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limn. Ocean.* 12, 343-346
- Lu, J., Bunn, S. E., Burford, M. A., 2018. Nutrient release and uptake by littoral macrophytes during water level fluctuations. *Sci.Total Environ.*, 29–40.
- Lu, J., Faggotter, S.J., Bunn, S. E., Burford, M.A, 2017. Macrophyte beds in a subtropical reservoir shifted from a nutrient sink to a source after drying then rewetting. *Freshwater Biol.* 62, 854–867.
- Lürling, M., Mackay, E., Reitzel, K., Spears, B. M, 2016. A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. *Water Res.*, 97, 1–10.
- Madsen, J.D., Chambers, P.A., James, W.F., Koch, E.W., 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 444, 71-84.
- Marengo, J. A., Alves, L. M., Alvala, R. C., Cunha, A. P., Brito, S., Moraes, O. L. L., 2017. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. *An. Acad. Bras. Ciênc.*, 90, 1973–1985.
- Marengo, J. A., Jones, R., Alves, L. M., Valverde, M. C., 2009. Future change of temperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modeling system. *Int. J. Climatol.*, 29, 2241–2255
- Moore M.T; Locke M.A; Kröger R., 2016. Using aquatic vegetation to remediate nitrate, ammonium, and soluble reactive phosphorus in simulated runoff. *Chemosphere*, 54, 149-160.
- Mosley, L. M. 2015. Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. *Earth Sci. Rev.*, 140, 203–214.
- Nascimento, P. R. F., Pereira, S. M. B., Sampaio, E. V. S. B., 2008. Biomassa de *Egeria densa* nos reservatórios da hidroelétrica de Paulo Afonso-Bahia. *Planta Daninha*, 26(3), 481–486.
- Oliveira, N. M. B., Sampaio, E. V. S. B., Pereira, S. M. B., & Moura Junior, A. M., 2005. Capacidade de regeneração de *Egeria densa* nos reservatórios de Paulo Afonso, BA. *Planta Daninha*, 23(2), 263–369.
- Pi, N.; Tam, N. F.; Wong, M. H, 2011. Formation of iron plaque on mangrove roots receiving wastewater and its role in immobilization of wastewater-borne pollutants. *Mar. Pollut. Bull.* 63(5/12).402-411.
- R Core Team, 2013. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: <http://www.r-project.org/>.

- Rocha Junior, C. A. N., Costa, M. R. A., Menezes, R. F., Attayde, J. L., Becker, V., 2018. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. *Acta Limnol. Bras.*, 30,0.
- Rooney N., Kalff J., Habel, C., 2003. The role of submerged macrophyte beds in phosphorus and sediment accumulation in Lake Memphremagog, Quebec, Canada, *Limnol. Oceanogr.*, 48, 1927-1937
- Rosseel, Y., 2012. lavaan: An R package for structural equation modeling. *J. Stat. Softw.* 48, 1–36.
- Sampaio, E.V.S.B., Oliveira, N.M.B. 2005. Aproveitamento da macrófita aquática *Egeria densa* como adubo orgânico. *Planta daninha* [online]. 23,169-174.
- Schindler, D. W., Carpenter, S. R., Chapra, S. C., Hecky, R. E., Orihel, D. M., 2016. Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success. *Environ. Sci. Technol.*, 50, 8923–8929.
- Silvino, R.F., Barbosa, F, 2015. Eutrophication potential of lakes: an integrated analysis of trophic state, morphometry, land occupation, and land use. *Braz.J. Biol.*, 75,607-615.
- Soares, E, 2013. Seca no Nordeste e a transposição do rio São Francisco. *Geografias.* 9, 75-86.
- Srivastava, J., Gupta, A., Chandra, H, 2008. Managing water quality with aquatic macrophytes. *Rev. Environ. Sci. Bio/Tech.*, 7, 255–266.
- Tedesco, M. J.; Gianello, C.; Bissani, C.A.; Bohnen, H., Volkweiss, S.J., 1995. Análise de solo, plantas e outros materiais. Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.,174.
- Tong, Y., Zhang, W., Wang, X., Couture, R.-M., Larssen, T., Zhao, Y., Lin, Y., 2017. Decline in Chinese lake phosphorus concentration accompanied by shift in sources since 2006. *Nat. Geo.*, 10, 507–511.
- Trindade, C.R.T., Pereira, S. A., Albertoni, E. F., Palma-silva, C., 2010. Caracterização e importância das macrófitas aquáticas com ênfase nos ambientes límnicos do Campus Carreiros - FURG. *Cad. Ecol. Aquát.*. 5, 1-22, 2010.
- Verhofstad, M. J. J. M., Alirangues Núñez, M. M., Reichman, E. P., van Donk, E., Lamers, L. P. M., Bakker, E. S., 2017. Mass development of monospecific submerged macrophyte vegetation after the restoration of shallow lakes: Roles of light, sediment nutrient levels, and propagule density. *Aquat. Bot.*, 141, 29–38.
- Wang, L., Liu, Q., Hu, C., Liang, R., Qiu, J., Wang, Y., 2018. Phosphorus release during decomposition of the submerged macrophyte *Potamogeton crispus*. *Limnology*, 19, 355–366.
- Wei Li., Li, Y., Zhong, J., Fu, H., Tu, J., Fan, H., 2018. Submerged Macrophytes Exhibit Different Phosphorus Stoichiometric Homeostasis. *Front. Plant Sci.*, 9, 1-9.

- Wu, Y., Wen, Y., Zhou, J., Wu, Y., 2013. Phosphorus release from lake sediments: Effects of pH, temperature and dissolved oxygen. *KSCE J. Civ. Eng.*, 18, 323–329.
- Xing, W., Shi, Q., Liu, H., Liu, G., 2016. Growth rate, protein: RNA ratio and stoichiometric homeostasis of submerged macrophytes under eutrophication stress. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 417:25.
- Yu, J., Zhong, J., Chen, Q., Huang, W., Hu, L., Zhang, Y., & Fan, C., 2018. An investigation of the effects of capping on internal phosphorus release from sediments under rooted macrophytes (*Phragmites australis*) revegetation. *Environ Sci Pollut Res*, 25, 24682–24694.
- Zeng, L., He, F., Dai, Z., Xu, D., Liu, B., Zhou, Q., Wu, Z., 2017. Effect of submerged macrophyte restoration on improving aquatic ecosystem in a subtropical, shallow lake. *Ecol. Eng.*, 106, 578–587.
- Zeng, Q., Qin, L., Li, X., 2015. The potential impact of an inter-basin water transfer project on nutrients (nitrogen and phosphorous) and chlorophyll a of the receiving water system. *Sci. Total Environ.*, 536, 686-675.
- Zhang, C., Liu, H., Gao, X., Zhang, H. 2016. Modeling nutrients, oxygen and critical phosphorus loading in a shallow reservoir in China with a coupled water quality – Macrophytes model. *Ecol. Indic.*, 66, 212–219.

