



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA**  
**PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

**AMANDA MYRNA DE MENESES E COSTA**

**MODELANDO AS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE FÓSFORO E CLOROFILA-A  
EM ÁGUAS DE RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO PELA TÉCNICA *FLOC AND  
SINK***

**CAMPINA GRANDE**

**2025**

AMANDA MYRNA DE MENESES E COSTA

**MODELANDO AS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE FÓSFORO E CLOROFILA-A  
EM ÁGUAS DE RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO PELA TÉCNICA *FLOC AND  
SINK***

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ecologia e Conservação.

Linha de pesquisa: Biodiversidade e Conservação em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

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

**Coorientadora:** Dra. Daniely de Lucena-Silva

**CAMPINA GRANDE**

**2025**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto em versão 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.

C837m Costa, Amanda Myrna de Meneses e.

Modelando as eficiências de remoção de fósforo e clorofila-a em águas de reservatórios do semiárido pela técnica *floc and sink* [manuscrito] / Amanda Myrna de Meneses e Costa. - 2024.  
71 f. : il. color.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2024.

"Orientação : Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa, UEPB".

"Coorientação: Prof. Dra. Daniely de Lucena Silva, Departamento de biologia".

1. Mitigação da eutrofização. 2. Fatores ambientais. 3. Regressão Linear Múltipla. I. Título

21. ed. CDD 577

AMANDA MYRNA DE MENESES E COSTA

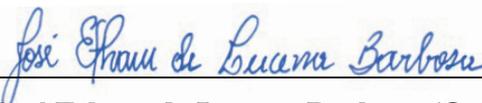
**MODELANDO AS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE FÓSFORO E CLOROFILA-A  
EM ÁGUAS DE RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO COM A UTILIZAÇÃO DE  
MATERIAIS DA TÉCNICA *FLOC AND SINK***

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ecologia e Conservação.

Linha de pesquisa: Biodiversidade e Conservação em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

Aprovada em: 03 / 02 / 2025

**BANCA EXAMINADORA**



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



**Dra. Daniely de Lucena-Silva (Coorientadora)**  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



**Prof. Dra. Juliana dos Santos Severiano**  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



**Prof. Dra. Marcela Aparecida Campos Neves Miranda**  
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)

Aos meus pais e todos àqueles que me apoiaram, dedico.

## AGRADECIMENTOS

À Deus, por sempre me dar forças para continuar.

Aos meus pais, por nunca deixarem de me dar apoio e sempre estarem comigo nos momentos mais difíceis, seja do curso ou da vida, e por me fazerem insistir quando necessário.

À Fernando, que esteve ao meu lado desde o início da jornada da pós-graduação e sem o qual eu não poderia ter realizado metade dos feitos desse período de dois anos.

À Manu, Dayrla, Camila, Beth, Regina, Felipe e todos que se fizeram presente durante essa caminhada e dividimos momentos e risadas, por todo conhecimento compartilhado e apoio emocional que talvez vocês nem saibam que me deram.

À Andreza, Filipe, Lucy e Rafael, que permanecem desde o ensino médio e me permitem crescer junto a eles (e agora Rita e Juliana).

Ao meu orientador, professor José Etham de Lucena Barbosa, que me guiou na elaboração desse trabalho, sempre disponível para responder minhas dúvidas.

À minha coorientadora, Dra. Daniely de Lucena-Silva, que pegou na minha mão e me ajudou a desvendar as minúcias desse tema e que hoje, se tornou uma amiga.

Aos membros da banca examinadora, que lançaram luz sobre alguns pontos importantes dessa pesquisa.

Ao Leaq e toda sua equipe, que me deram suporte na realização dos experimentos em laboratório. Sem eles, não teria sido possível a realização dos experimentos.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

## RESUMO

Diversas técnicas têm sido desenvolvidas com o objetivo de mitigar a eutrofização através do controle de nutrientes. A técnica *Floc and Sink* é utilizada para remover o fósforo na coluna d'água através de floculação e sedimentação a partir da utilização de coagulantes e compostos adsorventes de fósforo. Características das águas dos reservatórios eutrofizados, como o pH e substâncias húmicas, podem afetar negativamente o desempenho dos materiais dessa técnica. Modelos para avaliar as causas e efeitos da eutrofização também têm sido desenvolvidos, se tornando uma ferramenta na gestão da eutrofização. Com base nisso, o presente estudo objetivou avaliar a interferência de fatores físicos, químicos e biológicos das águas de reservatórios eutrofizados do semiárido na eficiência da técnica *Floc and Sink*. A hipótese levantada foi que características como pH, alcalinidade e a morfologia da cianobactéria dominante, interferem na ação do coagulante PAC e da argila BML, sendo possível modelar essas relações. Para testar essa hipótese, foram realizadas amostragens em 5 pontos de quatro reservatórios eutrofizados do semiárido, para caracterização quanto às condições físicas, químicas e biológicas (temperatura, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, turbidez, cor verdadeira e aparente, fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (PSR), pH, ORP, alcalinidade, clorofila-a e densidade de cianobactérias). Foram realizados ensaios de floculação-sedimentação, para análise da eficiência de remoção das formas de fósforo e clorofila-a da coluna d'água. Os tratamentos aplicados foram: PAC (4, 8 e 16 mg Al L<sup>-1</sup>); BML (25, 50 e 100 mg L<sup>-1</sup>); e PAC + BML. Para a construção dos modelos foram consideradas como variáveis explicativas as condições físicas, químicas e biológicas, e como variáveis resposta, as eficiências de remoção de fósforo e clorofila-a. Como resultado, os modelos construídos possuíram R<sup>2</sup> mínimo de 0,39, p < 0,001 e intervalo de confiança de 95%, definindo pH, ORP, turbidez e OD como as variáveis que afetaram significativamente o desempenho dos tratamentos. Valores de pH acima de 7,3 podem influenciar negativamente a ação dos materiais, bem como ORP superior a 270 mV, contudo a turbidez no intervalo entre 5 e 18 NTU favoreceu a aplicação dos materiais combinados. Percebeu-se ainda similaridades entre as eficiências de remoção de fósforo e clorofila-a dos tratamentos PAC e PAC+BML, indicando que a aplicação do PAC é mais viável economicamente. Os resultados desse estudo oferecem suporte técnico-científico para as políticas de gestão de recursos hídricos.

**Palavras-chave:** mitigação da eutrofização; fatores ambientais; Regressão Linear Múltipla.

## ABSTRACT

Various techniques have been developed with the aim of mitigating eutrophication by controlling nutrients. The Floc and Sink technique is used to remove phosphorus in the water column through flocculation and sedimentation using coagulants and phosphorus adsorbing compounds. Characteristics of eutrophied reservoir water, such as pH and humic substances, can negatively affect the performance of the materials used in this technique. Models to evaluate the causes and effects of eutrophication have also been developed, becoming a tool in eutrophication management. Based on this, this study aimed to evaluate the interference of physical, chemical and biological factors in the waters of eutrophied reservoirs in the semi-arid region on the efficiency of the Floc and Sink technique. The hypothesis was that characteristics such as pH, alkalinity and the morphology of the dominant cyanobacterium interfere with the action of the coagulant PAC and BML clay, and that it is possible to model these relationships. To test this hypothesis, samples were taken at 5 points in four eutrophied reservoirs in the semi-arid region to characterize the physical, chemical and biological conditions (temperature, electrical conductivity, total dissolved solids, dissolved oxygen, turbidity, true and apparent color, total phosphorus (TP), soluble reactive phosphorus (SRP), pH, ORP, alkalinity, chlorophyll-a and cyanobacteria density). Flocculation-sedimentation tests were carried out to analyze the removal efficiency of phosphorus and chlorophyll-a from the water column. The treatments applied were: PAC (4, 8 and 16 mg Al L<sup>-1</sup>); BML (25, 50 and 100 mg L<sup>-1</sup>); and PAC + BML. The explanatory variables used to build the models were the physical, chemical and biological conditions, and the response variables were the phosphorus and chlorophyll-a removal efficiencies. As a result, the models built had a minimum R<sup>2</sup> of 0.39, p < 0.001 and a 95% confidence interval, defining pH, ORP, turbidity and DO as the variables that significantly affected the performance of the treatments. pH values above 7.3 can negatively influence the action of the materials, as well as ORP above 270 mV, but turbidity in the range between 5 and 18 NTU favored the application of the combined materials. There were also similarities between the phosphorus and chlorophyll-a removal efficiencies of the PAC and PAC+BML treatments, indicating that the application of PAC is more economically viable. The results of this study provide technical and scientific support for water resource management policies.

**Keywords:** eutrophication mitigation; environmental factors; Multiple Linear Regression.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1 – Localização dos pontos de coleta. ....</b>	<b>26</b>
<b>Figura 2 – Esquema experimental das Etapas 1: Amostragem e caracterização das águas dos reservatórios e 2: Ensaio de coagulação-floculação .....</b>	<b>30</b>
<b>Figura 3 – Construção dos modelos de Regressão Linear Múltipla. ....</b>	<b>32</b>
<b>Figura 4. Eficiências de remoção acumulada (%) de PT e o pH (a), PSR (b) e clorofila-a (c) nos tratamentos aplicados (n=3) .....</b>	<b>38</b>
<b>Figura 5 – Análise de Componentes Principais (ACP) para as variáveis de caracterização dos reservatórios .....</b>	<b>40</b>
<b>Figura 6 – Valores de eficiências de remoção de (a) fósforo total (PT), (b) fósforo solúvel reativo (PSR) e (c) clorofila-a preditos pelos modelos versus valores de eficiências de remoção obtidos nos ensaios de floculação-sedimentação após a aplicação do coagulante policloreto de alumínio (PAC) .....</b>	<b>42</b>
<b>Figura 7 – Valores de eficiências de remoção de (a) PT, (b) PSR e (c) clorofila-a preditos pelos modelos versus valores de eficiências de remoção obtidos nos ensaios de floculação-sedimentação após a aplicação da argila BML .....</b>	<b>43</b>
<b>Figura 8 – Valores de eficiências de remoção de (a) PT, (b) PSR e (c) clorofila-a preditos pelos modelos versus valores de eficiências de remoção obtidos nos ensaios de floculação-sedimentação após a aplicação da combinação PAC+BML .....</b>	<b>44</b>
<b>Figura 9 – Efeito do pH sobre as eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a (Clo-a) com as aplicações de (a) PAC, (b) BML e (c) PAC+BML .....</b>	<b>45</b>
<b>Figura 10 – Efeito do potencial redox (ORP) sobre as eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a (Clo-a) com as aplicações de (a) PAC, (b) BML e (c) PAC+BML .....</b>	<b>46</b>
<b>Figura 11– Efeito da turbidez sobre as eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a (Clo-a) com as aplicações de (a) BML e (b) PAC+BML .....</b>	<b>47</b>
<b>Figura 12 – Efeito do oxigênio dissolvido (OD) sobre as eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a (Clo-a) com as aplicações de (a) PAC, (b) BML e (c) PAC+BML .....</b>	<b>48</b>

## LISTA DE EQUAÇÕES

<b>Equação 1. Cálculo do IET a partir das concentrações de fósforo total segundo Carlson (1977) modificado por Lamparelli et al. (2004) .....</b>	<b>27</b>
<b>Equação 2. Cálculo do IET a partir das concentrações de clorofila-a segundo Carlson (1977) modificado por Lamparelli et al. (2004) .....</b>	<b>27</b>
<b>Equação 3. Cálculo do IET segundo Carlson (1977) modificado por Lamparelli et al. (2004) .....</b>	<b>27</b>
<b>Equação 4 – Fórmula para cálculo das eficiências de remoção. ....</b>	<b>30</b>
<b>Equação 5 – Cálculo do tamanho do efeito (f de Cohen) de variáveis de um modelo de Regressão Linear Múltipla .....</b>	<b>33</b>

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1 – Índices de Estado Trófico (IET) dos reservatórios selecionados .....</b>	<b>27</b>
--	-----------

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1 – Variáveis físicas, químicas e biológicas das águas dos reservatórios .....</b>	<b>34</b>
<b>Tabela 2 – Espécies de cianobactérias identificadas nos reservatórios amostrados .....</b>	<b>36</b>
<b>Tabela 3 – Resultados de ANOVA de três vias testando a eficiência de coagulante e argila na remoção de fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (PSR) e clorofila-a da superfície da água e monitoramento do pH. ....</b>	<b>39</b>
<b>Tabela 4 – Ajuste e estatística dos modelos de Regressão Linear Múltipla das eficiências de remoção de fósforo total (PT); fósforo solúvel reativo (PSR); e clorofila-a (aplicação do cloreto de polialumínio: PAC) .....</b>	<b>41</b>
<b>Tabela 5 – Ajuste e estatística dos modelos de Regressão Linear Múltipla das eficiências de remoção de fósforo total (PT); fósforo solúvel reativo (PSR); e clorofila-a (aplicação da bentonita modificada com lantânio: BML) .....</b>	<b>42</b>
<b>Tabela 6 – Ajuste e estatística dos modelos de Regressão Linear Múltipla das eficiências de remoção de fósforo total (PT); fósforo solúvel reativo (PSR); e clorofila-a (aplicação do cloreto de polialumínio e bentonita modificada com lantânio: PAC+BML) .....</b>	<b>44</b>
<b>Tabela 7 – Eficiências de remoções de fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (PSR) e clorofila-a, e pH nos reservatórios avaliados (n=3) .....</b>	<b>71</b>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>12</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>16</b>
	<b>ARTIGO I .....</b>	<b>22</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>23</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>25</b>
<b>2.1</b>	<b>Etapa 1: Amostragem e caracterização das águas dos reservatórios .....</b>	<b>26</b>
<b>2.1.1</b>	<i>Análises laboratoriais .....</i>	<i>28</i>
<b>2.2</b>	<b>Etapa 2: Ensaio de floculação-sedimentação .....</b>	<b>29</b>
<b>2.2.1</b>	<i>Realização dos ensaios.....</i>	<i>29</i>
<b>2.2.2</b>	<i>Análises laboratoriais .....</i>	<i>30</i>
<b>2.2.3</b>	<i>Cálculo das eficiências de remoção .....</i>	<i>30</i>
<b>2.2.4</b>	<i>Análises estatísticas.....</i>	<i>31</i>
<b>2.3</b>	<b>Etapa 3: Desenvolvimento dos modelos matemáticos .....</b>	<b>31</b>
<b>2.3.1</b>	<i>Análises estatísticas.....</i>	<i>33</i>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS .....</b>	<b>33</b>
<b>3.1</b>	<b>Caracterização das águas dos reservatórios eutrofizados .....</b>	<b>33</b>
<b>3.2</b>	<b>Eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a de águas de reservatórios eutrofizados .....</b>	<b>37</b>
<b>3.3</b>	<b>Relação entre as variáveis físicas, químicas e biológicas dos reservatórios eutrofizados .....</b>	<b>40</b>
<b>3.4</b>	<b>Desenvolvimento dos modelos matemáticos.....</b>	<b>41</b>
<b>3.5</b>	<b>Efeitos das características físicas, químicas e biológicas das águas dos reservatórios sobre a eficiência da técnica <i>Floc and Sink</i> .....</b>	<b>45</b>
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>48</b>
<b>4.1</b>	<b>Interferência de características físicas, químicas e biológicas das águas dos reservatórios eutrofizados sobre a eficácia da técnica <i>Floc and Sink</i> .....</b>	<b>48</b>
<b>4.2</b>	<b>Confiabilidade dos modelos matemáticos preditivos da eficácia da técnica <i>Floc and Sink</i>.....</b>	<b>51</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>52</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>54</b>
	<b>MATERIAL SUPLEMENTAR .....</b>	<b>68</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A eutrofização é definida pelo enriquecimento de corpos d'água por nutrientes, especialmente nitrogênio (N) e fósforo (P), pode ser classificada em natural ou antrópica, com distinções relevantes quanto à origem, velocidade e impacto ecológico. A eutrofização natural é um processo gradual, associado a fatores geológicos e biogeoquímicos, como erosão e decomposição de matéria orgânica, ocorrendo ao longo de milhares de anos e promovendo alterações progressivas no ecossistema (Rast e Thornton, 1996). Em contraste, a eutrofização antrópica resulta de atividades humanas, como o aporte excessivo de nutrientes oriundos de efluentes domésticos, industriais e fertilizantes agrícolas, acelerando o processo de forma significativa (Hwang, 2020). Essa última é marcada por impactos ecológicos severos e intensos, incluindo florações de algas nocivas, hipóxia e redução de biodiversidade de comunidades aquáticas, embora seja potencialmente mitigável por meio de estratégias como o controle das fontes poluidoras e a recuperação ambiental (Liu *et al.*, 2024; Bouriqi *et al.*, 2024, Oliver *et al.*, 2024, Rieman *et al.*, 2016; Lürling e Van Oosterhout, 2013).

As concentrações de nutrientes nos corpos hídricos se mantêm por meio de aportes externos e internos de nutrientes. O aporte externo refere-se à entrada de nutrientes provenientes de fontes exógenas ao sistema aquático, como efluentes domésticos e industriais ricos em nitrogênio e fósforo, escoamento superficial de fertilizantes agrícolas, resíduos gerados por atividades de pecuária e piscicultura, deposição atmosférica de compostos nitrogenados provenientes de emissões antropogênicas e a entrada de partículas oriundas da erosão em áreas desmatadas (Kowalczywska-Madura *et al.*, 2022, Malone e Newton, 2020, Xu *et al.*, 2010). Por outro lado, o aporte interno envolve a liberação de nutrientes acumulados no corpo d'água, como o fósforo retido nos sedimentos, que pode ser liberado na coluna d'água através da decomposição de matéria orgânica acumulada, resultante de florações algais e biomassa de macrófitas aquáticas. Esse aspecto da ciclagem de nutrientes é exacerbado em ambientes que possuem temperaturas elevadas e pouca profundidade, deixando-os mais suscetíveis a ação do vento e a bioturbação (Chen *et al.*, 2024; Cheng *et al.*, 2022). A interação entre fontes externas e internas gera um ciclo de refertilização do sistema, intensificando o processo de eutrofização e seus impactos.

Uma das principais consequências da eutrofização está relacionada ao crescimento exacerbado de florações algais, frequentemente dominadas por cianobactérias, algumas das quais produzem cianotoxinas com efeitos adversos à biota e à saúde humana, sendo letais em alguns casos (Igwaran *et al.*, 2024; Moreira *et al.*, 2021; Jochimsen *et al.*, 1998). Além disso, a decomposição da biomassa gerada consome oxigênio dissolvido na coluna d'água, resultando

em condições de hipóxia ou anoxia, que comprometem a sobrevivência de organismos aeróbicos e ocasionam a morte de indivíduos e simplificação das comunidades biológicas (Hwang, 2020; Wan *et al.*, 2020; Le Moal *et al.*, 2019). Adicionalmente, a degradação da qualidade da água eleva os custos de tratamento para consumo (Von Sperling, 2011). Essas consequências reforçam a urgência de implementar estratégias para mitigar o aporte de nutrientes e minimizar os impactos associados à eutrofização.

