



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

ANDRESA BEZERRA MARTINS

**AVALIAÇÃO DA TÉCNICA *FLOCK AND SINK* PARA O CONTROLE DE
RAPHIDIOPSIS RACIBORSKII E SAXITOXINAS EM AMBIENTES
EUTROFIZADOS: UM ESTUDO EM ESCALA DE BANCADA**

**FORTALEZA
2025**

ANDRESA BEZERRA MARTINS

AVALIAÇÃO DA TÉCNICA *FLOCK AND SINK* PARA O CONTROLE DE *RAPHIDIOPSIS RACIBORSKII* E SAXITOXINAS EM AMBIENTES EUTROFIZADOS: UM ESTUDO EM
ESCALA DE BANCADA

Trabalho de Conclusão de Curso referente ao curso de Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. José Capelo Neto.

FORTALEZA

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M341a Martins, Andresa Bezerra.

Avaliação da técnica Flock and Sink para o controle de Raphidiopsis Raciborskii e saxitoxinas em ambientes eutrofizados: um estudo em escala de bancada / Andresa Bezerra Martins. – 2025.
44 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Curso de Engenharia Ambiental, Fortaleza, 2025.
Orientação: Prof. Dr. José Capelo Neto.

1. Eutrofização. 2. Cianobactérias. 3. Saxitoxinas. 4. Flock and Sink. 5. Cloreto de polialumínio. I. Título.
CDD 628

ANDRESA BEZERRA MARTINS

AVALIAÇÃO DA TÉCNICA *FLOCK AND SINK* PARA O CONTROLE DE *RAPHIDIOPSIS RACIBORSKII* E SAXITOXINAS EM AMBIENTES EUTROFIZADOS: UM ESTUDO EM
ESCALA DE BANCADA

Trabalho de Conclusão de Curso referente ao curso de Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Aprovada em: 28/02/2025

BANCA EXAMINADORA

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

M.sc. Antônio Mateus Pires da Silva
Universidade Federal do Ceará (UFC)

M.sc. Isadora Macêdo Martins
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dedico este trabalho à minha mãe, meu maior exemplo de força, amor e dedicação. Sem seu apoio incondicional, incentivo e sacrifício, esta conquista não seria possível.

AGRADECIMENTO

À Deus pela força, sabedoria durante toda essa jornada. Sem Sua graça, não teria sido possível superar os desafios e seguir com fé, persistência e esperança em cada etapa desse trabalho.

Aos meus familiares, meus pais Marinalva e Francisco, meus irmãos Anderson e Henrique e minha tia Fabiana, meu mais sincero agradecimento por todo o apoio incondicional, amor e paciência durante esse período de intensos desafios. Agradeço por acreditarem em mim, por sempre estarem ao meu lado, oferecendo não apenas palavras de encorajamento, mas também gestos de carinho e compreensão. Sem o apoio de vocês, essa conquista não seria possível.

Ao meu orientador Prof. Dr. José Capelo Neto, sou eternamente grata por todo o suporte e orientação não apenas neste trabalho, mas ao longo de toda a minha jornada como bolsista de Iniciação Científica. Sua ajuda foi essencial em cada passo dessa caminhada, seja no auxílio técnico, nos ensinamentos acadêmicos. Agradeço por sua paciência, confiança e dedicação, sempre disposto a me orientar e oferecer os melhores conselhos, transformando desafios em grandes aprendizados. Sem sua orientação, eu não teria alcançado os resultados que hoje celebro.

Aos meus amigos de graduação, em especial Bruno, Christian, Mery e Stefany, pelo apoio e por todos os momentos compartilhados durante essa caminhada, cada um de vocês foi fundamental para tornar essa jornada mais leve, sem vocês minha experiência universitária não teria sido a mesma.

Aos meus companheiros de laboratório, Kelly, Thaís, Isadora, Mateus e Gabriel meus sinceros agradecimentos pela parceria, pelo auxílio constante e pela troca de experiências.

A todos os meus amigos, cada um com um papel especial em todas as situações da minha vida, sempre contribuindo para minha felicidade.

À Liana, minha querida psiquiatra, agradeço profundamente por todo o cuidado, apoio e orientação ao longo dessa jornada. Sua escuta atenta e suas palavras sempre foram fundamentais para o meu equilíbrio emocional e bem-estar. Agradeço por me ajudar a lidar com os desafios internos e por me proporcionar um espaço seguro para o autoconhecimento e o crescimento pessoal. Seu trabalho foi muito importante para que eu pudesse alcançar meus objetivos acadêmicos e pessoais com mais serenidade e confiança.

Aos meus professores de graduação, em especial ao Prof. Dr. André Bezerra e ao

Prof. Dr. Iran Eduardo, além do meu orientador, meus sinceros agradecimentos por todo o conhecimento compartilhado, pelas aulas instigantes e pelo incentivo constante ao longo da minha formação acadêmica. Cada um de vocês contribuiu de maneira significativa para a minha evolução, não apenas como estudante, mas também como ser humano. Agradeço pela dedicação, pelo apoio nas dificuldades e pela forma como sempre buscaram despertar em nós o prazer pela pesquisa e pelo aprendizado. Sou grata por tudo o que aprendi com cada um de vocês.

RESUMO

A eutrofização caracterizada pelo acúmulo excessivo de nutrientes em corpos d'água, especialmente fósforo e nitrogênio, favorece a proliferação de fitoplâncton, incluindo cianobactérias como *Raphidiopsis raciborskii*, que podem produzir saxitoxinas (STX), substâncias tóxicas que comprometem a saúde humana e o equilíbrio ambiental. Com o objetivo de controlar florações e reduzir as concentrações de toxinas em águas eutrofizadas, a técnica *Flock and Sink* foi avaliada, utilizando Cloreto de Polialumínio (PAC) como coagulante e Luvissolo (LUV) como material de lastro. A eficiência do processo foi analisada pela remoção de clorofila-a, turbidez, cor verdadeira e STX extracelular e total. O aumento da dosagem de PAC teve maior impacto na remoção de clorofila-a do que a variação de LUV. Com 101,35 mg.L⁻¹ de LUV, a remoção de clorofila-a passou de 37,32% em 2,83 horas para 50% em 9,67 horas, evidenciando a influência do tempo. A remoção de turbidez aumentou com 4,05 mg de Al.L⁻¹ de PAC (49,69% para 57,59%), mas caiu para 37,84% com 15,96 mg de Al.L⁻¹, sugerindo que altas dosagens comprometem a estabilidade dos flocos. A remoção de cor verdadeira foi impulsionada pelo PAC, aumentando de 55% para mais de 70% em 2,83 horas, sem influência significativa do LUV. A remoção de STX extracelular variou conforme a dosagem de PAC e a concentração de LUV. A maior remoção (~45%) ocorreu para 398,65 mg.L⁻¹ de LUV + 4,05 mg de Al L⁻¹ de PAC, enquanto 15,95 mg de Al L⁻¹ reduziu a eficiência para cerca de 35%. A STX total apresentou comportamento inesperado, com menor remoção ao aumentar a dosagem de PAC, contrariando o esperado para coagulação e adsorção. Dessa forma, a eficiência da técnica *Flock and Sink* depende do equilíbrio entre PAC, LUV e tempo de sedimentação. O PAC foi o principal agente na remoção de cianobactérias, formando flocos estáveis, enquanto o LUV teve influência limitada na remoção de material dissolvido. Ajustes adequados nas concentrações e no tempo de reação são essenciais para otimizar a aplicação da técnica, evitando lise celular e maximizando a eficiência do processo.

Palavras-chave: Eutrofização; Cianobactérias; *Flock and Sink*; Saxitoxinas; Cloreto de Polialumínio; Luvissolo.

ABSTRACT

Eutrophication, characterized by the excessive accumulation of nutrients in water bodies, especially phosphorus and nitrogen, promotes the proliferation of phytoplankton, including cyanobacteria such as *Raphidiopsis raciborskii*, which can produce saxitoxins (STX), toxic substances that compromise human health and environmental balance. To control blooms and reduce toxin concentrations in eutrophic waters, the Flock and Sink technique was evaluated using Polyaluminum Chloride (PAC) as a coagulant and Luvis soil (LUV) as a ballast material. The process efficiency was analyzed based on the removal of chlorophyll-a, turbidity, true color, and extracellular and total STX. Increasing the PAC dosage had a greater impact on chlorophyll-a removal than LUV variation. With 101.35 mg.L⁻¹ of LUV, chlorophyll-a removal increased from 37.32% in 2.83 hours to 50% in 9.67 hours, highlighting the influence of time. Turbidity removal increased with 4.05 mg Al.L⁻¹ of PAC (from 49.69% to 57.59%) but dropped to 37.84% with 15.96 mg Al.L⁻¹, suggesting that high dosages compromise floc stability. True color removal was enhanced by PAC, increasing from 55% to over 70% in 2.83 hours, with no significant influence from LUV. Extracellular STX removal varied according to PAC dosage and LUV concentration. The highest removal (~45%) occurred with 398.65 mg.L⁻¹ of LUV + 4.05 mg Al.L⁻¹ of PAC, while 15.96 mg Al.L⁻¹ reduced efficiency to approximately 35%. Total STX exhibited unexpected behavior, with lower removal at higher PAC dosages, contradicting expectations for coagulation and adsorption. Thus, the efficiency of the Flock and Sink technique depends on the balance between PAC, LUV, and sedimentation time. PAC was the main agent in cyanobacteria removal by forming stable flocs, while LUV had limited influence on dissolved material removal. Proper adjustments in concentrations and reaction time are essential to optimize the technique's application, preventing cell lysis and maximizing process efficiency.

Keywords: Eutrophication; Cyanobacteria; Flock and Sink; Saxitoxins; Polyaluminum Chloride; Luvisol.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Formas da cepa <i>Raphidiopsis raciborskii</i> antes <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> .	19
Figura 2 - Estrutura química das saxitoxinas.	20
Figura 3 - Representação esquemática do mecanismo de toxicidade da saxitoxina.	20
Figura 4 - Fluxograma das atividades desenvolvidas durante as etapas experimentais.	22
Figura 5 – Câmara de Sedgewick-Rafter.	24
Figura 6 – Microscópio óptico invertido	24
Figura 7 – Configuração experimental do jarro	27
Figura 8 – Gráfico da % de remoção de clorofila-a no tempo 2.83.	29
Figura 9 – Gráfico % de remoção de clorofila-a no tempo 9.67.	30
Figura 10 – Gráfico % remoção de clorofila-a com diferentes doses do tratamento.	30
Figura 11 – Gráfico % remoção de turbidez no tempo 2.83.	31
Figura 12 – Gráfico % remoção de turbidez no tempo 9.67.	31
Figura 13 – Gráfico % remoção de turbidez com diferentes doses do tratamento.	32
Figura 14 – Gráfico % remoção de cor verdadeira no tempo 2.3.	33
Figura 15 – Gráfico % remoção de cor verdadeira no tempo 9.67.	33
Figura 16 – Gráfico % remoção de cor verdadeira com diferentes doses do tratamento.	34
Figura 17 - Gráfico % remoção de STX Extracelular no tempo 2.83.	34
Figura 18 - Gráfico % remoção de STX Extracelular no tempo 9.67.	35
Figura 19 - Gráfico % remoção de STX Total no tempo 2.83.	35
Figura 20 - Gráfico % remoção de STX Total no tempo 9.67.	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Concentrações iniciais de clorofila-a, turbidez, cor verdadeira, STX extracelular e total.	25
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CLAE	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
CLAE-FLD	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência com Detecção por Fluorescência
DEHA	Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental
LETC	Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias
LUV	Luvissolo
N	Nitrogênio
NaOH	Hidróxido de sódio
P	Fósforo
PAC	Policloreto de alumínio
PCZ	Ponto de carga zero
pH	Potencial hidrogeniônico
PSP	<i>Paralytic Shellfish Poisoning</i>
SELAQUA	Seção Laboratorial de Qualidade de Água
STX	Saxitoxina
UFC	Universidade Federal do Ceará
UFRJ	Universidade Federal do Rio de Janeiro

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	14
1.1	OBJETIVOS	15
1.2	OBJETIVO GERAL	15
1.3	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
2.1	EUTROFIZAÇÃO E O <i>BLOOM</i> DE CIANOBACTÉRIAS	16
2.2	NORMAS E PADRÕES DE POTABILIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO	17
2.3	CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS.....	17
2.4	<i>RAPHIDIOPSIS RACIBORSKII</i>.....	19
2.5	SAXITOXINA	19
2.6	<i>FLOCK AND SINK</i>.....	21
3	MATERIAS E MÉTODOS.....	22
3.1	CULTIVO DA CEPA.....	23
3.2	CONTAGEM E DETERMINAÇÃO DE DENSIDADE.....	23
3.3	ARGILA E COAGULANTE	24
3.4	CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS PARA O ENSAIO.....	24
3.5	ENSAIO DE <i>FLOCK AND SINK</i>	25
3.5.2	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL.....	27
3.6	TRATAMENTO DE AMOSTRAS E ANÁLISE.....	27
3.7	DERIVATIZAÇÃO PRÉ - COLUNA DA STX.....	27
4	RESULTADOS.....	29
4.1	REMOÇÃO DE CLOROFILA-A.....	29
4.2	REMOÇÃO DE TURBIDEZ	30
4.3	REMOÇÃO DE COR VERDADEIRA	32
4.4	REMOÇÃO DE STX EXTRACELULAR E TOTAL	34
5	DISCUSSÃO	37
5.1	<i>CLOROFILA-A</i>	37
5.2	<i>TURBIDEZ</i>	37
5.3	<i>COR VERDADEIRA</i>.....	37
5.4	<i>STX TOTAL E EXTRACELULAR</i>	38
6	CONCLUSÃO	40
	REFERÊNCIAS	41

1. INTRODUÇÃO

Reservatórios artificiais de água são de grande importância uma vez que, além de desempenharem funções ambientais essenciais, são fundamentais para atividades recreativas, pesca, agricultura, dessedentação animal e suprimento de água para a população (Débora, 2017). No entanto, a expansão demográfica global vem exercendo uma pressão crescente sobre estes recursos. Esse cenário acelera a degradação dos recursos naturais, como é o caso dos ambientes aquáticos, que sofrem impactos diretos (Cooke et al., 2005).