3.1 CAPITULO 2

Efeitos da macrófita submersa *Egeria densa* Planch. sobre o crescimento e a produção de cianotoxinas em *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenaya and Subba Raju

Vanessa Virginia Barbosa^a, Juliana dos Santos Severiano^a e José Etham de Lucena Barbosa^{a*}

^a Laboratório de Ecologia Aquática - LEAq, Universidade Estadual da Paraíba, Rua Baraúnas, 351, Bairro Universitário, Campina Grande, CEP 58429-500

***Corresponding author:** vanessav_barbosa@hotmail.com (Barbosa, V. V.)

Resumo

Interação macrófita-cianobactéria pode resultar na inibição ou redução da comunidade fitoplanctônica ou de espécies de macrófitas aquáticas, através de mecanismos alelopáticos ou de competição. Neste estudo objetivou-se verificar os efeitos da presença física da macrófita submersa *Egeria densa* sobre o crescimento e produção de cianotoxinas da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*. Assumiu-se como hipótese que a macrófita submersa *E. densa* pode atuar como um estressor para a população de *C. raciborskii* ocasionando a diminuição da biomassa de cianobactéria e impulsionar a produção das cianotoxinas. Foi testado a presença de maior biomassa de macrófitas e menor biomassa de macrófitas sobre as cianobactérias. Como resultado, verificamos redução do crescimento de *C. raciborskii* cultivado com *E. densa* bem como liberação de toxinas nos tratamentos com presença de *Egeria densa*, corroborando com a hipótese do trabalho, essa redução da biomassa de cianobactérias foi observada nos tratamentos com biomassa maior e menor de macrófitas. Em relação as saxitoxinas intracelular, houve diferenças apenas considerando o fator tempo. Nos tratamentos com presença de *E. densa* as concentrações diminuíram a partir do segundo dia. Para cilindroespermopsina intracelular não houve diferenças estatísticas entre os tratamentos testados. Em relação aos nutrientes, os valores de fósforo dissolvido diminuíram significativamente entre os tratamentos, essa redução foi observado nos tratamentos de *C. raciborskii* e nos tratamentos de maior biomassa de macrófita. As concentrações de fósforo total nos tratamentos de *C. raciborskii*, variaram pouco não apresentando diferenças entre os

tratamentos, bem como com as concentrações de nitrato. A biomassa seca das macrófitas não apresentou diferenças entre os tratamentos. Estes resultados são importantes para o conhecimento das espécies de macrófitas que podem exercer um efeito negativo sobre cianobactérias produtoras de toxinas.

Palavras-chaves: cianotoxinas; cianobactérias; coexistência; macrófitas aquáticas.

Abstract

Macrophyte-cyanobacteria interaction may result in the inhibition or reduction of the phytoplankton community or aquatic macrophyte species, through allelopathic or competition mechanisms. The objective of this study was to verify the effects of the physical presence of the submerged macrophyte *Egeria densa* on the growth and production of cyanotoxins of the cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii*. It was hypothesized that the *E. densa* submerged macrophyte may act as a stressor for the *C. raciborskii* population, causing a reduction of cyanobacteria biomass and boosting cyanotoxin production. The presence of higher macrophyte biomass and lower macrophyte biomass on cyanobacteria were tested. As a result, we observed a reduction in the growth of *C. raciborskii* cultivated with *E. densa* as well as the release of toxins in the treatments with presence of *Egeria densa*, corroborating with the hypothesis of the work, this reduction of biomass of cyanobacteria was observed in the treatments with larger biomass and less macrophytes. In relation to the intracellular saxitoxins, there were differences only considering the time factor. In the treatments with presence of *E. densa* the concentrations decreased from the second day. For intracellular cylinders, there were no statistical differences between the treatments tested. In relation to nutrients, dissolved phosphorus values decreased significantly among treatments, this reduction was observed in the treatments of *C. raciborskii* and in the treatments of greater macrophyte biomass. The concentrations of total phosphorus in the treatments of *C. raciborskii* varied little, without differences between the treatments, as well as with the nitrate concentrations. The dry biomass of the macrophytes showed no differences between the treatments. These results are important for the knowledge of species of macrophytes that can exert a negative effect on toxin producing cyanobacteria.

Key-words: cyanotoxins; cyanobacteria; coexistence; aquatic macrophytes.

Introdução

Macrófitas submersas desempenham importante papel nos sistemas aquáticos rasos. A presença desses vegetais pode afetar negativamente a taxa de crescimento populacional de outros organismos, como as algas planctônicas (Scheffer, 1998). Em geral, ambientes rasos apresentam estados de dominância desses organismos, acompanhado de águas com menos nutrientes, com abundância de macrófitas ou um estado de águas mais eutrofizadas com abundância de cianobactérias (Scheffer et al., 2003).

Esta mudança, dentre outros fatores, é ocasionada pelos mecanismos de interação macrófita-cianobactéria que inibem ou estimulam o seu desenvolvimento. Macrófitas submersas podem desenvolver mecanismos estruturais ou fisiológicos que inibem e/ou reduzem o crescimento da comunidade fitoplancônica e outras espécies de macrófitas aquáticas (Mohamed et al., 2017). Em relação aos mecanismos estruturais, as macrófitas podem aumentar a superfície de contato, aumentando a área de absorção de nutrientes (Wetzel, 1993). A formação de um dossel facilita a captura de radiação solar, favorecendo a fotossíntese (James et al., 2006), além de sombrear as camadas inferiores da coluna d'água, o que pode promover uma vantagem competitiva em relação a outros produtores (Barko et al., 1986).

Uma estratégia efetiva de competição é a elevada assimilação de nutrientes da coluna d'água, que reduz a disponibilidade dos mesmos para a cianobactéria. Além disso, podem também assimilar nutrientes do sedimento (Rattray et al., 1991), o que lhes confere uma vantagem elevada (James et al., 2006). Isto se torna importante quando os nutrientes se encontram em concentrações limitantes no sistema, pois estes vegetais podem continuar seus desenvolvimentos através do uso de fontes internas acumuladas nos tecidos (Nichols; Keeney, 1976; Portielje; Roijackers, 1995).

Além de todos estes mecanismos competitivos, um indivíduo pode se comportar de forma a reduzir a eficiência de exploração de recursos por outro indivíduo (Gotelli, 2007), através de mecanismos alelopáticos. Um exemplo são as substâncias alelopáticas liberadas por determinadas espécies de plantas (Lampert; Sommer, 1997; Raven, 2001; Taiz; Zeiger, 2002) que inibem o crescimento do fitoplâncton (Gopal; Goel, 1993; Hilt; Gross, 2008).

A espécie *Egeria densa* Planch. é uma macrófita submersa de água doce originária da América do Sul, reconhecida em todo o mundo por suas características oportunistas em sistemas ecologicamente perturbados (Zehnsdorf et al., 2015). Apresentam alta taxa de crescimento e capacidade de dispersão por fragmentação, estas são características fisiológicas que permitem crescimento bem-sucedido em condições adversas (Li et al., 2015). Esta espécie

foi apontada como potencialmente produtora de compostos aleloquímicos capazes de inibir o crescimento do fitoplâncton (Vanderstukken et al., 2011; Espinosa-Rodríguez et al., 2016).

Dentre as cianobactérias comumente encontradas, as florações de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya e Subba Raju têm sido cada vez mais frequentes em reservatórios brasileiros, o que torna esta espécie um dos mais importantes componentes da comunidade fitoplanctônica (Bouvy et al., 2000, Huszar et al., 2000,). Sua alta competitividade em ambientes eutrofizados, aliada à sua capacidade de formar florações e produzir toxinas, fazem desta espécie uma das cianobactérias mais estudadas tanto do ponto de vista ecológico como de saúde pública. Duas das toxinas produzidas são a cilindrospermopsina, um alcalóide com ação no fígado e rins (Ohtani et al., 1992, Lagos et al. 1999) e a potente toxina paralisante do tipo PSP (Paralytic Shellfish Poisons), que age no sistema neuromuscular (Lagos et al., 1999).

As florações e a produção de toxinas comprometem a qualidade da água para abastecimento, além de aumentarem consideravelmente os seus custos de tratamento (Carmichael 1996; Codd 2000). As cianobactérias também podem liberar substâncias químicas que inibem o crescimento e co-ocorrência de espécies de macrófitas (Zhang et al., 2015). As cianotoxinas afetam os processos metabólicos da biota co-corrente, incluindo plantas aquáticas, resultando em um declínio ou mesmo perda da maioria das espécies de macrófitas (Zheng et al., 2013). Os diferentes efeitos nocivos que as cianotoxinas exercem sobre as macrófitas aquáticas incluem redução no crescimento, conteúdo de clorofila, enzimas de desintoxicação e capacidade fotossintética e composição de pigmentos de plantas (Pflugmacher, 2002).