Nesse contexto, o campo da geoengenharia visa mitigar efeitos de condições ambientais provocadas por atividades antrópicas através da manipulação de processos naturais e ciclos biogeoquímicos (Keith, 2000). Nos ecossistemas aquáticos, a geoengenharia atua visando, principalmente, o controle da carga interna do fósforo, utilizando tecnologias ou materiais capazes de adsorvê-lo, deixando-o indisponível na coluna d'água, o que resulta em um efeito químico ou ecológico desejado a curto prazo (Shen *et al.*, 2024; Sun *et al.*, 2023; Lucena-Silva *et al.*, 2019; Lürling *et al.*, 2016). O foco das técnicas da geoengenharia estarem relacionado ao controle do P pelo fato desse nutriente ser considerado limitante para o crescimento algal (Tay *et al.*, 2022; Beck e Hall, 2018). Além disso, seu ciclo é mais simples que o do N, pois não possui fase gasosa, e nem existem mecanismos biológicos, como os heterocistos em algumas espécies de cianobactérias, que compensem sua deficiência nos corpos aquáticos (Lovio-Fragoso *et al.*, 2021), portanto, o controle do P é mais eficiente (Hamilton *et al.*, 2016).

Para isso, a técnica *Floc and Sink*, uma ferramenta promissora da geoengenharia, emprega combinações de baixas dosagens de coagulante com materiais adsorventes de fósforo, como solos naturais ou argilas modificadas (Lürling *et al.*, 2020; Miranda *et al.*, 2017, Noyma *et al.*, 2016). Esse processo viabiliza a remoção do fósforo da coluna d'água por meio dos processos de floculação e sedimentação do P e da biomassa algal (Lucena-Silva *et al.*, 2019; Miranda *et al.*, 2017; Noyma *et al.*, 2016).

Entre os coagulantes mais utilizados estão os sais de alumínio (Al) devido suas fortes propriedades de coagulação (Zeng *et al.*, 2023; Huser *et al.*, 2016), pois são capazes de remover o P da água pela adsorção pelos polímeros de Al ( $\text{Al}(\text{OH})_3$  – hidróxido de alumínio) através da precipitação do fosfato de alumínio ( $\text{AlPO}_4$ ) e pelo aprisionamento e sedimentação dos flocos formados (Barros *et al.*, 2024). Porém, ao ser adicionado à água, esses sais liberam íons  $\text{H}^+$ , reduzindo o pH da água, conseqüentemente aumentando sua solubilidade e podendo formar compostos tóxicos como o  $\text{Al}^{3+}$ , que é prejudicial à saúde e capaz de afetar negativamente a respiração e reprodução de diversas espécies aquáticas, ainda que temporariamente (Correia *et al.*, 2021). Como alternativa à essas alterações observadas, principalmente com aplicação de sulfato de alumínio, o policloreto de alumínio (PAC) foi desenvolvido por se tratar de um

coagulante pré-hidrolisado (Kassa *et al.*, 2024) é capaz de atuar em uma ampla faixa de pH, e além disso, apresenta fortes propriedades de coagulação, formando flocos mais densos e menores (Gumińska *et al.*, 2023). Isso reduz a produção de resíduos formados durante o processo de coagulação, composto principalmente por partículas contaminantes e materiais não dissolvidos. Além disso, apresenta melhor custo-benefício em relação a remoção de turbidez e biomassa algal (Nti *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2021).

Já em relação aos materiais adsorventes de P, as argilas modificadas com metais são as mais utilizadas, principalmente a bentonita modificada com lantânio (BML) devido a sua alta afinidade de ligação com o fósforo (Chen *et al.*, 2022; Su *et al.*, 2021; Kurzbaum *et al.*, 2017), uma vez que a presença do lantânio (La) aumenta a área superficial ativa da argila, ampliando sua capacidade de adsorção de íons e moléculas orgânicas (Cao *et al.*, 2023). Ainda possuindo a habilidade de atuar como uma barreira que inativa o P através da formação de rhabdofano ( $\text{LaPO}_4 \cdot n \text{H}_2\text{O}$ ), evitando seu retorno para a coluna d'água (Zhang *et al.*, 2024, Meis *et al.*, 2013). Embora sua capacidade de adsorção seja notável, alguns fatores químicos e físicos dos corpos hídricos podem prejudicar a ligação do lantânio com o fósforo presente na coluna d'água. Zhi *et al.* (2021) testaram a adsorção da BML com e sem a presença de matéria orgânica natural (NOM) em diferentes faixas de pH, obtendo resultados que revelam que a adsorção de fosfatos pela argila modificada foi reduzida com a presença de NOM, bem como em um pH alcalino de 8,5. Além dos ácidos húmicos presentes na NOM, águas com valores elevados de alcalinidade total também afetaram negativamente a adsorção do P pela BML, como verificado por Reitzel *et al.* (2017) em seu estudo analisando águas de 17 reservatórios dinamarqueses a nível de bancada.

Além disso, fatores biológicos, como a morfologia da cianobactéria dominante, podem interferir na eficiência dos materiais técnica *Floc and Sink* (Miranda *et al.*, 2017). Foi observado que *Raphidiopsis raciborskii*, uma espécie filamentosa, apresentou baixa agregação com a BML, devido a composição do polissacarídeo da parede celular da espécie (Araújo *et al.*, 2018). De fato, Lucena-Silva *et al.* (2022) ao analisar as aplicações dos coagulantes PAC, sulfato de alumínio, quitosana isolado e combinados com a bentonita natural ou a BML, constataram que espécies coloniais, como *Aphanocapsa delicatissima*, *Merismopedia glauca* e *Merismopedia tenuissima*, são removidas independentemente do material utilizado, enquanto cianobactérias filamentosas, como *R. raciborskii*, *Geitlerinema amphibium*, *Planktothrix agardhii* e *Pseudanabaena catenata*, sedimentaram somente com a aplicação dos tratamentos PAC e BML.

Diante disso, pesquisas que avaliam o desempenho dos materiais utilizados na técnica *Floc and Sink* enfatizam a importância do entendimento da dinâmica do P e da análise preliminar do ecossistema aquático como fatores essenciais para uma estimativa mais precisa da dosagem a ser aplicada e para a escolha dos materiais mais adequados (Mackay *et al.*, 2014; Zamparas e Zacharias, 2014; Lürling *et al.*, 2016; Copetti *et al.*, 2016). Nessa perspectiva, a modelagem matemática vem sendo aplicada com a finalidade de compreender e controlar os efeitos da eutrofização ao redor do mundo. Na Coreia do Sul, Kim *et al.* (2024) avaliaram as vantagens de se utilizar métodos de *deep learning* para a previsão da ocorrência de cianobactérias no Rio Nakdong afim de melhorar o modelo já existente, que emite alertas em caso de florações intensas, permitindo que as autoridades locais se mobilizem para evitar maiores danos. Da mesma forma, com o objetivo de alcançar uma gestão eficaz referente à eutrofização do lago Tasik Harapan, na Malásia, Tay *et al.* (2022) desenvolveram um modelo considerando a ciclagem interna e o aporte externo de fósforo, além da densidade do fitoplâncton, concluindo que a chave para redução da eutrofização em lagos tropicais rasos seria o controle da ciclagem interna do P. Apesar disso, são escassos os estudos que avaliam de que forma as condições físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos afetam o desempenho dos materiais da técnica *Floc and Sink*,

Portanto, considerando a diversidade de ecossistemas aquáticos e as diferentes respostas às aplicações desses materiais relacionadas a fatores físicos, químicos e biológicos (Lürling *et al.*, 2013; Noyma *et al.*, 2016; Waajen *et al.*, 2016; Araújo *et al.*, 2018), compreender a influência das características inerentes aos reservatórios sobre os materiais utilizados na técnica *Floc and Sink* se faz necessário para a mitigação mais eficiente da eutrofização.

Essa necessidade é particularmente relevante em reservatórios do semiárido brasileiro, que são frequentemente eutrofizados (Lima *et al.*, 2022; Neto *et al.*, 2022) devido aos baixos índices de pluviosidade e temperaturas elevadas comuns da região, além de serem rasos, características que contribuem para a intensificação da eutrofização, como exposto anteriormente. Além disso, possuem características que não favorecem a remoção de P e biomassa algal da coluna d'água pela BML, como águas alcalinas, duras e com níveis elevados de matéria orgânica e nutrientes (Braga *et al.*, 2024; Monicelli *et al.*, 2023; Cunha *et al.*, 2022; Rossiter *et al.*, 2020).

## REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, F.; VAN OOSTERHOUT, F.; BECKER, V.; ATTAYDE, J. L.; LÜRLING, M. Effects of polyaluminum chloride and lanthanum-modified bentonite on the growth rates of three *Cylindrospermopsis raciborskii* strains. **Plos One**, v. 13, n. 4, 2018. DOI: 10.1371/journal.pone.0195359.
- BARROS, I. R.; BENINCÁ, C.; ZANOELO, E. F. Kinetics of the precipitation reaction between aluminium and contaminant orthophosphate ions. **Environmental Technology**, v. 45, n. 21, p. 4266 – 4283, 2023. DOI: 10.1080/09593330.2023.2246643.
- BECK, W. S.; HALL, E. K. Confounding factors in algal phosphorus limitation experiments. **PLoS One**, v. 13 (10), 2018. DOI: 10.1371/journal.pone.0205684.
- BONSDORFF, E. Eutrophication: Early warning signals, ecosystem-level and societal responses, and ways forward. **Ambio**, v. 50, p. 753–758, 2021. DOI: 10.1007/s13280-020-01432-7.
- BOURIQI, A.; OUAZZANI, N.; DELIEGE, J. F. Modeling the Impact of Urban and Industrial Pollution on the Quality of Surface Water in Intermittent Rivers in a Semi-Arid Mediterranean Climate. **Hydrology**, v. 11, 2024. DOI: 10.3390/hydrology11090150.
- BRAGA, B.B.; COSTA, C.A.G.; LIMA, G.D.; LACERDA, C. F.; FOERSTER, S.; BROSINSKY, A.; MEDEIROS, P. H. A. Reuse of sediment as a soil conditioner in a semiarid region dominated by subsistence farming: sediment characterization at the regional scale and effects on maize crop. **Journal of Soils and Sediments**, v. 24, p. 1039–1055, 2024. DOI: 10.1007/s11368-023-03679-5
- CAO, Y.; WANG, Y.; YUE, X.; YUB, C.; LIU, Y. Effect of preparation methods on phosphate removal of lanthanum-modified bentonite. **Desalination and Water Treatment**, v. 297, p. 160–168, 2023. DOI: 10.5004/dwt.2023.29619.
- CHEN, H.; LI, Y.; WU, A.; WANG, Y.; ZHAO, Y.; WANG, G.; HAN, C.; SHEN, Q. Effects of Ecological Water Diversion on Internal Nitrogen and Phosphorus Release in a Typical Small Shallow Lake in China. **Water**, v. 16, 2024. DOI: 10.3390/w16071065.
- CHEN, X.; LIU, L.; YAN, W.; LI, M.; GUO, Z.; LI, Q.; HE, X.; ZHAO, Z.; LIU, R.; ZHANG, S.; HUANG, Y.; JIANG, F. Effect of lanthanum modified bentonite capping on control of sediment phosphorus and tungsten release. **Ecological Engineering**, v. 185, 2022. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2022.106788.
- CHENG, P.; BAO, X.; JIAO, Y.; ZHANG, X.; LI, Q.; GU, S. Evaluation of the Potential Release Risk of Internal N and P from Sediments—A Preliminary Study in Two Freshwater Reservoirs in South China. **Water**, v. 14, 2022. DOI: 10.3390/w14040664.
- 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. **Water research**, v. 97, p. 162-174, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2015.11.056.

CORREIA, T. G.; VIEIRA, V. A. R. O.; NARCIZO, A. M.; ZAMPIERI, R. A.; FLOETER-WINTER, L. M.; MOREIRA, R. G. Endocrine disruption caused by the aquatic exposure to aluminum and manganese in *Astyanax altiparanae* (Teleostei: Characidae) females during the final ovarian maturation. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 249, 2021. DOI: 10.1016/j.cbpc.2021.109132.

CUNHA, M. E.; FILHO, L. C. A. L.; CUNHA, R. R.; RÊGO, L. G. S.; GONDIM, J. E. F.; PORTELA, J. C.; SILVA, C. V. T.; BATISTA, R. O. Influence of land use and occupancy on water quality in a stretch of the Piranhas-Açu semiarid river basin in Brazil. **Social Science Research Network Electronic Journal**, 2022. DOI: 10.2139/ssrn.4029372.

DAI, M.; ZHAO, Y.; CHAI, F.; CHEN, M.; CHEN, N.; CHEN, Y.; CHENG, D.; GAN, J.; GUAN, D.; HONG, Y.; HUANG, J.; LEE, Y.; LEUNG, K. M. Y.; LIM, P. E.; LIN, S.; LIN, X.; LIU, X.; LIU, Z.; LUO, Y-W.; MENG, F.; SANGMANEE, C.; SHEN, Y.; UTHAIPAN, K.; WAN, TALAAT, W. I. A.; WAN, X. S.; WANG, C.; WANG, D.; WANG, G.; WANG, S.; WANG, Y.; WANG, Y.; WANG, Z.; WANG, Z.; XU, Y.; YANG, J-Y. T.; YANG, Y.; YASUHARA, M.; YU, D.; YU, J.; YU, L.; ZHANG, Z.; ZHANG, Z. Persistent eutrophication and hypoxia in the coastal ocean. **Cambridge Prisms: Coastal**, v. 1, 2023. DOI: 10.1017/cft.2023.7.

GUMIŃSKA, J.; KŁOS, M.; GUMIŃSKI, A. Assessment of particle size distribution for polyaluminum chloride-based coagulation–flocculation processes. **Desalination and Water Treatment**, v. 308, p. 90-101, 2023. DOI: 10.5004/dwt.2023.29718.

HAMILTON, D. P.; SALMASO, N.; PAERL, H. W. Mitigating harmful cyanobacterial blooms: strategies for control of nitrogen and phosphorus loads. **Aquatic Ecology**, v. 50, n. 3, p. 351–366, 2016. DOI: 10.1007/s10452-016-9594-z.

HUSER, B. J.; FUTTER, M.; LEE, J. T.; PERNIEL, M. In-lake measures for phosphorus control: The most feasible and cost-effective solution for long-term management of water quality in urban lakes. **Water Research**, v. 97, p. 142-152, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2015.07.036.

HWANG, S.-J. Eutrophication and the Ecological Health Risk. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 17, 2020. DOI: 10.3390/ijerph17176332.

IGWARAN, A.; KAYODE, A. J.; MOLOANTOA, K. M.; KHETSHA, Z. P.; UNUOFIN, J. O. Cyanobacteria harmful algae blooms: causes, impacts, and risk management. **Water Air Soil Pollut**, v. 235, n. 71, 2024. DOI: 10.1007/s11270-023-06782-y.

JOCHIMSEN, E. M.; CARMICHAEL, W. W.; AN, J. S.; CARDO, D. M.; COOKSON, S. T.; HOLMES, C. E.; ANTUNES, M. B.; FILHO, D. A. M.; LYRA, T. M.; BARRETO, V. S.; AZEVEDO, S. M.; JARVIS, W. R. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. **N Engl J Med**, v. 338, n. 13, p. 873-878, 1998. DOI: 10.1056/NEJM199803263381304.

KASSA, A. E.; SHIBESHI, N. T.; TIZAZU, B. Z. Synthesis of polyaluminum chloride: Optimization of process parameters, characterization and performance investigation for water

treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 57, 2024. DOI: 10.1016/j.jwpe.2023.104700.

KOWALCZEWSKA-MADURA, K.; DONDAJEWSKA-PIELKA, R.; GOŁDYN, R. The Assessment of External and Internal Nutrient Loading as a Basis for Lake Management. **Water**, v. 14 (18), 2022. DOI: 10.3390/w14182844.

KIM, J.; KIM, H.; KIM, K.; AHN, J. M. Assessing the Applicability of Deep-Learning Method for Predicting Cyanobacteria in a Regulated River. **Journal of Environmental Engineering**, v. 150, n. 5, 2024. DOI: 10.1061/JOEEDU.EEENG-7427.

KURZBAUM, E.; RAIZNER, Y.; COHEN, O.; RUBINSTEIN, G.; SHALOM, O. B. Lanthanum-modified bentonite: potential for efficient removal of phosphates from fishpond effluents. **Environ Sci Pollut Res**, v. 24, p. 15182–15186, 2017. DOI: 10.1007/s11356-017-9116-0.

LE MOAL, M.; GASCUEL-ODOUX, C.; MÉNESGUEN, A.; SOUCHON, Y.; ÉTRILLARD, C.; LEVAIN, A.; MOATAR, F.; PANNARD, A.; SOUCHU, P.; LEFEBVRE, A.; PINAY, G. Eutrophication: A new wine in an old bottle? **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 1-11, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.139.

LIMA, F. J. D. O.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M. D.; ROCHA, F. C. D.; MEIRELES, A. C. M. Spatio-temporal dynamics of toxic cyanobacteria in an artificial lake in the Brazilian semi-arid region. **Revista Caatinga**, v. 35, n. 2, p. 423–435, 2022. DOI: 10.1590/1983-21252022v35n218rc.

LIU, S.; LU, J.; ADRIAENSSENS, E. M.; WANG, J.; MCCARTHY, A. J.; SEKAR, R. Industrial and agricultural land uses affected the water quality and shaped the bacterial communities in the inflow rivers of Taihu Lake. **Frontiers in Environmental Science**, v. 12, 2024. DOI: 10.3389/fenvs.2024.1340875.

LIU, S.; ZHUANG, X.; WANG, C. Application of Polyaluminium Chloride Coagulant in Urban River Water Treatment Influenced the Microbial Community in River Sediment. **Water**, v. 13, n. 13, 2021. DOI: 10.3390/w13131791.

LOVIO-FRAGOSO, J.P.; DE JESÚS-CAMPOS, D.; LÓPEZ-ELÍAS, J.A.; MEDINA-JUÁREZ, L.Á.; FIMBRES-OLIVARRÍA, D.; HAYANO-KANASHIRO, C. Biochemical and Molecular Aspects of Phosphorus Limitation in Diatoms and Their Relationship with Biomolecule Accumulation. **Biology**, v. 10, n. 7, 2021. DOI: 10.3390/biology10070565.

LUCENA-SILVA, D.; MOLOZZI, J.; SEVERIANO, J. S.; BECKER, V.; BARBOSA, J. E. L. 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. DOI: 10.1016/j.watres.2019.04.057.

LUCENA-SILVA, D.; SEVERIANO, J. S.; SILVA, R. D. S.; BECKER, V.; BARBOSA, J. E. L.; MOLOZZI, J. Impacts of the Floc and Sink technique on the phytoplankton community: A morpho-functional approach in eutrophic reservoir water. **Journal of Environmental Management**, v. 308, 2022. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.114626.

LÜRLING, M.; MACKAY, E.; REITZEL, K.; SPEARS, B. M. Editorial—A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. **Water research**, v. 97, p. 1-10, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2016.03.035.

LÜRLING, M.; VAN OOSTERHOUT, F. Case study on the efficacy of a lanthanum-enriched clay (Phoslock®) in controlling eutrophication in Lake Het Groene Eiland (The Netherlands). **Hydrobiologia**, v. 710, n. 1, p. 253-263, 2013. doi:10.1007/s10750-012-1141-x.