Globalmente a eutrofização é um dos maiores problemas para a qualidade da água doce, sendo caracterizando-se pelo aumento da produtividade primária decorrente do aumento de nutrientes, especialmente nitrogênio (N) e fósforo (P) em águas superficiais (Ayele e Atlabachew, 2021; Downing, 2014; Pinheiro et al., 2024). Florações de cianobactérias representam uma ameaça potencial à saúde humana e ambiental, visto que muitas espécies podem produzir toxinas potentes (Mucci et al., 2020 Carmichael, 2001; Dittmann e Wiegand, 2006). Além disso, o florescimento de cianobactérias pode causar o surgimento de odores desagradáveis, o aumento da turbidez da água, a mortandade de peixes, mudanças na rede trófica, a perda da biodiversidade além de mudanças na cadeia alimentar (Miranda, 2017).

As cianotoxinas são, toxinas potentes produzidas por cianobactérias, constituem um diversificado grupo de moléculas orgânicas com propriedades toxicológicas distintas, incluindo efeitos hepatotóxicos, neurotóxicos e dermatotóxicos (Hermel, 2010; Silvino 2014).

A espécie *Raphidiopsis raciborskii* é uma cianobactéria que possui elevado potencial de produção de saxitoxinas, e seu aumento em florações tóxicas tem sido registrado em diversas regiões do mundo, em diversas regiões do Brasil, abrangendo do Nordeste ao Sul. Diante desse cenário, torna-se essencial o monitoramento e controle dessa espécie nos ecossistemas aquáticos (Azevedo; Brandão, 2003; Barros, 2013; Lopes, 2013; Silvino, 2014).

Muitas técnicas de restauração de corpos d'água tem sido aplicadas, com ênfase na redução da entrada de nutrientes provenientes de fontes antropogênicas, especialmente (N e P). Embora ambos contribuam para a eutrofização, o principal fator limitante para esse processo e para a ocorrência de florações de cianobactérias é o fósforo (Schindler, 2012), visto que o nitrogênio está presente na atmosfera e pode ser fixado por algumas cianobactérias (Padisák, 1997). Uma estratégia eficiente para mitigar florações de cianobactérias em ambientes aquáticos envolve o uso de coagulantes e materiais de lastro, que induzem a agregação e subsequente sedimentação desses organismos fotossintéticos, o que permite sua remoção da coluna d'água sem comprometer a integridade celular (Lürling e Van Oosterhout, 2013; Miranda

et al., 2017; Noyma et al., 2016).

Os coagulantes à base de ferro e alumínio são amplamente utilizados no tratamento de água e efluentes, além de serem utilizados na recuperação de corpos d'água por meio da precipitação do fósforo (Cooke et al., 2005). Dentre eles, o policloreto de alumínio (PAC) se destaca por possuir um melhor desempenho na coagulação, atuando de forma eficaz em uma ampla faixa de pH, apresentando menor sensibilidade a baixas temperaturas, exigindo doses reduzidas e resultando em menores concentrações de alumínio residual (Jiang & Graham, 1998). No entanto, há preocupações quanto à possível acidificação do meio e seus impactos negativos sobre a biota aquática devido à aplicação de alumínio nos corpos hídricos (D'Haese et al., 2019).

Apesar de alguns estudos demonstrarem que a combinação de um coagulante com a aplicação de argilomineral como lastro pode floacular e afundar cianobactérias de forma eficaz (Lürling e van Oosterhout, 2013; Noyma et al., 2016; Thongdam et al., 2021), a implementação da técnica *Flock and Sink* ainda precisa ser testada. Isso se deve ao fato de que as características do solo, as dosagens de coagulante e lastro, além das espécies de cianobactérias presentes, podem influenciar a eficiência do processo (Lürling et al., 2020; Pinheiro, 2024).

1.1 Objetivos

1.2 Objetivo geral

- Avaliar a viabilidade do uso de argilominerais e coagulante a base de alumínio na remoção de células de *Raphidiopsis raciborskii* presentes na coluna d'água e de saxitoxinas (STX) dissolvidas em águas naturais.

1.3 Objetivos específicos

- Avaliar a remoção de clorofila-a, turbidez e cor verdadeira;
- Estudar a eficiência da adsorção de SXT em argilominerais e coagulantes a base de Alumínio;
- Avaliar a concentração mais eficiente de argilominerais e de Cloreto de Polialumínio;
- Verificar o que acontece após o sequestro e sedimentação das SXT e se elas são dessorvidas e retornam para a coluna de água.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Eutrofização e o *bloom* de cianobactérias

O excesso de nutrientes é amplamente reconhecido como o principal fator impulsor para a proliferação de espécies fitoplanctônicas, com destaque para as cianobactérias. Esse fenômeno, denominado floração ou *bloom* é frequentemente observado em corpos d'água lênticos, resultando no comprometimento da sua qualidade. Segundo Barros (2013) as causas da eutrofização de origem antrópica estão diretamente ligadas ao aumento da concentração de nutrientes, especialmente (P) e (N). Esses elementos podem ser introduzidos no ambiente por meio de diversas atividades humanas, como o lançamento de esgoto, práticas agrícolas, piscicultura e outras atividades realizadas na bacia de drenagem. A floração dessas espécies acarreta uma série de problemas, incluindo o aumento da turbidez da água e a redução dos níveis de oxigênio dissolvidos, o que também representa um risco significativo para a saúde humana e a vida aquática (Huisman et al., 2018; Khan e Mohammad, 2014; Lucena-Silva et al., 2019).

No Brasil, especialmente na região semiárida do Nordeste, onde a disponibilidade de água varia consideravelmente ao longo do tempo, a construção de reservatórios, como açudes e barragens, desempenha um papel crucial para atender às necessidades de abastecimento humano, irrigação e outros usos. No entanto, devido aos longos períodos de estiagem, a taxa de evapotranspiração muitas vezes supera as precipitações, resultando na diminuição do volume de água armazenado nos reservatórios. Essa redução no volume de água concentra os nutrientes presentes, criando um ambiente propício para o florescimento de macro e microrganismos, especialmente as cianobactérias. Esses organismos podem se proliferar rapidamente em condições favoráveis, agravando ainda mais os problemas de qualidade da água (Chellappa; Medeiros Costa, 2003). Além disso, os ambientes de água doce superficiais lênticos são os mais propícios para o crescimento de cianobactérias, pois a maioria das espécies se desenvolve melhor em águas neutro-alcalinas (pH entre 6 e 9), com temperaturas entre 15°C e 30°C e alta concentração de nutrientes, especialmente (P) e (N). Esse cenário ambiental ideal se encaixa perfeitamente nas águas continentais do Nordeste brasileiro, que, na maioria dos casos, estão passando por um acelerado processo de eutrofização (Lopes, 2013).

2.2 Normas e padrões de potabilidade da água para consumo humano

A vigilância da qualidade da água para consumo humano requer uma análise criteriosa de diversos fatores, incluindo a origem da água, os processos de tratamento utilizados e os procedimentos adotados ao longo do sistema de abastecimento. Além disso, envolve a investigação de reclamações dos consumidores e a implementação de medidas corretivas e preventivas para garantir a segurança da água distribuída à população. Dessa forma, é fundamental que os responsáveis por essa atividade identifiquem e minimizem potenciais riscos à saúde pública, assegurando a qualidade da água consumida (Coral, 2009).

De acordo com a portaria de potabilidade de água do Ministério da Saúde do Brasil (Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021), para mitigar os riscos de contaminação da água destinada ao consumo humano com cianotoxinas, é necessário realizar monitoramento para identificar e quantificar a presença de células de cianobactérias. Quando a contagem de cianobactérias ultrapassar 20.000 células/mL, é necessário realizar análises de cianotoxinas na água do manancial, no ponto de captação, com uma frequência semanal. O resultado da última amostragem deve ser considerado para ajustar a frequência do monitoramento, se necessário.

2.3 Cianobactérias e cianotoxinas

As cianobactérias são microrganismos procarióticos aeróbicos e fotoautotróficos que compartilham semelhanças estruturais e bioquímicas com as bactérias (Silvino, 2014). Esses organismos apresentam uma variedade de pigmentos, incluindo a clorofila-a, responsável pela fotossíntese, e a ficocianina, que confere a coloração azulada ou esverdeada a esses organismos, levando-os a serem comumente chamados de algas azuis. A descoberta de fósseis em rochas sedimentares no noroeste da Austrália levou à estimativa de que as cianobactérias surgiram há aproximadamente 3,5 bilhões de anos. Assim, esses microrganismos estão entre os pioneiros na Terra e, possivelmente, foram os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberar oxigênio na atmosfera primitiva (Azevedo, 1998).

As cianobactérias possuem células especializadas, como os heterócitos, responsáveis pela fixação do nitrogênio, e os acinetos, esporos de resistência que garantem a sobrevivência desses microrganismos em condições adversas (Sant'anna et al., 2006). Esses organismos têm a capacidade de prosperar em uma ampla variedade de habitats, incluindo água doce, salobra e até mesmo ambientes extremos, como fontes termais e regiões de neve. No entanto, os ambientes de água doce são especialmente importantes para o seu desenvolvimento,

já que a maioria das espécies cresce melhor em águas neutras a alcalinas, com pH entre 6 e 9, temperatura variando de 15 °C a 30 °C e altas concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (Azevedo, 1998).

O aumento significativo do número de cianobactérias em fontes de abastecimento de água acarreta uma série de desafios operacionais nas estações de tratamento de água, resultando em consequências adversas para a eficiência e o custo do tratamento (Amorim, 2007).

Conforme Barros (2013) a principal preocupação com o aumento da ocorrência de florações, ou também chamados *blooms* de cianobactérias, caracterizado pelo crescimento excessivo dessas células, é a capacidade desses microrganismos produzir metabólitos secundários tóxicos, que podem ser prejudiciais tanto aos seres humanos quanto a outros organismos da biota aquática.

As cianotoxinas são substâncias produzidas e retidas dentro das células das cianobactérias. A liberação dessas toxinas no ambiente aquático normalmente ocorre durante a ruptura das células, conhecida como lise celular, e não como resultado de um processo de excreção (AMORIM, 2007).

Uma mesma cianobactéria é capaz de produzir uma ou mais cianotoxina como é o caso da *Raphidiopsis raciborskii* que produz STX, dc-STX e Neo-STX. No entanto, ainda não se tem a resposta para a causa da sua produção e a sua função para célula produtora. Entretanto, considera-se mais provável, que as cianotoxinas tenham função protetora contra a herbivoria, da mesma forma que alguns metabólitos secundários agem nas plantas vasculares (Carmichael, 1992).

As cianotoxinas são classificadas em três grupos de acordo com a sua estrutura química: Peptídeos cíclicos (microcistina e nodularina), Alcaloides (anatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxina e cilindrospermopsina,) e os lipopolissacarídeos. Em relação ao alvo de ação patológica das toxinas elas se dividem em: hepatotoxinas são responsáveis pela maioria das intoxicações causadas por cianobactérias (microcistinas, nodularinas), neurotoxinas (anatoxinas, anatoxina-a(s) e saxitoxinas), citotoxinas (cilindrospermopsina), irritantes da pele (Endotoxinas e lipopolissacarídeos) (Kaebernick; Neilan, 2001).