Experiências de coexistência em culturas experimentais são uma maneira conveniente de explorar os efeitos cianobactérias-macrófitas submersas e, assim, perceber em micro-escala possíveis efeitos negativos de macrófitas sobre cianobactéria ou vice versa (Lürling et al., 2006), assume-se a importância desses experimentos em bancada para o entendimento das relações entre *E. densa* e *C. raciborskii*, espécies frequentemente encontradas nos trópicos e que estão intimamente ligadas ao processo de eutrofização. Além disso, considera-se relevante o estudo, uma vez que oferecerá subsídios para o entendimento das macrófitas como alternativas de gestão de sistemas impactados por cianobactérias. Assume-se como hipótese que a macrófita submersa *E. densa* pode atuar como um estressor para a população de *C. raciborskii* e, assim, ocasionar (I) a diminuição da biomassa dessa cianobactéria e (II) impulsionar a produção das cianotoxinas. Objetivamos verificar os efeitos da presença física

da macrófita submersa *E. densa* sobre o crescimento e produção de cianotoxinas da cianobactéria *C. raciborskii*.

Materiais e métodos

Cultura da cianobactéria

A cepa de *Cylindrospermopsis raciborskii* ITEP1 foi obtida do acervo brasileiro disponível no Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas Continentais da Universidade Federal do Espírito Santo.

As culturas foram mantidas em frascos Erlenmeyer de 500 ml em meio ASM-1, tampadas com algodão e gaze (Gorham et al., 1964), sob temperatura controlada (23-24°C), luz de 40 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ fornecida por lâmpadas tubulares fluorescentes e fotoperíodo de 12:12. Os inóculos foram repicados mensalmente em condições de assepsia na proporção de 1:10 no ASM-1, previamente autoclavado à 121 °C, por 20 minutos, com pH ajustado para 7,8. Sucessivos repiques das cepas foram realizados durante a fases exponencial de crescimento para aumentar o volume dos inóculos (150 ml para 1000 ml), com o objetivo de obter volume necessário da cultura para o experimento.

Cultura da macrófita

A macrófita *E. densa* foi coletada no reservatório Eptácio Pessoa, localizado no município de Boqueirão, Estado da Paraíba, Brasil (07° 28' 4" e 07° 33' 32"S; 36° 08' 23" e 36° 16' 51" W).

Os exemplares foram lavados com água da torneira, e cultivados em aquários com água da torneira até a realização dos experimentos. A água da torneira usada nos aquários foi deixada por algumas horas até a remoção do cloro naturalmente. Os aquários com plantas estiveram sob temperatura controlada (23-24°C), luz de 40 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ e 12: 12h fotoperíodo. Antes da realização dos experimentos de coexistência, as plantas foram cultivadas em meio ASM-1 por 3 dias para aclimatização.

Delineamento experimental e análise dos dados

O experimento foi realizado em erlenmeyers contendo 200 ml de meio de cultura ASM-1, com correção de pH a 7,8 e mantido sob condições controladas de temperatura (23-24°C), fotoperíodo (12:12) e luz de 40 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ dentro de uma incubadora DBO.

Os tratamentos foram montados a fim de expor as cepas de *C. raciborskii* à diferentes biomassas de *E. densa* (0,5 e 2,0 g de peso fresco; gPF⁻¹). Para isso, foram mantidos os seguintes tratamentos, em tréplica: (I) apenas *C. raciborskii*; (II) apenas *E. densa*, com biomassa de 0,5 gPF⁻¹; (III) apenas *E. densa*, com biomassa de 2,0 gPF⁻¹; (IV) *C. raciborskii* e 0,5 gPF⁻¹ de *E. densa*; e (V) *C. raciborskii* e 2,0 gPF⁻¹ de *E. densa*. A biomassa utilizada foi de ramos de macrófitas.

O inóculo inicial de *C. raciborskii* introduzido nos Erlenmeyers foi de $6,3 \times 10^5$ célmL⁻¹, obtidos das cepas em fase de crescimento exponencial. Os Erlenmeyers foram homogenizados e rearranjados randomicamente, diariamente, para a homogeneização da biomassa e diminuição do efeito de possíveis diferenças da intensidade luminosa na câmara de germinação.

O experimento teve duração de 12 dias, sendo desmontados um conjunto de erlenmeyers nos dias 0, 2, 4, 6, 8 e 12 para análise da taxa de crescimento de *C. raciborskii*, biomassa de *E. densa*, concentração dos nutrientes e concentração intra e extracelular das cianotoxinas. Foram utilizados no total 60 erlenmeyers. A contagem das células foi realizada em microscópio Olympus BX51 utilizando câmeras de neubauer, e as medidas do volume celular, através do Software Zen. Com estes dados, foi possível calcular a biomassa das espécies através do biovolume em todos os tratamentos (HILLEBRAND et al., 1999). Com os resultados de densidade e volume celular foram traçadas as curvas de crescimento das espécies a partir do biovolume.

Os nutrientes analisados foram nitrato, fósforo dissolvido e fósforo total. O método utilizado para a determinação de nitrato foi o espectrofotométrico através da redução do nitrato a nitrito com coluna de cádmio metálico, o ortofosfato e o fósforo total pelo método do ácido ascórbico, conforme procedimentos descritos em APHA (2012).

Foram determinadas as concentrações de saxitoxina e cilindrospermopsina totais pelo método *Enzyme-Linked Immuno Sorbent Assay* (ELISA), utilizando kits em placa Abraxis, Inc. (Warminster, Pa), seguindo as instruções do fabricante. As amostras foram filtradas em filtros tipo GF/C (0,45 µm) para separação das frações intracelular e extracelular. A cianotoxina intracelular foi quantificada das células retidas no filtro, enquanto a cianotoxina extracelular foi determinada a partir da água filtrada. Para extração da toxina das células, foram realizadas três séries de congelamento/descongelamento das amostras em temperatura a -40°C. As análises foram realizadas com o auxílio de um leitor de microplacas ASYS A-5301 (ASYS Hitech GmbH, Eugendorf, Áustria). A biomassa das macrófitas foi feita através do armazenamento das plantas em estufa, e pesagem diária dos ramos até atingir peso constante.

Análise estatística

Para verificar diferenças significativas na taxa de crescimento de *C. raciborskii*, na biomassa de *E. densa* e nas concentrações de nitrato, ortofosfato, fósforo total e cianotoxinas (intra e extracelular) entre os tratamentos, tempo de experimentação e cruzamento entre os tratamentos e o tempo foi realizada uma Análise de Variância dois fatores (ANOVA dois fatores), seguido do teste de comparações múltiplas de Tukey. A normalidade e homocedasticidade foram avaliadas através dos testes Kolmogorov-Smirnov e Levene, respectivamente. As análises estatísticas foram realizadas considerando nível de significância de 5% e utilizando o programa *R Software* para *Windows* (R Core Team, 2018).

Resultados

Foi verificado redução do crescimento de *C. raciborskii* cultivado com *E. densa* ($F=34,09$; $p\leq 0,01$), essa redução foi observada nos tratamentos com biomassa maior e menor ($F=15,67$; $p= 0,99$), (tabela 1). O tratamento com apenas *C. raciborskii*, o crescimento foi exponencial até o dia 8, apresentando declínio após isso, como mostra na figura 1, neste tratamento o biovolume variou entre $196 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{mL}^{-1}$ (2º dia) a $644 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{mL}^{-1}$ (8º dia). Nos tratamentos *C. raciborskii*+ *E. densa* ($0,5 \text{ gPF}^{-1}$) o biovolume variou entre $212 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{mL}^{-1}$ (2º dia) e $49 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{mL}^{-1}$ (4º dia), após isso houve declínio total. Nos tratamentos *C. raciborskii*+ *E. densa* (2 gPF^{-1}) o biovolume variou entre $290 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{mL}^{-1}$ (2º dia) e $91 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{mL}^{-1}$ (4º dia), (figura 12). No quarto dia houve diferenças significativas entre os tratamentos ($p<0,01$).