MACKAY, E. B.; MABERLY, S. C.; PAN, G.; REITZEL, K.; BRUERE, A.; CORKER, N.; DOUGLAS, G.; EGEMOSE, S.; HAMILTON, D.; HATTON-ELLIS, T.; HUSER, B.; LI, W.; MEIS, S.; MOSS, B.; LÜRLING, M.; PHILLIPS, G.; YASSERI S.; SPEARS, B. M. Geoengineering in lakes: welcome attraction or fatal distraction?. **Inland Waters**, v. 4, n. 4, p. 349-356, 2014. DOI: 10.5268/iw-4.4.769.

MALONE, T. C.; NEWTON, A. The Globalization of Cultural Eutrophication in the Coastal Ocean: Causes and Consequences. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, 2020. DOI: 10.3389/fmars.2020.00670.

MEIS, S.; SPEARS, B. M.; MABERLY, S.C.; PERKINS, R. G. Assessing the mode of action of Phoslock® in the control of phosphorus release from the bed sediments in a shallow lake (Loch Flemington, UK). **Water Research**, v. 47, p. 4460-4473, 2013. DOI: 10.1016/j.watres.2013.05.017.

MIRANDA, M.; NOYMA, N.; PACHECO, F. S.; MAGALHÃES, L.; PINTO, E.; SANTOS, S.; SOARES, M. F. A.; HUSZAR, V. L.; LÜRLING, M.; MARINHO, M. M. The efficiency of combined coagulant and ballast to remove harmful cyanobacterial blooms in a tropical shallow system. **Harmful Algae**, v. 65, pp. 27-39, 2017. DOI: 10.1016/j.hal.2017.04.007.

MONICELLI, F.; ROCHA JUNIOR, C. A. N.; LIMA, S.; DINIZ, I. S. M.; BECKER, V. Trophic state in Brazilian semiarid reservoirs after reflooding. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 28, 2023. DOI: 10.1590/2318-0331.282320230070.

MOREIRA, C.; CAMPOS, A.; MARTINS, J. C.; VASCONCELOS, V.; ANTUNES, A. Review on Cyanobacterial Studies in Portugal: Current Impacts and Research Needs. **Applied Sciences**, v. 11, n. 10, 2021. DOI: 10.3390/app11104355.

NERY, J. F.; NERY, G. K. M.; MEDEIROS, S. S. Microcystin bioaccumulation in cultures irrigated with eutrophized waters in Brazilian Semiarid. **World Journal of Pharmaceutical Sciences**, v. 6, n. 2, p. 5 -9, 2020.

NETO, I. E. L.; MEDEIROS, P. H. A.; COSTA, A. C.; WIEGAND, M. C.; BARROS, A. R. M.; BARROS, M. U. G. Assessment of phosphorus loading dynamics in a tropical reservoir with high seasonal water level changes. **Science of The Total Environment**, v. 815, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152875.

NOYMA, N. P.; DE MAGALHÃES, L.; FURTADO, L. L.; MUCCI, M.; VAN OOSTERHOUT, F.; HUSZAR, V. L. M.; MARINHO, M. M.; LÜRLING, M. 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. DOI: 10.1016/j.watres.2015.11.057.

NTI, S. O.; BUAMAH, R.; ATEBIYA, J. Polyaluminium chloride dosing effects on coagulation performance: case study, Barekese, Ghana. **Water Practice and Technology**, v. 16, n. 4, p. 1215-1223, 2021. DOI: 10.2166/wpt.2021.069.

OLIVER, A. C.; KURYLYK, B. L.; JOHNSTON, L. H.; LEROUX, N. K.; SOMERS, L. D.; JAMIESON, R. C. Impacts of climate change and best management practices on nitrate loading to a eutrophic coastal lagoon. **Frontiers in Environmental Science**, v. 12, 2024. DOI: 10.3389/fenvs.2024.1468869.

REITZEL, K.; BALSLEV, K. A.; JENSEN, H. S. The influence of lake water alkalinity and humic substances on particle dispersion and lanthanum desorption from a lanthanum modified bentonite. **Water Research**, v. 125, p. 191-200, 2017. DOI: 10.1016/j.watres.2017.08.044.

ROSSITER, K. W. L.; MARQUES, E. A. T.; OLIVEIRA, C. R.; MATTA, E.; MORAIS, M. M. Q. M. M. Spatial-temporal evaluation of water quality in Brazilian semiarid reservoirs. **Water Practice and Technology**, v. 15, n. 1, p. 92-104. DOI: 10.2166/wpt.2020.001.

SHEN, Z.; ZHOU, M.; ZHANG, Y.; SUN, X.; KONG, B.; FU, W.; YANG, Z.; SHAN, C.; PAN, B. Lanthanum-modified pyroaurite as a geoengineering tool to simultaneously sink *Microcystis cyanobacteria* and immobilize phosphorus in eutrophic water. **Science of The Total Environment**, v. 932, 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.172878.

SUN, C.; ZHONG, J.; PAN, G.; MORTIMER, R. J. G.; YU, J.; WEN, S.; ZHANG, L.; YIN, H.; FAN, C. Controlling internal nitrogen and phosphorus loading using Ca-poor soil capping in shallow eutrophic lakes: Long-term effects and mechanisms. **Water Research**, v. 233, 2023. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119797.

TAY, C. J.; MOHD, M. H.; TEH, S. Y.; KOH, H. L. Internal phosphorus recycling promotes rich and complex dynamics in an algae-phosphorus model: Implications for eutrophication management. **Journal of Theoretical Biology**, v. 532, 2022. DOI: 10.1016/j.jtbi.2021.110913.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade da Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 4 ed. Editora UFMG, Belo Horizonte, 2011. 452 p.

WAAJEN, G.; VAN OOSTERHOUT, F.; DOUGLAS, G., LÜRLING, M. Geo-engineering experiments in two urban ponds to control eutrophication. **Water Research**, 97, 69-82, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2015.11.070.

XU, J.; YIN, K.; LEE, J.H.W.; LIU, H.; HO, A.Y.T.; YUAN, X.; HARRISON, P.J. Long-Term and Seasonal Changes in Nutrients, Phytoplankton Biomass, and Dissolved Oxygen in Deep Bay, Hong Kong. **Estuaries and Coasts**, v. 33, p. 399-416, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-009-9213-5>.

ZAMPARAS, M.; ZACHARIAS, I. Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review. **Science of the Total Environment**, v. 496, p. 551-562, 2014. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.07.076.

ZENG, Y.; WANG, Z.; PAN, Z.; SHEN, L.; TENG, J.; LIN, H.; ZHANG, J. Novel thermodynamic mechanisms of co-conditioning with polymeric aluminum chloride and polyacrylamide for improved sludge dewatering: A paradigm shift in the field, **Environmental Research**, v.234, 2023. DOI: 10.1016/j.envres.2023.116420.

ZHANG, X.; ZHEN, W.; CUI, S.; WANG, S.; CHEN, W.; ZHOU, Q.; JEPPESEN, E.; LIU, Z. The effects of different doses of lanthanum-modified bentonite in combination with a submerged macrophyte (*Vallisneria denseserrulata*) on phosphorus inactivation and macrophyte growth: A mesocosm study. **Journal of Environmental Management**, v. 352, 2024. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.120053.

ZHI, Y.; CALL, D. F.; GRIEGER, K. D.; DUCKWORTH, O. W.; JONES, J. L.; KNAPPE, D. R. U. Influence of natural organic matter and pH on phosphate removal by and filterable lanthanum release from lanthanum-modified bentonite. **Water Research**, v. 202, 2021. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117399.

## ARTIGO I

---

---

### **Modelando as eficiências de remoção de fósforo e clorofila-a em águas de reservatórios do semiárido pela a utilização de materiais da técnica *Floc and Sink***

Amanda Myrna de Meneses e Costa<sup>1</sup>, Daniely de Lucena-Silva<sup>2</sup>, José Etham de Lucena Barbosa<sup>2</sup>

<sup>1,2</sup> Laboratório de Ecologia Aquática, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba. Rua Baraúnas nº. 351 - Complexo Três Marias, Prédio de Biologia, Térreo - sala 10. Universitário, CEP 58.429-500, Campina Grande, Paraíba, Brasil.

#### **Highlights**

- A eficiência da técnica *Floc and Sink* varia conforme as características físicas, químicas e biológicas dos reservatórios;
- Os modelos desenvolvidos podem ser utilizados para prever as eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a;
- Temperatura, pH, ORP e turbidez foram as variáveis que influenciaram as eficiências da técnica *Floc and Sink*.

## 1 INTRODUÇÃO

As atividades humanas têm proporcionado o aumento das concentrações de fósforo (P) e nitrogênio (N) nos ecossistemas aquáticos, tornando a eutrofização uma das principais preocupações relacionadas à qualidade das águas em escala global (Hwang, 2020). Ambientes eutróficos favorecem a proliferação de espécies de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas que são prejudiciais à biota aquática e a saúde humana (Igwaran *et al.*, 2024; Moreira *et al.*, 2021; Jochimsen *et al.*, 1998).

O lançamento de efluentes não tratados nos corpos hídricos, práticas agropecuárias, aquicultura e irrigação são fontes externas que aumentam significativamente as concentrações de P e N nos ecossistemas aquáticos (Liu *et al.*, 2024; Bouriqi *et al.*, 2024; Oliver *et al.*, 2024). Além disso, em regiões semiáridas, onde, geralmente, os reservatórios são rasos, a liberação de fósforo dos sedimentos também é impulsionada por processos como a decomposição, bioturbação e ação do vento, contribuindo significativamente para a fertilização interna dos reservatórios que acontece devido a ciclagem de nutrientes c (Júnior *et al.*, 2024; Chakraborty *et al.*, 2022; Rocha e Neto, 2022; Navarrete *et al.*, 2019; Cavalcante *et al.*, 2017). Em áreas com altas temperaturas e longos períodos de estiagem, a gestão da carga interna de nutrientes se torna crucial nas estratégias de restauração de águas eutrófizadas, como nos mananciais do semiárido (Barbosa *et al.*, 2021; Soares *et al.*, 2021).

Para mitigar os efeitos da eutrofização, diversas estratégias estão sendo desenvolvidas, destacando-se as técnicas da geoengenharia, como a *Floc and Sink*. Essa técnica utiliza baixas doses de coagulantes combinadas com lastros, como argilas modificadas, para promover a floculação e sedimentação do P das algas, reduzindo suas concentrações na coluna d'água (Lucena-Silva *et al.*, 2022; Miranda *et al.*, 2017; Noyma *et al.*, 2016). A técnica *Floc and Sink* se concentra no fósforo, uma vez que seu controle é considerado mais eficaz na mitigação da eutrofização, pois ele é o nutriente limitante para o crescimento das florações algais, e seu ciclo biogeoquímico é mais simples que o do N, que possui fase gasosa e pode ser fixado por algumas cianobactérias (Tay *et al.*, 2022; Jiang e Nakano, 2022; Yema *et al.*, 2018).

Entre os coagulantes mais utilizados na técnica, estão os à base de alumínio, como o sulfato de alumínio, que se destacam devido à sua alta capacidade de precipitar fosfato de alumínio (AlPO<sub>4</sub>) através da coagulação das partículas suspensas na água (Barros *et al.*, 2024). No entanto, sua aplicação pode reduzir o pH do meio através de reações de hidrólise, o que possibilita a formação de compostos tóxicos em pH em torno de 5, afetando negativamente a respiração e a reprodução de várias espécies aquáticas (Correia *et al.*, 2021). Como alternativa, o cloreto de polialumínio (PAC), um coagulante pré-hidrolisado, foi desenvolvido, pois

mantém o pH mais estável e forma flocos menores e mais densos, implicando em fortes propriedades de coagulação (Kassa *et al.*, 2024; Gumińska *et al.*, 2023).

O PAC possui a capacidade de remover da coluna d'água substâncias que não se degradam facilmente no ambiente, denominadas recalcitrantes, como verificado por Yao *et al.* (2023), que observou eficiência de remoção dos sólidos suspensos superior a 97% de um efluente proveniente do tingimento de camurça. No entanto, a eficácia do PAC na sedimentação da biomassa algal pode ser influenciada por características morfológicas das espécies fitoplanctônicas (Araújo *et al.*, 2018). Lucena-Silva *et al.* (2022) observaram que espécies fitoplanctônicas coloniais são sedimentadas mais facilmente do que espécies filamentosas, como a cianobactéria *Raphidiopsis raciborskii*, que possuem estruturas como aerótopos, regulando sua flutuabilidade na coluna d'água. Além disso, fatores como pH alcalino também podem interferir negativamente na floculação, resultando em flocos menores e menos densos, reduzindo assim a remoção de nutrientes (Li *et al.*, 2024).

Como lastro utilizado na técnica *Floc and Sink*, a bentonita modificada com lantânio (BML) tem mostrado eficácia na adsorção do P remanescente na coluna d'água, aumentando a densidade dos flocos formados, auxiliando assim a sedimentação (Lürling *et al.*, 2020; Kurzbaum *et al.*, 2017). No entanto, a capacidade de adsorção do  $\text{La}^{3+}$  é prejudicada pelas altas concentrações de matéria orgânica natural (NOM) e pH alcalino que favorecem a liberação desse metal (Zhi *et al.*, 2021). Além disso, altas concentrações de substâncias húmicas e alcalinidade nas águas também reduzem a eficiência da BML na adsorção do P (Reitzel *et al.*, 2017).

Além das técnicas de geoengenharia, outras metodologias vêm sendo utilizadas para gestão da eutrofização, a exemplo dos modelos matemáticos que visam compreender e prever efeitos da eutrofização, promovendo *insights* importantes para as tomadas de decisões das autoridades (Soares e Caijuri, 2022; Tay *et al.*, 2022; Zang *et al.*, 2022; Pu *et al.*, 2021; He *et al.*, 2021; Salk *et al.*, 2022; Jimeno-Sáez *et al.*, 2020). Nessa perspectiva, Li *et al.* (2022) desenvolveram modelos matemáticos, entre eles, um de Regressão Linear Múltipla (RLM), para prever a distribuição espacial de fósforo em águas subterrâneas a partir de um conjunto de dados de nove anos, e concluíram que o modelo com melhor ajuste foi aquele que apresentou maior coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e explicação da variância dos dados. Reitzel *et al.* (2017) também utilizaram RLM a fim de verificar efeitos relacionados diretamente com a técnica *Floc and Sink*, identificando que a combinação entre alcalinidade e ácidos húmicos podem causar a liberação do lantânio presente na BML, reduzindo a capacidade de adsorção da argila.

Apesar dessas diferentes respostas à utilização da técnica *Floc and Sink* associada à diversidade de condições físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos (Mackay *et al.*, 2014; Zamparas e Zacharias, 2014; Lürling *et al.*, 2016; Copetti *et al.*, 2016), são escassos os estudos que avaliam como essas condições afetam o desempenho dos materiais da técnica. Portanto, ao integrar as variáveis físicas, químicas e biológicas de diferentes ecossistemas aquáticos eutrofizados em modelos matemáticos, o presente estudo além de contribuir para a compreensão mais profunda de como esses fatores afetam a eficiência da técnica *Floc and Sink*, propõe uma ferramenta valiosa para a gestão dos ambientes aquáticos eutrofizados no semiárido. A capacidade de explicar e prever as eficiências de remoção de fósforo e clorofila-a com base nas características específicas de cada reservatório permitirá a otimização das intervenções, ajustando as dosagens dos materiais utilizados e maximizando a eficiência dos processos de restauração de águas eutrofizadas.

Diante disso, o objetivo deste estudo foi avaliar, por meio de modelos de Regressão Linear Múltipla, a interferência de fatores físicos, químicos e biológicos das águas de reservatórios eutrofizados do semiárido na eficiência da técnica *Floc and Sink*. A hipótese levantada é de que águas com pH alcalino, alta alcalinidade e dominância de cianobactérias que possuem características morfológicas e mecanismos de resistência à sedimentação, interferem negativamente na ação do coagulante PAC e da argila BML, sendo possível modelar essas relações de forma a otimizar as estratégias de mitigação da eutrofização, maximizando a eficiência na remoção de fósforo e clorofila-a.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

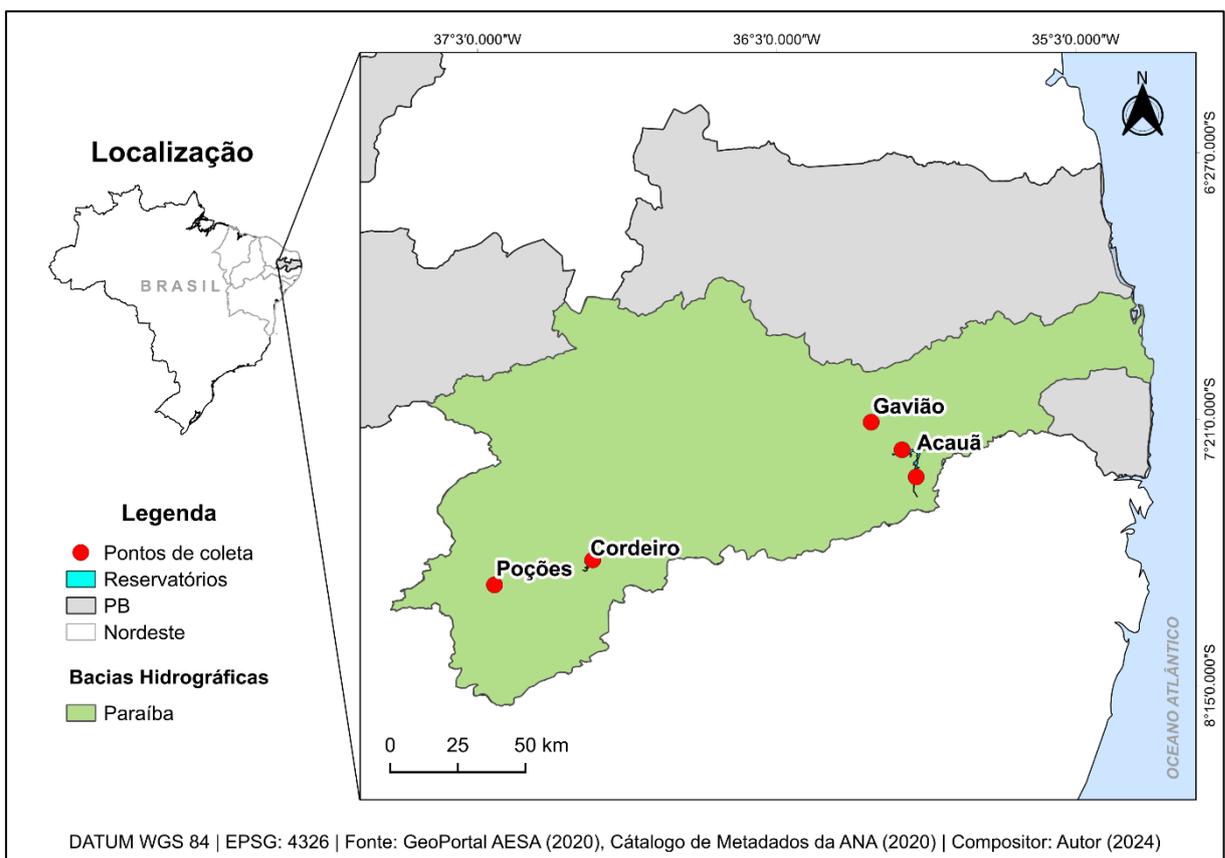
O presente estudo foi dividido em quatro etapas, sendo descritas a seguir:

- **Etapa 1 – Amostragem e caracterização das águas dos reservatórios:** nessa etapa foram coletadas amostras de água de reservatórios a fim de realizar medições de variáveis físicas, químicas e biológicas para caracterização, bem como para realização dos testes *Floc and Sink*;
- **Etapa 2 – Ensaios de floculação-sedimentação:** foram realizados os experimentos a nível de bancada a fim de avaliar as eficiências de remoção das formas de fósforo e clorofila-a e verificar as relações com as variáveis físicas, químicas e biológicas de cada reservatório;
- **Etapa 3 – Desenvolvimento dos modelos matemáticos:** a partir dos dados obtidos nas etapas anteriores, foram desenvolvidos nove modelos de Regressão Linear Múltipla para

explicar e prever as eficiências de remoção de fósforo total (PT), fósforo reativo solúvel (PSR) e clorofila-a (variáveis resposta) para as aplicações do PAC e BML, isolados e combinados, considerando as variações das variáveis físicas, químicas e biológicas entre os reservatórios. Ainda nessa etapa, foram avaliados os efeitos das características físicas, químicas e biológicas das águas dos reservatórios sobre as variáveis resposta.

