



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

LAISSA LIMA DO NASCIMENTO

**IMPACTO DA TÉCNICA “FLOC AND SINK” NA ESTRUTURA TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DE RESERVATÓRIO
EUTRÓFICO DA REGIÃO SEMIÁRIDA**

CAMPINA GRANDE

2023

LAISSA LIMA DO NASCIMENTO

**IMPACTO DA TÉCNICA “FLOC AND SINK” NA ESTRUTURA TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DE RESERVATÓRIO
EUTRÓFICO DA REGIÃO SEMIÁRIDA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Universidade Estadual da Paraíba, como
requisito parcial para a obtenção do título de
Bacharel em Ciências Biológicas.

Área de concentração: Ecologia Aquática.

Orientadora: Profa. Dra. Juliana dos Santos Severiano

CAMPINA GRANDE

2023

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.

N244i Nascimento, Laissa Lima do.
Impacto da técnica "Floc and Sink" na estrutura taxonômica e funcional da comunidade zooplânctônica de reservatório eutrófico da região semiárida [manuscrito] / Laissa Lima do Nascimento. - 2023.
38 p. : il. colorido.

Digitado.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2023.
"Orientação : Profa. Dra. Juliana dos Santos Severiano, Departamento de Biologia - CCBS. "

1. Eutrofização. 2. Geoengenharia. 3. Restauração. 4. Zooplâncton. I. Título

21. ed. CDD 570

LAISSA LIMA DO NASCIMENTO

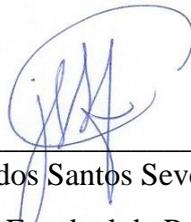
**IMPACTO DA TÉCNICA “FLOC AND SINK” NA ESTRUTURA TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DE RESERVATÓRIO
EUTRÓFICO DA REGIÃO SEMIÁRIDA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Universidade Estadual da Paraíba, como
requisito parcial para a obtenção do título de
Bacharel em Ciências Biológicas.

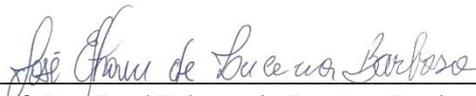
Área de concentração: Ecologia Aquática.

Aprovada em: 27/11/2023.

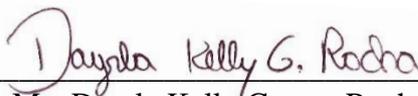
BANCA EXAMINADORA



Profa. Dra. Juliana dos Santos Severiano (Orientadora)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



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



Me. Dayrla Kelly Gomes Rocha
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Aos meus pais, pela dedicação, apoio,
companheirismo e amor, DEDICO.

AGRADECIMENTOS

A Deus por me conceder força e coragem para que eu pudesse seguir. Por inúmeras vezes fui abençoada para continuar e enfim concluir mais uma fase em minha vida.

Aos meus pais, Neide e Damião, e ao meu irmão Lucas, por todo suporte e apoio durante toda a minha vida. Sou grata pela vida de vocês.

Ao meu companheiro de vida, Rodrigo, por estar comigo nesta caminhada, me apoiando e me incentivando. Amo você.

A minha orientadora, Prof. Dra. Juliana dos Santos Severiano, por ter acreditado em mim e por ter me dado a oportunidade de realizar este trabalho. Agradeço por todas as orientações.

Ao Prof. José Etham de Lucena Barbosa por me conceder a oportunidade de fazer parte do Laboratório de Ecologia Aquática (Leaq).

Aos pesquisadores do Leaq, em especial a Klisman, que me ajudou na realização do meu Pibic que serviu de base para realização do meu trabalho de conclusão de curso. Obrigada por todo apoio.

A Patrícia, que tive a honra de conhecer no início da graduação e que desde então tem me ajudado sempre que preciso. Obrigada por tudo.

Ao professor Felipe, por toda ajuda nas identificações. Grata por todo apoio.

As minhas amigas da graduação, Eduarda, Suelen e Quênia, que estão comigo desde o primeiro período e que irei levar comigo para a vida toda. Obrigada por todo apoio e por todos os momentos compartilhados durante todos esses anos.

A Universidade Estadual da Paraíba e aos professores do Curso de Graduação em Ciências Biológicas, que contribuíram para a minha formação.

E a todas as pessoas que de alguma forma auxiliaram na realização desta conquista. Muito obrigada a todos.

RESUMO

Técnicas de geoengenharia têm sido utilizadas para mitigar a eutrofização, reduzindo portanto as concentrações de fósforo e cianobactérias nos ecossistemas aquáticos. No entanto, ainda não é claro quais efeitos os materiais utilizados nessas técnicas podem causar nos organismos que não são alvo, como aqueles da comunidade zooplanctônica. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar experimentalmente os efeitos da aplicação de materiais utilizados na técnica “Floc and Sink” sobre a comunidade zooplanctônica. Temos como hipóteses que (i) a aplicação de materiais utilizados na técnica “Floc and Sink” causam remoção de espécies do zooplâncton da coluna d’água; mas que (ii) os organismos maiores, de maior biomassa e com maior mobilidade são mais resistentes à sedimentação. Foram coletadas amostras de água do reservatório Argemiro de Figueirêdo, localizado na região semiárida do estado da Paraíba-Brasil, em agosto de 2021. Os ensaios de “Floc and Sink” foram realizados em laboratório utilizando como unidades experimentais aquários que foram preenchidos com água e organismos zooplanctônicos do reservatório. Os ensaios de “Floc and Sink” foram realizados em triplicata, com os coagulantes policloreto de alumínio (PAC) e sulfato de alumínio (SUL) e a bentonita modificada com lantânio (BML), isolados e combinados, assim, os tratamentos foram atribuídos da seguinte forma: Controle (sem adição dos materiais); PAC; SUL; BML; PAC+BML e SUL+BML. Amostragens para análise das concentrações de fósforo total, fósforo solúvel reativo, biomassa algal (clorofila-a) e da estrutura taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica foram realizadas após 2h, 96h e 192h. Antes da aplicação dos materiais a comunidade zooplanctônica era composta principalmente por náuplios, copépodos cyclopoidas adultos e copepoditos. Os coagulantes PAC e SUL, de forma isolada, mostraram eficiência na redução de PT, SRP e biomassa algal, e tiveram as menores alterações na biomassa e composição funcional da comunidade zooplanctônica. Por outro lado, a BML apresentou menor eficiência de remoção da biomassa algal e promoveu reduções significativas na biomassa do zooplâncton, bem como alterações na composição funcional da comunidade, ou seja, diminuição do peso seco médio e comprimento das espécies. O uso combinado dos coagulantes com a argila modificada com lantânio também mostrou eficiência de remoção semelhante ao uso isolado dos coagulantes, no entanto, mostrou efeitos na redução da biomassa do zooplâncton. Esses resultados têm implicações importantes para o manejo e restauração de sistemas eutrofizados, visto que os coagulantes sozinhos foram mais eficientes que o uso combinado com a argila, com menores impactos para a comunidade zooplanctônica.

Palavras-Chave: eutrofização; geoengenharia; restauração; zooplâncton.

ABSTRACT

Geoengineering techniques have been used to mitigate eutrophication, therefore reducing concentrations of phosphorus and cyanobacteria in aquatic ecosystems. However, it is still unclear what effects the materials used in these techniques may have on non-target organisms, such as those in the zooplankton community. Thus, the objective of this work was to experimentally evaluate the effects of applying materials used in the “Floc and Sink” technique on the zooplankton community. We hypothesize that (i) the application of materials used in the “Floc and Sink” technique causes the removal of zooplankton species from the water column; but that (ii) larger organisms, with greater biomass and greater mobility are more resistant to sedimentation. Water samples were collected from the Argemiro de Figueirêdo reservoir, located in the semi-arid region of the state of Paraíba-Brazil, in August 2021. The “Floc and Sink” tests were carried out in the laboratory using aquariums as experimental units that were filled with water and zooplankton organisms in the reservoir. The “Floc and Sink” tests were carried out in triplicate, with the coagulants polyaluminum chloride (PAC) and aluminum sulfate (SUL) and bentonite modified with lanthanum (BML), isolated and combined, thus, the treatments were assigned according to as follows: Control (without adding materials); PAC; SUL; BML; PAC+BML and SUL+BML. Sampling to analyze the concentrations of total phosphorus, soluble reactive phosphorus, algal biomass (chlorophyll-a) and the taxonomic and functional structure of the zooplankton community were carried out after 2h, 96h and 192h. Before the application of the materials, the zooplankton community was mainly composed of nauplii, adult cyclopoid copepods and copepodites. The PAC and SUL coagulants, in isolation, showed efficiency in reducing PT, SRP and algal biomass, and had the smallest changes in the biomass and functional composition of the zooplankton community. On the other hand, BML showed lower algal biomass removal efficiency and promoted significant reductions in zooplankton biomass, as well as changes in the functional composition of the community, that is, a decrease in the average dry weight and length of the species. The combined use of coagulants with lanthanum-modified clay also showed similar removal efficiency to the isolated use of coagulants, however, it showed effects in reducing zooplankton biomass. These results have important implications for the management and restoration of eutrophicated systems, since coagulants alone were more efficient than combined use with clay, with fewer impacts on the zooplankton community.