Variáveis	Fatores	Df	F	p
Biovolume <i>C. raciborskii</i>	Tratamentos	2	34,09	$p\leq 0,01$
	Tempo	1	0,96	$P=0,33$
	Tratamentos x Tempo	2	20,31	$p\leq 0,01$
Fósforo dissolvido	Tratamentos	4	5,99	$p\leq 0,01$
	Tempo	1	18,01	$p\leq 0,01$
	Tratamentos x Tempo	4	5,58	$p\leq 0,01$
Fósforo total	Tratamentos	4	1,10	$p=0,36$
	Tempo	1	7,14	$p\leq 0,01$
	Tratamentos x	4	0,42	$p=0,78$

	Tempo			
Nitrato	Tratamentos	4	0,35	p=0,83
	Tempo	1	0,53	p=0,46
	Tratamentos x Tempo	4	0,67	p=0,01
Biomassa <i>Egeria densa</i>	Tratamentos	3	14,46	p=0,99
	Tempo	1	12,83	p≤0,01
	Tratamentos x Tempo	3	1,29	p= 0,28
Cilindroespermopsina intracelular	Tratamentos	2	0,44	p=0,64
	Tempo	1	0,41	p=0,52
	Tratamentos x Tempo	2	0,83	p=0,44
Cilindroespermopsina extracelular	Tratamentos	2	0,15	p=0,85
	Tempo	1	2,89	p=0,09
	Tratamentos x Tempo	2	0,26	p=0,76
Saxitoxina extracelular	Tratamentos	1	10,12	p<0,01
	Tempo	1	20,78	p<0,01
	Tratamentos x Tempo	2	8,10	p<0,01
Saxitoxina intracelular	Tratamentos	1	1,41	p=0,25
	Tempo	1	24,56	p<0,01
	Tratamentos x Tempo	2	0,50	p=0,60

Tabela 1. Resultados da ANOVA 2 fatores, testando as variáveis biovolume, fósforo dissolvido, fósforo total, nitrato e biomassa baseado no tempo, nos tratamentos e na interação tempo x tratamento.

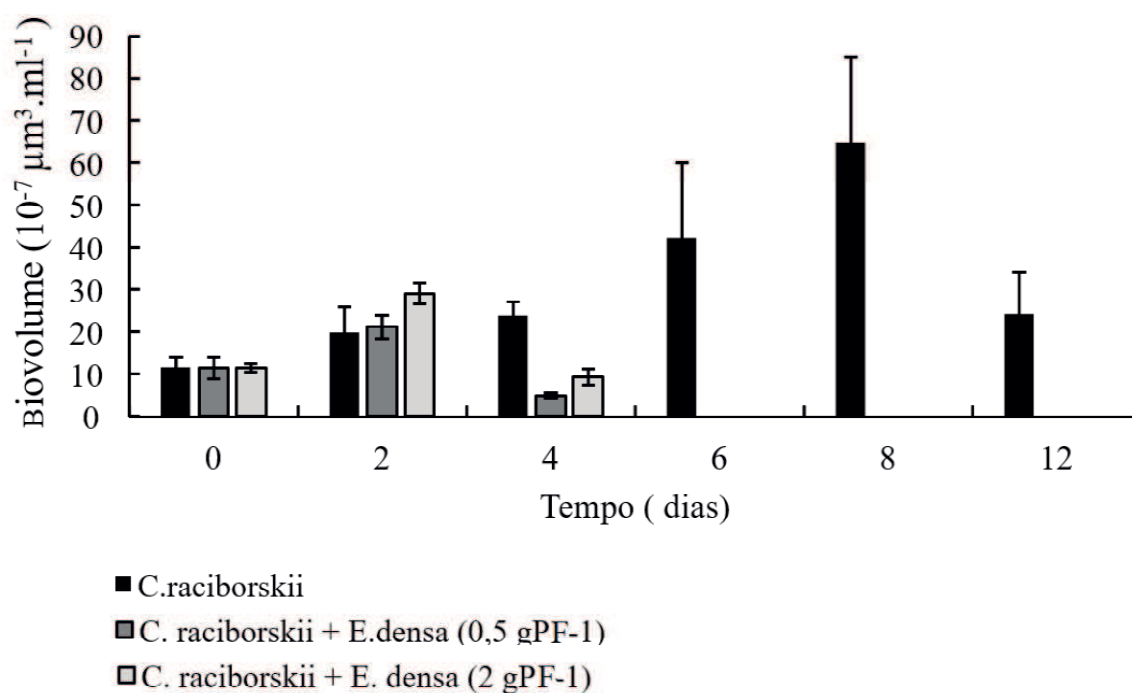


Figura 12. Biovolume de *C. raciborskii* nos diferentes tratamentos: *C. raciborskii*; *C. raciborskii*+*E. densa* (0,5 gPF⁻¹); *C. raciborskii*+*E. densa* (2 gPF⁻¹) em 12 dias de experimento.

Houve liberação de saxitoxina nos tratamentos com *C. raciborskii*+*E. densa* (0,5 gPF⁻¹), nos primeiros dias ($F=20,78$; $p<0,01$), apresentando maior concentração no dia 6 nesses tratamentos ($0,95\pm 0,027 \mu\text{g L}^{-1}$). Também foi observado diferenças significativas em relação ao tempo de experimento ($F=8,10$; $p=0,0$). Em relação as saxitoxinas intracelular, não foi observado diferenças significativas entre os tratamentos ($F=1,41$; $p=0,25$), apenas considerando o fator tempo ($F= 24,56$ $p<0,01$). Os tratamentos com apenas *C. raciborskii* obtiveram concentrações no dia 4 ($0,082\pm 0,16 \mu\text{g L}^{-1}$), nos tratamentos com presença de *E. densa* as concentrações diminuíram a partir do dia 2 ($p<0,01$).

Para cilindroespermopsina intracelular não houve diferenças estatísticas entre os tratamentos testados. As concentrações variaram de $0,26\pm 0,01 \mu\text{g L}^{-1}$ nos tratamentos com *C. raciborskii*, já nos tratamentos com *C. raciborskii*+*E. densa* (0,5 gPF⁻¹) houve variação de $0,26\pm 0,01 \mu\text{g L}^{-1}$ para $0,07\pm 0,016 \mu\text{g L}^{-1}$, enquanto nos tratamentos com *C. raciborskii*+ *E. densa* (2 gPF⁻¹) a variação foi de $0,26\pm 0,01 \mu\text{g L}^{-1}$ para $0,32\pm 0,19 \mu\text{g L}^{-1}$. Em relação a cilindroespermopsina extracelular não houve diferenças entre os tratamentos.