## 2.1 Etapa 1: Amostragem e caracterização das águas dos reservatórios

Foram coletadas amostras de água em quatro reservatórios para realização dos ensaios de floculação-sedimentação, bem como para avaliar as características químicas, físicas e biológicas que foram utilizadas como variáveis explicativas na construção dos modelos de Regressão Linear Múltipla (RLM). Os reservatórios estão localizados na bacia hidrográfica do rio Paraíba, no estado da Paraíba, Brasil (Figura 1). Como o reservatório Argemiro de Figueiredo (Acauã) possui braços com características distintas localizados nas cidades de Aroeiras e Itatuba, foi possível estabelecer dois pontos de amostragem, totalizando cinco pontos de coleta.



**Figura 1 – Localização dos pontos de coleta.**

A seleção prévia dos reservatórios foi realizada a partir da determinação das concentrações de fósforo total e clorofila-a e cálculo do Índice de Estado Trófico (IET), tendo como critério de escolha os que apresentaram condição eutrófica a hipereutrófica (Quadro 1). Os dados das concentrações de fósforo total e clorofila-a foram concedidos pelo Laboratório de Ecologia Aquática da Universidade Estadual da Paraíba (LEAq/UEPB) no primeiro semestre de 2024. O IET foi determinado seguindo as equações propostas por Carlson (1977) e modificadas por Lamparelli *et al* (2004) para ambientes tropicais (Equações 1 a 3), que estabelece o seguinte critério para classificação trófica:  $IET \leq 47$ : Ultraoligotrófico;  $47 \leq IET < 52$ : Oligotrófico;  $52 \leq IET < 59$ : Mesotrófico;  $59 \leq IET < 63$ : Eutrófico;  $63 \leq IET < 67$ : Supereutrófico; e  $IET \geq 67$ : Hipereutrófico.

$$IET_{PT} = 10 \times \left( 6 - \frac{1,77 - 0,42 \times (\ln PT)}{\ln 2} \right)$$

**Equação 1. Cálculo do IET a partir das concentrações de fósforo total segundo Carlson (1977) modificado por Lamparelli *et al.* (2004)**

$$IET_{Cl} = 10 \times \left( 6 - \frac{0,92 - 0,34 \times (\ln Cl)}{\ln 2} \right)$$

**Equação 2. Cálculo do IET a partir das concentrações de clorofila-a segundo Carlson (1977) modificado por Lamparelli *et al.* (2004)**

$$IET = \frac{IET_{PT} + IET_{Cl}}{2}$$

**Equação 3. Cálculo do IET segundo Carlson (1977) modificado por Lamparelli *et al.* (2004)**

	Reservatório	Município	Coordenadas geográficas	IET	Classificação
1	Gavião	Fagundes	7°21'19.73"S 35°44'28.46"O	64,8	Supereutrófico
2	Argemiro de Figueiredo	Itatuba	7°27'0.98"S 35°37'9.67"O	71,9	Hipereutrófico
3	Argemiro de Figueiredo	Aroeiras	7°32'28.43"S 35°35'28.90"O	70,50	Hipereutrófico
4	Poções	Monteiro	7°53'39.88"S 37° 0'30.96"O	61,3	Eutrófico
5	Cordeiro	Camalaú	7°48'48.22"S 36°40'41.50"O	67,20	Supereutrófico

**Quadro 1 – Índices de Estado Trófico (IET) dos reservatórios selecionados.** Classificação segundo Carlson (1977) modificado por Lamparelli *et al.* (2004)

Para a caracterização das águas dos reservatórios, foram mensurados *in loco* o pH, condutividade elétrica ( $\text{mS cm}^{-1}$ ), potencial redox (ORP; mV), sólidos totais dissolvidos ( $\text{g L}^{-1}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ), turbidez (NTU) e salinidade (PPT) com o auxílio da sonda multiparamétrica HORIBA<sup>®</sup> U-50.

Adicionalmente, foram coletadas amostras únicas de água na região limnética, a 0,5 m de profundidade da superfície para análise de nutrientes e cor em garrafas de plástico de 1 L. Também foram coletadas e armazenadas em garrafas plásticas de 250 mL, para posterior análise de alcalinidade. Essas amostras foram preservadas em isopor com gelo até a chegada ao laboratório e armazenadas sob refrigeração a  $4 \pm 2$  °C até a realização das análises. Considerando que esses parâmetros são comumente utilizados para a caracterização de águas continentais, uma vez que abordam aspectos importantes para o entendimento da dinâmica de corpos hídricos, eles foram selecionados como as variáveis químicas e físicas que foram utilizadas para a construção do modelo matemático. A variável cor foi avaliada por ser um parâmetro de qualidade de água de rápida averiguação, além de representar indiretamente as substâncias húmicas aquáticas (SHA), que são componentes significativos da matéria orgânica dissolvida (MOD) presente em águas naturais, absorvendo a luz, modificando a cor da água, deixando-a mais escura (Ma *et al.*, 2022; Oliveira *et al.*, 2020; Porcal *et al.*, 2009; Oliver *et al.*, 1983). Também foi calculado o IET para as águas dos reservatórios no dia das coletas.

Para caracterização quantitativa da comunidade fitoplanctônica, amostras de 250 mL foram coletadas em recipientes plásticos e preservadas com lugol acético a 1%, sendo transportadas e armazenadas em temperatura ambiente ao abrigo da luz. Para análise de clorofila-a também foram coletadas alíquotas de 500 mL em frascos de vidro âmbar, preservadas em isopor com gelo e armazenadas sob refrigeração entre 4 e 10 °C ao abrigo da luz.

Para a realização dos ensaios de floculação-coagulação a nível de bancada, amostras de água foram coletadas com auxílio de balde, filtradas em rede de plâncton (68 $\mu\text{m}$ ), a fim de evitar interferências de microrganismos maiores presentes na água bruta, como predação e competição por nutrientes, armazenadas em bombonas (20 L) e transportadas ao laboratório à temperatura ambiente e sem exposição a luz.

### **2.1.1 Análises laboratoriais**

Os ensaios de nutrientes (fósforo total – PT, fósforo reativo solúvel – PSR;  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) e alcalinidade ( $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) foram realizados seguindo os métodos preconizados pelo

*Standard Methods Apha* (2023). As cores aparente e verdadeira (uH) foram mensuradas através de colorímetro portátil para água AKSO (AK530), sendo a alíquota para cor verdadeira filtrada em filtro de fibra de vidro GF/A de porosidade 1,6  $\mu\text{m}$  antes da leitura.

Para quantificação de clorofila-a foi utilizado um analisador de fitoplâncton PHYTO-PAM (Heinz Walz GmbH, Effeltrich, Alemanha). A densidade de cianobactérias (cél mL) foi calculada a partir da equação descrita por Ross (1979), após análise quantitativa realizada em microscópio invertido (Zeiss Axiovert 40 C) com o aumento de 400x, utilizando câmara de sedimentação, conforme descrito por Uthermöhl (1958). A contagem foi realizada até a contabilização de 400 indivíduos da espécie mais abundante ou ao atingir 100 campos da câmara, a fim de minimizar os erros provenientes das contagens. A espécie dominante foi determinada como sendo aquela com maior valor de densidade.

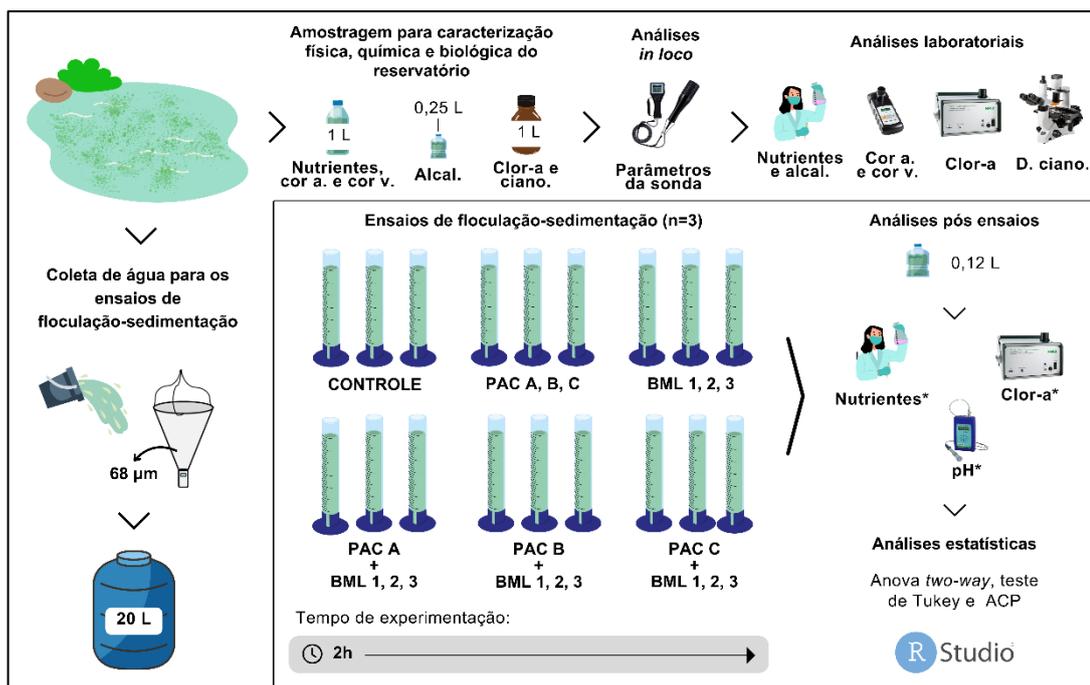
## **2.2 Etapa 2: Ensaios de floculação-sedimentação**

### **2.2.1 Realização dos ensaios**

O PAC foi padronizado a uma concentração de 1000 mg Al L<sup>-1</sup>, mantendo-se armazenado em frasco de vidro âmbar à temperatura ambiente. A BML foi obtida na HydroScience, localizada no Rio Grande do Sul/BR em condições adequadas para sua aplicação.

Os ensaios foram conduzidos utilizando como unidades experimentais provetas de vidro (250 mL), onde os seguintes tratamentos foram testados em triplicata: o coagulante cloreto de polialumínio (PAC) e bentonita modificada com lantânio (BML) isolados e combinados, PAC+BML (Figura 2), além de um controle, sem a adição de materiais (Controle; PAC; BML; PAC+BML), resultando em um n total de 48 unidades amostrais. As faixas de dosagens testadas para o PAC (4, 8 e 16 mg Al L<sup>-1</sup>), e para a BML (25, 50 e 100 mg L<sup>-1</sup>) foram escolhidas com base na literatura (Lucena-Silva *et al.*, 2019; Miranda *et al.*, 2017).

Alíquotas de 250 mL de água dos reservatórios foram transferidas para as unidades experimentais, e posteriormente os tratamentos foram adicionados. O conteúdo foi misturado com bastões de vidro por um minuto e mantido em repouso sob condições ambientes. Após duas horas, foram coletadas amostras de água (120 mL) da parte superior (a 5 cm da superfície da água) das provetas para posterior análise de fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (PSR) e clorofila-a. O monitoramento do pH foi realizado, uma vez que valores reduzidos do potencial hidrogeniônico podem promover a liberação de compostos tóxicos de alumínio na água (Correia *et al.*, 2021).



**Figura 2 – Esquema experimental das Etapas 1: Amostragem e caracterização das águas dos reservatórios e 2: Ensaios de coagulação-floculação.** Cor a.: cor aparente; Cor v.: cor verdadeira; Alcal.: alcalinidade; Ciano.: cianobactérias; Parâmetros da sonda: pH, condutividade elétrica, potencial redox (ORP), sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, turbidez e salinidade; D. ciano.: densidade de cianobactérias; \*Análises realizadas após os ensaios de floculação-sedimentação. Dosagens de PAC (A: 4 mg Al L<sup>-1</sup>; B: 8 mg Al L<sup>-1</sup>; C: 16 mg Al L<sup>-1</sup>) e BML (1: 25 mg L<sup>-1</sup>; 2: 50 mg L<sup>-1</sup>; 3: 100 mg L<sup>-1</sup>).

### 2.2.2 Análises laboratoriais

Determinação das concentrações de PT, PSR e clorofila-a (ver seção 2.1.1.) O monitoramento do pH foi realizado com auxílio de pHmetro de portátil Alfakit (AT 315 SP Microprocessado).

### 2.2.3 Cálculo das eficiências de remoção

Para o cálculo das eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a foi utilizada a seguinte equação:

$$\text{Eficiência de remoção (\%)} = \frac{C_{\text{Cont}} - C_{\text{Trat}}}{C_{\text{Cont}}} \times 100$$

**Equação 4 – Fórmula para cálculo das eficiências de remoção.**

Onde:  $C_{\text{Cont}}$  é a concentração observada nos tratamentos controle e  $C_{\text{Trat}}$ , a concentração nos tratamentos aplicados.

#### **2.2.4 Análises estatísticas**

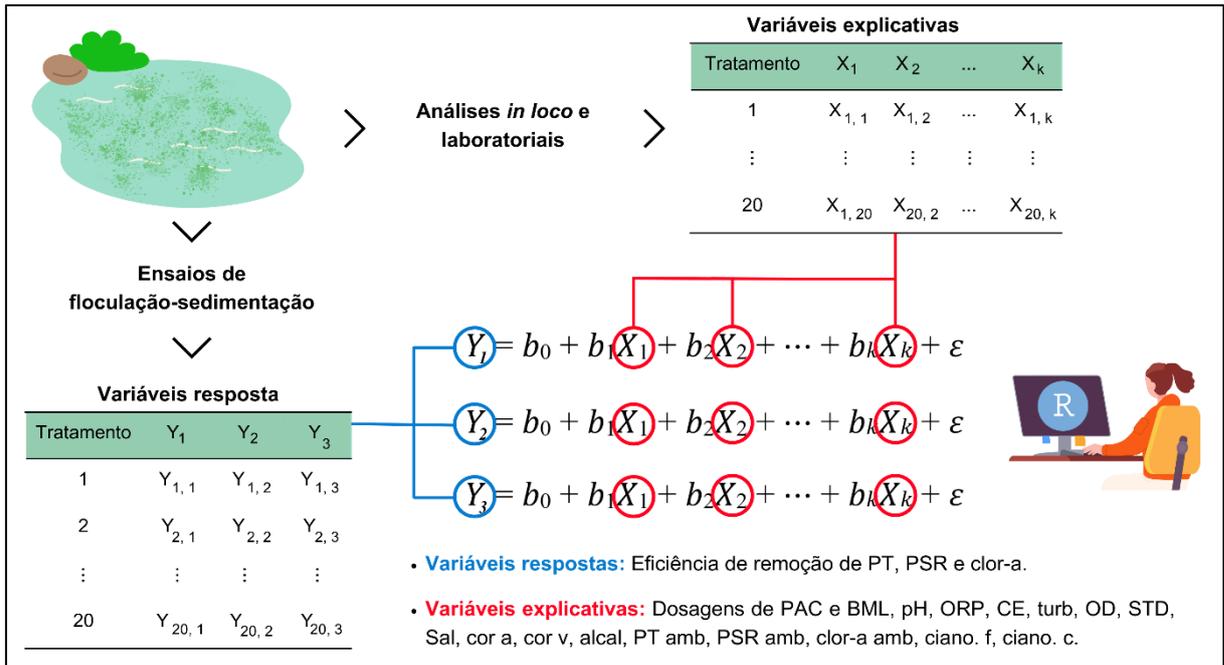
Para verificar diferenças significativas nas eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a entre os tratamentos, dosagens e reservatórios, foi aplicada análise de variância (ANOVA) de três vias, seguida do teste *post-hoc* de comparação múltipla de Tukey. A normalidade e a homocedasticidade foram avaliadas usando os testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. Quando os dados se configuraram como não paramétricos, foram utilizados o Teste de Kruskal-Wallis com o teste *post-hoc* de Dunn para comparação entre os fatores.

Para evidenciar correlações entre os reservatórios e as variáveis físicas, químicas e biológicas foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) usando a função “PCA” do pacote “FactoMineR”. Essa análise é utilizada para reduzir a dimensionalidade dos dados, mantendo a variabilidade mais próxima possível do conjunto de dados original, simplificando a análise e visualização dos dados. A ACP permite ainda a exclusão de variáveis colineares para análises estatísticas posteriores. O gráfico foi construído a partir da seleção dos eixos da ACP que explicaram uma maior variabilidade dos dados.

Todas as análises estatísticas foram realizadas considerando um nível de significância de 5% ( $p < 0,05$ ) e utilizando o software R (R Core Team, 2018).

### **2.3 Etapa 3: Desenvolvimento dos modelos matemáticos**

A fim de compreender quais variáveis químicas, físicas e biológicas possuem mais relevância para as eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a dentre todo o conjunto de dados, considerando a totalidade de reservatórios amostrados, foram desenvolvidos modelos de Regressão Linear Múltipla (RLM) para a aplicação dos materiais isolados (PAC e BML) e de sua combinação (PAC + BML) (Figura 3).



**Figura 3 – Construção dos modelos de Regressão Linear Múltipla.** PAC: policloreto de alumínio; BML: bentonita modificada com lantânio; ORP: potencial redox; CE: condutividade elétrica; turb: turbidez; OD: oxigênio dissolvido; STD: sólidos totais dissolvidos; Sal: salinidade; cor a: cor aparente; cor v: cor verdadeira; alcal: alcalinidade; PT amb: concentrações de fósforo total no ambiente; PSR amb: concentrações de fósforo reativo solúvel no ambiente; clor-a amb: concentrações de clorofila-a no ambiente; ciano. f.: densidade de cianobactérias filamentosas; ciano. c.: densidade de cianobactérias coloniais.