Existem diversos relatos na literatura de intoxicações por cianotoxinas no mundo. Segundo Stewart, Seawright e Shaw (2008), o primeiro registro sobre a natureza tóxica das cianobactérias foi documentado por George Francis em 1878, que relatou as mortes de animais silvestres a partir da contaminação por cianobactérias em um lago na Austrália. Em 1996, ocorreu um caso em Caruaru no estado de Pernambuco que ficou conhecido como a de

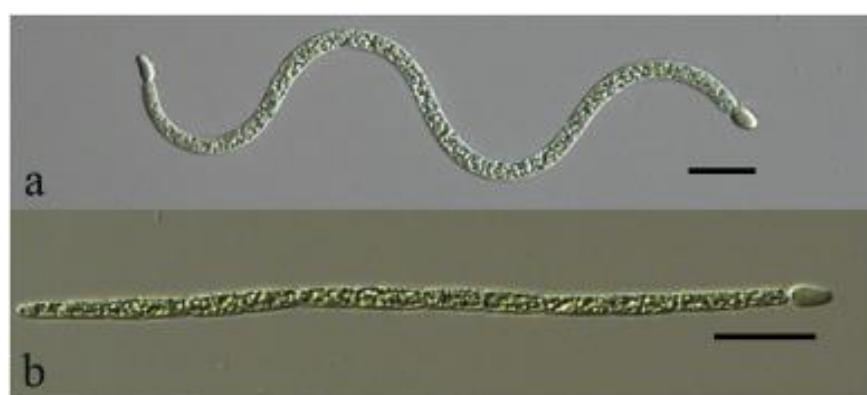
“Síndrome de Caruaru”, sendo este o primeiro caso relatado no Brasil de intoxicação fatal com cianotoxinas em seres humanos que aconteceu devido a utilização de uma fonte de água que estava contaminada por microcistina e cilindrospermopsina, onde 61 pacientes morreram após passar por sessões de hemodiálise (Azevedo, 1996; Jochimsen et al., 1998).

2.4 *Raphidiopsis raciborskii*

A *Raphidiopsis raciborskii* (anteriormente denominada *Cylindrospermopsis raciborskii*), ilustrada na Figura 1, é uma espécie invasiva potencialmente tóxica, originária de regiões subtropicais e tropicais. Esta espécie tem a capacidade de fixar nitrogênio, produzir heterocistos e formar florações. Recentemente, tem sido observada sua expansão para rios e corpos d'água em regiões de clima temperado. Esta expansão é facilitada por várias características adaptativas, incluindo uma capacidade de adaptação a temperaturas mais baixas e aos efeitos do aquecimento global. Devido ao seu predomínio frequente em florações de água doce e sua capacidade de sintetizar cianotoxinas, *R. raciborskii* tem recebido atenção nas últimas décadas (Marques, 2020).

A cianobactéria *R. raciborskii* tem a capacidade de produzir duas toxinas, a cilindrospermopsina (Saker; Neilan, 2001) e as saxitoxinas, que também são conhecidas como toxinas paralisantes de molusco (PSP) (Lagos et al., 1999).

Figura 1 - Formas da cepa *Raphidiopsis raciborskii*.



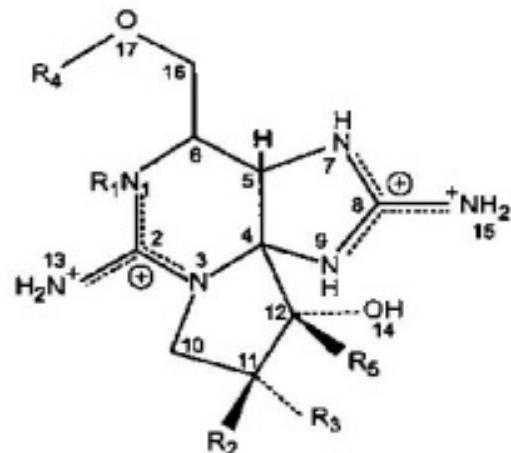
Fonte: Yang (2018).

2.5 Saxitoxina

A saxitoxina (STX), (Figura 2), é parte de um amplo grupo de alcaloides com propriedades neurotóxicas chamadas PSTs (Paralytic Shellfish Toxin). As intoxicações graves

e, às vezes, fatais causadas por toxinas do tipo PST são conhecidas como PSPs (Paralytic Shellfish Poisoning) (Dos Santos-Silva et al., 2024; Wiese, 2010).

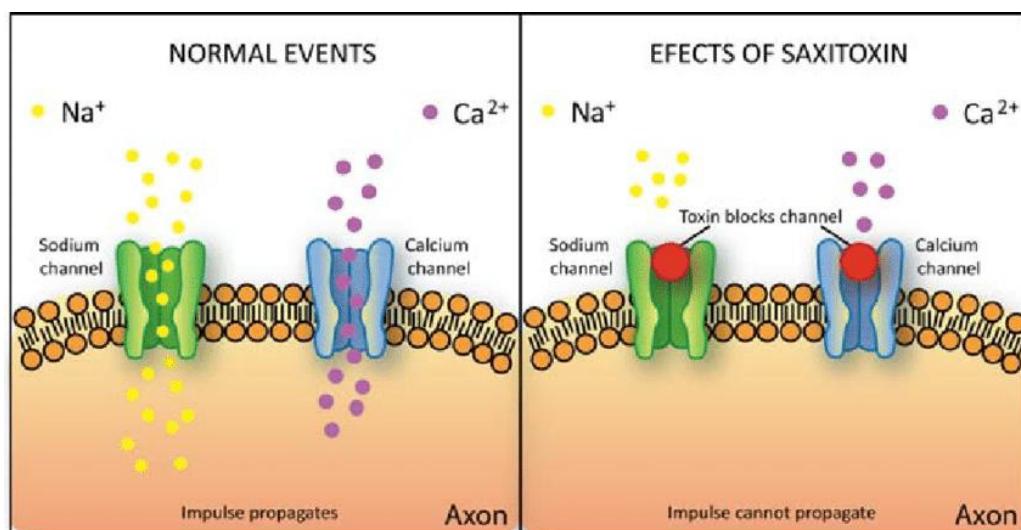
Figura 2 - Estrutura química das saxitoxinas.



Fonte: Chorus; Bartram (1999).

Essas substâncias afetam o sistema nervoso central, provocando a obstrução dos canais de sódio (Na^+) nas células neurais. Esse bloqueio interrompe a transmissão dos impulsos nervosos, levando à asfixia e à morte por parada respiratória devido à paralisia muscular, conforme ilustrado na Figura 3. Além disso, as saxitoxinas têm a capacidade de bloquear os canais de cálcio (Ca^{2+}) e potássio (K^+) nas células cardíacas, resultando na interrupção da propagação do potencial de ação e causando arritmias cardíacas fatais (Campbell; Hille, 1976).

Figura 3 - Representação esquemática do mecanismo de toxicidade da saxitoxina.



Fonte: Valério (2010)

2.6 *Flock and Sink*

Para prevenir o desenvolvimento de proliferação de cianobactérias potencialmente nocivas, é crucial implementar medidas de controle da eutrofização, especialmente aquelas dirigidas às fontes internas de nutrientes. Este é um passo essencial para restaurar o equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos. Ao controlar a entrada de nutrientes, podemos reduzir a disponibilidade de substâncias que alimentam o crescimento excessivo de cianobactérias, contribuindo assim para a saúde geral dos corpos d'água (Silva, 2019).

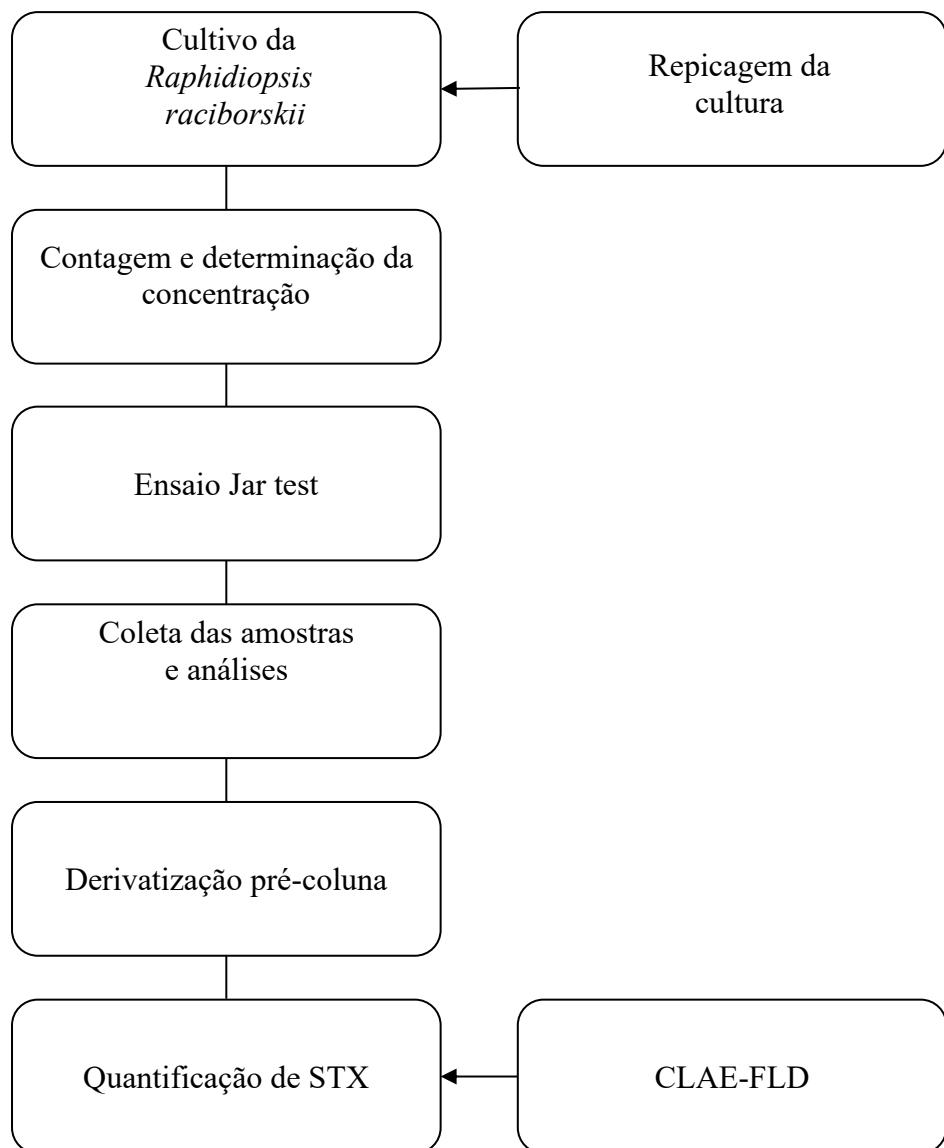
Uma técnica promissora para controlar florações de cianobactérias é o método conhecido como *Flock and Sink*. A técnica envolve a remoção das cianobactérias da água, conhecidas como "partículas particuladas", através da utilização de uma mistura de coagulante para formar flocos e um material de lastro para acelerar a sedimentação. Neste processo, as cianobactérias presentes na água são agrupadas em flocos, e esses aglomerados de células ou colônias intactas sedimentam e ficam retidos no fundo com a ajuda do lastro (Lucena-Silva et al., 2019; Noyma et al., 2017).

3 MATERIAS E MÉTODOS

O estudo foi realizado na Seção Laboratorial de Qualidade de Água - SELAQUA do departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental do Centro de Tecnologia - DEHA, da Universidade Federal do Ceará - UFC.

A Figura 4 apresenta o fluxograma da sequência metodológica adotada nas etapas experimentais.

Figura 4 - Fluxograma das atividades desenvolvidas durante as etapas experimentais.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

3.1 Cultivo da cepa

A cianobactéria utilizada no estudo foi a *Raphidiopsis raciborskii* espécie que foi isolada em 1996, na represa de Billings no estado de São Paulo durante uma floração no manancial (Barros, 2013). A cepa cultivada faz parte do acervo de microalgas do Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias (LETC), localizado no Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Centro de Ciências de saúde, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, que foi cedida gentilmente pela Dra. Sandra Maria Feliciano de Oliveira e Azevedo, coordenadora do LETC.

O cultivo da cepa de *R. raciborskii*, teve como objetivo a produção da toxina STX. Além da obtenção da quantidade de células necessárias realizou-se repiques da espécie em balões volumétricos de 3 litros (L) utilizando meio ASM-1 (Barros, 2013) pH ajustado para 8,0, com temperatura de $24^{\circ}\text{C} \pm 2$ e intensidade luminosa de aproximadamente $6,75 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ para a luz branca de 470 nm, com aeração constante utilizando um compressor de ar com fotoperíodo de 12:12 horas (claro/escuro), no qual a cultura permaneceu por aproximadamente 30 dias (Silvino, 2014).