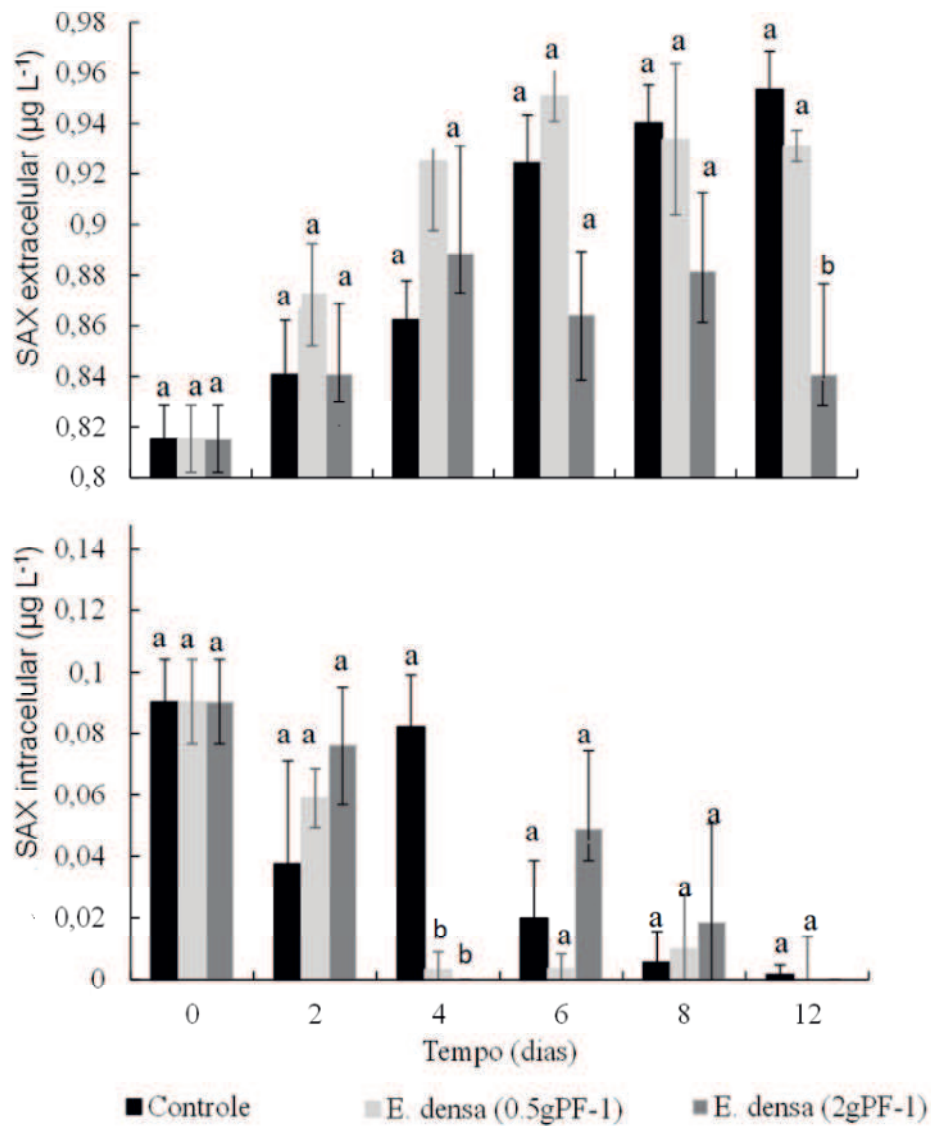


Figura 13. Saxitonas extracelular (superior) e intracelular (inferior) de *C. raciborskii* nos diferentes tratamentos: *C. raciborskii*; *C. raciborskii*+ *E. densa* (0,5 gPF⁻¹); *C. raciborskii*+ *E. densa* (2 gPF⁻¹) em 12 dias de experimento.

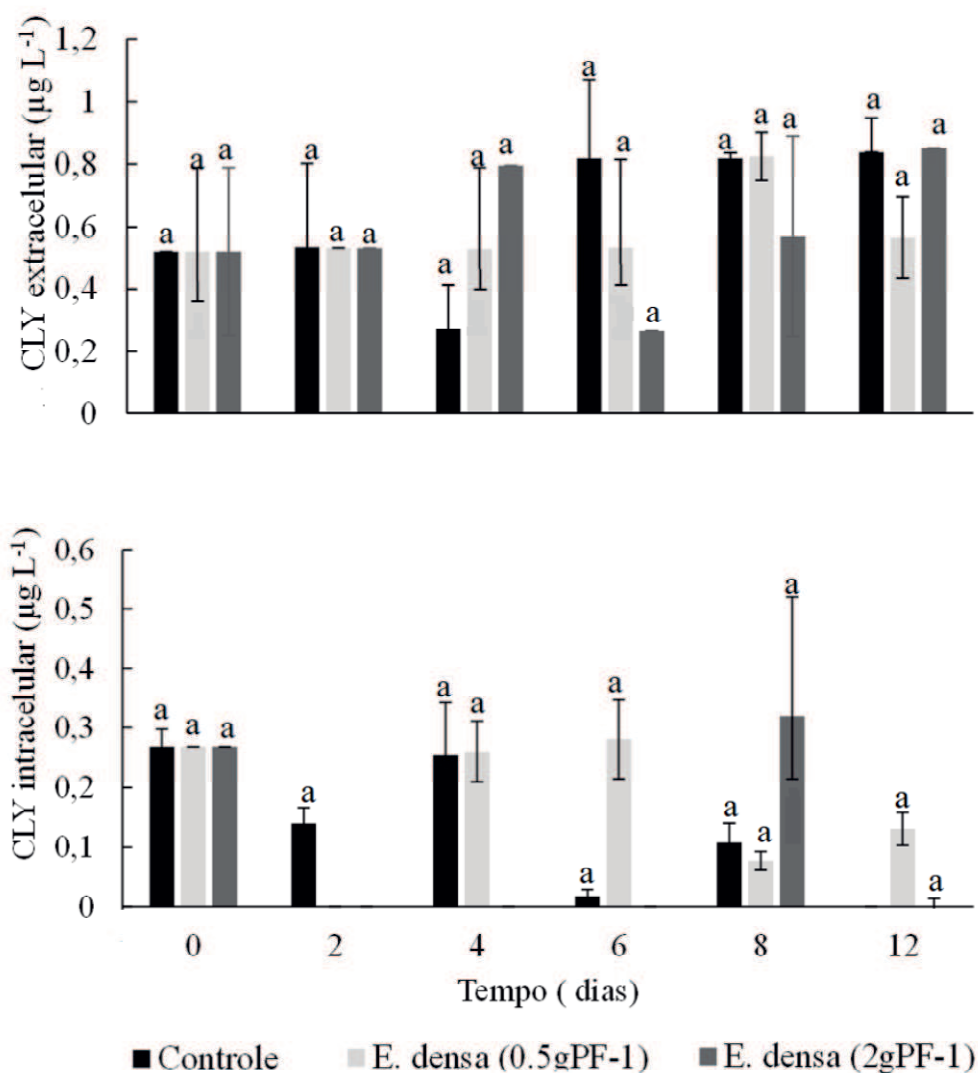


Figura 14. Cilindroespermopsina extracelular (superior) e intracelular (inferior) de *C. raciborskii* nos diferentes tratamentos: *C. raciborskii*; *C. raciborskii*+ *E. densa* (0,5 gPF⁻¹); *C. raciborskii*+ *E. densa* (2 gPF⁻¹) em 12 dias de experimento.

Os valores de fósforo dissolvido diminuíram significativamente entre os tratamentos ($F= 5,99$; $p= \leq 0,01$), essa redução foi observada nos tratamentos de *C. raciborskii* comparado com os tratamentos de *C. raciborskii*+ *E. densa* (0,5 gPS⁻¹) e *C. raciborskii*+ *E. densa* (2 gPS⁻¹). Também foi verificado diferenças nas concentrações de fósforo dissolvido nos tratamentos com apenas *E. densa* (2 gPS⁻¹) apresentando menores concentrações ao final do estudo ($F= 18,01$; $p= \leq 0,01$). O tratamento *C. raciborskii* + *E. densa* (2 gPS⁻¹) também apresentou redução de 70,6% do fósforo dissolvido (redução para $3189,66 \pm 149,73 \mu\text{g L}^{-1}$).

As concentrações de fósforo total nos tratamentos de *C. raciborskii*, variaram pouco (média $46,92,27 \pm 309,39 \mu\text{g L}^{-1}$) não apresentando diferenças entre os tratamentos ($F= 1,10$;

$p=0,36$). No fim do experimento houve tendência ao aumento de fósforo nos tratamentos com apenas *C. raciborskii* e nos tratamentos com apenas *E. densa* ($0,5 \text{ gPS}^{-1}$) ($4386,33 \pm 245,55 \mu\text{g L}^{-1}$ e $4051,33 \pm 248,88 \mu\text{g L}^{-1}$) respectivamente.

Observamos declínio da concentração de nitrato, no entanto, não foi significativo entre os tratamentos ($F= 0,35$; $p=0,83$). A figura 4 mostra as concentrações de nitrato reduzindo de $22326 \pm 3014,49 \mu\text{g L}^{-1}$ para $14220 \pm 1397,97 \mu\text{g L}^{-1}$ nos tratamentos de *C. raciborskii* a partir do dia 4. Os tratamentos com *C. raciborskii*+*E. densa* ($0,5 \text{ gPS}^{-1}$) apresentaram $10603 \pm 2515,14 \mu\text{g L}^{-1}$ no dia 4 e os tratamentos com *C. raciborskii* + *E. densa* (2 gPS^{-1}) apresentaram redução de $10751,24 \pm 4369,80 \mu\text{g L}^{-1}$ no dia 8, estas foram as menores concentrações registradas, após isso houve aumento das concentrações (figura 15). Os tratamentos com apenas *E. densa* (2 gPS^{-1}) apresentaram acentuada redução do nitrato no dia 8 ($p<0,01$).