Keywords: eutrophication; geoengineering; restoration; zooplankton.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1.** Esquema do desenho experimental. Controle, sem adição de coagulantes e/ou argilas; PAC, policloreto de alumínio (8mg L^{-1}); SUL, sulfato de alumínio (8mg L^{-1}); BML, bentonita modificada com lantânio (100mg L^{-1}). 18
- Figura 2.** Concentração de Fósforo Total (PT; $\mu\text{g L}^{-1}$) (A), Fósforo reativo solúvel (SRP; $\mu\text{g L}^{-1}$) (B) e Biomassa algal ($\mu\text{g L}^{-1}$) (C) nos tratamentos ao longo dos dias de experimento. PAC, policloreto de alumínio; SUL, sulfato de alumínio; BML, bentonita modificada com lantânio. Letras diferentes em cada tratamento indicam diferenças significativas ($p < 0.05$) e os traços em cada barra indicam o desvio padrão..... 22
- Figura 3.** Biomassa total ($\mu\text{g DW L}^{-1}$) da comunidade zooplancônica nos tratamentos ao longo do experimento. PAC, policloreto de alumínio, SUL, sulfato de alumínio, BML, bentonita modificada com lantânio. Letras diferentes em cada dia de cada tratamento indicam diferenças significativas ($p < 0.05$) e os traços indicam o erro padrão..... 25
- Figura 4.** Média ponderada de valores dos traços em nível de comunidade (CWM) da comunidade zooplancônica para os traços funcionais. (A) Peso seco médio ($\mu\text{g L}^{-1}$), (B) Comprimento máximo (μm) e (C) Mobilidade. PAC, policloreto de alumínio, SUL, sulfato de alumínio, BML, bentonita modificada com lantânio. Letras diferentes em cada tratamento indicam diferenças significativas ($p < 0.05$) e os traços em cada barra indicam o desvio padrão. 26

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Eficiência de remoção (%) do Fósforo Total (PT), Fósforo Reativo Solúvel (SRP) e Clorofila-a entre os tratamentos ao longo do experimento. PAC, policloreto de alumínio; SUL, sulfato de alumínio; BML, bentonita modificada com lantânio.....	23
---	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BML	Bentonita modificada com lantânio
CWM	Média ponderada de valores dos traços funcionais em nível de comunidade
N	Nitrogênio
OD	Oxigênio dissolvido
P	Fósforo
PAC	Policloreto de alumínio
PT	Fósforo total
rmANOVA	Análise de Variância de Medidas Repetidas
SRP	Fósforo Reativo Solúvel
SUL	Sulfato de alumínio

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1 Eutrofização	14
2.2 Técnicas de mitigação	15
2.3 Técnica “Floc and Sink” e a comunidade zooplanctônica	15
3 MATERIAIS E MÉTODOS	17
3.1 Área de estudo e procedimentos em campo	17
3.2 Desenho experimental	17
3.3 Amostragem	18
3.4 Análises laboratoriais	19
3.5 Composição funcional da comunidade zooplanctônica	19
3.6 Análise dos dados	19
4 RESULTADOS	21
4.1 Eficiência dos coagulantes e argila isolados e combinados após aplicação	21
4.2 Efeitos dos materiais isolados e combinados na estrutura taxonômica do zooplâncton	23
4.3 Efeitos dos materiais isolados e combinados na estrutura funcional do zooplâncton	25
5 DISCUSSÃO	27
6 CONCLUSÃO	29
REFERÊNCIAS	30
APÊNDICE A – GRÁFICO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg L⁻¹) E pH ENTRE OS TRATAMENTO AO LONGO DO EXPERIMENTO	35
APÊNDICE B – BIOMASSA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA (MÉDIA ± ERRO PADRÃO; µgDW L⁻¹) ENTRE OS TRATAMENTOS AO LONGO DO TEMPO. PAC, POLICLORETO DE ALUMÍNIO; SUL, SULFATO DE ALUMÍNIO; BML, BENTONITA MODIFICADA COM LANTÂNIO	36

1 INTRODUÇÃO

Sob cenário de escassez hídrica, principalmente no semiárido do Nordeste brasileiro, os reservatórios foram construídos a fim de garantir o consumo de água para a população e viabilizar a irrigação (Esteves, 2011). No entanto, distúrbios antrópicos em torno dos corpos hídricos têm causado impactos nesses ecossistemas aquáticos (Dantas-Silva e Dantas, 2013). A eutrofização, por exemplo, caracteriza-se pela acumulação de nutrientes, principalmente fósforo (P) e nitrogênio (N) (Pinto e Antunes, 2020), que provoca o crescimento excessivo das cianobactérias (Figueirêdo et al., 2007), podendo causar diversos problemas como alta turbidez, anoxia, mudanças nas características organolépticas da água (cor, odor e sabor), morte da biodiversidade e mudanças na cadeia trófica (Barreto et al., 2013). Além disso, implicam sérios riscos à saúde pública, visto que pode haver florações de cianobactérias potencialmente tóxicas (Oliver et al., 2020).

Diante disso, técnicas de geoengenharia têm sido utilizadas para controlar o P e as cianobactérias na água (Lucena-Silva et al., 2019). Apesar dos nutrientes P e N serem responsáveis pela eutrofização, o P tem sido o foco no processo de restauração dos corpos de água doce porque esse elemento não possui fase gasosa no ciclo biogeoquímico (Hamilton et al., 2016). Além disso, algumas espécies de cianobactérias podem fixar nitrogênio atmosférico (N₂), conseguindo compensar a limitação por N e crescer (Schindler, 2012), diferentemente do P que não há mecanismos biológicos que possam compensar sua deficiência em um corpo d'água (Yin et al., 2016). A técnica “Floc and Sink”, por exemplo, consiste na adição de um coagulante, que estimula a agregação do P dissolvido e particulado formando flocos, e um adsorvente de P (argilas), que oferece o peso necessário para a sua sedimentação e deposição no sedimento (Van Oosterhout e Lürling, 2013; Lucena-Silva et al., 2022). No entanto, apesar de ser eficiente na remoção do P e da biomassa algal, alguns dos materiais utilizados na técnica possuem metais pesados em sua constituição, podendo então, reduzir o pH da água, e possivelmente afetar negativamente a cadeia aquática, visto que pode retirar da coluna d'água espécies que não são alvos (Lucena-Silva et al., 2022). Assim torna-se necessário avaliar os impactos desses materiais sobre toda a biota aquática.

Desse modo, tendo em vista a importância ecológica da comunidade zooplancônica nos ecossistemas aquáticos, já que ela é composta por protozoários, rotíferos, cladóceros e copépodes (Pereira et al., 2011), que são organismos que possuem papel chave nas redes tróficas mediando a ciclagem de nutrientes e o fluxo de energia para os níveis tróficos superiores (Kjørboe, 2011; Barnett et al., 2007), é importante investigar os possíveis efeitos que

os materiais utilizados na técnica “Floc and Sink” podem causar sobre a comunidade zooplanctônica. Vale salientar que esses organismos são sensíveis às mudanças ambientais e respondem rapidamente a diversos tipos de impactos, através da alteração na sua composição e diversidade (Dantas-Silva e Dantas, 2013). Porém, interagem de forma distinta no ambiente devido seus diferentes atributos funcionais que os garantem suas interações e o seu sucesso ecológico (Gomes et al., 2019).

Uma das características funcionais que garantem o sucesso ecológico do zooplâncton é a mobilidade (Fintelman-Oliveira et al., 2023). Esta pode ser associada ao desenvolvimento de apêndices, maior peso corporal e tamanho (Litchman et al., 2013). Assim, espera-se que atributos relacionados a mobilidade possam conferir vantagens as espécies zooplanctônicas na escapatória dos flocos formados durante a execução da técnica “Floc and Sink”.

Estudos anteriores têm focado nos efeitos diretos e indiretos dos materiais envolvidos na técnica sobre o zooplâncton. Estudos ecotoxicológicos, populacionais e de efeito de predação já foram realizados (Lürling e Tolman, 2010; Peng et al., 2019; Stauber, 2000). Contudo, a abordagem funcional ainda não foi utilizada para entender como esses materiais afetam a capacidade de resistência do zooplâncton frente à formação dos flocos. Essa abordagem já foi utilizada anteriormente para testar os efeitos desses materiais na comunidade fitoplanctônica (Lucena-Silva et al., 2022) e mostrou que a técnica “Floc and Sink” causa impactos na comunidade, entretanto, os resultados diferem que acordo com o material utilizado e com as adaptações morfológicas que favorecem as espécies fitoplanctônicas, assim, espécies menores e sem estruturas especializadas foram removidas facilmente, enquanto espécies com especializações (aerótopos e flagelos) foram mais resistentes à sedimentação. Deste modo, visto que as características funcionais influenciam na capacidade das espécies, nas suas funções ecológicas e na sua interação com outros organismos (Fintelman-Oliveira et al., 2023), é de suma importância a integralização da abordagem funcional para ver os efeitos dos materiais utilizados na técnica sobre o zooplâncton.

Assim, o objetivo deste trabalho é avaliar experimentalmente os efeitos da aplicação de materiais utilizados na técnica “Floc and Sink” sobre a estrutura taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica de um reservatório eutrófico do semiárido. Nossas hipóteses são que (i) a aplicação de materiais utilizados na técnica “Floc and Sink” causam remoção das espécies do zooplâncton da coluna d’água; mas que (ii) os organismos maiores, de maior biomassa e com maior mobilidade são mais resistentes à sedimentação.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Eutrofização

A eutrofização é o processo de enriquecimento de nutrientes no corpo aquático, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P) (Barreto et al., 2013). Esse enriquecimento pode ocorrer de forma natural, quando depende somente das características naturais do corpo hídrico, como a lixiviação de solos enriquecidos por macronutrientes (Reis et al., 2023), ou de forma artificial, que se dá por ações antrópicas, como por exemplo, liberação de efluentes domésticos, agrícolas e industriais (Schindler, 2006). A eutrofização promove florações de cianobactérias podendo alterar a dinâmica do ecossistema, causando a redução da biodiversidade e alterando a estrutura da cadeia alimentar, bem como, ocasionando a depleção na concentração de oxigênio dissolvido e mudanças no pH. Além disso, pode promover mudanças nas características organolépticas da água, como alteração na cor, odor e sabor (Dodds et al., 2009; Paerl e Huisman, 2009; Schindler et al., 2008; Lürling et al., 2020). As florações de cianobactérias representam um dos grandes problemas ambientais, visto que existem espécies de cianobactérias que são potencialmente tóxicas e acabam promovendo grande risco a saúde pública (Oliver et al., 2020).

As regiões semiáridas são caracterizadas por um regime hidrológico único, apresentando altas temperaturas, forte incidência solar, altas taxas de evaporação e baixas precipitações anuais (Vieira et al., 2009; Barbosa et al., 2012). Em decorrência disso, observa-se geralmente um balanço hídrico negativo nessas regiões, ou seja, perda de água maior do que o ganho. Essas condições podem ser agravadas por secas prolongadas e intensa captação de água, diminuindo portanto o nível de água dos reservatórios, e conseqüentemente concentrando os nutrientes em um volume hídrico menor (Costa et al., 2016). Esses fatores favorecem o processo de eutrofização, com conseqüente aumento da ocorrência de florações de cianobactérias, tornando as águas impróprias tanto para abastecimento da população como manutenção da vida aquática (Figueirêdo et al., 2007; Medeiros et al., 2015; Brasil et al., 2016).