3.2 Contagem e determinação de densidade

O crescimento de célula da cianobactéria foi monitorado por meio do método de contagem em câmara de Sedgwick-Rafter e microscópio invertido (Figura 5 e 6), calibrado, conforme (APHA, 2012), por se tratar de um organismo filamentoso foram aplicadas duas metodologias. Quando as amostras coletadas para monitoramento apresentavam filamentos de comprimento uniforme, contou-se primeiramente as células dos primeiros trinta filamentos, calculou-se a média de células por filamento para cada espécie, contou-se os filamentos, e posteriormente multiplicou-se o número de filamentos contados pela média de células por filamento, já no caso de amostras com filamentos de comprimento muito variáveis, contou-se o número de células por quadrado do retículo de Whipple ($400 \mu\text{m}^2$) e então multiplicou-se pelo número de retículos preenchidos com filamentos, os valores de densidade foram expressos em células mL^{-1} e comprimento em μm (Lopes, 2013).

Figura 5 – Câmara de Sedgewick-Rafter



Fonte: Elaborada pela autora (2025).

Figura 6 – Microscópio óptico invertido



Fonte: Elaborada pela autora (2025).

3.3 Argila e coagulante

O argilomineral utilizado foi o luvissolo (LUV) fornecido pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN).

O coagulante utilizado no ensaio foi o Cloreto de polialumínio (PAC), obtido junto à Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) com teor aproximado de Alumina (Al_2O_3) de 23%.

3.4 Condições experimentais para o ensaio

Foi utilizada água da torneira decolorada como matriz para a diluição das cepas cultivadas visando simular da forma mais fiel possível a concentração iônica da água bruta. No ensaio utilizou-se o Jar test para o tratamento onde foram dispostos nos jarros e em cada um deles alocou-se o volume de 1,5L de uma solução contendo as células e a água anteriormente preparada com pH ajustado para 8,5 utilizando-se um medidor de pH (PG1800), com (NaOH) 0,1M.

Tabela 1 – Concentrações iniciais de clorofila-a, turbidez, cor verdadeira, STX extracelular e total.

Parâmetros	Unidade	Resultado
Clorofila-a	$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	491.28
Turbidez	NTU	48.1
Cor verdadeira	UC	0.007
STX extracelular	$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	0.0224
STX total	$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	0.0173

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

A clorofila-a e a turbidez foram utilizadas como indicadores da biomassa da cianobactéria, permitindo avaliar os efeitos das diferentes dosagens de lastro e coagulante no processo *Flock and Sink*. Assim como a clorofila-a, a turbidez é um parâmetro eficaz para indicar a presença de cianobactérias, pois esses microrganismos estão entre os principais responsáveis pela redução da transparência da água em reservatórios superficiais (Paerl e Huisman, 2009). Além disso, a cor verdadeira foi empregada para quantificar a presença e a remoção da matéria orgânica dissolvida (Edzwald et al., 1985).

3.5 Ensaio de *Flock and Sink*

No experimento, foram adotados três tempos de coleta (2,83 h, 6,25 h e 9,67 h) para avaliar a eficiência de remoção das cianobactérias na coluna d'água, já para a avaliação das cianotoxinas foram analisados apenas os tempos (2,83 e 9,67 horas). No tempo intermediário de 6,25 h, foram testadas diferentes concentrações de coagulante e lastro em relação às utilizadas nos outros tempos. Essa variação teve como objetivo de investigar Turbidez, Cor

verdadeira, (STX) e verificar a eficiência da combinação entre diferentes concentrações de lastro e coagulante. Assim, além de analisar a influência do tempo de sedimentação, o experimento permitiu verificar como diferentes dosagens afetam o tratamento da água nesse intervalo.

3.5.1 Dosagem de coagulante e lastro

A escolha das dosagens de coagulante PAC, nas doses (0,00; 4,05; 10,00; 15,95 e 20,00 mg Al.L⁻¹) e lastro (0,00; 101,35; 250,00; 398,65 e 500,00 mg.L⁻¹) foi baseada em estudos anteriores (Miranda et al., 2017 ; Noyma et al., 2016; Pinheiro et al., 2024) e em testes realizados no laboratório.

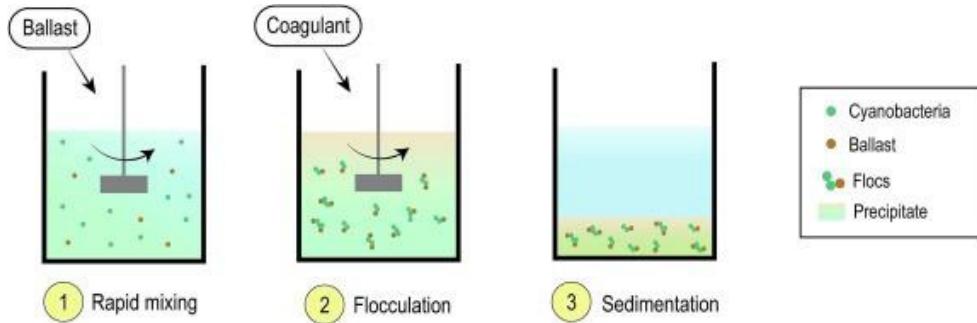
A % de remoção (RE) das variáveis clorofila-a, turbidez, cor verdadeira e STXs extracelular e total foi determinada por meio da redução percentual de suas concentrações em relação ao controle que não recebeu adição de coagulante e lastro. O cálculo foi realizado comparando os valores das variáveis de resposta antes e após o tratamento, conforme estabelecido pela seguinte equação:

$$RE(\%) = \frac{(RV_{Controle} - RV_{Tratamento})}{RV_{Controle}} \times 100 \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde $RV_{Controle}$ é o valor correspondente da variável de resposta (clorofila-a, turbidez, cor verdadeira e STX extracelular e total) sem tratamento (controle), e $RV_{Tratamento}$ é o valor correspondente da variável de resposta dos parâmetros analisados com dosagens do tratamento.

3.5.2 Procedimento experimental

Figura 7 – Configuração experimental do jarro.



Fonte: Pinheiro (2024).

Ligou-se o *jar test* para garantir a homogeneidade da suspensão, ajustou-se a rotação do equipamento para 300 rpm por 30 segundos, adicionou-se a argila, após isso, ajustou-se a rotação do equipamento para 30 rpm por 20 minutos e adicionou-se o coagulante PAC em cada jarro esperou-se sedimentar (Lurling et al., 2017); foram realizadas com auxílio de uma pipeta de vidro acoplada a uma pêra, coletas de 150 mL do TOPO da amostra em tempos diferentes (2,83; 6,25; e 9,67 h), a escolha da faixa de tempo de coleta permite avaliar a eficiência do processo ao longo do tempo, no tempo inicial (2,83 h), verifica-se a remoção imediata das células e de STX e a formação dos flocos. No tempo intermediário (6,25 h), analisa-se a progressão da sedimentação e a continuidade da remoção. Já no tempo final (9,67 h), avalia-se a remoção total e a estabilidade dos flocos no longo prazo, dessa forma possibilitando um melhor entendimento do comportamento das cianobactérias na coluna d'água e da remoção de STX além de otimizar a eficiência do tratamento.

3.6 Tratamento de amostras e análise

A clorofila-a foi analisada por espectrofotometria (Método Padrão 10200-H). A turbidez foi determinada por um turbidímetro (Hach modelo 2100P, EUA). A cor verdadeira foi avaliada pelo método espectrofotométrico proposto por APHA (2012). A saxitoxina produzida a partir da cepa foi analisada por cromatografia com detector de fluorescência (CLAE-FLD).

3.7 Derivatização pré - coluna da STX

A metodologia empregada para a quantificação das toxinas STX baseou-se na técnica de derivatização pré-coluna, conforme desenvolvida por Lawrence e Niedzwiadek (2001). Nesse método, as toxinas são oxidadas com peróxido de hidrogênio (H_2O_2) para viabilizar a detecção por fluorescência. Essa abordagem é adotada devido à sua maior eficácia na detecção das toxinas por meio da oxidação com H_2O_2 .

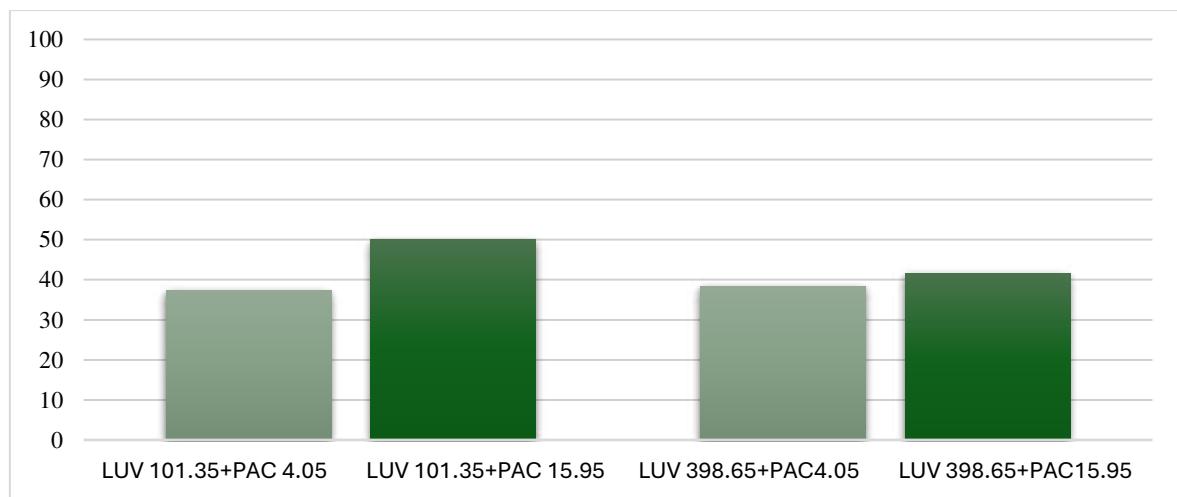
Em um vial de 1,5 mL, foram adicionados 250 μL de NaOH 1 mol L^{-1} e 25 μL de H_2O_2 aquoso a 10% (m/v). Em seguida, foram adicionados 100 μL da amostra coletada. A solução foi misturada manualmente por 2 minutos à temperatura ambiente ($24\ ^\circ C \pm 2$) e, posteriormente, foram adicionados 20 μL de ácido acético concentrado. Dessa solução, uma alíquota de 20 μL foi analisada por (CLAE).

4 RESULTADOS

4.1 Remoção de clorofila-a

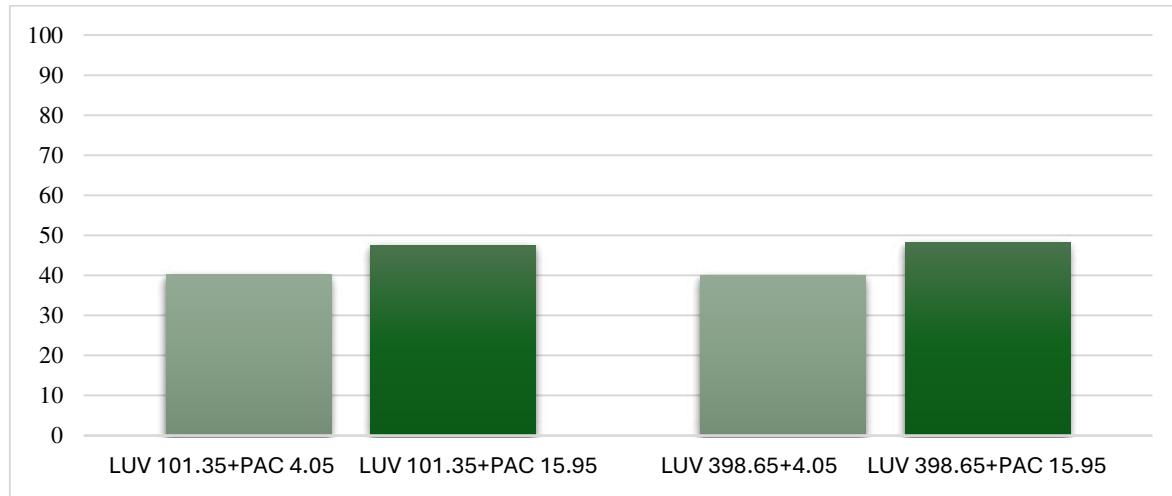
É possível observar nas Figuras 8 e 9, que os jarros que receberam as dosagens de $101,35 \text{ mg.L}^{-1}$ de LUV em ambos os tempos (2,83 e 9,67 horas), o aumento da dosagem de PAC aparenta ter induzido a remoção de clorofila-a, já no caso das amostras com dosagens de $398,95 \text{ mg.L}^{-1}$ de LUV, esta tendência foi observada uma maior intensidade para o tempo de 9,67 horas, podendo indicar que o aumento da concentração do lastro não induziu a melhora do tratamento.