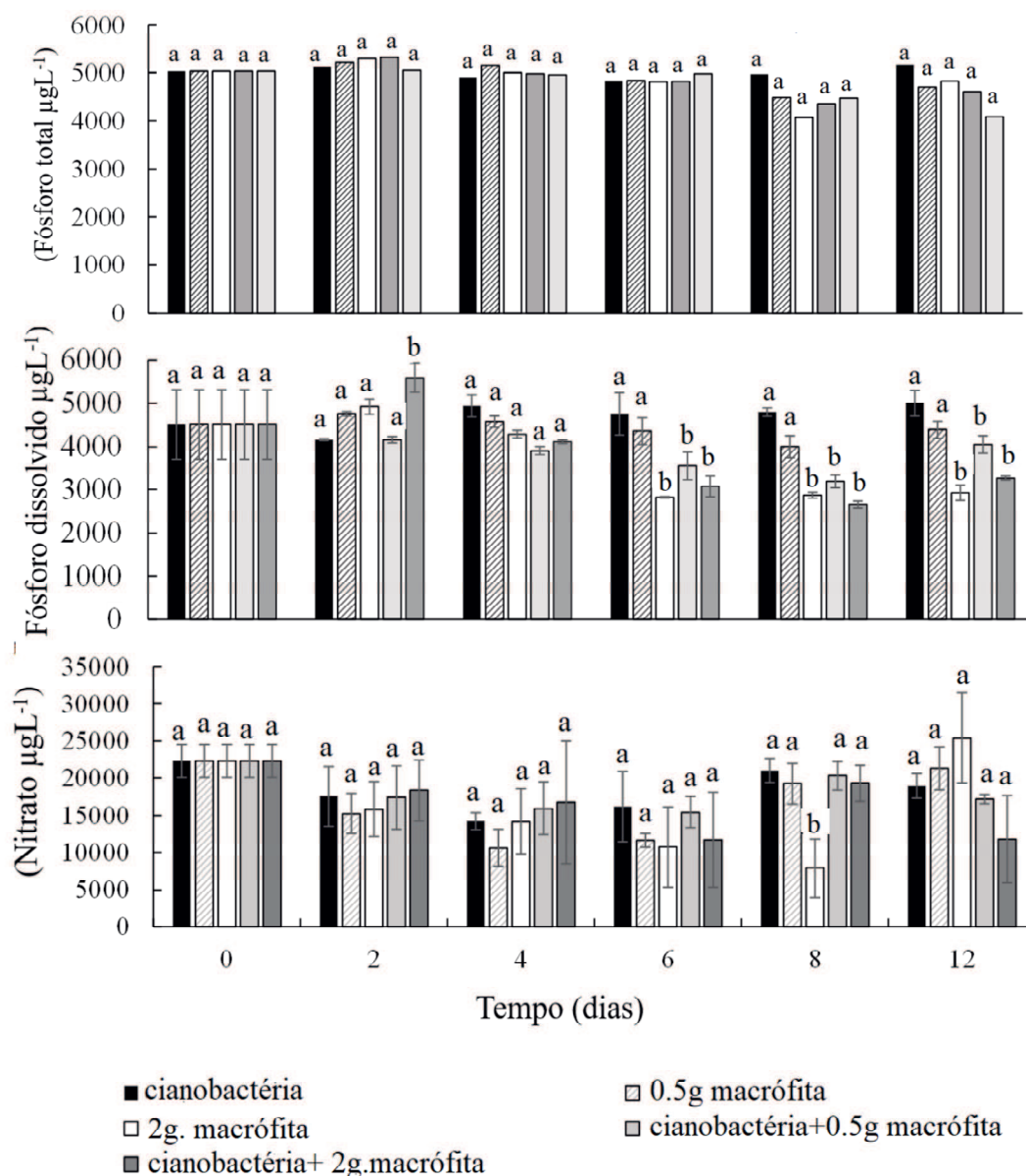


Figura 15 - Concentrações de fósforo total, fósforo dissolvido e nitrato nos tratamentos com *C. raciborskii*; *E. densa* (0,5 gPS⁻¹); *E. densa* (2 gPS⁻¹); *C. raciborskii*+*E. densa* (0,5 gPS⁻¹); *C. raciborskii*+ *E. densa* (2 gPS⁻¹) em 12 dias de experimento.

A biomassa das macrófitas não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos ($F= 14,46$; $p=0,99$), mas apresentou diferenças significativas no tempo ($F= 12,83$; $p\leq 0,01$). A biomassa diminuiu a partir do dia 6. Nos tratamentos de *E. densa* (0,5 gPS⁻¹) a biomassa variou de $0,05\pm 0,05$ gPS para $0,08\pm 0,01$ gPS, o mesmo comportamento foi verificado nos tratamentos de *C. raciborskii*+*E. densa* (0,5 gPS⁻¹), (Figura 5). Nos tratamentos *E. densa* (2 gPS⁻¹) a biomassa variou de $0,24\pm 0,04$ gPs para $0,34\pm 0,03$ gPs no dia 12. Nos

tratamentos de *C. raciborskii* + *E. densa* (2 gPS⁻¹) a variação foi de 0,24±0,04 gPS para 0,37±0,03 gPS.

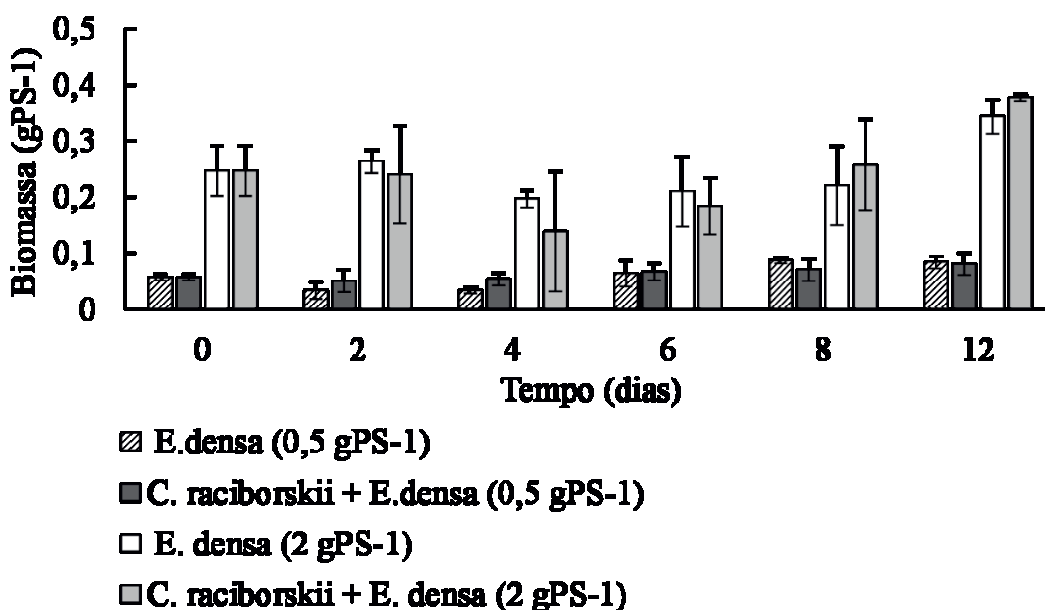


Figura 16. Biomassa de *Egeria densa* nos tratamentos com *C. raciborskii*; *E. densa* (0,5 gPS⁻¹); *E. densa* (2 gPS⁻¹); *C. raciborskii*+*E. densa* (0,5 gPS⁻¹); *C. raciborskii*+ *E. densa* (2 gPS⁻¹) em 12 dias de experimento.