Alguns estudos vem demonstrando a relação das condições climáticas com o processo de eutrofização. Estudos mostram que a diminuição do percentual de volume hídrico dos reservatórios podem levar ao aumento das concentrações de nutrientes e biomassa algal em reservatórios rasos e profundos (Bouvy et al., 1999; Jeppesen et al., 2015; Brasil et al., 2016). O trabalho de Rocha Junior et al. (2018), por exemplo, mostra que os reservatórios inseridos nas Bacias do Rio Seridó e do Rio Piancó, são considerados eutróficos em períodos de extrema

seca.

2.2 Técnicas de mitigação

Para promover a mitigação da eutrofização em um ecossistema aquático, a primeira medida a ser tomada é o controle da entrada de nutrientes no ambiente (Su et al., 2021). No entanto, apenas com essa medida o reservatório levaria décadas para se restaurar, isso porque apesar de reduzir as cargas externas de nutriente, pode haver o acúmulo de fósforo no sedimento, podendo ser suspenso novamente para a coluna d'água. Assim, além de reduzir a carga externa de nutrientes, torna-se necessário controlar o fósforo presente na água bem como remover as florações de cianobactérias já existentes, a fim de acelerar o processo de restauração do ecossistema (Lürling e Mucci, 2020). Um método que tem se tornado promissor, são as técnicas de geoengenharia, as quais focam na manipulação dos processos biogeoquímicos a fim de melhorar a qualidade da água (Lürling et al., 2016). Essas técnicas têm o foco na redução das concentrações de P na coluna d'água, pois apesar do P e N serem os principais nutrientes que favorecem a eutrofização, o P pode ser controlado, visto que seu ciclo biogeoquímico passa pela água e pelo sedimento, diferentemente do ciclo do nitrogênio que passa pelo ar, dificultando seu manejo (Hamilton et al., 2016).

Dentre as técnicas de geoengenharia utilizadas para controlar o fósforo e as cianobactérias na água, destacam-se a técnica “Floc and Sink” e a “Floc and Lock”. Ambas consistem na utilização de um coagulante (e.x. policloreto de alumínio, sulfato de alumínio) que promove a inativação do fósforo reativo solúvel e a precipitação do P particulado formando flocos, e um adsorvente de P (e.x. argila modificada com lantânio), oferecendo o peso necessário para a sedimentação e deposição no sedimento (Van Oosterhout e Lürling, 2010; Van Oosterhout e Lürling, 2013; Lucena-Silva et al., 2022). No entanto, apenas a técnica “Floc and Lock” apresenta a imobilização do fósforo presente no sedimento (Van Oosterhout e Lürling, 2011), isso porque já no sedimento, a argila adsorvente forma uma camada que promove um bloqueio e impede a liberação do P para a coluna d'água (Van Oosterhout et al. 2014). Um dos trabalhos com resultados promissores é o de Cavalcante et al. (2022), que mostra que a técnica Floc and Lock pode ser eficiente para minimizar os sintomas da eutrofização no semiárido.

2.3 Técnica “Floc and Sink” e a comunidade zooplanctônica

Sabe-se que a técnica “Floc and Sink” é eficiente na remoção do P e da biomassa algal, entretanto, deve-se levar em consideração o fato desta técnica possivelmente afetar de forma negativa a cadeia aquática, visto que ela pode retirar da coluna d’água espécies que não são alvos (Lucena-Silva et al., 2022). Assim, tendo em vista que o zooplâncton é um elo importante no ecossistema aquático (Kiørboe, 2011) é importante investigar os possíveis efeitos que os produtos utilizados na técnica “Floc and Sink” podem causar nestes organismos.

Alguns estudos têm relatado que a aplicação de argila modificada com lantânio na água, resultou em menores taxas de crescimento populacional do cladócea *Daphnia magna*, isto porque os compostos promoveram a sedimentação da alga que serve de fonte de alimento para esses organismos (Lürling e Tolman, 2010). Por outro lado, estudos em nível populacional mostraram que argilas modificadas foram consideradas tóxicas para *Daphnia* spp., só que apresentaram menor toxicidade sobre copépodes (Stauber, 2000). Além disso, Peng et al. (2019) verificaram o efeito de um flocculante a base de solo vermelho a nível de comunidade, onde houve redução significativa na densidade do zooplâncton, principalmente em rotíferos. Por outro lado, Van Oosterhout e Lürling (2013), observaram que o crescimento populacional da espécie *Brachionus calyciflorus* (Pallas, 1766) foi reduzido pela presença de Phoslock (0,15g L-1), entretanto, não puderam distinguir se o efeito observado tem relação com a sedimentação dos organismos que são fontes de alimentos da espécie ou se o material utilizado teve efeito tóxico direto sobre o rotífero. Assim, ainda não está claro quais os efeitos que a aplicação desses produtos, podem causar na estrutura da comunidade zooplanctônica.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo e procedimentos em campo

O experimento foi realizado utilizando água do reservatório Argemiro de Figueirêdo (7°27.5'3" S, 35° 35'52.6" W), localizado no município de Itatuba, estado da Paraíba, Brasil. Esse reservatório faz parte da bacia do Rio Paraíba e é utilizado para abastecimento público, recreação, irrigação, pesca e dessedentação de animais (AESAs, 2023). Esse sistema passou por intenso processo de eutrofização desde seu início e apresenta florações perenes de cianobactérias potencialmente tóxicas (Cavalcante et al., 2017). O reservatório é considerado hipereutrófico com concentrações médias de PT ($945 \pm 21 \mu\text{g L}^{-1}$) e clorofila-a ($133 \pm 4 \mu\text{g L}^{-1}$), com dominância das cianobactérias *Plankthotrix agardhii* e *Raphidiopsis raciborskii* (Lucena-Silva et al., 2019).

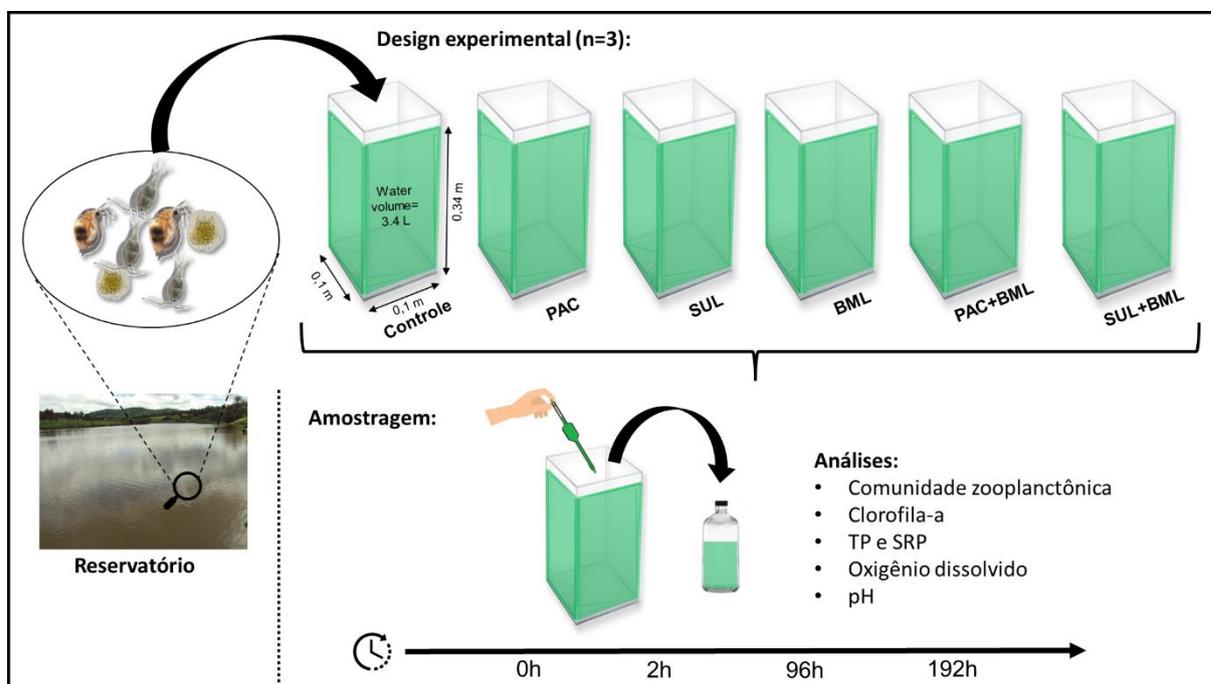
Amostras de água e da comunidade zooplanctônica foram obtidas do reservatório no mesmo dia do início do experimento (agosto de 2021), em local próximo a barragem, na zona litorânea, em profundidade de 0,5m. Nesse período o reservatório estava com 13,2% de sua capacidade máxima (AESAs, 2021).

A comunidade zooplanctônica foi amostrada filtrando 340L de água do reservatório com rede de plâncton de abertura de malha de 68 μm , transportadas em frascos de polietileno e mantidas sem alimento até a inoculação nos aquários (aproximadamente 4 horas).

3.2 Desenho experimental

Utilizamos como unidade experimental 39 aquários de vidro com capacidade de 3,4L (0,1m x 0,1m x 0,34m). Os ensaios de “Floc and Sink” foram realizados com os coagulantes: policloreto de alumínio (PAC) e sulfato de alumínio (SUL) e a bentonita modificada com lantânio (BML), de modo a verificar o efeito isolado e combinado (coagulante+argila) desses materiais. Assim, os tratamentos foram atribuídos em trélicas da seguinte forma: Controle (sem adição dos materiais); PAC; SUL; BML; PAC+BML e SUL+BML (Figura 1). Para cada tratamento, aplicamos 8mg L⁻¹ para os coagulantes e 100mg L⁻¹ de argila. Esses materiais e dosagens foram preestabelecidas como mais eficiente na remoção de P, cianobactéria e cianotoxinas em estudo prévio (Lucena-Silva et al., 2019).

Figura 1. Esquema do desenho experimental. Controle, sem adição de coagulantes e/ou argilas; PAC, polícloroeto de alumínio (8mg L^{-1}); SUL, sulfato de alumínio (8mg L^{-1}); BML, bentonita modificada com lantânio (100mg L^{-1}).



Fonte: Elaborada pelo autor, 2023.

Os aquários foram preenchidos com água (3L por aquário) do reservatório. A amostra filtrada foi igualmente distribuída nos aquários de modo que em cada um deles foram adicionados cerca de 100mgDW L^{-1} (mg de peso seco por litro) da comunidade zooplanctônica.