Figura 8 – Gráfico da % de remoção de clorofila-a no tempo 2,83 h.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

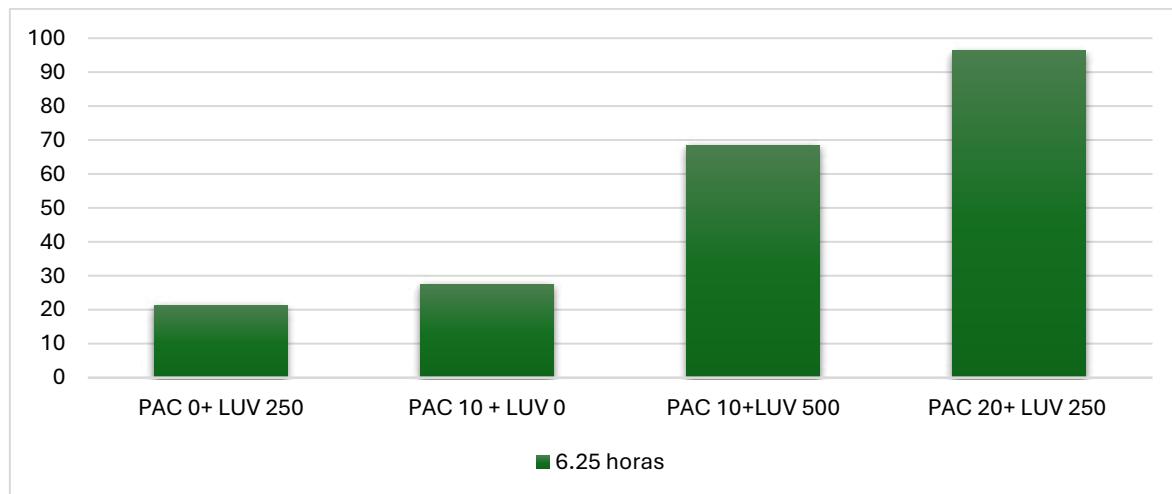
Figura 9– Gráfico % de remoção de clorofila-a no tempo 9,67 h.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Analizando o gráfico de remoção de clorofila-a (Figura 10); em que são aplicadas diferentes dosagens do tratamento no tempo médio de 6,25 h pode-se observar que a combinação de PAC e LUV resulta em uma eficiência de remoção significativamente superior à obtida com a aplicação individual de cada composto. Além disso, como visto anteriormente, o aumento na dosagem de PAC mostrou-se mais eficaz na redução da clorofila-a em comparação ao incremento de LUV.

Figura 10 – Gráfico % remoção de clorofila-a com diferentes doses do tratamento.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

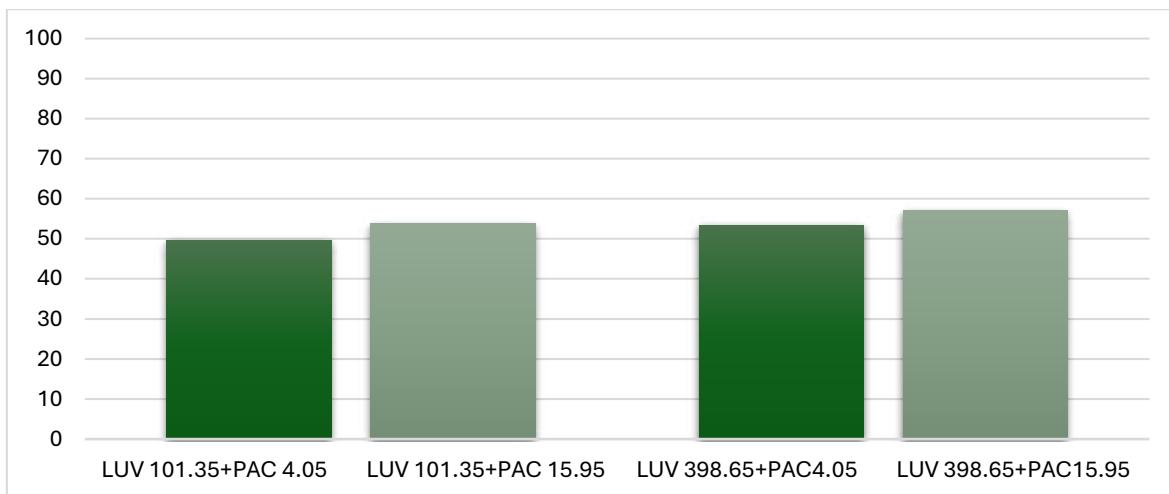
4.2 Remoção de turbidez

O aumento do tempo de sedimentação de 2,83 para 9,67 h (Figuras 11 e 12); não

resultou em diferenças significativas nas amostras com dosagens de 398,65 mg.L⁻¹ de LUV, independentemente da concentração de PAC utilizada.

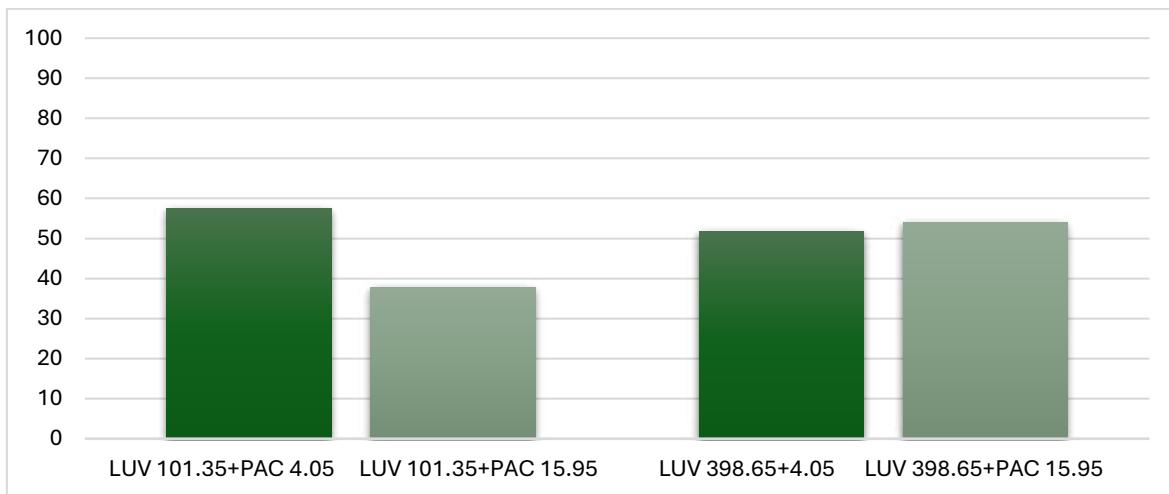
Por outro lado, nas amostras com 101,35 mg.L⁻¹ de LUV, a remoção variou entre os tempos analisados. A combinação de 101,35 mg.L⁻¹ de LUV com 4,05 mg Al L⁻¹ de PAC apresentou maior remoção com o tempo prolongado, enquanto a dosagem de 101,35 mg.L⁻¹ de LUV com 15,96 mg Al L⁻¹ de PAC teve uma redução na remoção com o aumento do tempo.

Figura 11 – Gráfico % remoção de turbidez no tempo 2,83 h.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 12 – Gráfico % remoção de turbidez no tempo 9,67 h.

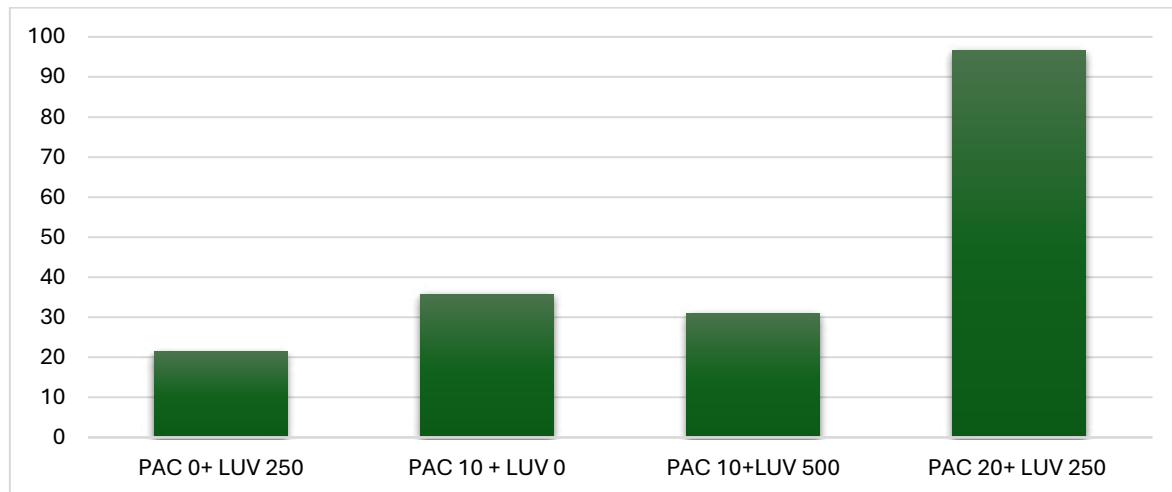


Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Quanto à remoção de turbidez em diferentes dosagens, (Figura 13); observou-se um efeito sinérgico entre PAC e LUV, semelhante ao observado na remoção de clorofila. No

entanto, diferentemente da clorofila-a, a dosagem de 10 mg Al L^{-1} de PAC combinada com 500 mg.L^{-1} de LUV apresentou uma menor eficiência na redução da turbidez em comparação à dosagem de 10 mg Al L^{-1} de PAC sem adição de LUV.

Figura 13– Gráfico % remoção de turbidez com diferentes doses do tratamento.



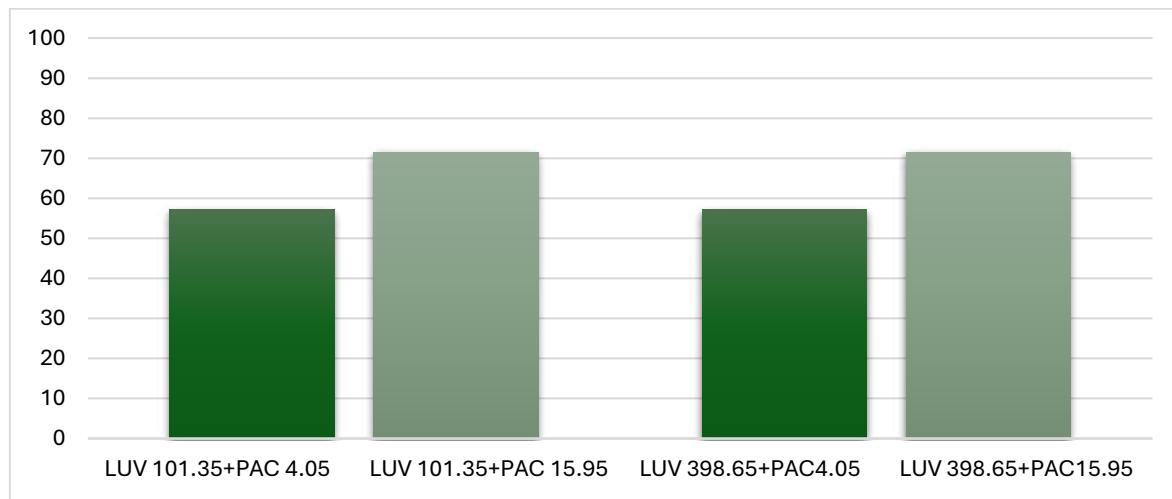
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

4.3 Remoção de cor verdadeira

No tempo de 2,83 horas Figura 14, observou-se que o aumento da dosagem de PAC resultou em um incremento na remoção de cor verdadeira, passando de aproximadamente 55% para mais de 70%. Em contrapartida, a variação na dosagem de LUV não demonstrou interferência significativa nesse processo.