Para a escolha das variáveis foi utilizado o método de seleção *Stepwise*, um procedimento comum em modelos de regressão que seleciona um subconjunto de variáveis preditoras com base em critérios estatísticos, como o p-valor, AIC (Akaike Information Criterion) ou BIC (Bayesian Information Criterion). O método adiciona ou remove variáveis de forma iterativa, dependendo de seu impacto no ajuste do modelo. Contudo, o *Stepwise* não considera interações entre variáveis de forma automática. Por esse motivo, após a seleção das variáveis pelo método, foram incluídas, de forma manual, interações e variáveis adicionais que fossem relevantes dentro do contexto do estudo, quando necessário. O ajuste do modelo foi revisado em cada etapa, com a observação do p-valor ( $p < 0,05$ ),  $R^2$ , o tamanho do efeito das variáveis ( $f^2$ ) e nível de confiança dos modelos (95%) (ver seção 2.3.1.), assegurando que as variáveis selecionadas fossem aquelas com efeitos significativos sobre as eficiências de remoção e a capacidade preditiva dos modelos. Todas as análises foram realizadas utilizando o software R (R Core Team, 2018).

### 2.3.1 Análises estatísticas

Após a definição dos modelos, foram avaliados o intervalo de confiança de 95% e  $p < 0,001$ , ambos sendo computados a partir do Teste de Wald. Além disso, foi calculado o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) dos modelos, bem como o tamanho do efeito ( $f^2$ ) de cada variável selecionada a partir da Equação 5, seguindo o proposto por Cohen (1988) para regressões lineares, onde valores de  $f^2$  iguais ou menores a 0,02 são consideradas variáveis de efeito pequeno; a partir de 0,15, efeito médio; e de 0,35, efeito grande.

$$f^2 = \frac{R^2_{Modelo\ completo} - R^2_{Modelo\ reduzido}}{1 - R^2_{Modelo\ completo}}$$

**Equação 5 – Cálculo do tamanho do efeito (f de Cohen) de variáveis de um modelo de Regressão Linear Múltipla**

Sendo o valor de  $R^2_{Modelo\ completo}$  o valor do coeficiente de determinação do modelo com todas as variáveis selecionadas e  $R^2_{Modelo\ reduzido}$  o valor de  $R^2$  ao se excluir a variável avaliada.

Em seguida, foram analisados os efeitos das variáveis físicas, químicas e biológicas sobre as eficiências de remoção PT, PSR e clorofila-a através de modelos segmentados capazes de identificar os valores que provocaram mudanças no padrão das respostas avaliadas. Para isso, utilizou-se a função “segmented” do pacote de mesmo nome. Todas as análises foram realizadas utilizando o programa R Software para Windows (R Core Team, 2018).

## 3 RESULTADOS

### 3.1 Caracterização das águas dos reservatórios eutrofizados

A partir do levantamento das características químicas, físicas e biológicas dos reservatórios, foi possível observar que os reservatórios Acauã (Aroeiras e Itatuba) e Gavião possuíram as maiores concentrações de fósforo total e fósforo reativo solúvel, enquanto os mananciais Cordeiro e Poções apresentaram as menores concentrações de ambas as formas de fósforo quando comparado aos demais (Tabela 1). Em relação a clorofila-a, o reservatório Gavião apresentou maior concentração e o reservatório Poções, o menor (Tabela 1).

Todos os reservatórios analisados evidenciaram características de águas eutrofizadas, com o reservatório Gavião apresentando o maior índice de estado trófico (IET), e o reservatório Cordeiro, o menor (Tabela 1).

Foi observado que o pH se manteve próximo da neutralidade em todos os reservatórios, com média geral de  $7,18 \pm 0,24$  (Tabela 1). O reservatório Acauã (Aroeiras) apresentou o maior valor de pH observado e o manancial Poções, o menor (Tabela 1).

O reservatório Poções apresentou o menor valor de alcalinidade, enquanto os demais reservatórios apresentaram valores superiores a  $100 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$  (Tabela 1).

Considerando que a presença de matéria orgânica dissolvida provoca alterações na cor da água, principalmente ao se observar a cor verdadeira, é válido ressaltar que o reservatório Gavião apresentou valores elevados dessa variável, assim como o Cordeiro e Acauã (Itatuba) (Tabela 1).

Além disso, a condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (STD) e salinidade mostraram padrões similares, com baixos valores nos reservatórios Poções e Cordeiro, e elevados nos reservatórios Acauã (Aroeiras e Itatuba) e Gavião.

Variáveis físicas, químicas e biológicas	Reservatórios				
	Acauã (Aroeiras)	Acauã (Itatuba)	Cordeiro	Gavião	Poções
pH	7,57	6,97	7,10	7,31	6,93
ORP (mV)	272,00	114,00	256	248	273
CE (mS $\text{cm}^{-1}$ )	2,16	2,15	0,56	1,52	0,22
Turbidez (NTU)	16,10	34,10	0,23	36,70	2,60
OD (mg $\text{L}^{-1}$ )	7,60	4,22	6,17	11,18	5,47
STD (g $\text{L}^{-1}$ )	1,39	1,38	0,36	0,97	0,14
Salinidade (PPT)	0,11	0,11	0,03	0,08	0,01
Cor aparente (uH)	36,00	38,00	25,00	60,00	11,00
Cor verdadeira (uH)	0,00	13,00	19,00	29,00	1,00
Alcalinidade (mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ )	180,00	196,00	106,00	200,00	60,00
PT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	312,00	363,67	6,67	310,33	12
PSR ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	180,14	260,14	13,00	204,43	7,29
Clorofila-a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	56,80	62,20	16,20	126,30	47,80
<b>IET</b>	73,86	74,54	59,13	75,80	63,56

**Tabela 1 – Variáveis físicas, químicas e biológicas das águas dos reservatórios.** Legenda: ORP: potencial redox; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; STD: Sólidos totais dissolvidos; PT: fósforo total; PSR: fósforo reativo solúvel; IET: Índice de Estado Trófico segundo Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004).

Em relação a densidade de cianobactérias, o reservatório Gavião apresentou níveis superiores aos demais, enquanto o reservatório Cordeiro foi o que mostrou menor densidade, quase 20 vezes menos que o observado no reservatório Gavião (Tabela 2).

Os mananciais Acauã (Aroeiras e Itatuba) e Gavião apresentaram dominância da espécie *Planktothrix agardhii*, enquanto no reservatório Poções a dominância foi da espécie

*Planktolyngbya limnética*, ambas filamentosas (Tabela 2). O único reservatório a evidenciar dominância de espécie colonial foi o reservatório Gavião (*Microcystis* sp.) (Tabela 2).

Espécies	Morfologia	Reservatórios									
		Acauã (Aroeiras)		Acauã (Itatuba)		Cordeiro		Gavião		Poções	
		Densidade	%	Densidade	%	Densidade	%	Densidade	%	Densidade	%
<i>Anabaena</i> sp.	F	-	-	-	-	331	1,06	-	-	-	-
<i>Anabaenopsis elenkinii</i>	F	-	-	-	-	-	-	1.655	0,31	-	-
<i>Aphanizomenon gracile</i>	F	455	0,30	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphanocapsa annulata</i>	C	1.324	0,86	-	-	869	2,79	-	-	-	-
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	C	-	-	-	-	-	-	9.929	1,83	-	-
<i>Aphanothece</i> sp.	C	745	0,48	-	-	2.234	7,19	-	-	-	-
<i>Chroococcus dispersus</i>	C	786	0,51	1.546	0,57	290	0,93	12.412	2,29	172	0,35
<i>Coelomoron tropicalis</i>	C	-	-	-	-	3.351	10,78	-	-	-	-
<i>Dolichospermum solitarium</i>	F	-	-	-	-	455	1,46	-	-	630	1,27
<i>Geitlerinema splendidum</i>	F	23.892	15,52	-	-	-	-	104.258	19,25	2.291	4,61
<i>Merismopedia tenuissima</i>	C	993	0,64	34.824	12,77	-	-	-	-	-	-
<i>Microcystis</i> sp.	C	-	-	3.608	1,32	<b>22.589</b>	<b>72,65</b>	37.235	6,88	-	-
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	F	10.343	6,72	69.878	25,63	-	-	36.407	6,72	<b>34.538</b>	<b>69,55</b>
<i>Planktothrix agardhii</i>	F	<b>108.891</b>	<b>70,71</b>	<b>158.513</b>	<b>58,13</b>	972	3,13	<b>252.784</b>	<b>46,68</b>	-	-
<i>Pseudanabaena catenata</i>	F	662	0,43	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	F	5.896	3,83	4.296	1,58	-	-	86.882	16,04	12.028	24,22
<b>TOTAL</b>		<b>153.987</b>	<b>100</b>	<b>272.666</b>	<b>100</b>	<b>31.091</b>	<b>100</b>	<b>541.561</b>	<b>100</b>	<b>49.659</b>	<b>100</b>

**Tabela 2 – Espécies de cianobactérias identificadas nos reservatórios amostrados.** Os valores em negrito indicam a espécie dominante em cada corpo hídrico: %: participação relativa das espécies; F: filamentosa; C: colonial; -: ausência da espécie.

### 3.2 Eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a de águas de reservatórios eutrofizados

O PAC removeu eficientemente fósforo total (PT) e fósforo reativo solúvel (PSR) nos reservatórios Acauã (Aroeiras e Itatuba) e Gavião, independentemente da dosagem aplicada, alcançando remoção total ( $100 \pm 0,00\%$ ) de PT nas dosagens 8 e 16 mg Al L<sup>-1</sup> no reservatório Acauã (Itatuba) (Figuras 4a e 4b). Nos reservatórios Cordeiro e Poções, embora tenham sido altos, esses valores foram mais discretos, sendo o máximo observado de  $66,67 \pm 47,14\%$  para a remoção de PSR com a dosagem de 8 mg Al L<sup>-1</sup> de PAC no reservatório Cordeiro (Figura 4b).

O reservatório Poções apresentou eficiências de remoção de clorofila-a similares aos demais reservatórios, possuindo as maiores eficiências com a aplicação das dosagens de 4 e 8 mg Al L<sup>-1</sup>, o que também foi observado no reservatório Cordeiro, na dosagem de 16 mg Al L<sup>-1</sup> (Figura 4c).

A aplicação do PAC reduziu o pH para níveis abaixo de sete na maioria dos reservatórios analisados, principalmente nos mananciais Cordeiro e Poções, onde o pH atingiu condições altamente ácidas, apresentando valores abaixo de 5, na dosagem de 16 mg Al L<sup>-1</sup> (Figura 4a).

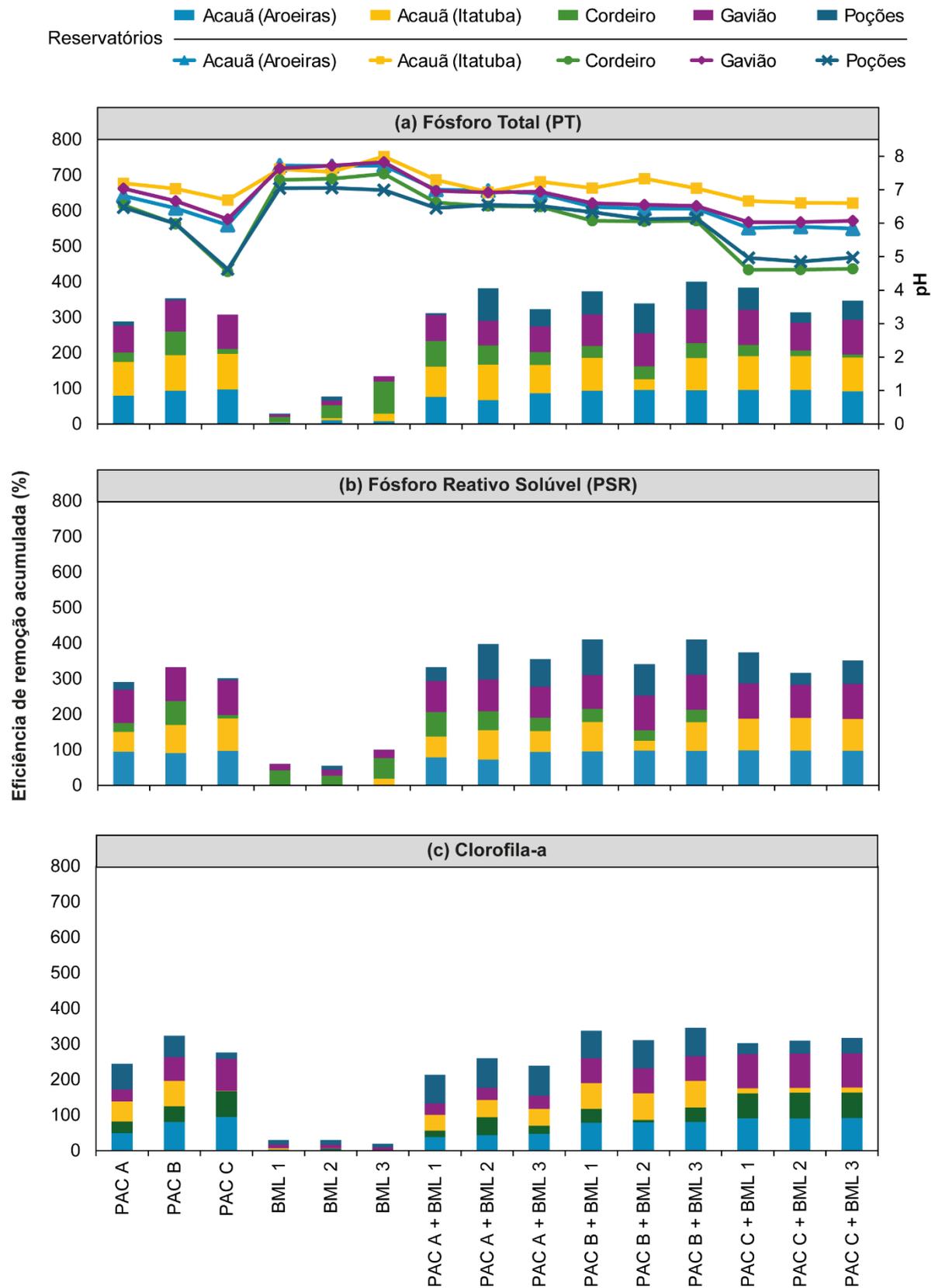
A BML, por sua vez, alcançou eficiência de remoção máxima de PT de  $90,39 \pm 8,54\%$ , com a dosagem de 100 mg L<sup>-1</sup> nas águas do reservatório Cordeiro, porém, nos demais reservatórios, os valores de remoção de PT e PSR permaneceram em torno de 20%, mesmo em dosagens mais altas (Figuras 4a e 4b).

Em relação as eficiências de remoção de clorofila-a, o valor máximo observado foi nas águas do reservatório Poções ( $13,12 \pm 2,05\%$ ) na dosagem 50 mg L<sup>-1</sup> (Figura 4c).

Com a aplicação da combinação PAC+BML, as maiores eficiências de remoção de PT e PSR ocorreram nas águas dos reservatórios Acauã (Aroeiras e Itatuba), Gavião e Poções (Figura 4a e 4b).

As eficiências de remoção de clorofila-a do PAC+BML alcançaram seu valor máximo ( $96,64 \pm 0,11\%$ ) com a utilização das dosagens de 16 mg Al L<sup>-1</sup> de PAC combinado com 50 mg L<sup>-1</sup> de BML nas águas do reservatório Gavião (Figura 4c). No reservatório Acauã (Itatuba), foi possível observar o valor mínimo de  $7,18 \pm 7,76\%$  com a aplicação dosagem de 8 mg Al L<sup>-1</sup> de PAC e 25 mg L<sup>-1</sup> de BML (Ver Material suplementar, Tabela 7).

As dosagens dos materiais combinados ainda provocaram o decréscimo do pH para níveis abaixo de 5 nas águas do reservatório Cordeiro, que em todas as combinações envolvendo a dosagem de 16 mg Al L<sup>-1</sup> de PAC com quaisquer dosagens da BML apresentaram valores de pH em torno de 4,6 (Figura 4a).



**Figura 4.** Eficiências de remoção acumulada (%) de PT e o pH (a), PSR (b) e clorofila-a (c) nos tratamentos aplicados (n=3). Legenda: Dosagens de PAC (A: 4 mg Al L<sup>-1</sup>; B: 8 mg Al L<sup>-1</sup>; C: 16 mg Al L<sup>-1</sup>) e BML (1: 25 mg L<sup>-1</sup>; 2: 50 mg L<sup>-1</sup>; 3: 100 mg L<sup>-1</sup>).

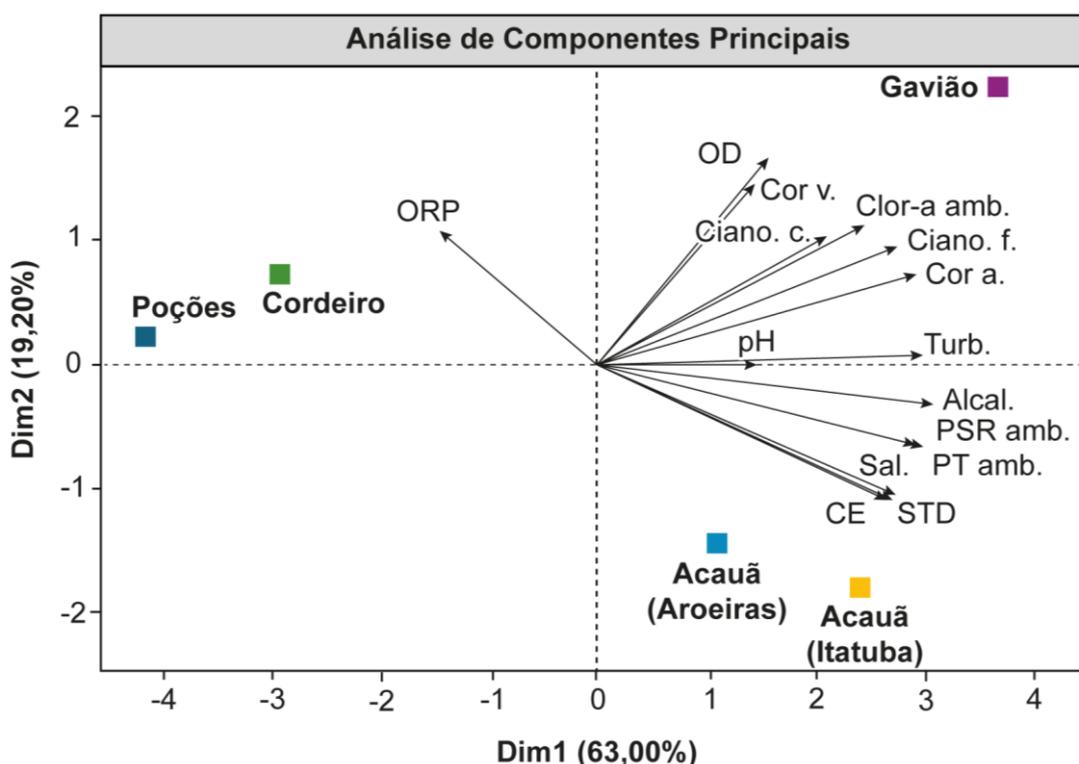
Fatores	Eficiência de remoção (%)								
	GL	PT		PSR		Clorofila-a		pH	
		F	p	F	p	F	p	F	p
<b>Tratamento</b>	2	94,42	<0,001	106,82	<0,001	129,70	<0,001	121,07	<0,001
<b>Dosagens</b>	1	1,84	N.S.	0,28	N.S.	0,82	N.S.	4,64	<0,05
<b>Reservatórios</b>	4	30,03	<0,001	30,46	<0,001	13,81	<0,001	44,58	<0,001
<b>Tratamento x Dosagens</b>	2	2,15	N.S.	0,36	N.S.	0,48	N.S.	27,57	<0,001
<b>Tratamento x Reservatórios</b>	8	14,32	<0,001	17,08	<0,001	1,82	N.S.	1,84	N.S.
<b>Dosagens x Reservatórios</b>	4	0,05	N.S.	0,63	N.S.	1,08	N.S.	0,42	N.S.
<b>Tratamento x Dosagens x Reservatórios</b>	8	2,66	<0,05	1,00	N.S.	6,52	<0,001	1,59	N.S.
<b>Residual</b>	195	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 3 – Resultados de ANOVA de três vias testando a eficiência de coagulante e argila na remoção de fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (PSR) e clorofila-a da superfície da água e monitoramento do pH. N.S. = não significativo.