Discussão

Nosso estudo mostrou que o crescimento da cianobactéria estudada, *C. raciborskii*, foi inibido na presença física da macrófita submersa *E. densa* e houve produção de toxinas pela *C. raciborskii*, corroborando com a hipótese do trabalho. A diminuição da taxa de crescimento de cianobactérias ocorreu mesmo com a exposição de uma menor biomassa de macrófitas, como a testada no experimento (0,5 gPF⁻¹), que foi suficiente para impedir o crescimento de *C. raciborskii* a partir do quarto dia de exposição.

Macrófitas submersas e algas apresentam relações antagonicas em ecossistemas aquáticos naturais e experimentais (Nakai et al., 1996), sendo o crescimento algal inibido devido à competição por nutrientes, luz e/ou até mesmo por compostos bioativos produzidos pelas macrófitas aquáticas (Jeppesen et al., 1990; Scheffer, 1998). Em estudo sobre o efeito de macrófitas aquáticas em comunidades fitoplanctônicas, Takamura et al. (2003) observaram que em 36% dos casos a variação total na comunidade fitoplanctônica foi explicada pela presença de macrófitas.

De acordo com estudos, uma das razões da inibição do crescimento de cianobactérias ocorre pela vantagem competitiva de nutrientes das macrófitas (Van Donk et al., 1993; Mowe

et al., 2019). Macrófitas submersas, tais como *E. densa*, apresentam alta biomassa e maior área de superfície vegetal, que tornam mais fácil a absorção de nutrientes e íons (Wang et al., 2012). Além disso, possuem mecanismos de ação radicular (Angelstein; Schubert, 2008), no qual as raízes representam a principal forma de absorção dos nutrientes (Horpilla; Nurminen, 2003). No entanto, como podem viver em formas flutuantes livres, sem ancoragem no sedimento (Gang; Gastal, 1998), contam também com a absorção foliar que é a principal forma de captação na coluna de água.

Em nosso estudo, a forma de absorção de nutrientes das macrófitas foi por mecanismos de ação foliar, uma vez que não foi introduzido raiz na montagem dos experimentos. No estudo verificamos redução das concentrações de nitrato nas incubações com apenas 2 gPF⁻¹ de planta no dia 6, segundo Ghaly et al., (2005) estas plantas preferem NO₃ sendo estas boas alternativas na remoção desse nutriente de águas residuais (Maltais-Landry et al., 2009; Vanderstukken et al., 2011). Espécies submersas são, em geral, caracterizadas por abrigar uma biomassa de perífiton relativamente alta (Sher-Kaul et al., 1995; Vanderstukken et al., 2011), o qual pode ter contribuído também para a diminuição de fósforo dissolvido nas incubações com *E. densa* mesmo após sucessivas lavagens pré-experimental.

No estudo, foi possível observar que *E. densa* reduziu significativamente as concentrações de fósforo dissolvido, no entanto, este fator provavelmente não possa ter sido o mais importante para explicar a inibição do crescimento de cianobactérias ocorrida, uma vez que nos tratamentos com apenas *C. raciborskii* se observou pouca diminuição de fósforo. Esta inibição pode ter ocorrido através de outros fatores como o efeito de sombreamento desempenhado por macrófitas, principalmente nas incubações com maior biomassa de macrófitas (2g). No ambiente, este evento é maior em águas mais rasas quando as macrófitas submersas conseguem se desenvolver intensamente, formando um dossel sub-aquático, e consequentemente atenuando a penetração de luz e comprometendo a utilização desse recurso pelo fitoplâncton (Mulderij et al., 2007; Santonja et al., 2018). Em relação a luz, as macrófitas apresentam vantagens para adquirir este recurso, pois podem acelerar o alongamento dos caules como forma de alcançar maior parte da luz, além de induzirem a uma maior produção de clorofila-a nas partes vegetativas mais profundas para tolerar a atenuação da luz (He et al., 2019).

Outro mecanismo de interação macrófita- cianobactérias é a produção e a excreção de aleloquímicos pelas macrófitas que podem ser eficazes contra o fitoplâncton (Donk; van de Bound, 2002). Estes compostos aleloquímicos pertencem a diferentes classes químicas, tais

como polifenóis, ácidos graxos oxigenados, compostos de enxofre, poliacetilenos (Nakai et al. 2012). As macrófitas submersas, possuem representantes com maior atividade alelopática do que outras espécies (Mohamed et al., 2017) que atuam inibindo o crescimento de cianobactérias que formam florações (Liu et al., 2007; Shao et al., 2009). A forma de atuação desses aleloquímicos podem se dá através da atuação no processo fotossintético das cianobactérias inibindo o fotossistema II (PSII), interferindo no processo de transferência de elétrons (Leu et al., 2002; Zhu et al., 2010).

No entanto, as cianobactérias produzem uma ampla gama de metabólitos secundários que são muito diversos na estrutura e funções químicas (Nunnery et al., 2010). No estudo foi possível observar liberação de toxinas nos tratamentos. Estes compostos possuem efeitos negativos para o desenvolvimento das macrófitas aquáticas como a inibição do crescimento devido a liberação de cianotoxinas, a exemplo da cilindrospermopsina (Flores-Rojas et al., 2015), no entanto os efeitos na macrófita não foram estudados.

Conclusão

A presença física de *Egeria densa* comprometeu o crescimento de *C. raciborskii* logo nos primeiros dias de exposição. A espécie *C. raciborskii* sendo tóxica, apresentou aumento na produção de toxinas durante o tempo de coexistência com *Egeria densa*. Nos tratamentos com macrófita também houve diminuição das concentrações de fósforo dissolvido. Estes achados revelam a importância da espécie de macrófita estudada sobre o crescimento e produção de toxinas em uma população de cianobactérias.

Referencias

ANGELSTEIN, Susanne; SCHUBERT, Hendrik. Elodea nuttallii: uptake, translocation and release of phosphorus. **Aquatic Biology**, v. 3, n. 3, p. 209-216, 2008.

BARKO, J. W.; ADAMS, M. S.; CLESCERI, N. L. Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation: a review. **Journal of Aquatic Plant Management**, v. 24, n. 1, p. 1-10, 1986.

BARKO, John W.; SMART, R. Michael. Sediment- related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes. **Ecology**, v. 67, n. 5, p. 1328-1340, 1986.

BEYER, Dániel et al. Cylindrospermopsin induces alterations of root histology and microtubule organization in common reed (Phragmites australis) plantlets cultured in vitro. **Toxicon**, v. 54, n. 4, p. 440-449, 2009.

BOUVY, Marc 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.

CARMICHAEL, W. W. Toxic Microcystis and the environment. In “Toxic Microcystis”(MF Watanabe, K. Harada, WW Carmichael, and H. Fujiki, Eds.). 1996.

CHANG, Xuexiu; EIGEMANN, Falk; HILT, Sabine. Do macrophytes support harmful cyanobacteria? Interactions with a green alga reverse the inhibiting effects of macrophyte allelochemicals on *Microcystis aeruginosa*. **Harmful Algae**, v. 19, p. 76-84, 2012.

CODD, Geoffrey A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological engineering**, v. 16, n. 1, p. 51-60, 2000.

ESPINOSA-RODRÍGUEZ, Cristian A. et al. Allelopathic interactions between the macrophyte *Egeria densa* and plankton (alga, *Scenedesmus acutus* and cladocerans, *Simocephalus* spp.): a laboratory study. **Journal of Limnology**, v. 75, n. s1, 2016.

FLORES-ROJAS, Nelida Cecilia; ESTERHUIZEN-LONDT, Maranda; PFLUGMACHER, Stephan. Antioxidative stress responses in the floating macrophyte *Lemna minor* L. with *cylindrospermopsin* exposure. **Aquatic Toxicology**, v. 169, p. 188-195, 2015.