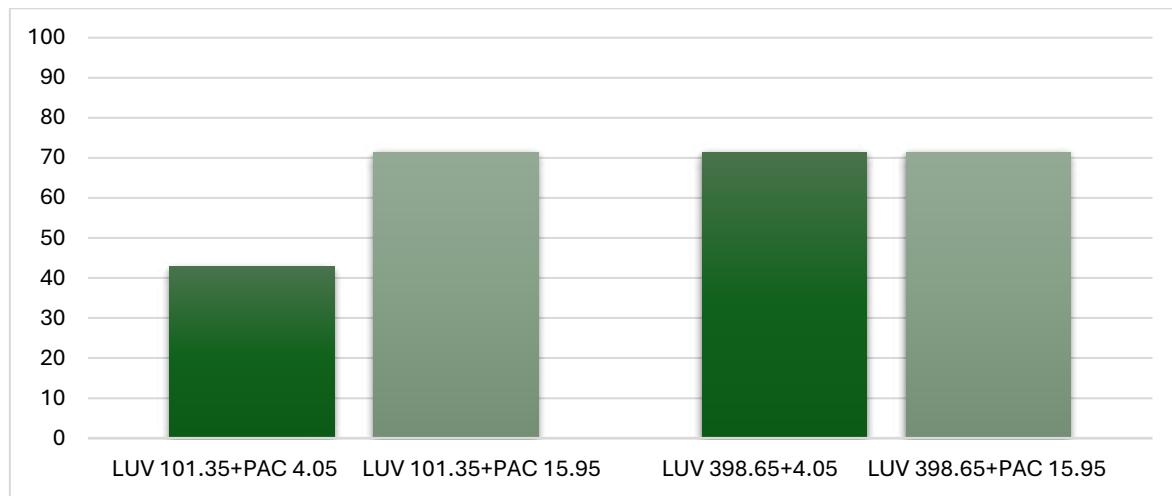
Após 9,67 horas Figura 15, verificou-se que as amostras tratadas com a dosagem de PAC de $15,85 \text{ mg.L}^{-1}$, independentemente da concentração de LUV, mantiveram o percentual de remoção registrado no tempo de 2,83 horas. Já para a dosagem de PAC de $4,05 \text{ mg.L}^{-1}$, os resultados variaram conforme a dosagem de LUV: quando a concentração de LUV foi de $101,35 \text{ mg.L}^{-1}$, houve uma redução na eficiência de remoção; por outro lado, com a dosagem de LUV de $398,65 \text{ mg.L}^{-1}$, a remoção aumentou, atingindo um nível equivalente ao obtido com a dosagem de PAC de $15,95 \text{ mg.L}^{-1}$.

Figura 14 – Gráfico % remoção de cor verdadeira no tempo 2,3 h.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

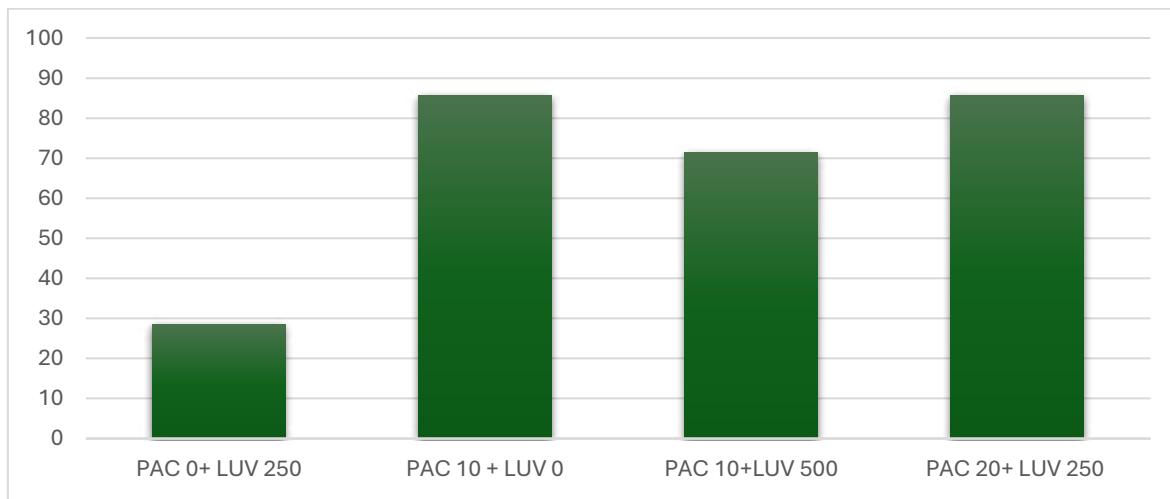
Figura 15 – Gráfico % remoção de cor verdadeira no tempo 9,67 h.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

No tempo médio de 6,25 horas Figura 16, a adição isolada de LUV apresentou uma redução pouco significativa na cor verdadeira, em torno de 3%, enquanto a adição isolada de PAC resultou em uma remoção superior a 80%. Além disso, ao comparar diferentes combinações, observou-se que a remoção obtida com 10 mg.L⁻¹ de PAC+ 0 mg.L⁻¹ de LUV foi superior à de 10 mg .L⁻¹ de PAC+500 mg.L⁻¹ de LUV. Já nos tratamento onde ministrou-se 10 mg.L⁻¹ de PAC na ausência de LUV e 20 mg.L⁻¹ de PAC+ 250 mg.L⁻¹ de LUV, não foram identificadas diferenças visíveis na remoção.

Figura 16 – Gráfico % remoção de cor verdadeira com diferentes doses do tratamento.

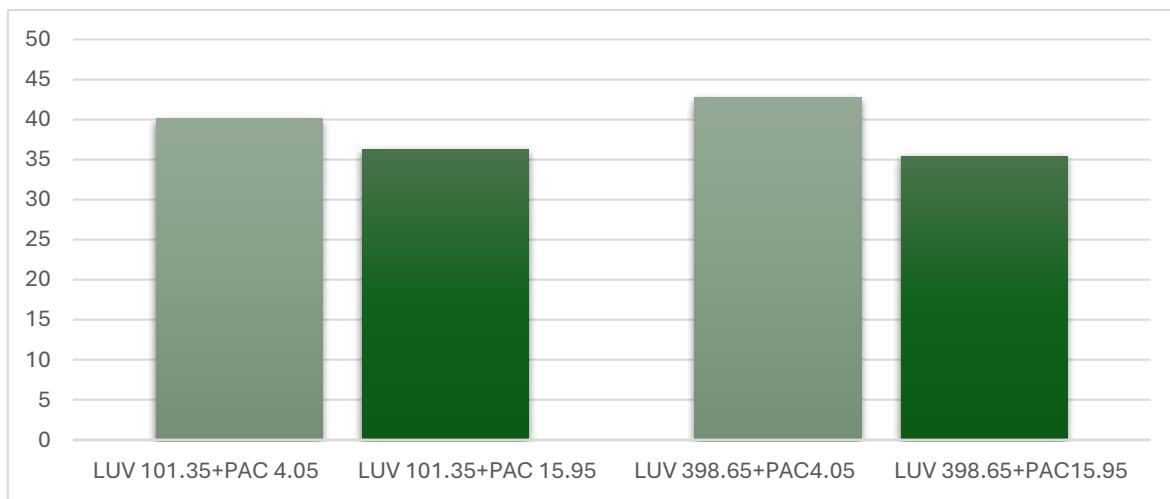


Fonte: Elaborado pela autora (2025).

4.4 Remoção de STX extracelular e total

A partir da análise dos gráficos apresentados, observa-se que no tempo de 2,83 horas (Figura 17), a remoção da SXT extracelular variou significativamente em função da dosagem de PAC e da concentração de LUV. Os resultados mostram que a remoção foi maior para LUV 398,65 mg.L⁻¹ + PAC 4,05 mg Al.L⁻¹, atingindo aproximadamente 45%, enquanto para a dosagem mais alta de PAC 15,95 mg Al.L⁻¹, a remoção foi reduzida para cerca de 35%.

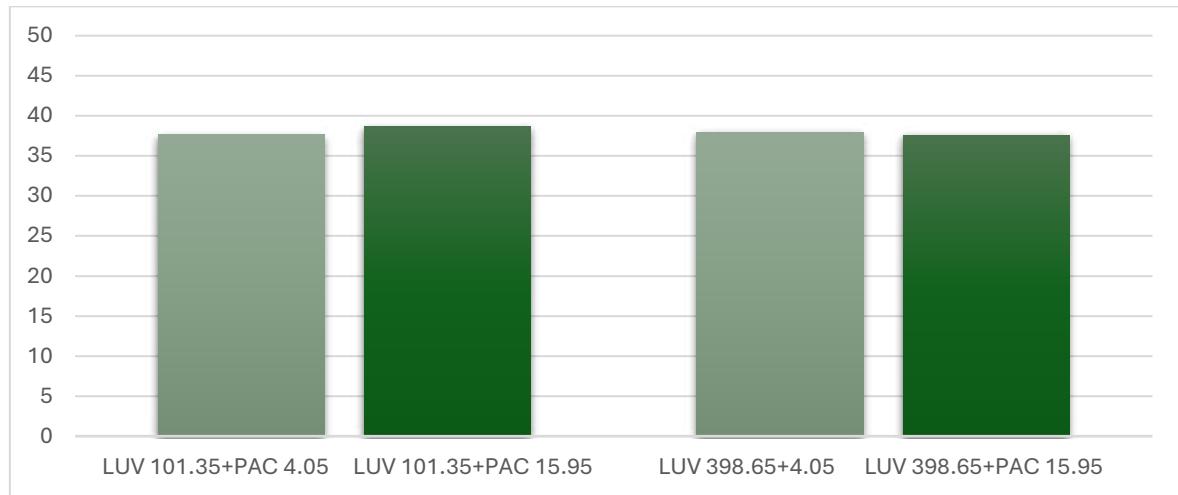
Figura 17 - Gráfico % remoção de STX Extracelular no tempo 2,83 h.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

A remoção da STX extracelular apresentou uma estabilização entre 35% e 40%, independentemente da dosagem de PAC e da concentração de LUV.

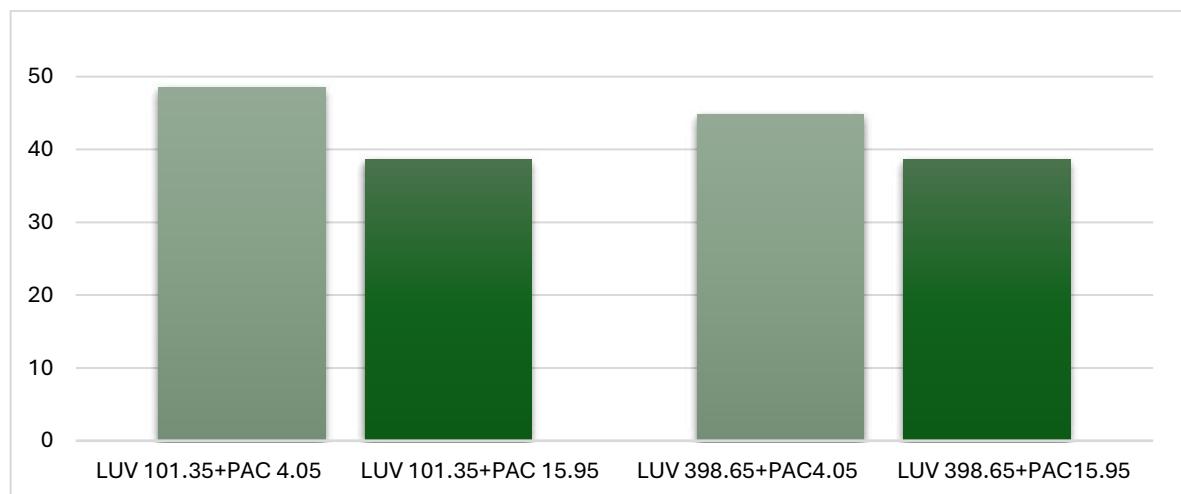
Figura 18 - Gráfico % remoção de STX Extracelular no tempo 9,67 h.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

A remoção de STX Total (Figura 19), apresentou um comportamento inesperado. O aumento da dosagem de PAC de $4,05 \text{ mg Al.L}^{-1}$ para $15,95 \text{ mg Al.L}^{-1}$ reduziu a eficiência de remoção, contrariando o esperado para sistemas de coagulação e adsorção.

Figura 19 - Gráfico % remoção de STX Total no tempo 2,83 h.



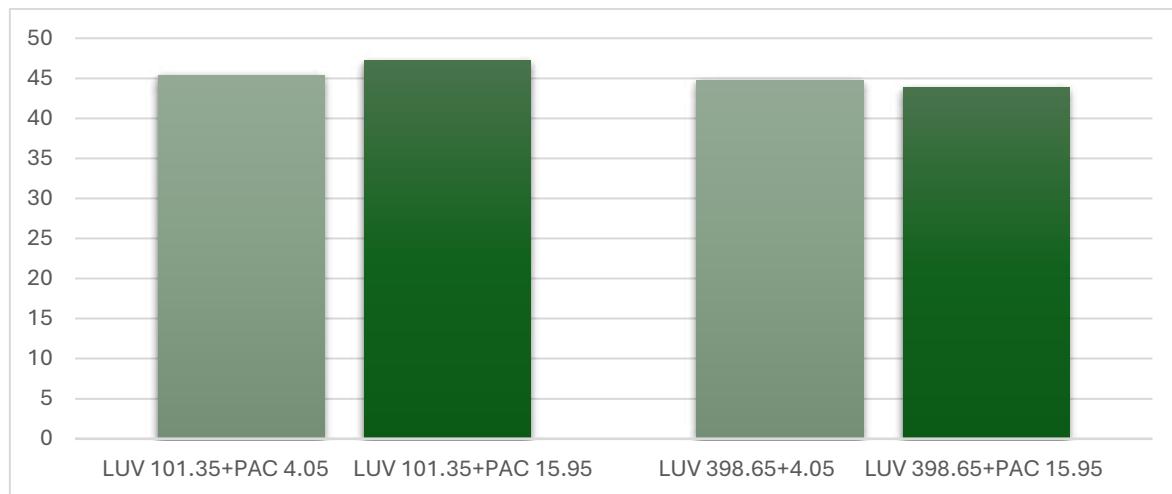
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

A remoção de STX Total atingiu aproximadamente 45%, com uma tendência de equalização entre as diferentes concentrações de PAC e LUV testadas. Isso indica que, apesar

das variações nas dosagens, a remoção se estabiliza ao longo do tempo.