### 3.3 Relação entre as variáveis físicas, químicas e biológicas dos reservatórios eutrofizados

A Análise de Componentes Principais (ACP) evidenciou as correlações entre as características físicas, químicas e biológicas das águas dos reservatórios (Figura 5). Explicando 82,20% da variação dos dados, foi observado que a salinidade (Sal), condutividade elétrica (CE) e os sólidos totais dissolvidos (STD) possuíram forte correlação entre eles (Figura 5), portanto, optou-se pela exclusão de CE e Sal para a elaboração dos modelos. O mesmo procedimento foi realizado para as concentrações de PSR que estiveram fortemente relacionadas com as concentrações de PT das águas dos reservatórios, mantendo-se assim os valores de PT.

Ainda foi possível observar que o potencial redox (ORP) se correlacionou negativamente com pH, turbidez, salinidade, CE e STD, mas positivamente com oxigênio dissolvido (OD) e cor verdadeira (Figura 5). Estando mais próximo do agrupamento dos reservatórios Poções e Cordeiro, o ORP ainda pode ser indicado como um dos principais influenciadores das condições ambientais desses mananciais (Figura 5). Por outro lado, ambos os pontos avaliados do reservatório Acauã ficaram próximos, se associando às variáveis como STD e PT (Figura 5). Gavião se posicionou mais próximo de variáveis como OD, cor verdadeira e clorofila-a, indicando que esse reservatório possui características associadas à essas variáveis.



**Figura 5 – Análise de Componentes Principais (ACP) para as variáveis de caracterização dos reservatórios.**  
 Legenda: ORP: potencial redox; CE: condutividade elétrica; turb: turbidez; OD: oxigênio dissolvido; STD: sólidos totais dissolvidos; Sal: salinidade; cor a: cor aparente; cor v: cor verdadeira; alcal: alcalinidade; PT amb:

concentrações de fósforo total no ambiente; PSR amb: concentrações de fósforo reativo solúvel no ambiente; clorofila-a amb: concentrações de clorofila-a no ambiente; ciano. f.: densidade de cianobactérias filamentosas; ciano. c.: densidade de cianobactérias coloniais.

### 3.4 Desenvolvimento dos modelos matemáticos

Foram construídos modelos de Regressão Linear Múltipla (RLM) para explicar e prever as eficiências de remoção de fósforo total (PT), fósforo reativo solúvel (PSR) e clorofila-a para todos os tratamentos aplicados com base nas características físicas, químicas e biológicas dos reservatórios eutrofizados amostrados. Para escolha da configuração dos modelos, foi dada preferência àqueles com maior  $R^2$  e  $p < 0,001$ , além de menor complexidade de interação entre as variáveis, ou seja, as variáveis selecionadas influenciam as respostas de modo mais direto, buscando modelos generalizáveis para funcionamento com novos dados.

Para a construção dos modelos das eficiências de remoção das formas de fósforo com a aplicação do PAC foram selecionadas as variáveis: dosagem de PAC, pH, ORP e OD; já no modelo da eficiência de remoção de clorofila-a, o ORP não foi significativo (Tabela 4). Essas variáveis também apresentaram tamanho de efeito de médio a grande sobre as respostas avaliadas (Tabela 4).

Variáveis	Eficiência de remoção (%)								
	PT			PSR			Clorofila-a		
	Coef.	p	f <sup>2</sup>	Coef.	p	f <sup>2</sup>	Coef.	p	f <sup>2</sup>
(Intercepto)	-689,03	<0,001	-	-618,37	<0,001	-	803,99	<0,001	-
Dosagem PAC	0,11	N.S.	0,02	-0,08	N.S.	0,02	-0,40	N.S.	0,02
pH	120,06	<0,001	<b>1,17</b>	102,79	<0,001	<b>0,75</b>	-113,76	<0,001	<b>0,90</b>
ORP	-0,59	<0,001	<b>2,39</b>	-0,39	<0,001	<b>0,90</b>	-	-	-
OD	3,91	<0,05	<b>0,13</b>	5,37	<0,05	<b>0,21</b>	8,30	<0,001	<b>0,48</b>
Modelo	-	<0,001	-	-	<0,001	-	-	<0,001	-
Erro padrão	20,88	-	-	22,74	-	-	23,04	-	-
R <sup>2</sup>	0,77	-	-	0,67	-	-	0,48	-	-

Tabela 4 – Ajuste e estatística dos modelos de Regressão Linear Múltipla das eficiências de remoção de fósforo total (PT); fósforo solúvel reativo (PSR); e clorofila-a (aplicação do cloreto de polialumínio: PAC). Os valores de p em negrito indicam significância estatística; os valores de f<sup>2</sup> em negrito indicam tamanhos de efeito médios a grandes. -: variáveis/interações não presentes no modelo; N.S.: não significativo.

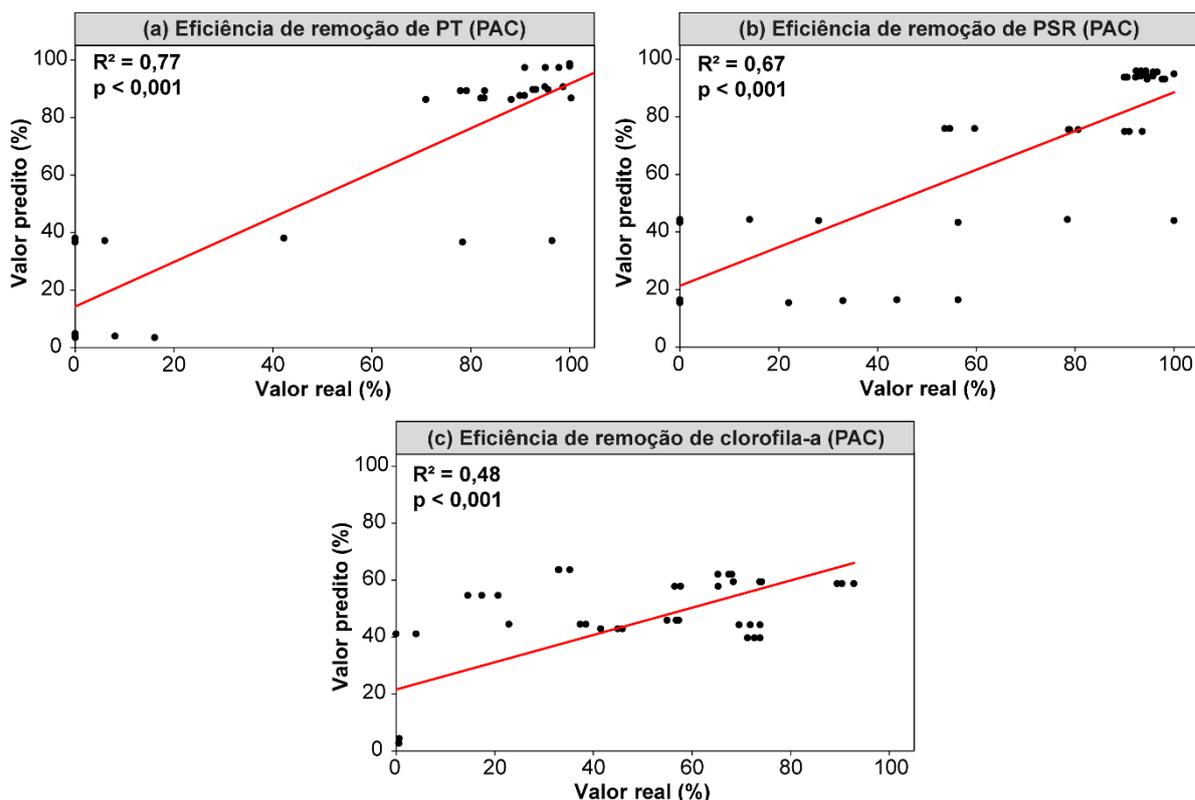
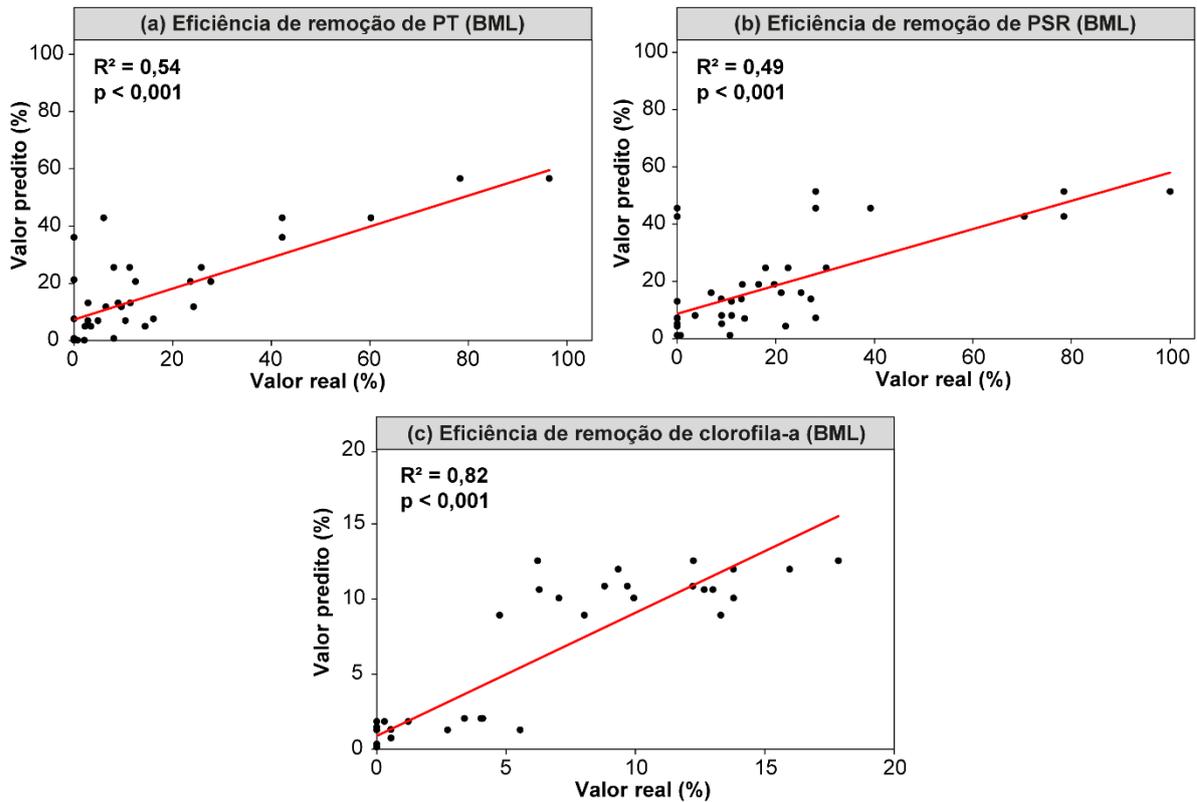


Figura 6 – Valores de eficiências de remoção de (a) fósforo total (PT), (b) fósforo solúvel reativo (PSR) e (c) clorofila-a preditos pelos modelos *versus* valores de eficiências de remoção obtidos nos ensaios de floculação-sedimentação após a aplicação do coagulante policloreto de alumínio (PAC).

Considerando apenas a aplicação de BML, as variáveis selecionadas para compor os modelos das eficiências de remoção de PT e PSR foram: dosagem de BML, ORP, turbidez e OD; para a eficiência de remoção de clorofila-a, o pH, em conjunto com as demais variáveis citadas, também apresentou correlação com a resposta (Tabela 5).

Variáveis	Eficiência de remoção (%)								
	PT			PSR			Clorofila-a		
	Coef.	p	f <sup>2</sup>	Coef.	p	f <sup>2</sup>	Coef.	p	f <sup>2</sup>
(Intercepto)	132,65	<0,001	-	146,13	<0,001	-	141,84	<0,001	-
Dosagem BML	0,27	<0,05	<b>0,28</b>	0,12	N.S.	0,06	-0,02	N.S.	0,11
pH	-	-	-	-	-	-	-25,53	<0,001	<b>3,4</b>
ORP	-0,84	<0,001	<b>0,67</b>	-0,90	<0,001	<b>0,74</b>	0,20	<0,001	<b>1,61</b>
Turbidez	-3,53	<0,001	<b>0,85</b>	-3,72	<0,001	<b>0,88</b>	0,65	<0,001	<b>1,22</b>
OD	18,17	<0,001	<b>0,67</b>	20,30	<0,001	<b>0,78</b>	-1,65	<0,05	<b>0,28</b>
Modelo	-	<0,001	-	-	<0,001	-	-	<0,001	-
Erro padrão	16,95	-	-	17,41	-	-	2,48	-	-
R <sup>2</sup>	0,54	-	-	0,49	-	-	0,82	-	-

Tabela 5 – Ajuste e estatística dos modelos de Regressão Linear Múltipla das eficiências de remoção de fósforo total (PT); fósforo solúvel reativo (PSR); e clorofila-a (aplicação da bentonita modificada com lantânio: BML). Os valores de p em negrito indicam significância estatística; os valores de f<sup>2</sup> em negrito indicam tamanhos de efeito médios a grandes. -: variáveis/interações não presentes no modelo; N.S.: não significativo.



**Figura 7 – Valores de eficiências de remoção de (a) PT, (b) PSR e (c) clorofila-a preditos pelos modelos *versus* valores de eficiências de remoção obtidos nos ensaios de floculação-sedimentação após a aplicação da argila BML.**

Por sua vez, as variáveis selecionadas para construção do modelo da eficiência de remoção de PT pela combinação PAC+BML foram: dosagens dos materiais, pH, ORP, turbidez e OD; para o de PSR, o pH não foi incluído; já para o modelo de eficiência de remoção de clorofila-a, foram escolhidas: as dosagens de PAC e BML, bem como o pH e OD.

Embora o valor de  $R^2$  dos modelos elaborados para a utilização da BML tenham sido relativamente inferiores, principalmente para a eficiência de remoção de PT, o p-valor revela que são significativos para explicação dos dados. Além disso, o tamanho do efeito ( $f^2$ ) indica que as variáveis explicativas escolhidas representam parcelas consideráveis da variação das variáveis respostas (Tabela 6; Figura 8).

Variáveis	Eficiência de remoção (%)								
	PT			PSR			Clorofila-a		
	Coef.	p	f <sup>2</sup>	Coef.	p	f <sup>2</sup>	Coef.	p	f <sup>2</sup>
(Intercepto)	-224,80	<0,05	-	-106,24	<0,001	-	905,63	<0,001	-
Dosagem PAC	4,97E-2	N.S.	0,01	-0,59	N.S.	0,01	0,23	N.S.	0,01
Dosagem BML	8,21E-3	N.S.	0,01	0,03	N.S.	0,01	0,03	N.S.	0,01
pH	28,33	<0,05	0,04	-	-	-	-129,76	<0,001	<b>1,20</b>
ORP	0,54	<0,001	0,09	0,99	<0,001	<b>0,37</b>	-	-	-
Turbidez	3,05	<0,001	<b>0,22</b>	4,26	<0,001	<b>0,47</b>	-	-	-
OD	-12,91	<0,001	<b>0,15</b>	-17,71	<0,001	<b>0,25</b>	9,51	<0,001	<b>0,64</b>
Modelo	-	< 0,001	-	-	< 0,001	-	-	< 0,001	-
Erro padrão	26,27	-	-	26,25	-	-	21,85	-	-
R <sup>2</sup>	0,39	-	-	0,41	-	-	0,55	-	-

Tabela 6 – Ajuste e estatística dos modelos de Regressão Linear Múltipla das eficiências de remoção de fósforo total (PT); fósforo solúvel reativo (PSR); e clorofila-a (aplicação do cloreto de polialumínio e bentonita modificada com lantânio: PAC+BML). Os valores de p em negrito indicam significância estatística; os valores de f<sup>2</sup> em negrito indicam tamanhos de efeito médios a grandes. -: variáveis/interações não presentes no modelo; N.S.: não significativo.

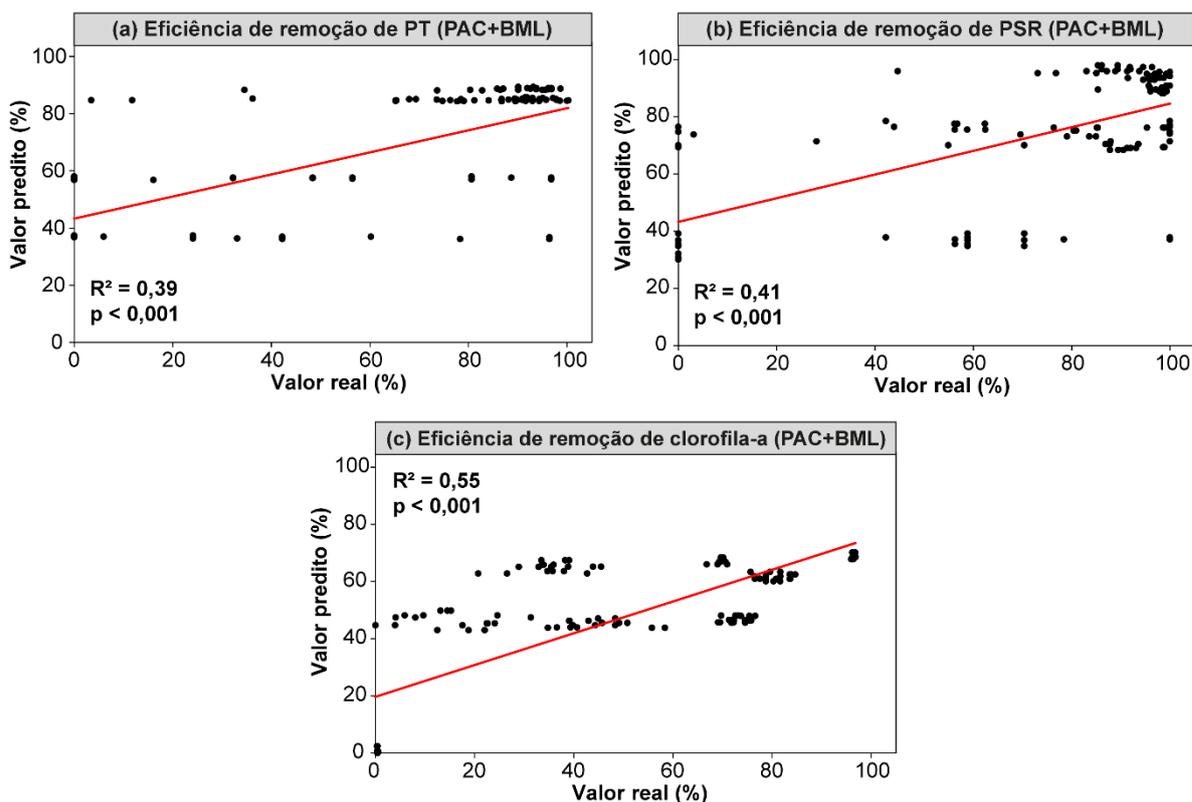


Figura 8 – Valores de eficiências de remoção de (a) PT, (b) PSR e (c) clorofila-a preditos pelos modelos *versus* valores de eficiências de remoção obtidos nos ensaios de floculação-sedimentação após a aplicação da combinação PAC+BML.