3.3 Amostragem

Antes da aplicação dos produtos (0h), os aquários foram preenchidos com água do reservatório e logo em seguida foi realizada a primeira amostragem, a fim de coletar amostras das variáveis físicas, químicas e clorofila-a (Figura 1). Duas horas (2h) após a aplicação dos produtos uma nova amostragem foi realizada, a terceira amostragem em noventa e seis horas (96 horas) e em 192 horas a última amostragem. Em cada aquário, foram mensurados os valores de oxigênio dissolvido (OD; mg L^{-1} ; HANNA-HI9146) e pH (Quimis-Q400HM), a fim de garantir que a biota aquática tivesse condições de sobreviver no ambiente experimental. As amostras de água foram coletadas com seringas de 60 mL para evitar a ressuspensão das partículas decantadas. Alíquotas de 100ml de água foram coletadas para quantificar as concentrações de fósforo total (PT; $\mu\text{g L}^{-1}$) e fósforo reativo solúvel (SRP; $\mu\text{g L}^{-1}$), de acordo

com APHA (2005). Alíquotas de 5 ml de água foram coletadas para determinar a clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) utilizando o equipamento PHYTO-PAM II.

Antes das amostragens serem realizadas, os aquários foram esvaziados e todo o volume de água foi filtrado em redes de plâncton com abertura de malha de $68\mu\text{m}$ e posteriormente fixados em formol glicosado 8% para análise da comunidade zooplânctônica. Cerca de 100ml de água no fundo do aquário não foram filtrados para evitar a coleta e quantificação de indivíduos mortos e removidos por ação dos coagulantes.

3.4 Análises laboratoriais

As espécies zooplânctônicas foram quantificadas em câmaras de Sedgewick-Rafter (1mL) com contagem de cinco subamostras por amostra em microscópio óptico (Zeiss Axio Lab.A1) e identificadas através de bibliografia especializada (Koste, 1978; Rocha e Matsumura-tundisi, 1976).

3.5 Composição funcional da comunidade zooplânctônica

Para estabelecer a composição funcional do zooplâncton, utilizamos 3 traços funcionais definidos em nível de espécie, sendo eles: peso seco ($\mu\text{g L}^{-1}$), comprimento (μm) e mobilidade (Lenta e rápida). O peso seco e o comprimento foram computados diretamente das nossas amostras, enquanto a mobilidade foi derivada da literatura (Melo, 2019).

A biomassa foi calculada usando regressões entre o peso seco ($\mu\text{gDW L}^{-1}$), comprimento e largura das espécies de rotíferos (Ruttner-Kolisko, 1977) e microcrustáceos (Dumont et al., 1975).

3.6 Análise dos dados

Calculamos a média ponderada de valores dos traços funcionais em nível de comunidade (CWM). Para verificar diferenças significativas entre os tratamentos em relação as variáveis físico-químicas, clorofila-a, CWM e biomassa dos grupos zooplânctônicos ao longo do tempo, foi realizada uma Análise de Variância de Medidas Repetidas (rmANOVA) de dois fatores (tratamento x dias), seguida do post-hoc de Student-Newman-Keuls para discriminar as diferenças de cada tratamento entre si e em relação ao controle. Detectamos as variâncias das diferenças entre todas as combinações de grupos de fatores dentro dos tratamentos e controle

pelos testes de esfericidade de Mauchly e teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov. Nos casos de não esfericidade de variâncias, a correção de Greenhouse-Geisser foi aplicada. As análises foram realizadas no programa estatístico R (R Core Team, 2021).

4 RESULTADOS

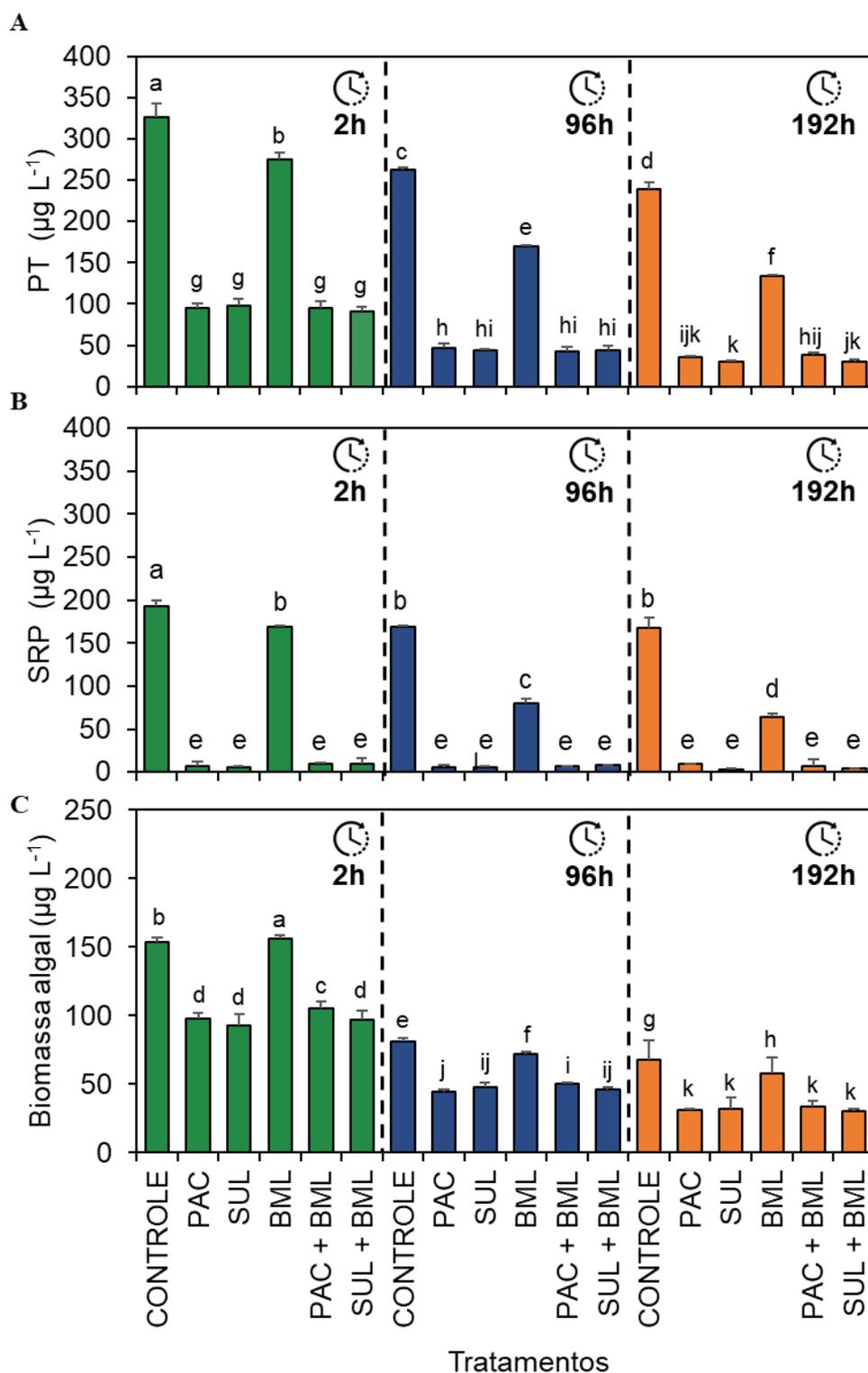
4.1 Eficiência dos coagulantes e argila isolados e combinados após aplicação

Após aplicação dos materiais (2h), observamos redução significativa nas concentrações de PT, SRP e biomassa algal entre os tratamentos ao longo do tempo ($F_{15,96} = 9,03$, $p < 0,05$; $F_{15,96} = 8,47$, $p < 0,05$; e $F_{15,96} = 3,23$, $p < 0,001$, respectivamente; Figura 2A, 2B e 2C). Os tratamentos PAC, SUL, PAC+BML e SUL+BML foram mais eficientes na remoção de PT, SRP e biomassa algal durante todo experimento. A maior eficiência de remoção de PT foi observada no tempo de 192h no tratamento SUL ($90,8 \pm 0,6\%$; Tabela 1, Figura 2A), seguido dos tratamentos SUL+BML, PAC e PAC+BML ($90,4 \pm 0,8\%$, $89,0 \pm 0,5\%$ e $87,9 \pm 0,6\%$, respectivamente; Tabela 1, Figura 2A). A maior remoção de SRP também é observada no tempo de 192h, porém no tratamento SUL+BML ($98,9 \pm 0,9\%$), seguido do tratamento isolado SUL ($97,8 \pm 1,0\%$, Tabela 1, Figura 2B). Além disso, os tratamentos PAC+BML e SUL+BML também mostraram altas taxas de eficiência de remoção de SRP no tempo de 96h ($97,7 \pm 1,3\%$ e $97,7 \pm 0,7\%$, respectivamente; Tabela 1, Figura 2B).

O tratamento que apresentou a menor eficiência na remoção de PT e SRP foi o BML, principalmente do tempo de 2h ($15,6 \pm 3,1\%$ e $16,7 \pm 1,9\%$, respectivamente; Tabela 1, Figura 2A e 2B). Em relação a biomassa algal, as maiores reduções ocorreram em 192h de experimento, também nos tratamentos com PAC, SUL, PAC+BML e SUL+BML ($82,0 \pm 0,6\%$, $79,0 \pm 5,4\%$, $80,3 \pm 2,4\%$ e $81,6 \pm 0,9\%$, respectivamente; Tabela 1, Figura 2C). No tratamento BML também observamos redução da biomassa algal no tempo de 96h e 192h, porém, de forma menos eficiente ($55,5 \pm 1,7\%$ e $66,9 \pm 6,4\%$, respectivamente; Tabela 1, Figura 2C).

Observamos diferenças significativas do pH da água entre os tratamentos ao longo do tempo ($F_{15,96} = 3,20$, $p < 0,0002$), porém, o pH permaneceu alcalino durante todo experimento, variando de 7.35 a 8.93 (Apêndice A). Houve diminuição na concentração de oxigênio dissolvido após aplicação dos materiais em todos os tratamentos ao longo do experimento ($F_{15,96} = 2,01$, $p < 0,021$), no entanto se manteve, no geral, com valores acima de 5 mg L^{-1} (Apêndice A).

Figura 2. Concentração de Fósforo Total (PT; $\mu\text{g L}^{-1}$) (A), Fósforo reativo solúvel (SRP; $\mu\text{g L}^{-1}$) (B) e Biomassa algal ($\mu\text{g L}^{-1}$) (C) nos tratamentos ao longo dos dias de experimento. PAC, policloreto de alumínio; SUL, sulfato de alumínio; BML, bentonita modificada com lantânio. Letras diferentes em cada tratamento indicam diferenças significativas ($p < 0.05$) e os traços em cada barra indicam o desvio padrão.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2023.