O gráfico mostra que, após 9,67 h (Figura 20), a eficiência não se altera significativamente entre as condições testadas, sugerindo que a remoção é influenciada pelo tempo de contato, mas atinge um limite máximo.

Figura 20 - Gráfico % remoção de STX Total no tempo 9,67 h.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

5 DISCUSSÃO

5.1 Clorofila-a

A dosagem de LUV de $101,34 \text{ mg.L}^{-1}$ foi eficaz nos tempos analisados (2,83 e 9,67 horas), com tendência de maior remoção conforme a dosagem de PAC aumentava. Esse comportamento sugere que o PAC desempenha um papel essencial no processo, promovendo a formação de flocos mais densos e estáveis, conforme indicado por Zhou et al. (2015) e Henderson et al. (2008). A interação entre PAC e LUV reforça achados de Pan et al. (2006), que demonstraram que materiais inertes potencializam a coagulação e sedimentação de cianobactérias.

A Figura 10 demonstra que a combinação de PAC e LUV resultou em remoção significativamente superior em comparação à aplicação isolada de cada componente, evidenciando o efeito sinérgico da técnica Flock and Sink (Zhou et al., 2015). Entretanto, para altas dosagens de LUV ($398,95 \text{ mg.L}^{-1}$), o aumento do tempo de sedimentação não melhorou a eficiência de remoção, sugerindo que o sistema atingiu um ponto de equilíbrio (Lin et al., 2014). Já para dosagens menores ($101,35 \text{ mg.L}^{-1}$), um tempo prolongado favoreceu a remoção, possivelmente devido à necessidade de sedimentação de partículas menores (Pan et al., 2006).

5.2 Turbidez

Assim como na clorofila-a um efeito sinérgico entre PAC e LUV é observado, alinhando-se aos achados de Bartrand et al. (2014), que relataram que materiais inertes podem melhorar a sedimentação de partículas finas. No entanto, a dosagem de 10 mg Al L^{-1} PAC + 500 mg.L^{-1} LUV resultou em maior turbidez residual do que a aplicação isolada de PAC, um efeito também descrito por Wang et al. (2013), sugerindo que o excesso de partículas inertes pode dificultar a sedimentação.

5.3 Cor verdadeira

O PAC demonstrou ser o principal responsável pela remoção da cor verdadeira, atingindo mais de 70% em 2,83 horas, enquanto o LUV, quando aplicado isoladamente, teve efeito pouco significativo. Como a cor verdadeira está relacionada à presença de material dissolvido, sugere-se que o LUV tem capacidade limitada nesse processo.

Com o tempo, a eficiência da remoção manteve-se estável para a dosagem de PAC de 15,85 mg Al L⁻¹, independentemente da adição de LUV, enquanto para 4,05 mg Al L⁻¹, a influência do LUV tornou-se mais evidente. Dosagens intermediárias de LUV favoreceram a remoção, enquanto dosagens muito baixas reduziram a eficiência, possivelmente devido à influência na formação dos flocos (Bian et al., 2020; Lin et al., 2018). As combinações de PAC e LUV apresentaram interações complexas. Estudos prévios também indicam que a adição excessiva de materiais de lastro pode gerar efeitos adversos, como o aumento da dispersão de partículas e a redução da eficiência do processo (Deng et al., 2019).

5.4 STX total e extracelular

A remoção da STX total e extracelular, varia de acordo com a dosagem de PAC e LUV, mas atinge um limite de eficiência ao longo do tempo. Observou-se que nas condições testadas foram obtidos valores muito próximos, sugerindo que o processo de remoção supostamente entra em equilíbrio. Os coagulantes de polialumínio, especialmente o PAC, são amplamente empregados no tratamento de água devido às suas vantagens, como a formação eficiente de flocos, baixos teores de alumínio residual e sua eficácia em uma ampla faixa de pH (Delgado et al., 2003; Gebbie, 2001; Pinheiro et al., 2024). A escolha da dosagem de PAC também é um fator crítico, uma vez que dosagens elevadas podem levar à lise celular e à liberação de toxinas na coluna d'água. Estudos como o de Miranda et al. (2017) demonstraram que a dosagem de 4 mg Al.L⁻¹ preservou a integridade celular de *Raphidiopsis raciborskii*, enquanto doses superiores (16 e 32 mg Al.L⁻¹) resultaram em lise celular. Isso também é consistente com os achados de Pivokonsky et al. (2006), que indicaram que altas concentrações de coagulantes podem desestabilizar as membranas celulares das cianobactérias. Os tratamentos não causaram aumento nas cianotoxinas, sugerindo que não houve lise celular. No tempo de 2,83 horas, observou-se que a maior dosagem de PAC (15,95 mg Al.L⁻¹) reduziu a eficiência de remoção em comparação à dosagem mais baixa (4,05 mg Al.L⁻¹), sugerindo que um excesso de coagulante pode ter comprometido a estabilidade dos flocos além da adsorção da toxina. De acordo com estudos sobre coagulação em sistemas aquáticos, esse comportamento pode estar relacionado à reestabilização coloidal e à competição por sítios de adsorção, fenômenos que ocorrem quando há um excesso de coagulante no meio, o que reduz a eficiência do processo (Xu et al., 2021).

A remoção da STX extracelular estabilizou-se entre 35% e 40% após 9,67 horas, independentemente das concentrações de PAC e LUV, indicando que a fração dissolvida não é

completamente removida pelo processo de coagulação. Segundo Li et al. (2023), a coagulação é mais eficiente na remoção de toxinas intracelulares, pois estas ficam retidas nos flocos, enquanto a fração extracelular permanece na fase líquida. É fundamental avaliar as proporções das frações extra e intracelulares de cianotoxinas ao aplicar a técnica *Flock and Sink* na restauração de reservatórios eutróficos. Embora essa abordagem seja eficaz na remoção de cianobactérias e toxinas intracelulares, a permanência da fração extracelular pode resultar em altas concentrações de cianotoxinas dissolvidas, comprometendo a qualidade da água (Lucena-Silva et al., 2019). Estudos indicam que o prolongamento do tempo de sedimentação nem sempre melhora a remoção de cianotoxinas (Wang et al., 2023), reforçando a necessidade de estratégias complementares, como carvão ativado ou processos de oxidação avançada, para remover a fração dissolvida (Yang et al., 2023).

A partir desses achados, conclui-se que o PAC foi o principal responsável pela remoção de cianobactérias, enquanto o LUV teve uma influência limitada, possivelmente devido à sua baixa capacidade de adsorção de matéria dissolvida e sua interferência em determinadas dosagens. O comportamento observado está alinhado com estudos sobre remoção de cianobactérias utilizando a técnica *Flock and Sink*, que destacam a importância da escolha adequada dos coagulantes e materiais de lastro para maximizar a eficiência do tratamento (Newcombe et al., 2010; Xiao et al., 2018).

6 CONCLUSÃO

O presente estudo avaliou a viabilidade da combinação de argilominerais e coagulantes à base de alumínio, especificamente o PAC, na remoção de células de *Raphidiopsis raciborskii* e saxitoxinas (STX) dissolvidas em águas naturais. Os resultados indicaram que a técnica Flock and Sink pode ser uma alternativa promissora para reduzir a presença dessas cianobactérias e suas toxinas na coluna d'água.

A remoção de clorofila-a, turbidez e cor verdadeira variou conforme a dosagem aplicada, com indicações de que a combinação de PAC e argilominerais favorece a sedimentação das células. No entanto, observou-se que concentrações elevadas podem comprometer a estabilidade dos flocos e a adsorção das toxinas, ressaltando a importância da definição de parâmetros ótimos para o processo.

A adsorção de STX mostrou que a fração extracelular da toxina pode não ser completamente removida, sugerindo a necessidade de estudos complementares para avaliar possíveis estratégias adicionais de tratamento. Além disso, os dados sugerem que, sob determinadas condições, a STX retida nos flocos pode não ser dessorvida em curto prazo, mas investigações mais aprofundadas são necessárias para compreender a estabilidade dessa remoção ao longo do tempo.

Diante desses achados, conclui-se que a técnica *Flock and Sink* apresenta potencial para o controle de florações de *R. raciborskii* e a remoção de STX, mas estudos adicionais são necessários para otimizar as condições do processo e avaliar sua aplicação em larga escala. Assim, este estudo contribui para a compreensão dos fatores que influenciam a remoção de cianobactérias e toxinas, fornecendo subsídios para o aprimoramento de estratégias de tratamento de água em ambientes eutrofizados.

REFERÊNCIAS

- AMORIM, F. F. Remoção dos contaminantes orgânicos β-estradiol e saxitoxinas (stx, neo-stx e dc-stx) por meio de nanofiltração:avaliação em escala de bancada.** 2007. 133 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade Tecnológica, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.
- APHA. Standard Methods for the examination of water & wastewater. 22nd edition.** 2012
- AYELE, Hailu Sheferaw; ATLABACHEW, Minaleshewa.** **Review of characterization, factors, impacts, and solutions of lake eutrophication: lesson for Lake Tana, Ethiopia.** Environmental Science and Pollution Research, v. 28, n. 12, p. 14233–14252, 2021.
- AZEVEDO, S. M. F. O.; BRANDÃO, C. C. S.** **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano.** FUNASA/MS, Brasília, p. 56, 2003.
- AZEVEDO, S. M. F. O.** **Toxic cyanobacteria and the Caruaru tragedy.** In: IV Symposium of Brazilian Society of Toxicology. Recife: Brazilian Society of Toxicology, 1996. 83 p.
- AZEVEDO, S. M. F. O.** **Toxinas de cianobactérias: causas e consequências para a saúde pública.** Medicina On line – Revista Virtual de Medicina, v. 1, n. 3, 1998.
- BARROS, Mário Ubirajara Gonçalves.** **Prospecção de *Cylindrospermopsis raciborskii* em reservatórios no Ceará e efeitos da depleção de nutrientes na sua concentração celular.** 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.
- BARTRAND, T. A. et al.** **Effect of ballast materials on cyanobacterial cell removal in coagulation-sedimentation processes.** *Water Research*, v. 54, p. 118-126, 2014.
- BIAN, W. et al.** **Removal of cyanobacteria and microcystins by coagulation–flocculation: A review of influential factors, removal efficiency, and mechanisms.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 389, p. 121940, 2020.
- BRASIL. Ministério da Saúde.** **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021.** Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 7 maio 2021.
- CAMPBELL, D.T.; HILLE, B;** **Kinetic and pharmacological properties of the sodium channel of frog skeletal muscle,** J. Gen. Physiol. 67 p. 309–323, 1976.
- CARMICHAEL, W. W.** **Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins.** *Journal of Applied Bacteriology*, v. 72, p. 445-459, 1
- CARMICHAEL, W. W. et al.** **Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins.** *Environmental Health Perspectives*, v. 109, n. 7, p. 663–668, 2001.
- CHELLAPPA, Naithirithi T.; COSTA, Maria Aliete Medeiros.** **Dominant and co-existing**

species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. *Acta Oecologica*, v. 24, p. S3-S10, 2003.

COOKE, G. D.; WELCH, E. B.; PETERSON, S. A.; NICHOLS, S. A. **Restoration and Management of Lakes and Reservoirs.** 3. ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 2005. 613 p.

CORAL, Lucila Adriani. **Remoção de cianobactérias e cianotoxinas em águas de abastecimento pela associação de flotação por ar dissolvido e nanofiltração.** 2009. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2009.

DE LUCENA-SILVA, Daniely et al. **Removal efficiency of phosphorus, cyanobacteria and cyanotoxins by the “flock & sink” mitigation technique in semi-arid eutrophic waters.** *Water research*, v. 159, p. 262-273, 2019.