GHALY, A. E.; KAMAL, M.; MAHMOUD, N. S. Phytoremediation of aquaculture wastewater for water recycling and production of fish feed. **Environment International**, v. 31, n. 1, p. 1-13, 2005.

GOPAL, Brij; GOEL, Usha. Competition and allelopathy in aquatic plant communities. **The Botanical Review**, v. 59, n. 3, p. 155-210, 1993.

GORHAM, P.R.; MCLACHLAN, J.; HAMMER, U.T.; KIM, W.K. Isolation and culture of toxic strains of *Anabaena flos-aquae* (Lyng) de Breb. Verh. Int. Verein. Limnol., 15:796-804, 1964.

HE, Liang et al. Littoral slope, water depth and alternative response strategies to light attenuation shape the distribution of submerged macrophytes in a mesotrophic lake. **Frontiers in Plant Science**, v. 10, p. 169, 2019.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.; KÍRSCTEL, D.; POLLIGHER, U.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v.35, p. 403-424. 1999.

HILLEBRAND, Helmut et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of phycology**, v. 35, n. 2, p. 403-424, 1999.

HILT, Sabine; GROSS, Elisabeth M. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow lakes?. **Basic and applied ecology**, v. 9, n. 4, p. 422-432, 2008.

HORPPILA, J.; NURMINEN, L. The effect of an emergent macrophyte (*Typha augustifolia*) on sediment resuspension in a shallow north temperate lake. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 1447-1455. 2003

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

JAMES, Cassandra S.; EATON, John W.; HARDWICK, Keith. Responses of three invasive aquatic macrophytes to nutrient enrichment do not explain their observed field displacements. **Aquatic Botany**, v. 84, n. 4, p. 347-353, 2006.

JEPPESSEN, E. et al., **Interaction of climate and eutrophication**. In M. Kernan et al (ed.) *Changing climate and changing freshwaters: A European perspective*. Cap. 5. Blackwell. 2009.

LAGOS, Néstor et al. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. **Toxicon**, v. 37, n. 10, p. 1359-1373, 1999.

LI, Feng et al. Colonization by fragments of the submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum* under different sediment type and density conditions. **Scientific reports**, v. 5, p. 11821, 2015.

LAMPERT, W.; SOMMER, U. *Limnology: The ecology of lakes and streams*—Oxford University Press. **New York**, 1997.

LURLING, M. et al., Importance of nutrient competition and allelopathic effects in suppression of the green alga *Scenedesmus obliquus* by the macrophytes *Chara*, *Elodea* and *Myriophyllum*. **Hydrobiologia**, v. 556, p. 209-220. February. 2006.

MALTAIS-LANDRY, Gabriel et al. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. **Water research**, v. 43, n. 2, p. 535-545, 2009.

MOHAMED, Zakaria A. Macrophytes-cyanobacteria allelopathic interactions and their implications for water resources management—A review. **Limnologia**, v. 63, p. 122-132, 2017.

MOWE, Maxine AD et al. Comparative study of six emergent macrophyte species for controlling cyanobacterial blooms in a tropical reservoir. **Ecological Engineering**, v. 129, p. 11-21, 2019.

MULDERIJ, Gabi; SMOLDERS, Alfons JP; VAN DONK, ELLEN. Allelopathic effect of the aquatic macrophyte, *Stratiotes aloides*, on natural phytoplankton. **Freshwater Biology**, v. 51, n. 3, p. 554-561, 2006.

NAKAI, SATOSHI et al. Growth Inhibition of Blue-green Algae by Allelopathic Effects of Macrophytes. **Japanese Journal of Water Treatment Biology**, v. 33, n. 4, p. 215-222, 1997.

NICHOLS, DALE S.; KEENEY, DENNIS R. Nitrogen nutrition of *Myriophyllum spicatum*: uptake and translocation of ^{15}N by shoots and roots. **Freshwater Biology**, v. 6, n. 2, p. 145-154, 1976.

NICHOLS, DALE S.; KEENEY, DENNIS R. Nitrogen nutrition of *Myriophyllum spicatum*: variation of plant tissue nitrogen concentration with season and site in Lake Wingra. **Freshwater Biology**, v. 6, n. 2, p. 137-144, 1976.

NUNNERY, Joshawna K.; MEVERS, Emily; GERWICK, William H. Biologically active secondary metabolites from marine cyanobacteria. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 21, n. 6, p. 787-793, 2010.

OHTANI, Ikuko; MOORE, Richard E.; RUNNEGAR, Maria TC. Cylindrospermopsin: a potent hepatotoxin from the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Journal of the American Chemical Society**, v. 114, n. 20, p. 7941-7942, 1992.

PFLUGMACHER, Stephan. Possible allelopathic effects of cyanotoxins, with reference to microcystin- LR, in aquatic ecosystems. **Environmental Toxicology: An International Journal**, v. 17, n. 4, p. 407-413, 2002.

PORTIELJE, Robert; LIJKLEMA, Lambertus. Carbon dioxide fluxes across the air- water interface and its impact on carbon availability in aquatic systems. **Limnology and Oceanography**, v. 40, n. 4, p. 690-699, 1995.

RATTRAY, M. R.; HOWARD-WILLIAMS, C.; BROWN, J. M. A. Sediment and water as sources of nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes. **Aquatic Botany**, v. 40, n. 3, p. 225-237, 1991.

SCHEFFER, M. 1998. Ecology of shallow lakes. London: Chapman and Hall.

SCHEFFER, Marten et al. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. **Hydrobiologia**, v. 491, n. 1-3, p. 9-18, 2003.

SCHEFFER, Marten. **Ecology of shallow lakes**. Springer Science & Business Media, 1997.

SHER-KAUL, Sushma et al. Relationship between biomass and surface area of six submerged aquatic plant species. **Aquatic Botany**, v. 51, n. 1-2, p. 147-154, 1995.

TAIZ, Lincoln; ZEIGER, Eduardo. Plant physiol. **Sunderland, MA: Sinauer**, p. 690, 2002.

TAKAMURA, Noriko et al. Effects of aquatic macrophytes on water quality and phytoplankton communities in shallow lakes. **Ecological research**, v. 18, n. 4, p. 381-395, 2003.

VAN DONK, E. et al. Herbivory by waterfowl and fish on macrophytes in a biomanipulated lake: effects on long-term recovery. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 25, n. 4, p. 2139-2143, 1994.

VANDERSTUKKEN, Maarten et al. Biological control of phytoplankton by the subtropical submerged macrophytes *Egeria densa* and *Potamogeton illinoensis*: a mesocosm study. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 9, p. 1837-1849, 2011.

VANDERSTUKKEN, Maarten et al. Biological control of phytoplankton by the subtropical submerged macrophytes *Egeria densa* and *Potamogeton illinoensis*: a mesocosm study. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 9, p. 1837-1849, 2011.

WETZEL, R.G. *Limnologia*. Lisboa: Fundação Calouste Goulbekian, 1993. 919 p

ZEHNSDORF, Andreas et al. Management options of invasive *Elodea nuttallii* and *Elodea canadensis*. **Limnologica**, v. 51, p. 110-117, 2015.

ZHANG, Songhe et al. Responses of bacterial community structure and denitrifying bacteria in biofilm to submerged macrophytes and nitrate. **Scientific reports**, v. 6, p. 36178, 2016.

CONSIDERAÇÕES FINAIS DA TESE

Esta tese contribui com o conhecimento das macrófitas submersas e como atuam diretamente nos fatores que estão relacionados a eventos de eutrofização. Uma vez que agem na disponibilidade de fósforo no ambiente. Podendo tanto promover liberação de fósforo onde há processos intensos de decomposição ou removerem fósforo onde esses vegetais são mais estáveis, sem que haja processos de decomposição. Utilizam o fósforo da região próxima ao sedimento evitando assim possíveis ressuspensões para a coluna d'água. Bem como atuam no controle de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas. Esta espécie pode ser uma alternativa de remoção de nutrientes e cianobactérias em ambientes mais rasos ou em ambiente experimental.