Tabela 1. Eficiência de remoção (%) do Fósforo Total (PT), Fósforo Reativo Solúvel (SRP) e Clorofila-a entre os tratamentos ao longo do experimento. PAC, policloreto de alumínio; SUL, sulfato de alumínio; BML, bentonita modificada com lantânio.

		PT	SRP	Clorofila-a
2 horas	PAC	70,8 ± 2,3	95,1 ± 1,1	39,1 ± 2,6
	SUL	70,0 ± 3,1	96,4 ± 1,3	41,8 ± 5,1
	BML	15,6 ± 3,1	16,7 ± 1,9	1,1 ± 1,6
	PAC + BML	70,8 ± 2,7	95,3 ± 0,9	34,0 ± 2,9
	SUL + BML	71,1 ± 1,8	95,5 ± 4,0	39,4 ± 4,5
96 horas	PAC	85,4 ± 1,4	96,7 ± 1,6	72,3 ± 1,0
	SUL	86,6 ± 1,4	97,0 ± 1,1	70,3 ± 2,4
	BML	47,9 ± 1,0	61,0 ± 3,1	55,5 ± 1,7
	PAC + BML	86,5 ± 2,1	97,7 ± 1,3	68,8 ± 1,0
	SUL + BML	86,4 ± 1,6	97,7 ± 0,7	70,7 ± 0,7
192 horas	PAC	89,0 ± 0,5	96,4 ± 0,6	82,0 ± 0,6
	SUL	90,8 ± 0,6	97,8 ± 1,0	79,0 ± 5,4
	BML	58,5 ± 1,0	68,8 ± 2,2	66,9 ± 6,4
	PAC + BML	87,9 ± 0,6	96,6 ± 4,0	80,3 ± 2,4
	SUL + BML	90,4 ± 0,8	98,9 ± 0,9	81,6 ± 0,9

Fonte: Elaborada pelo autor, 2023.

4.2 Efeitos dos materiais isolados e combinados na estrutura taxonômica do zooplâncton

Ao longo do experimento foram identificados 10 táxons da comunidade zooplanctônica, sendo divididos em Cyclopoida (3), Rotifera (5) e fases larvais Náuplio e Copepodito de Cyclopoida, a espécie de Cyclopoida e de Rotifera com maior biomassa foi a *Thermocyclops minutus* (Lowndes, 1934) e *Brachionus calyciflorus* (Pallas, 1766).

Observamos variações significativas na estrutura do zooplâncton por efeito dos tratamentos (Pseudo- $F_{5,38}$: 2.10; $p = 0.03$) e do tempo (Pseudo- $F_{3,38}$: 24.77; $p = 0.001$), mas não na interação do efeito dos tratamentos ao longo do tempo (Pseudo- $F_{10,38}$: 1.12; $p = 0.33$).

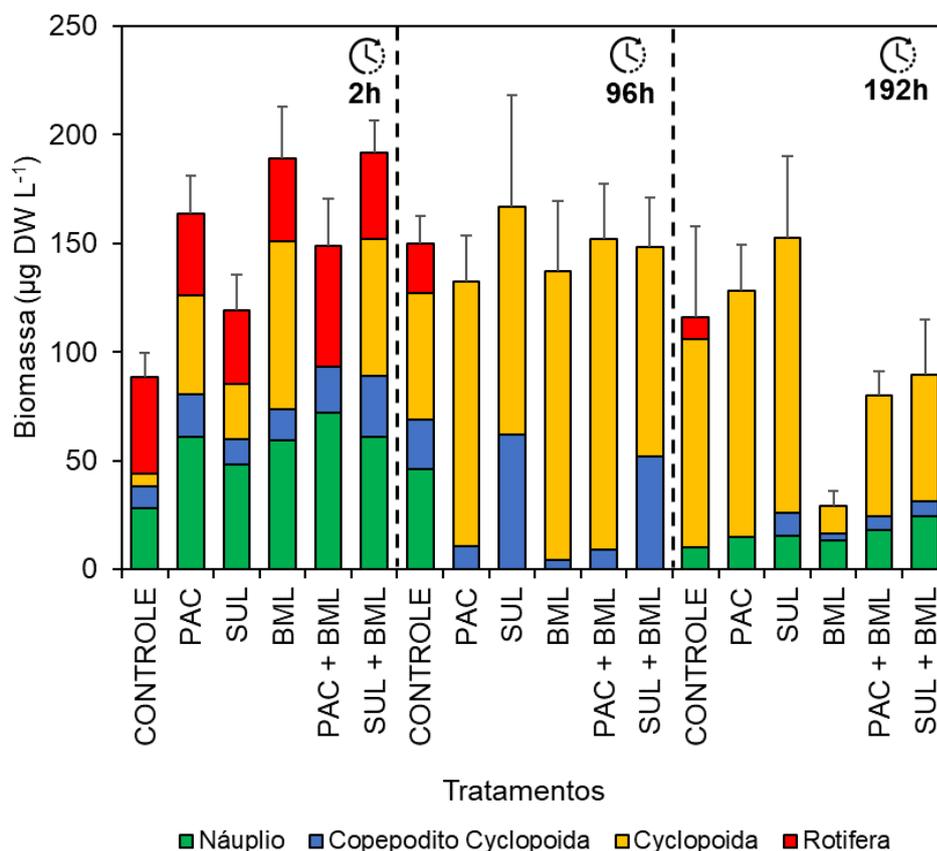
Em relação aos grupos taxonômicos separados, foi observado efeito dos tratamentos e do tempo nos Náuplios ($F_{5,96} = 3.15$, $p < 0.001$; $F_{3,96} = 3.74$, $p < 0.01$, respectivamente) e nos Cyclopoida ($F_{5,96} = 9.77$, $p < 0.001$; $F_{3,96} = 3.76$, $p < 0.01$, respectivamente). No tempo de 96h, observamos redução total da biomassa dos náuplios em todos os tratamentos, tendo novamente

um aumento da biomassa destes indivíduos no tempo de 192h (Figura 3). O contrário ocorreu para os Cyclopoida, no qual observamos aumento da biomassa, em especial da espécie *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929), em todos os tratamentos no tempo de 96h em relação ao tempo de 2h, no entanto, em 192h houve redução nos tratamentos BML, PAC+BML e SUL+BML em relação ao tempo de 96h (Figura 3, Apêndice A).

Além disso, observamos apenas efeito dos tratamentos nos Copepoditos de Cyclopoida ($F_{5,96} = 3.29$, $p < 0.008$), o qual mostrou um aumento da biomassa nos tratamentos SUL e SUL+BML e redução nos tratamentos PAC, BML e PAC+BML (Figura 3). Por fim, observamos efeito da interação dos tratamentos ao longo do tempo nos rotíferos ($F_{15,96} = 2.88$, $p < 0.001$). Este grupo esteve presente em todos os tratamentos em 2h de experimento, porém teve redução considerável em todos os tratamentos nos tempos de 96h e 192h, principalmente da espécie *Brachionus calyciflorus* (Apêndice A, Figura 3).

Em duas horas (2h) após aplicação dos materiais, a estrutura do zooplâncton foi similar entre os tratamentos (Pseudo- $F_{5,15}$: 1.44; $p = 0.20$; Figura 3). Observamos variação na estrutura da comunidade zooplanctônica com 96h de experimento em relação ao tempo de 2h, porém com similaridade entre os tratamentos (Pseudo- $F_{5,15}$: 1.98; $p = 0.12$). Também observamos reduções no número de espécies nos tratamentos ao longo do tempo, exceto no tratamento SUL (Apêndice B). As maiores alterações na estrutura da comunidade zooplanctônica ocorreram no tempo de 192h de experimento, com redução da biomassa total no tratamento BML, seguido dos tratamentos PAC+BML e SUL+BML (Figura 3).

Figura 3. Biomassa total ($\mu\text{g DW L}^{-1}$) da comunidade zooplanctônica nos tratamentos ao longo do experimento. PAC, policloreto de alumínio, SUL, sulfato de alumínio, BML, bentonita modificada com lantânio. Letras diferentes em cada dia de cada tratamento indicam diferenças significativas ($p < 0.05$) e os traços indicam o erro padrão.



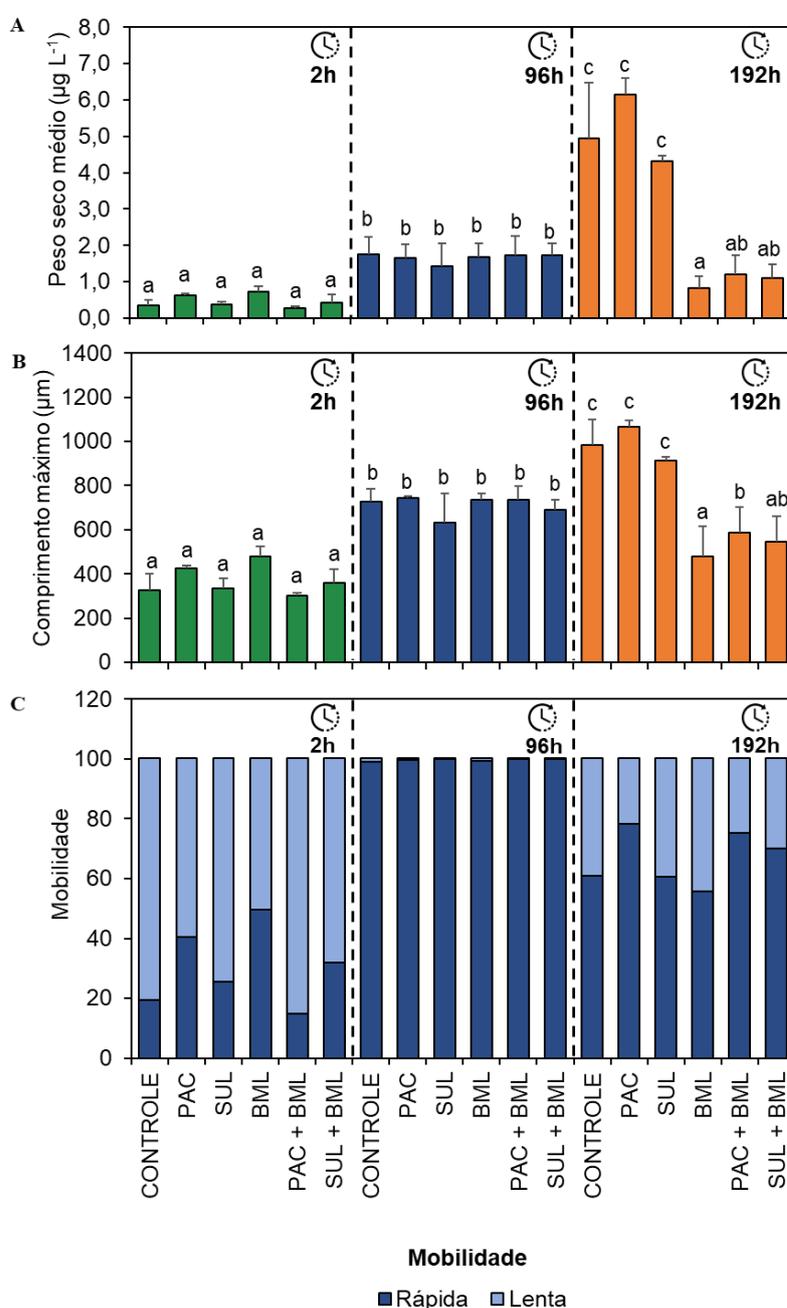
Fonte: Elaborada pelo autor, 2023.