DÉBORA, Heloísa Xavier Silva. **Controle do fósforo em reservatório eutrofizado no semiárido: experimento em microescala com a técnica "flock & lock".** 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

DELGADO, S.; DIAZ, F.; GARCIA, D.; OTERO, N. **Comportamento de coagulantes inorgânicos em efluentes secundários de uma estação de tratamento de águas residuais convencional.** *Filtration & Separation*, v. 40, p. 42-46, 2003.

DENG, J. et al. **Optimization and performance of ballast-enhanced coagulation for cyanobacteria-laden water treatment.** *Environmental Science & Technology*, v. 53, n. 5, p. 2802-2810, 2019.

D'HAESE, P. C. et al. **Human health risk associated with the management of phosphorus in freshwater using lanthanum and aluminium.** *Chemosphere*, v. 286, p. 299, 2019.

DITTMANN, Elke; WIEGAND, Claudia. **Cyanobacterial toxins--occurrence, biosynthesis and impact on human affairs.** *Molecular Nutrition & Food Research*, v. 50, n. 1, p. 7–17, 2006.

DOS SANTOS-SILVA, Ranielle Daiana et al. **Unveiling the link between *Raphidiopsis raciborskii* blooms and saxitoxin levels: Evaluating water quality in tropical reservoirs, Brazil.** *Environmental Pollution*, v. 344, p. 123401, 2024.

DOWNING, J. A. **Limnology and oceanography: two estranged twins reuniting by global change.** *Inland Waters*, v. 4, n. 2, p. 215–232, 2014.

EDZWALD, J. K.; BECKER, W. C.; WATTIER, K. L. **Parâmetros substitutos para monitoramento de matéria orgânica e precursores de THM.** *Journal of the American Water Works Association*, v. 77, p. 122-131, 1985. DOI: 10.1002/j.1551-8833.1985.tb05521.x.

GEBBIE, P. **Utilização de coagulantes de polialumínio no tratamento de água.** In: 64º Annual Water Industry Engineering & Operations Conference, v. 5, p. 39-47, 2001.

HENDERSON, R. K. et al. **Comparison of coagulation techniques for the removal of**

cyanobacterial cells. *Water Science & Technology*, v. 58, n. 9, p. 1777-1784, 2008.

HERMEL, A. V. B. **Análise da lise de células de *Microcystis aeruginosa* e de *Cylindrospermopsis raciborskii* e da liberação e degradação de cianobactérias em função 72 do tempo de armazenamento do lodo em decantadores.** 2010. 118 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília - DF, 2010.

HUISMAN, J.; CODD, G. A.; PAERL, H. W. et al. **Cyanobacterial blooms.** *Nature Reviews Microbiology*, v. 16, p. 471–483, 2018.

JIANG, J. Q.; GRAHAM, N. J. D. **Pre-polymerised inorganic coagulants and phosphorus removal by coagulation - A review.** *Water SA*, v. 24, n. 3, p. 237–244, 1998.

JOCHIMSEN, E. M.; CARMICHAEL, W. W.; An, J.; CARDOSO, D. M.; COOKSON, S. T.; HOLMES, C. E. M.; ANTUNES, B. C.; MELO FILHO, D. A.; LYRA, T. M.; BARRETO, V. S. T.; AZEVEDO, S. M. F. O; JARVIS, W. R. **Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil.** *The New England Journal of Medicine*, v. 338, n.13, p. 873-878, 1998.

KAEBERNICK M.; NEILAN B.A. **Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production,** *FEMS Microbiol. Ecol.* 35, p. 1–9, 2001.

KHAN, M N.; MOHAMMAD, F. 2014a. **Eutrophication: challenges and solutions.** In: A ANSARI, Abid; GILL, Sarvajeet Singh. *Eutrophication: causes, consequences and control.* Nova York: Springer, p. 1-17.

L. R.; SOUZA R. C. R. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras.** Rio de Janeiro: Interciênciac; 2006. 5

LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P.A.; ANDRINOLO, D.; AZEVEDO, S.M.F.O., OSHIMA, Y. **The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil.** *Toxicon*, v. 37, p.1359-1373, 1999.

LAWRENCE, J. F.; NIEDZWIADEK, B. **Quantative Determination of Paralytic Shellfish Poisoning Toxins in Shellfish by Using Prechromatographic Oxidation and Liquid Chromatography with Fluorescence Detection.** *Journal of AOAC International*, v.84, n. 4, p. 1099-1108, 2001.

LI, J.; WANG, X.; ZHOU, Q.; LIU, Y. **Removal of extracellular and intracellular microcystin-LR by coagulation: significance of zeta potential and size distribution.** *Journal of Environmental Sciences*, v. 125, p. 789-798, 2023.

LI, X. et al. **Ballasted flocculation for enhanced cyanobacterial removal: Effects of ballast type and mechanism exploration.** *Water Research*, v. 174, p. 115628, 2020.

LIN, H. et al. **Ballasted flocculation for cyanobacteria removal: Influence of ballast type and coagulant dose.** *Environmental Technology*, v. 39, p. 2145-2154, 2018.

LIN, T. F. et al. **Investigating the removal of cyanobacteria and their toxins using a combination of coagulation and ballast media.** *Water Research*, v. 56, p. 271-283, 2014.

LOPES, Ismael Keslley Carloto. **Identificação de cianobactérias produtoras de saxitoxinas em reservatório de usos múltiplos no semiárido cearense.** 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

LÜRLING, M.; KANG, L.; MUCCI, M.; VAN OOSTERHOUT, F.; NOYMA, N. P.; MIRANDA, M.; HUSZAR, V. L. M.; WAAJEN, G.; MARINHO, M. M. **Coagulação e precipitação de florações de cianobactérias.** *Ecological Engineering*, v. 158, 2020. Artigo 106032. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2020.106032.

LÜRLING, M.; NOYMA, N. P.; MAGALHÃES, L. de; MIRANDA, M.; MUCCI, M.; VAN OOSTERHOUT, F.; HUSZAR, V. L. M.; MARINHO, M. M. **Avaliação crítica da quitosana como coagulante para remoção de cianobactérias.** *Harmful Algae*, v. 66, p. 1-12, 2017. DOI: 10.1016/j.hal.2017.04.011.

LÜRLING, M.; VAN OOSTERHOUT, F. **Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation.** *Water Research*, v. 47, p. 6527–6537, 2013.

MARQUES, Laísa Corrêa Braga et al. **Taxonomy and nitrogen fixation in *Raphidiopsis raciborskii* (Woloszynska)** Aguilera, Berrendero Gómez, Kastovsky, Echenique & Salerno. 2020.

MIRANDA, M. et al. **A eficiência do coagulante e do lastro combinados para remover florações de cianobactérias prejudiciais em um sistema tropical raso.** *Algas Nocivas*, v. 65, p. 27-39, 2017.

MUCCI, Maíra et al. **Chitosan as a coagulant to remove cyanobacteria can cause microcystin release.** *Toxins*, v. 12, n. 11, p. 711, 2020. DOI: 10.3390/toxins12110711.

NEWCOLBE, G. et al. **Removal of cyanobacterial toxins by coagulation and sedimentation.** *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, v. 59, p. 1-13, 2010.

NOYMA, N. P.; MAGALHÃES, L.; FURTADO, L. L.; MUCCI, M.; VAN OOSTERHOUT, F.; HUSZAR, V. L. M.; MARINHO, M. M.; LÜRLING, M. **Controle de florações de cianobactérias por meio de flocação e sedimentação eficazes com uso combinado de floculantes e solo natural adsorvente de fósforo e argila modificada.** *Water Research*, v. 97, p. 26-38, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2015.11.057.

NOYMA, Natalia P. et al. **Coagulant plus ballast technique provides a rapid mitigation of cyanobacterial nuisance.** *PLOS ONE*, 9 jun. 2017.

NOYMA, Natalia Pessoa et al. **Controlling cyanobacterial blooms through effective flocculation and sedimentation with combined use of flocculants and phosphorus adsorbing natural soil and modified clay.** *Water Research*, v. 97, p. 26-38, 2016.

PADISÀK, J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raja, an

expanding highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 107, p. 563-593, 1997.

PAERL, H. W.; HUISMAN, J. **Mudanças climáticas: um catalisador para a expansão global de florações de cianobactérias nocivas.** Environmental Microbiology Reports, v. 1, p. 27-37, 2009. DOI: 10.1111/j.1758-2229.2008.00004. x.

PAN, G. et al. **Removal of cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils.** *Environmental Pollution*, v. 141, n. 2, p. 206-212, 2006.

PEREZ, D. V.; DE CAMPOS, D. V. B.; TEIXEIRA, P. C. **Ponto de carga zero (PCZ).** 2017.

PINHEIRO, Thaís Lopes. **The use of coagulant and natural soil to control cyanobacterial blooms in a tropical reservoir.** *Science of The Total Environment*, 2024.

PIVOKONSKY, M. et al. **Removal of cyanobacteria and microcystins by coagulation/flocculation: Significant factors and kinetics.** *Environmental Science & Technology*, v. 40, p. 7544-7549, 2006.

SAKER, M.L.; NEILAN, B.A. **Varied diazotrophies, morphologies, and toxicities of genetically similar isolates of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyceae) from northern Australia.** *Appl. Environ. Microbiol.* V.67, p.1839–1845, 2001.

SANT'ANNA C. L; AZEVEDO M. T. P.; AGUJARO L. F.; CARVALHO M. C.; CARVALHO L. R.; SOUZA R. C. R. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras.** Rio de Janeiro: Interciência; 2006. 58 p.

SCHINDLER, D. W. **The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes.** *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 279, p. 4322–4333, 2012.

SILVA, Julie da Luz Andrade. **Remoção de cianobactérias por sedimentação após aplicação da técnica "Flock & Sink": estudo em escala laboratorial.** 2019. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

SILVINO, Larissa Sousa. **Validação da metodologia para análise de saxitoxina e dc-saxitoxina em água via derivatização pré-coluna.** 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

STEWART, I.; SEAWRIGHT, A. A.; SHAW, G. R. **Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds – an overview.** In: HUDNELL, H. K. (Ed.). *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*, v. 619, p. 613-637, 2008.

THONGDAM, S.; KUSTER, A. C.; HUSER, B. J.; KUSTER, A. T. **Coagulante de baixa dosagem e lastro de solo local removem eficazmente cianobactérias (*Microcystis*) da água de lagos tropicais sem danificar as células.** *Water (Switzerland)*, v. 13, 2021.

VALÉRIO, Elisabete; CHAVES, Sandra; TENREIRO, Rogério. **Diversity and impact of prokaryotic toxins on aquatic environments: a review.** *Toxins*, v. 2, n. 10, p. 2359-2410, 2010.

VAN APELDOORN, Marian E. et al. **Toxins of cyanobacteria.** Molecular nutrition & food research, v. 51, n. 1, p. 7-60, 2007.

WANG, H. et al. **Influence of ballast type on the efficiency of cyanobacterial removal via ballasted coagulation.** *Separation and Purification Technology*, v. 107, p. 98-105, 2013.

WANG, L.; ZHANG, H.; LIU, J.; CHEN, Y. **Optimization of sedimentation time in coagulation processes for cyanotoxin removal: balancing efficiency and practicality.** *Environmental Technology*, v. 44, n. 10, p. 1234-1245, 2023.

WIESE, M.; D'AGOSTINO, P.M.; MIHALI, T.K.; MOFFITT, M.C.; NEILAN, B.A. **Neurotoxic alkaloids: Saxitoxin and its analogs.** *Marine Drugs*, v. 8, p. 2185-2211, 2010.

XIAO, F. et al. **Cyanobacteria and cyanotoxins in drinking water treatment: A review focusing on coagulation.** *Water Research*, v. 147, p. 373-386, 2018.

XU, H.; ZHANG, Y.; LI, F.; WANG, Y. **Coagulation behavior of polyaluminum chloride: effects of pH and coagulant dosage.** *Water Research*, v. 188, p. 116-456, 2021.

YANG, W.; LI, S.; ZHANG, T.; HUANG, X. **Advanced oxidation processes coupled with activated carbon adsorption for effective removal of extracellular saxitoxin in water treatment.** *Chemosphere*, v. 300, p. 134-147, 2023.

YANG, Yiming et al. **Toxicity-associated changes in the invasive cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in response to nitrogen fluctuations.** *Environmental pollution*, v. 237, p. 1041-1049, 2018.

ZAMYADI, A. et al. **Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking water plant: A monitoring and treatment challenge.** *Water Research*, v. 47, p. 5417-5435, 2013.

ZHOU, Y. et al. **Cyanobacteria removal by ballasted flocculation: Effect of coagulant dose and ballast concentration.** *Water Science & Technology*, v. 71, p. 980-987, 2015.

ZHOU, Y.; WU, F.; DENG, N.; ZHANG, R. **Integrating coagulation with advanced treatment processes for enhanced removal of cyanotoxins: a review.** *Science of the Total Environment*, v. 820, p. 153-230, 2022.