Vale salientar que, em alguns casos, as dosagens do coagulante e da argila não foram significativas, porém, como os modelos tiveram como objetivo/objetivaram a relação entre os

tratamentos aplicados e as variáveis físicas, químicas e biológicas influenciando nas respostas, elas foram mantidas. Paralelamente, as interações entre as variáveis e as dosagens dos materiais também foram testadas, mas não foram significativas para os modelos, de modo que prejudicaram seu ajuste, por isso não estão presentes nas equações.

### 3.5 Efeitos das características físicas, químicas e biológicas das águas dos reservatórios sobre a eficiência da técnica *Floc and Sink*

A partir da seleção das variáveis para construção dos modelos preditivos, foi observado os efeitos daquelas que foram significativas sobre as variáveis resposta.

Percebeu-se que, com a aplicação do PAC, valores de pH acima de 7,0 favoreceram as eficiências de remoção de PT e PSR (Figura 9a). O mesmo ocorreu para eficiência de remoção de PT com a utilização de PAC+BML, mas para valores acima de 7,1 (Figura 9c). Contudo, ao atingir valores superiores a 7,3, a eficiência de remoção de clorofila-a foi prejudicada tanto com a aplicação do PAC quanto com a combinação dos materiais (Figura 9a e 9c) e favorecida levemente em valores superiores a 7,0 quando aplicou-se a BML (Figura 9b).

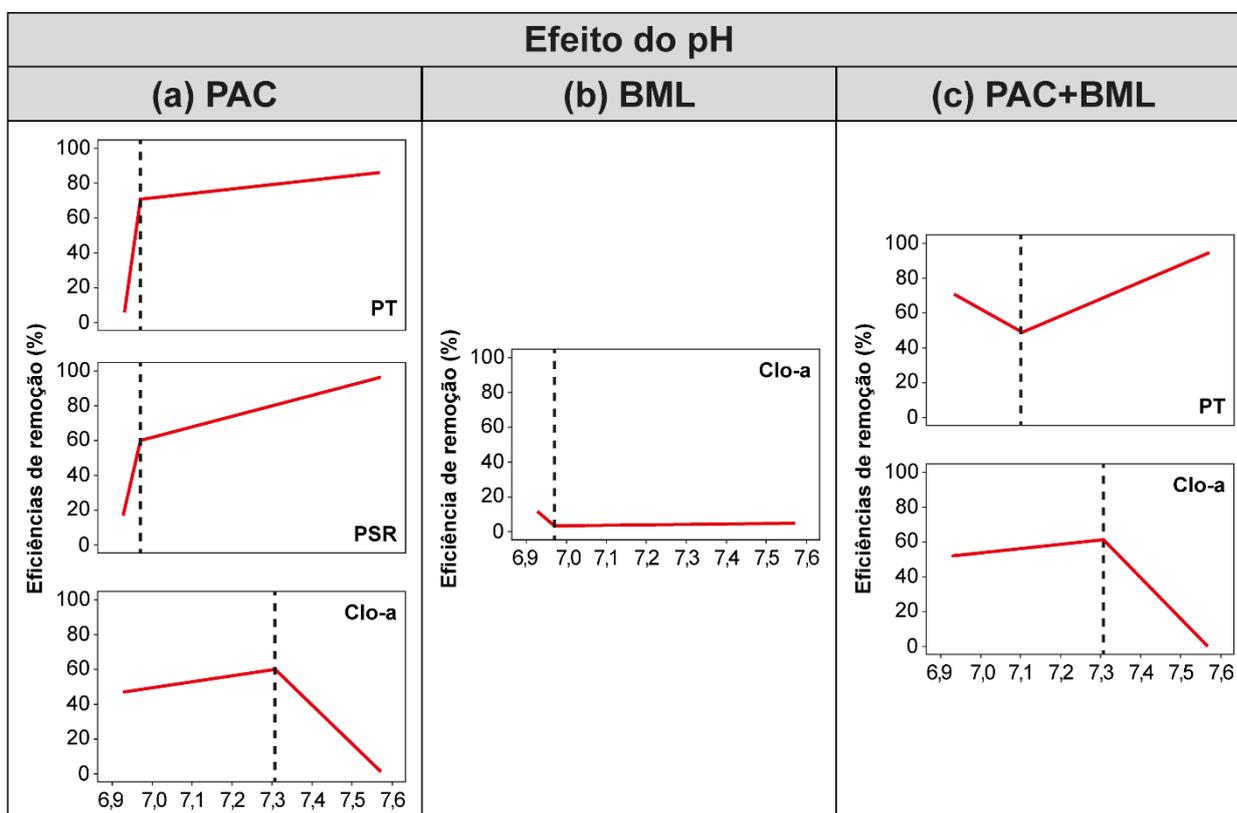
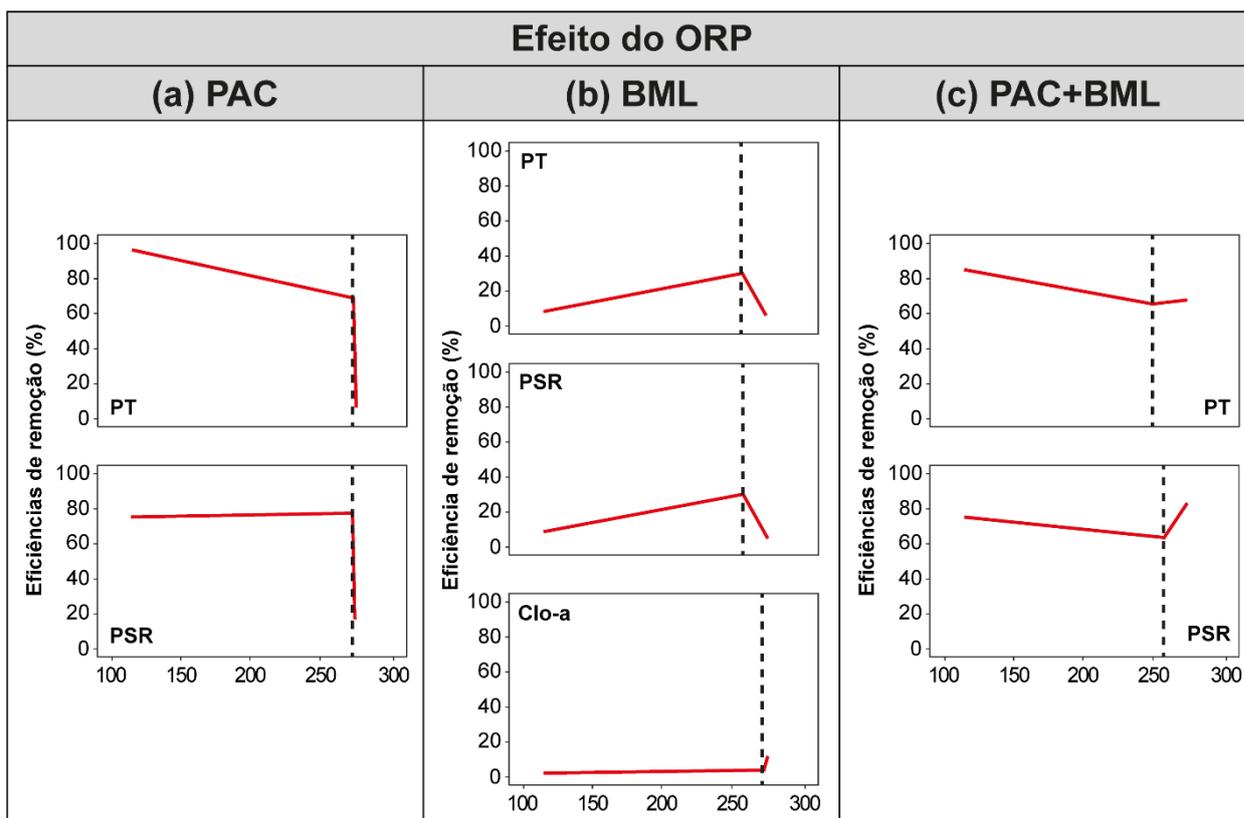


Figura 9 – Efeito do pH sobre as eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a (Clo-a) com as aplicações de (a) PAC, (b) BML e (c) PAC+BML.

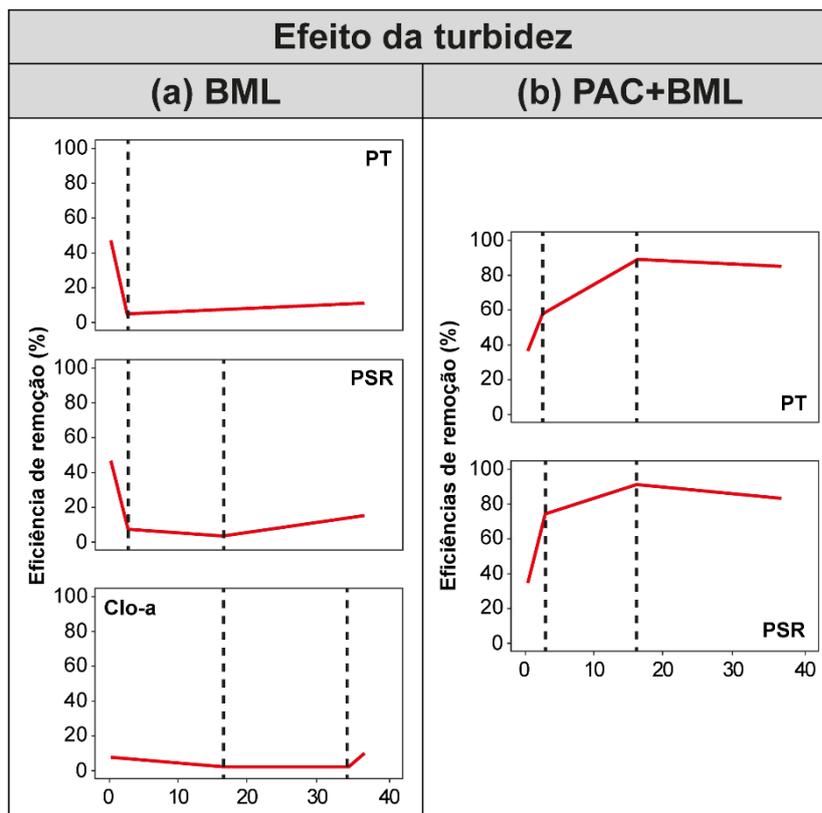
O ORP, por sua vez, apresentou efeito negativo sobre as eficiências de remoção de PT e PSR nas aplicações dos materiais isolados quando estava próximo a 270 mV (Figura 10a e 10b). Entretanto, com a utilização dos materiais combinados, essas eficiências foram beneficiadas em valores maiores que 260 mV (Figura 10c). Em relação a eficiência de remoção de clorofila-a, o ORP interferiu significativamente apenas na aplicação da BML, indicando um aumento quando o potencial redox for superior a 270 mV (Figura 10b).



**Figura 10** – Efeito do potencial redox (ORP) sobre as eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a (Clo-a) com as aplicações de (a) PAC, (b) BML e (c) PAC+BML.

O aumento da turbidez para valores acima de 5 NTU provocou redução nas eficiências de remoção de PT e PSR com aplicação da BML, que permaneceram próximas à zero (Figura 11a). Porém, foi possível observar uma crescente discreta da variável resposta, principalmente nos valores acima de 18 NTU na eficiência de remoção de PSR (Figura 11a). Padrão similar foi observado para a eficiência de remoção de clorofila-a com aplicação da argila, mas para valores entre 18 e 34 NTU, respectivamente (Figura 11a).

Por outro lado, ao se utilizar os materiais combinados, o intervalo entre 5 e 18 NTU promoveu aumento nas eficiências de remoção de PT e PSR (Figura 11b). A turbidez não apresentou efeito significativo ao se aplicar o coagulante isolado.



**Figura 11– Efeito da turbidez sobre as eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a (Clo-a) com as aplicações de (a) BML e (b) PAC+BML.**

O efeito do oxigênio dissolvido (OD) foi semelhante nas aplicações de PAC e PAC+BML (Figuras 12a e c). Foi observada uma redução acentuada das eficiências de remoção de PT e PSR até as concentrações de OD atingirem valores próximos a  $6 \text{ mg L}^{-1}$ , contudo, superior a esse valor, essas eficiências de remoção são favorecidas (Figuras 12a e c). A remoção de clorofila-a sofre o mesmo efeito, mas para valores próximos a  $8 \text{ mg L}^{-1}$  em todos os tratamentos (Figuras 12a, b e c).

Com a utilização da BML, o efeito foi o contrário ao observado para os demais materiais (Figura 12b). As eficiências de remoção de PT e PSR aumentaram conforme o aumento das concentrações de OD, porém ao atingir valores em torno de  $6 \text{ mg L}^{-1}$  foi observada redução nas eficiências de remoção desses parâmetros (Figura 12a e c).

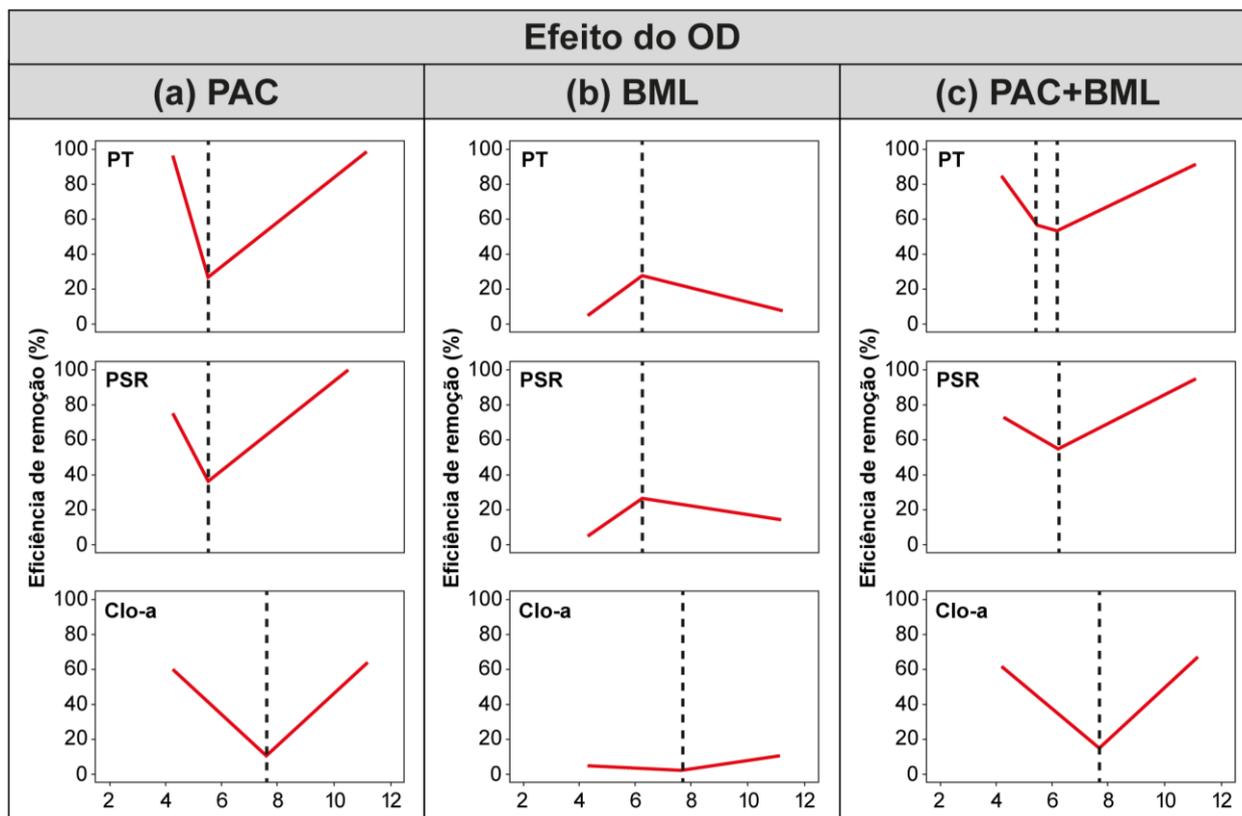


Figura 12 – Efeito do oxigênio dissolvido (OD) sobre as eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a (Clo-a) com as aplicações de (a) PAC, (b) BML e (c) PAC+BML.

## 4 DISCUSSÃO

### 4.1 Interferência de características físicas, químicas e biológicas das águas dos reservatórios eutrofizados sobre a eficácia da técnica *Floc and Sink*

Nossos resultados evidenciaram que características que não foram levantadas na hipótese também interferiram positiva e negativamente no desempenho da técnica *Floc and Sink*, como o potencial redox (ORP), oxigênio dissolvido (OD) e a turbidez, além do pH, corroborando parcialmente a hipótese levantada de que determinadas condições das águas eutrofizadas dos reservatórios influenciam negativamente as eficiências de remoção pela aplicação de PAC e BML, sendo possível modelar as relações entre elas.

O presente estudo mostrou que o pH próximo da neutralidade das águas dos reservatórios eutrofizados favoreceu o desempenho do PAC e do PAC +BML na remoção de PT e PSR, principalmente com aplicação das dosagens mais elevadas. De fato, valores de pH acima de 6,5 podem requerer dosagens maiores do coagulante, por afetarem a desestabilização das partículas coloidais e evitar a formação apropriada dos flocos, como constatado por Nti *et al.* (2021) ao analisarem a remoção de turbidez de águas brutas. No entanto, dosagens elevadas

de PAC reduzem o pH da água, como observado por Lucena-Silva *et al.* (2019), podendo causar risco à biota aquática pela formação de compostos tóxicos de alumínio em  $\text{pH} < 5$ .

Com relação ao desempenho da combinação de PAC+BML na remoção de clorofila-a, nossos resultados estão alinhados com o encontrado por Drummond *et al.* (2022) ao analisarem a eficiência da técnica *Floc and Sink* na remoção de florações de cianobactérias, uma vez que eles concluíram que o aumento do pH influenciou negativamente o desempenho de todos os tratamentos testados, incluindo a combinação de PAC+BML, atribuindo isso à existência de uma faixa ótima de pH para coagulação eficiente de cada coagulante.