4.3 Efeitos dos materiais isolados e combinados na estrutura funcional do zooplâncton

A análise da média ponderada de valores dos traços em nível de comunidade (CWM), evidenciou mudanças na composição funcional da comunidade zooplanctônica entre os tratamentos (Figura 4). Observamos que o peso seco médio e o comprimento dos organismos variaram entre os tratamentos ao longo do tempo ($F_{15,24} = 23,23$, $p < 0,001$; $F_{15,24} = 10,12$, $p < 0,001$, respectivamente). Houve aumento do peso seco e do comprimento dos indivíduos em todos os tratamentos nos tempos de 96h e 192h em relação ao tempo de 2h, entretanto, em 192h observamos aumento maior desses traços nos tratamentos SUL e PAC (Figura 4A e 4B). Antes da aplicação dos materiais e no tempo de 2h, a maior parte da comunidade zooplanctônica foi composta por espécies que apresentaram mobilidade lenta, no entanto, no tempo de 96h

observamos uma dominância de espécies com mobilidade rápida, e em 192h foi observado novamente espécies com mobilidade lenta, porém organismos de mobilidade rápida permaneceram dominantes (Figura 4C).

Figura 4. Média ponderada de valores dos traços em nível de comunidade (CWM) da comunidade zooplancônica para os traços funcionais. (A) Peso seco médio ($\mu\text{g L}^{-1}$), (B) Comprimento máximo (μm) e (C) Mobilidade. PAC, policloreto de alumínio, SUL, sulfato de alumínio, BML, bentonita modificada com lantânio. Letras diferentes em cada tratamento indicam diferenças significativas ($p < 0.05$) e os traços em cada barra indicam o desvio padrão.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2023.

5 DISCUSSÃO

Nosso estudo avaliou os efeitos da aplicação dos produtos utilizados na técnica “Floc and Sink” sobre a estrutura taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica de reservatório eutrófico do semiárido. Como previsto, observamos redução na biomassa da comunidade zooplanctônica após a aplicação dos materiais, no entanto essa resposta variou com o tipo de material aplicado. Também observamos alterações na composição funcional ao longo do tempo e entre os tratamentos.

O uso de coagulantes e argilas podem promover uma perturbação abrupta nas variáveis físicas, químicas e biológicas da água. Nossos resultados demonstram que não houve grandes alterações nos valores de pH e concentração de oxigênio dissolvido da água após aplicação dos produtos. Além disso, observamos que os tratamentos PAC e SUL isolados e combinados com a argila BML foram eficientes na remoção de PT, SRP e biomassa algal, enquanto a BML teve baixa eficiência. Esses resultados são consistentes com os achados de Lucena-Silva et al. (2019), indicando, portanto, que o sucesso da Técnica “Floc and Sink” não depende necessariamente do uso combinado de coagulantes e argilas. Outros estudos experimentais também evidenciam que o tratamento com PAC foi mais eficiente na redução da biomassa algal independente do uso de argilas (Miranda et al., 2017). Entretanto, nossos resultados se contrapõe ao trabalho de Lürling e Oosterhout (2013), que mostram que a adição combinada de PAC e BML é necessária para o sucesso da redução de P e biomassa algal em lagos eutrofizados. Em relação a baixa eficiência da BML, esta pode estar relacionada com as características físicas e químicas da água, por exemplo, pH e substâncias húmicas, fazendo com que a capacidade de adsorção do P pela BML seja reduzida (Lürling et al., 2014; Copetti et al., 2016; Lucena-Silva et al., 2019, 2022).

Observamos alterações na biomassa do zooplâncton entre os tratamentos, o que refletiu diretamente em mudanças na composição funcional da comunidade. Ao longo do experimento, houve aumento da biomassa dos Cyclopoidas adultos, em especial nos tratamentos PAC e SUL, o que explica o aumento do peso seco e comprimento na composição funcional média da comunidade nesses tratamentos (Litchman et al., 2013; Gomes et al., 2019). Já a diminuição significativa da biomassa dos rotíferos, principalmente de *Brachionus calyciflorus*, em todos os tratamentos a partir de 96h de experimento indica que estes organismos são mais sensíveis às alterações das condições físicas, químicas e biológicas da água promovidas pela adição dos materiais utilizados na técnica (Kalff, 2002). Outros estudos com experimentos a nível de laboratório e em mesocosmos *in situ* também observaram redução na abundância de rotíferos

durante a aplicação de coagulantes e argilas (Van Oosterhout e Lürling, 2011; Peng et al., 2019). O fato de termos um aumento da biomassa dos Cyclopoidas e diminuição da biomassa dos rotíferos, também pode ser explicada pelos Cyclopoidas serem organismos maiores e mais pesados e, por isto, apresentarem maior mobilidade, o que pode ter favorecido sua escapatória dos flocos formados durante a execução da Técnica “Floc and Sink” (Litchman et al., 2013).

A maior redução na biomassa da comunidade zooplanctônica foi observada na aplicação isolada de BML e de forma mais tênue na adição de PAC+BML e SUL+BML. Dessa forma, além de não reduzir eficientemente a concentração da biomassa algal, a BML reduziu a biomassa zooplanctônica. Outros trabalhos mostram resultados semelhantes aos nossos, no qual evidenciam que a biomassa zooplanctônica reduziu significativamente no tratamento com BML (Barry e Meehan, 2000; Van Oosterhout e Lürling, 2011; Han et al., 2022).

Em nosso estudo, observamos redução na biomassa de rotíferos, inclusive nos tratamentos que possuem alumínio em sua fórmula (PAC e SUL). Resultados similares foram observados em estudos que avaliaram a toxicidade desses coagulantes na comunidade zooplanctônica (Schumaker et al., 1993; Selcuk et al., 2007; Lopus et al., 2009). No entanto, esses resultados contrariam estudos que mostram que a biomassa do zooplâncton pode diminuir na presença de metais na coluna d’água, pois podem ser tóxicos a esses organismos (Gagneten e Paggi, 2008; Buley et al., 2021). Além disso, já foi relatado o acúmulo de lantânio (elemento químico pertencente ao grupo de metais) em macrófitas, quironomídeos e peixes após aplicação de BML (Spears et al., 2013; Copetti et al., 2016; Waajen et al., 2017), no entanto ainda existe uma lacuna de pesquisa para comprovar a biomagnificação na teia trófica. Vale ressaltar que o nosso trabalho não teve como objetivo avaliar o efeito de toxicidade dos materiais utilizados na técnica Floc and Sink sobre o zooplâncton, assim, é necessário que estudos ecotóxicos sejam desenvolvidos a fim de testar se os efeitos dos materiais são de toxicidade ou de sedimentação acidental do zooplâncton.

6 CONCLUSÃO

Os coagulantes PAC e SUL, aplicados isoladamente, resultaram em menores efeitos na estrutura taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica, além de reduzir eficientemente as concentrações de fósforo e biomassa algal da coluna d'água. Entretanto, o BML além de não mostrar eficiência de remoção, também promoveu reduções significativas na biomassa do zooplâncton, bem como alterações na composição funcional da comunidade. Vale salientar que o uso combinado de PAC+BML e SUL+BML mostraram eficiência de remoção similar aos tratamentos com os coagulantes isolados, porém, apresentaram efeitos negativos na comunidade zooplanctônica. Os resultados mostrados em nosso trabalho têm implicações importantes para o manejo e restauração de sistemas eutrofizados, visto que os coagulantes sozinhos foram mais eficientes que o uso combinado com a argila, com menores impactos para a comunidade zooplanctônica. Todavia, salientamos que estudos com uma escala de tempo maior e unidades experimentais maiores devem ser realizados de modo a avaliar o efeito dos materiais utilizados na Técnica “Floc and Sink” sobre a comunidade zooplanctônica em um período temporal maior e verificar as espécies zooplanctônicas que podem se recuperar.

REFERÊNCIAS

- AESA. Agência Executiva de Gestão das Águas. 2019. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/>. Acesso em: 21 nov. 2023.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, DC: **American Public Health Association**, 2005.
- BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. [S. l.]: **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, pp. 103-118, 2012.
- BARNETT, A. J.; FINLAY, K.; BEISNER, B. E. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. [S. l.]: **Freshw Biol**, v. 52, pp. 796-813, 2007.
- BARRY, M. J., & MEEHAN, B. J. The acute and chronic toxicity of lanthanum to *Daphnia carinata*. [S. l.]: **Chemosphere**, v. 41, n. 10, pp. 1669-1674, 2000.
- BOUVY, M., MOLICA, R., OLIVEIRA, S., MARINHO, M. and BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. [S. l.]: **Aquatic Microbial Ecology**, v. 20, pp. 285-297, 1999.
- BRASIL, J.; ATTAYDE, J. L.; VASCONCELOS, F. R.; DANTAS, D. D. F.; HUSZCAR, V. L. M. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. [S. l.]: **Hydrobiologia**, v. 770, pp. 145–164, 2016.
- BULEY, R. P. et al. Field evaluation of seve products to control cyanobacterial blooms in aquaculture. [S. l.]: **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, pp. 29971-29983, 2021.
- CAVALCANTE, H., CRUZ, P.S., VIANA, L.G., LUCENA-SILVA, D., BARBOSA, J.E.L., 2017. Influence of 496 the use and the land cover of the catchment in the water quality of the semiarid tropical reservoirs. [S. l.]: **Journal Hyperspectral Remote Sensing**, v. 7, n. 7, pp. 389-398, 2017.
- CAVALCANTE, H.; ARAÚJO, F.; BECKER, V.; LUCENA-BARBOSA, J. E. Controlo f internal phosphorus loaging using coagulantes and clays in water and the sediment of a semiarid reservoir susceptible to resuspension. [S. l.]: **Hydriologia**, v. 849, pp. 4059-4071, 2022.
- COPETTI, D., FINSTERLE, K., MARZIALI, L., STEFANI, F., TARTARI, G., DOUGLAS, G., REITZEL, K., SPEARS, B.M., WINFIELD, I.J., CROSA, G., D’HAESE, P., YASSERI, S., LÜRLING, M. Eutrophication management in surface waters using lanthanum modified bentonite: a review. [S. l.]: **Water Res.** v. 97, pp. 162–174, 2016.

COSTA, M. R. A.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Efeitos da redução do nível da água na dinâmica dos grupos funcionais do fitoplâncton em lagos rasos semiáridos tropicais. [S. l.]: **Hidrobiologia**, v. 778, n. 1, pp. 75-89, 2016.

DANTAS-SILVA, L. T.; DANTAS, E. W. Zooplâncton (Rotifera, Cladocera e Copepoda) e a eutrofização em reservatórios do nordeste brasileiro. [S. l.]: **Oecologia Australis**, v. 17, n. 2, pp. 53-58, 2013.

DODDS, W., K., WES, W.B., EITZMANN, J. L. PILGER. T.J., PITTS, K. L. RILEY, J.J., SCHLOESSER, OSHUA T. THORNBRUGH, D.J. Policy Analysis Eutrophication of U.S. Freshwaters: Damages. [S. l.]: **Environ. Sci. Technol.**, v. 43, n. 8, 2009.

DUMONT, H.J., VAN DE VELDE, I. & DUMONT, S. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. [S. l.]: **Oecologia**, v. 19, pp. 75-97, 1975.

ESTEVEZ, F. A. Fundamentos de Limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: **Interciências**, 2011.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. et al. Evaluation of reservoirs environmental vulnerability to eutrophication. Rio de Janeiro: **Eng. sanit. ambient.**, v. 12, n. 4, pp. 399-409, 2007.

FINTELMAN-OLIVEIRA, E. et al. Zooplankton functional groups in tropical reservoirs: discriminating traits and environmental drivers. [S. l.]: **Hydrobiologia**, v. 850, pp. 365-384, 2023.

GAGNETEN, A. M.; PAGGI, J. C. Effects of Heavy Metal Contamination (Cr, Cu, Pb, Cd) and Eutrophication on Zooplankton in the Lower Basin of the Salado River (Argentina). [S. l.]: **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 198, pp. 317-334, 2009.

GOMES, L. F. et al. Zooplankton functional-approach studies in continental aquatic environments: a systematic review. [S. l.]: **Aquat. Ecol.**, v. 53, p. 191-203, 2019.

HAMILTON, D. P.; SALMASO, N.; PAERL, H. W. Mitigação de proliferação de cianobactérias nocivas : estratégias para controle de cargas de nitrogênio e fósforo. [S. l.]: **Aquat. Eco.**, v. 50, n. 3, 2016.

HAN, Y.; ZOU, X.; LI, Q.; ZHANG, Y.; LI, K. Responses of Different Submerged Macrophytes to the Application of Lanthanum-Modified Bentonite (LMB): A Mesocosm Study. Basel: **Water**, v. 14, 1783, 2022.

JEPPESEN, E., BRUCET, S., NASELLI-FLORES, L., PAPASTERGIADOU, E., STEFANIDIS, K., NÖGES, T., NÖGES, P., ATTAYDE, J.L., ZOHARY, T., COPPENS, J., BUCAK, T., MENEZES, R.F., FREITAS, F.R.S., KERNAN, M., SØNDERGAARD, M. and BEKLIÖĞLU, M. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. [S. l.]: **Hydrobiologia**, v. 750, n. 1, pp. 201-227, 2015.

KALFF, J. Limnology: inland water ecosystems. New Yor: **Prentice Hall**, 2002.

KIØRBOE, T. How zooplankton feed: mechanisms, traits and trade-offs. [S. l.]: **Biol. Rev.**, v. 86, pp. 311-339, 2011.

KOSTE, W. 1978. Rotatoria. Die Radertiere Mittel-europas, 2^a ed., Gebruder Borntraeger, Berlin e Stuttgart, v.2, 1978.

LITCHMAN, E.; OHMAN, M. D.; KIØRBOE, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. [S. l.]: **Journal of plankton research**, v. 35, n. 3, pp. 473-484, 2013.

LOPUS, S. E., BACHAND, P. A. M., HEYVAERT, A. C., WERNER, I., TEH, S. J., & REUTER, J. E. Potential toxicity concerns from chemical coagulation treatment of stormwater in the Tahoe basin, California, USA. [S. l.]: **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 72, n. 7, 1933-1941, 2009.

LUCENA-SILVA, D. L. et al. Impacts of the Floc and Sink technique on the phytoplankton community: A morphofunctional approach in eutrophic reservoir water. [S. l.]: **Journal of Environmental Management**, v. 308, 2022.

LUCENA-SILVA, D. L. et al. Removal efficiency of phosphorus, cyanobacteria and cyanotoxins by the “flock & sink” mitigation technique in semi-arid eutrophic waters. [S. l.]: **Water Research**, v. 159, pp. 262- 273, 2019.

LÜRLING, M., MACKAY, E., REITZEL, K., SPEARS, B. M. Editorial e A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. [S. l.]: **Water Res.**, v. 97, pp. 1–10, 2016.

LÜRLING, M., WAAJEN, G., VAN OOSTERHOUT, F. Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. [S. l.]: **Water Res.** v. 54, pp. 78–88, 2014.

LÜRLING, M.; & MUCCI, M. Attenuating the Hassle of eutrophication: the measures in the lakes are becoming inevitable in the Waters eutrophic of the Netherlands. [S. l.]: **Hydrobiology**, v. 847, n. 21, pp. 4447-4467, 2020.

LÜRLING, M.; TOLMAN, Y. Effects of lanthanum and lanthanum-modified clay on growth, survival and reproduction of *Daphnia magna*. [S. l.]: **Water Research**, v. 44, n. 1, pp. 309-319, 2010.

LÜRLING, M.; VAN OOSTERHOUT, F. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. [S. l.]: **Water Research**, v. 47, n. 17, pp. 6527-6537, 2013.

MEDEIROS, L. C.; MATTOS, A.; LÜRLING, M.; BECKER, V. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semiarid man-made lake. [S. l.]: **Aquatic Ecology**, 2015.

MELO, T. X. Diversidade zooplanctônica influencia o funcionamento e estabilidade de um ecossistema de planície de inundação neotropical?. 2019. Tese (Doutorado em Ecologia e Limnologia) - **Universidade Estadual de Maringá**, Maringá, 2019.

OLIVER, S. L.; IKEFUTI, P. V.; RIBEIRO, H. Cyanobacteria bloom variations and atmospheric variables, an environmental health contribution. Taubaté: **Rev. Ambiente & Água**, v. 15, n. 4, 2020.

PAERL, H.W., HUISMAN, J. Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. London: **Environ. Microbiol. Rep.** v. 1, pp. 27-37, 2009.

PENG, L.; LEI, L.; XIAO, L.; HAN, B. Cyanobacterial removal by a red soil-based flocculant and its effect on zooplankton: an experiment with deep enclosures in a tropical reservoir in China. [S. l.]: **Environ Sci Pollut Res.**, v. 26, pp. 30663-30674, 2019.

PEREIRA, A. P. S. et al. Biodiversidade e estrutura da comunidade zooplanctônica na Sub-bacia Hidrográfica do Rio Poxim, Sergipe, Brasil. Taubaté: **Ambiente & Água- An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, pp. 191-205, 2011.

PINTO, F.; ANTUNES, S. C. Biomanipulação para o controle da eutrofização. Porto: **Rev. Ciência Elem.**, v. 8, n. 1, 2020.

REIS, L. R.; MENDONÇA, A. S. F.; RES, J. A. T. Eutrophization in reservoirs presenting low detention times –study case: Mascarenhas power plant. [S. l.]: **Revista Contribuciones a las Ciencias Sociales**, v. 16, n. 10, pp. 18972-18989, 2023.

ROCHA JUNIOR, C. A. N.; COSTA, M. R. A.; MENEZES, R. F.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. [S. l.]: **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.

ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Atlas do Zooplâncton (Represa do Braa, São Carlos) v. 1 - Copepoda. São Carlos: **Universidade Federal de São Carlos**, 1976.
RUTTNER-KOLISKO, A. Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. [S. l.]: **Limnol.**, v. 8, pp. 71-76, 1977.

SCHINDLER, D. W. O dilema de controlar a eutrofização cultural de lagos. London: **BP ROY SOC B-BIOL SCI.** v. 279, n. 1746, pp. 4322–4333, 2012.

SCHINDLER, D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. [S. l.]: **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1, pp. 356–363, 2006.

SCHINDLER, D.W., HECKY, R.E., FINDLAY, D.L., STANTON, M.P., PARKER, B.R., PATERSON, M.J., BEATY, K.G., LYNG, M., KASIAN, S.E.M. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. Washington-DC: **Proc. Natl. Acad. Sci.** v. 105, pp. 11254-11258, 2008.

SCHUMAKER, J.R., FUN, W.H., MOORE, B.C. Zooplankton Responses to Aluminum Sulfate Treatment of Newman Lake. Washington: **Journal of Freshwater Ecology**, v. 8, n. 4, pp. 375-387, 1993.

SELCUK, H., RIZZO, L., NIKOLAOU, A.N., MERIC-, S., BELGIORNO, V., BEKBOLET, M. DBPs formation and toxicity monitoring in different origin water treated by ozone and alum/PAC coagulation. [S. l.]: **Desalination**, v. 210, pp. 31–4, 2007.

SPEARS, B.M.; LÜRLING, M.; YASSERI, S.; CASTRO-CASTELLON, A.T.; et al. Lake responses following lanthanum-modified bentonite clay (Phoslock®) application: an analysis of water column lanthanum data from 16 case study lakes. [S. l.]: **Water Research**, v. 47, n. 15, pp. 5930-5942, 2013.

STAUBER, J. L. Toxicity Testing of Modified Clay Leachates Using Freshwater Organisms. Acton: **CSIRO Centre for Advanced Analytical Chemistry Energy Technology**, 2000.

SU, L.; ZHONG, C.; GAN, L.; HE, X.; YU, J.; ZHANG, X.; LIU, Z. Effects of Lanthanum Modified Bentonite and Polyaluminium Chloride on the Environmental Variables in the Water and Sediment Phosphorus Form in Lake Yanglan, China. Basel: **Water**, v. 13, n. 14, 1947, 2021.

VAN OOSTERHOUT F.; LÜRLING, M. 2013. The effect of phosphorus binding clay (Phoslock®) in mitigating cyanobacterial nuisance: a laboratory study on the effects on water quality variables and plankton. [S. l.]: **Hydrobiologia**, v. 710, p. 265–277, 2013.

VAN OOSTERHOUT, F., LÜRLING, M. Effects of the novel “Flock & Lock” lake restoration technique on Daphnia in Lake Rauwbraken (The Netherlands). [S. l.]: **Journal Plankton Res.**, 2011.

VAN OOSTERHOUT, F.; GOITOM, E.; ROESSINK, I.; LÜRLING, M. Lanthanum from a modified clay used in eutrophication control is bioavailable to the marbled crayfish (*Procambarus fallax f. virginalis*). San Francisco: **PLoS One**, v. 9, n. 7, 2014.

VAN OOSTERHOUT, F.; LÜRLING, M. Effects of the novel “Flock & Lock” lake restoration technique on Daphnia in Lake Rauwbraken (The Netherlands). [S. l.]: **Journal Plankton Res.**, v. 33, n. 2, pp. 255–263, 2010.

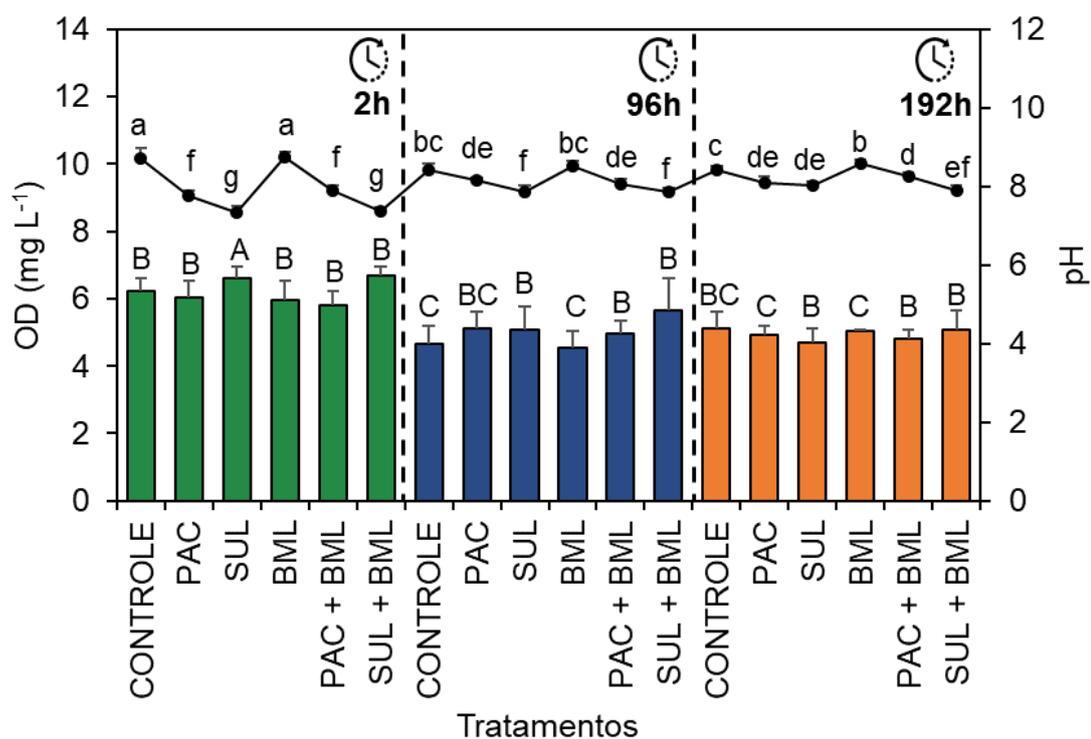
VIEIRA, A. C. B.; RIBEIRO, L. L.; SANTOS, D. P. N.; CRISPIM, M. C. Correlação entre a comunidade zooplânctônica e variáveis ambientais em um reservatório do semiárido nordestino. [S. l.]: **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 21, pp. 349-358, 2009.

WAAJEN, G.; OOSTERHOUT, F.; LURLING, M. Bio-accumulation of lanthanum from lanthanum modified bentonite treatments in lake restoration. [S. l.]: **Environmental Pollution**, v. 230, 2017.

YIN, H. et al. Influência da ressuspensão de sedimentos na eficácia de materiais de geoengenharia no controle da carga interna de fósforo de lagos eutróficos rasos. **Ambiente. Poluir**. v. 219, p. 568-579, 2016.

APÊNDICE A – GRÁFICO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg L^{-1}) E pH ENTRE OS TRATAMENTO AO LONGO DO EXPERIMENTO

OD, Oxigênio dissolvido (mg L^{-1}); PAC, policloreto de alumínio; SUL, sulfato de alumínio; BML, bentonita modificada com lantânio. Letras diferentes em cada tratamento indicam diferenças significativas ($p < 0.05$) e os traços em cada barra indicam o desvio padrão.



APÊNDICE B – BIOMASSA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA (MÉDIA ± ERRO PADRÃO; $\mu\text{gDW L}^{-1}$) ENTRE OS TRATAMENTOS AO LONGO DO TEMPO. PAC, POLICLORETO DE ALUMÍNIO; SUL, SULFATO DE ALUMÍNIO; BML, BENTONITA MODIFICADA COM LANTÂNIO.

	2 horas					
	CONTROLE	PAC	SUL	BML	PAC+BML	SUL+BML
ROTÍFERA						
Brachionidae						
<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)	-	0,1 ± 0,2	-	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	41,9 ± 5,2	35,8 ± 6,7	32,5 ± 7,3	35,5 ± 8,4	53,7 ± 8,5	38,3 ± 7,1
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,5	0,6 ± 0,1	0,3 ± 0,3	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1
Lecanidae						
<i>Lecane luna</i> (Muller, 1776)	0,1 ± 0,2	0,9 ± 0,1	-	-	0,2 ± 0,2	0,6 ± 0,2
Synchaetidae						
<i>Polyarthra</i> sp. (Ehrenberg, 1834)	0,4 ± 0,1	0,6 ± 0,2	0,2 ± 0,4	0,3 ± 0,6	0,1 ± 0,3	0,5 ± 0,3
COPEPODA						
Náuplio	28,0 ± 2,8	60,6 ± 10,4	48,5 ± 8,0	59,5 ± 10,0	72,8 ± 12,2	60,5 ± 3,9
Cyclopidae						
Copepodito	10,2 ± 3,1	19,9 ± 8,6	11,6 ± 3,0	13,7 ± 8,5	21,1 ± 9,3	28,3 ± 2,3
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	6,4 ± 3,2	46,1 ± 4,1	25,4 ± 6,4	78,3 ± 9,6	-	63,0 ± 19,3
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	-	-	-	-	-	-
<i>Mesocyclops longisetus</i> (Sars, 1914)	-	-	-	-	-	-
Número de espécies	7	8	6	7	7	8

(Continuação...)

	96 horas					
	CONTROLE	PAC	SUL	BML	PAC+BML	SUL+BML
ROTÍFERA						
Brachionidae						
<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)	0,2 ± 0,3	-	-	0,1 ± 0,1	-	-
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	19,8 ± 2,1	-	-	-	-	-
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	0,2 ± 0,5	0,1 ± 0,1	-	0,5 ± 0,2	0,4 ± 0,3	0,1 ± 0,1
Lecanidae						
<i>Lecane luna</i> (Muller, 1776)	0,2 ± 1,13	-	0,1 ± 0,2	-	0,2 ± 0,1	-
Synchaetidae						
<i>Polyarthra</i> sp. (Ehrenberg, 1834)	0,2 ± 0,6	-	-	-	-	-
COPÉPODA						
Náuplio	46,8 ± 6,9	-	-	0,7 ± 0,4	0,7 ± 0,7	-
Cyclopidae						
Copepodito	22,4 ± 7,2	11,3 ± 7,0	62,6 ± 19,5	4,0 ± 2,0	4,3 ± 8,6	52,6 ± 10,0
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	58,7 ± 7,3	74,5 ± 18,4	67,6 ± 29,5	95,5 ± 19,7	87,7 ± 10,3	39,6 ± 14,3
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	-	46,2 ± 16,00	37,1 ± 17,4	36,8 ± 22,1	32,2 ± 54,8	57,2 ± 10,3
<i>Mesocyclops longisetus</i> (Sars, 1914)	-	-	-	-	-	-
Número de espécies	8	4	4	6	6	4

(Continuação...)

	192 horas					
	CONTROLE	PAC	SUL	BML	PAC+BML	SUL+BML
ROTÍFERA						
Brachionidae						
<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)	-	-	-	-	-	-
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	10,2 ± 2,1	-	-	-	-	-
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	0,2 ± 0,1	-	0,1 ± 0,1	-	-	-
Lecanidae						
<i>Lecane luna</i> (Muller, 1776)	-	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,1	-	-	-
Synchaetidae						
<i>Polyarthra</i> sp. (Ehrenberg, 1834)	-	-	-	-	-	-
COPEPODA						
Náuplio	10,8 ± 2,2	14,6 ± 4,6	16,0 ± 4,1	13,3 ± 3,3	18,5 ± 4,7	24,5 ± 6,2
Cyclopidae						
Copepodito	-	-	9,7 ± 4,9	3,7 ± 3,2	6,7 ± 3,4	7,6 ± 5,3
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	22,1 ± 11,1	33,7 ± 6,3	41,2 ± 28,2	12,3 ± 3,1	43,0 ± 10,8	45,2 ± 13,6
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	28,5 ± 14,3	-	22,5 ± 11,3	-	11,9 ± 6,0	13,1 ± 6,6
<i>Mesocyclops longisetus</i> (Sars, 1914)	45,0 ± 22,5	79,9 ± 20,1	62,4 ± 15,8	-	-	-
Número de espécies	6	4	7	3	4	4