Com a aplicação da BML, os valores de pH mais elevados das águas dos reservatórios eutrofizados impactaram de forma negativa as eficiências de remoção de clorofila-a, mesmo quando utilizadas dosagens maiores do lastro. Resultados similares foram observados por Kang *et al.* (2022), que concluíram que a faixa de pH entre 6-10 reduz a capacidade de adsorção do fósforo reativo solúvel pela BML. Isso pode ser atribuído à formação de hidroxilas, que reduz os *sites* disponíveis para ligação do lantânio (La) com as formas de fósforo, o que também pode impactar negativamente a eficiência de remoção da biomassa algal (Kang *et al.* 2022; Ross *et al.*, 2008). O baixo desempenho da BML ainda pode estar associado à presença de carbono orgânico dissolvido (COD) na água, uma vez que em valores de pH próximos à neutralidade, similar aos observados no presente estudo, favoreceram o COD na disputa com o fósforo pelos *sites* de adsorção da BML, reduzindo a adsorção de P (Li *et al.*, 2024).

Nossos achados revelaram ainda que valores elevados de ORP dentro do intervalo abarcado prejudicaram as eficiências de remoção das formas de fósforo com a aplicação do PAC e da BML isolados. Isso contraria os achados de Ding *et al.* (2018) que, ao avaliarem a imobilização de P pela BML, observaram que condições redutoras (-300 a -150 mV) possibilitaram a liberação de fósforo e ferro (Fe) adsorvidos pela argila para a coluna d'água, prejudicando sua eficácia, uma vez que são inferiores a 200 mV, ponto no qual ocorre a redução de óxidos e hidróxidos ferro, liberando o P, enquanto valores similares aos observados em nossos resultados, mantiveram a ligação entre esses compostos.

Por sua vez, os valores mais altos do oxigênio dissolvido observados nesse estudo favoreceram as eficiências de remoção testadas independentemente do tratamento aplicado. O que pode estar associado com aumento da capacidade de oxidação matéria orgânica e metais presentes na água, como evidenciado por Karbasi e Marefat (2017) que avaliaram o impacto do aumento do OD na floculação de metais pesados em águas estuarinas no Irã, concluindo que maiores níveis de oxigênio dissolvido na coluna d'água incrementaram a taxa de floculação de manganês e chumbo, mesmo sem a adição de coagulantes, o que pode contribuir para formação

de flocos mais estáveis ao se utilizar materiais como o PAC. Além disso, as concentrações de OD estão correlacionadas com o crescimento e mortalidade da comunidade fitoplanctônica, incluindo as densidades de cianobactérias (Piccioni *et al.*, 2022), bem como com a liberação de frações de fósforo do sedimento para a coluna d'água quando o ambiente é anóxico, contribuindo para refertilização do sistema (Cavalcante *et al.*, 2018), indicando que a remoção de P pode ser prejudicada em ambientes caracterizado por baixas concentrações de OD.

Em relação à turbidez, nossos resultados evidenciaram que valores entre 5 e 18 NTU influenciaram negativamente as eficiências de remoção de fósforo e clorofila-a com a aplicação da BML, mas positivamente com a combinação dos materiais da técnica *Floc and Sink*. Isso foi contrário aos achados de Ren *et al.* (2020) que verificaram que os níveis de turbidez da água bruta que variaram entre 30 e 300 NTU, não influenciaram significativamente na eficiência de remoção de fósforo pelo cloreto férrico, ainda que tenha sido possível verificar melhorias na remoção de P com o aumento da turbidez inicial, uma vez que as partículas suspensas podem promover maior frequência de colisão, beneficiando a formação dos flocos. Essa turbidez pode estar associada, ainda que indiretamente, à densidade de cianobactérias e concentração de clorofila-a, como é evidenciado nos achados de Gao *et al.* (2025) que mostraram o aumento da turbidez não algal associado ao aumento da densidade de espécies filamentosas de cianobactérias, como a *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* e *Pseudanabaena*. Isso pode indicar que a redução da eficiência da BML tanto na remoção de P como de clorofila-a na faixa de turbidez testada em nosso estudo pode ser atribuída às espécies de cianobactérias dominantes.

Embora as variáveis biológicas, como a densidade de cianobactérias, morfologia da espécie dominante e concentração de clorofila-a não tenham sido consideradas significativas para a construção dos modelos, a interferência que elas provocam na ação dos materiais utilizados na técnica *Floc and Sink* é amplamente reportado (Monicelli *et al.*, 2024; Lucena-Silva *et al.*, 2022; Drummond *et al.*, 2022; Lürling *et al.*, 2020; Araújo *et al.*, 2018; Miranda *et al.*, 2017). Características morfológicas como a forma, a exemplo das espécies filamentosas, e células de maiores tamanhos, e alguns mecanismos de flutuabilidade, como aerótopos e bainha mucilagínosa, os quais determinadas espécies fitoplanctônicas possuem, podem prejudicar a sedimentação das células e, inclusive, inviabilizar a utilização dos materiais da técnica *Floc and Sink* conforme verificado por Lucena-Silva *et al.* (2022). Do mesmo modo, Monicelli *et al.* (2024) observaram que a presença dessas estruturas de resistência à sedimentação impediu a sedimentação de cianobactérias com a aplicação do PAC combinado com argilas naturais. Ainda é válido salientar que a maioria dos reservatórios do nosso estudo apresentou dominância

de cianobactérias filamentosas e Lüring *et al.* (2020) observaram o retorno de *Planktothrix rubescens*, espécie filamentosa, para a coluna d'água após o intervalo de um dia da aplicação da argila e coagulante combinados. Portanto, é importante ressaltar que espécies de cianobactérias que possuem aerótopos devem ser avaliadas cuidadosamente para uma aplicação eficiente da técnica *Floc and Sink*, afinal, mesmo que os materiais utilizados demonstrem capacidade imediata de remoção, é possível que elas retornem à coluna d'água comprometendo a eficácia da técnica a médio e longo prazo.

#### **4.2 Confiabilidade dos modelos matemáticos preditivos da eficácia da técnica *Floc and Sink***

Os modelos de RLM elaborados foram capazes de explicar as relações entre as variáveis químicas e físicas com as eficiências de remoção de PT, PSR e clorofila-a, além do potencial de predição observado, corroborando também com a primeira hipótese no que diz respeito a modelagem desses fatores para a predição da remoção de fósforo e clorofila-a de ambientes eutrofizados. A seleção de outras variáveis que não estavam citadas na hipótese (potencial redox (ORP), turbidez e oxigênio dissolvido (OD)), apesar de inesperadas, é bastante interessante, pois evidencia a necessidade de um diagnóstico preliminar mais aprofundado para otimização da utilização dos materiais PAC e BML.

Um dos primeiros valores que são avaliados para determinação do ajuste de um modelo linear é o coeficiente de determinação ( $R^2$ ). Farra *et al.* (2019) ao construir modelos de regressões lineares múltiplas para prever os níveis de eutrofização no Lago Champlain (América do Norte) utilizando um banco de dados de 24 anos, considerou como modelo mais ajustado aquele que obteve  $R^2$  de 0,66, similar à maioria dos valores de  $R^2$  observados no presente estudo, que variaram entre 0,39 e 0,82, evidenciando o potencial de predição.

Porém, concluir que um modelo é bem ajustado somente pelo  $R^2$  não é recomendado, principalmente se o objetivo for prever respostas, uma vez que pode indicar *overfitting* (sobreajuste) do modelo (Martin *et al.*, 2021). O sobreajuste ocorre quando o modelo representa o conjunto de dados com extrema precisão, não permitindo extrapolações para cenários que estejam diferentes desse conjunto de dados (Subramanian e Simon, 2013). Modelos de RLM e de *Random Forest Regression* (RFR) foram desenvolvidos para prever a distribuição espacial das concentrações de fósforo na planície de Jiangnan-Dongting, China, a partir um conjunto de dados de 9 anos, evidenciando que o melhor modelo apresentou maior  $R^2$  e menor valor de p (Li *et al.*, 2022).

Do mesmo modo, Zou *et al.* (2020) quantificaram o efeito entre as interações de nitrogênio e fósforo sobre as variações de clorofila-a de 39 lagos na China através de um modelo de RLM, considerando um resultado significativo com  $R^2$  de 0,56 e  $p < 0,001$ . Para todos os modelos desenvolvidos nessa pesquisa, obteve-se níveis de explicação da variabilidade dos dados satisfatória, com  $p < 0,001$ .

Diante do exposto, os modelos aqui representados explicam uma fração significativa da variância dos dados ( $R^2$  e p-valor) e podem ser utilizados na previsão das eficiências de remoção correspondentes quando realizada a aplicação dos materiais isolados (PAC e BML) ou combinados (PAC+BML). Porém, é importante salientar a necessidade de aumentar o banco de dados, visto que as demais pesquisas relacionadas ao tema consideram maiores intervalos de tempo (por volta de 10 anos de coleta de dados) ou um número amostral maior.

## 5 CONCLUSÕES

Nossos achados mostraram que as condições químicas e físicas, como pH, potencial redox, turbidez e oxigênio dissolvido das águas de reservatórios eutrofizados afetaram significativamente a eficácia da técnica *Floc and Sink*.

O pH próximo da neutralidade das águas dos reservatórios favoreceu a remoção de fósforo com PAC e PAC+BML, no entanto o aumento do pH para valores acima de 7,3 reduziu a eficiência na remoção de clorofila-a. Valores de ORP acima de 250 mV contribuíram positivamente para a remoção de clorofila-a com argila e a combinação, mas prejudicaram para a remoção das formas de fósforo. A turbidez e o OD favoreceram a remoção de fósforo com PAC+BML, embora tenham tido efeito inverso ao se aplicar a BML. O OD apresentou ainda melhoria na remoção de P com aplicação do PAC.

A aplicação dos materiais combinados (PAC+BML) evidenciou eficiências de remoção superiores às aquelas apresentadas pela aplicação da BML isolada, apresentando similaridades com o observado para a aplicação do PAC, evidenciando que a aplicação do coagulante isolado é suficiente para a remoção de fósforo e clorofila-a da coluna d'água, sendo também mais interessante do ponto de vista econômico e ambiental.

Os modelos apresentados podem ser utilizados para prever tais eficiências de remoção, uma vez que conseguiram explicar no mínimo 39% da variabilidade dos dados com um nível de confiança de 95% e  $p < 0,001$ . No entanto, sugerimos para estudos futuros o aumento do  $n$  amostral para melhoria da explicação dos dados dos modelos matemáticos, ampliando assim os intervalos das características analisadas que são inerentes aos reservatórios que impactam o funcionamento dos materiais.

Esses achados fornecem dados e informações relevantes que podem beneficiar a aplicação da técnica *Floc and Sink* através da otimização da utilização dos materiais PAC e BML, uma vez que permitem uma estimativa sobre a eficiência de remoção a ser alcançada de acordo com as características das águas. Além disso, esses resultados oferecem suporte técnico-científico para as políticas de gestão de recursos hídricos, principalmente na região semiárida que é mais suscetível ao processo de eutrofização e escassez de água, gerando conhecimento inovador voltado à recuperação de áreas afetadas pela poluição das águas de abastecimento do estado, garantindo sua qualidade e segurança para a saúde pública.

## REFERÊNCIAS

APHA (American Public Health Association), 2023. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21 Ed. Washington, DC, 1200 p.

ARAÚJO, F.; VAN OOSTERHOUT, F.; BECKER, V.; ATTAYDE, J. L.; LÜRLING, M. Effects of polyaluminum chloride and lanthanum-modified bentonite on the growth rates of three *Cylindrospermopsis raciborskii* strains. **Plos One**, v. 13, n. 4, 2018. DOI: 10.1371/journal.pone.0195359.

BAPTISTA, A. T. A.; COLDEBELLA, P. F.; CARDINES, P. H. F.; GOMES, R. G.; VIEIRA, M. F.; BERGAMASCO, R.; VIEIRA, A. M. S. Coagulation–flocculation process with ultrafiltered saline extract of *Moringa oleifera* for the treatment of surface water. **Chemical Engineering Journal**, v. 276, p. 166-173, 2015. DOI: 10.1016/j.cej.2015.04.045.

BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. D. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. D. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 103-118, 2012. DOI: 10.1590/S2179-975X2012005000030.

BARROS, I. R.; BENINCÁ, C.; ZANOELO, E. F. Kinetics of the precipitation reaction between aluminium and contaminant orthophosphate ions. **Environmental Technology**, v. 45, n. 21, p. 4266 – 4283, 2023. DOI: 10.1080/09593330.2023.2246643.

BARTOSIEWICZ, M; PRZYTULSKA, A; DESHPANDE, B. N.; ANTONIADES, D., CORTES, A., MACINTYRE, S., LEHMANN, M. F.; LAURION, I. Effects of climate change and episodic heat events on cyanobacteria in a eutrophic polymictic lake. **Science of The Total Environment**, v. 693, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.220.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J. Removal of sodium lauryl sulphate by coagulation/flocculation with *Moringa oleifera* seed extract. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, n. 2-3, p. 713-719, 2009. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.08.053.

BONSDORFF, E. Eutrophication: Early warning signals, ecosystem-level and societal responses, and ways forward. **Ambio**, v. 50, p. 753–758, 2021. DOI: 10.1007/s13280-020-01432-7.

BOURIQI, A.; OUAZZANI, N.; DELIEGE, J. F. Modeling the Impact of Urban and Industrial Pollution on the Quality of Surface Water in Intermittent Rivers in a Semi-Arid Mediterranean Climate. **Hydrology**, v. 11, 2024. DOI: 10.3390/hydrology11090150.

BRAGA, B.B.; COSTA, C.A.G.; LIMA, G.D.; LACERDA, C. F.; FOERSTER, S.; BROSINSKY, A.; MEDEIROS, P. H. A. Reuse of sediment as a soil conditioner in a semiarid region dominated by subsistence farming: sediment characterization at the regional scale and effects on maize crop. **Journal of Soils and Sediments**, v. 24, p. 1039–1055, 2024. DOI: 10.1007/s11368-023-03679-5

CAO, Y.; WANG, Y.; YUE, X.; YUB, C.; LIU, Y. Effect of preparation methods on phosphate removal of lanthanum-modified bentonite. **Desalination and Water Treatment**, v. 297, p. 160–168, 2023. DOI: 10.5004/dwt.2023.29619.

- CARPENTER, S. R. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 32, p. 11039–11040, 2008. DOI: 10.1073/pnas.0806112105.
- CAVALCANTE, H.; CRUZ, P.S.; VIANA, L. G.; SILVA, D. L.; BARBOSA, J. E. L. Influence of the use and the land cover of the catchment in the water quality of the semiarid tropical reservoirs. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v.7, p. 389-398, 2017. DOI: 10.29150/jhrs.v7.7.p389-398.
- CAVALCANTE, H.; ARAÚJO, F; NOYMA, N. P.; BECKER, V. Phosphorus fractionation in sediments of tropical semiarid reservoirs. **Science of The Total Environment**, v. 619–620, p. 1022-1029, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.204.
- CHEN, H.; LI, Y.; WU, A.; WANG, Y.; ZHAO, Y.; WANG, G.; HAN, C.; SHEN, Q. Effects of Ecological Water Diversion on Internal Nitrogen and Phosphorus Release in a Typical Small Shallow Lake in China. **Water**, v. 16, 2024. DOI: 10.3390/w16071065.
- CHEN, X.; LIU, L.; YAN, W.; LI, M.; GUO, Z.; LI, Q.; HE, X.; ZHAO, Z.; LIU, R.; ZHANG, S.; HUANG, Y.; JIANG, F. Effect of lanthanum modified bentonite capping on control of sediment phosphorus and tungsten release. **Ecological Engineering**, v. 185, 2022. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2022.106788.
- CHENG, P.; BAO, X.; JIAO, Y.; ZHANG, X.; LI, Q.; GU, S. Evaluation of the Potential Release Risk of Internal N and P from Sediments—A Preliminary Study in Two Freshwater Reservoirs in South China. **Water**, v. 14, 2022. DOI: 10.3390/w14040664.
- COOKE, G. D.; WELCH, E. B.; MARTIN, A. B.; FULMER, D. G.; HYDE, J. B.; SCHRIEVE, G. D. Effectiveness of Al, Ca, and Fe salts for control of internal phosphorus loading in shallow and deep lakes. **Hydrobiologia**, v. 253, n. 1-3, p. 323-335, 1993. DOI: 10.1007/bf00050758.
- 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. **Water research**, v. 97, p. 162-174, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2015.11.056.
- CORREIA, T. G.; VIEIRA, V. A. R. O.; NARCIZO, A. M.; ZAMPIERI, R. A.; FLOETER-WINTER, L. M.; MOREIRA, R. G. Endocrine disruption caused by the aquatic exposure to aluminum and manganese in *Astyanax altiparanae* (Teleostei: Characidae) females during the final ovarian maturation. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 249, 2021. DOI: 10.1016/j.cbpc.2021.109132.
- COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 1B, p. 211-219, 2006. DOI: 10.1590/S1519-69842006000200005.

CUI, H.; HUANG, X.; YU, Z.; CHENAB, P.; CAO, X. Application progress of enhanced coagulation in water treatment. **The Royal Society of Chemistry**, v. 10, p. 20231-20244, 2020. DOI: 10.1039/d0ra02979c.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A Trophic State Index for Tropical/subtropical Reservoirs (TSI<sub>tsr</sub>). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.07.058

CUNHA, M. E.; FILHO, L. C. A. L.; CUNHA, R. R.; RÊGO, L. G. S.; GONDIM, J. E. F.; PORTELA, J. C.; SILVA, C. V. T.; BATISTA, R. O. Influence of land use and occupancy on water quality in a stretch of the Piranhas-Açu semiarid river basin in Brazil. **Social Science Research Network Electronic Journal**, 2022. DOI: 10.2139/ssrn.4029372.

DAI, M.; ZHAO, Y.; CHAI, F.; CHEN, M.; CHEN, N.; CHEN, Y.; CHENG, D.; GAN, J.; GUAN, D.; HONG, Y.; HUANG, J.; LEE, Y.; LEUNG, K. M. Y.; LIM, P. E.; LIN, S.; LIN, X.; LIU, X.; LIU, Z.; LUO, Y-W.; MENG, F.; SANGMANEE, C.; SHEN, Y.; UTHAIPAN, K.; WAN, TALAAT, W. I. A.; WAN, X. S.; WANG, C.; WANG, D.; WANG, G.; WANG, S.; WANG, Y.; WANG, Y.; WANG, Z.; WANG, Z.; XU, Y.; YANG, J-Y. T.; YANG, Y.; YASUHARA, M.; YU, D.; YU, J.; YU, L.; ZHANG, Z.; ZHANG, Z. Persistent eutrophication and hypoxia in the coastal ocean. **Cambridge Prisms: Coastal**, v. 1, 2023. DOI: 10.1017/cft.2023.7.

DING, S.; SUN, Q.; CHEN, X.; LIU, Q.; WANG, D.; LIN, J.; ZHANG, C.; TSANG, D. C. W. Synergistic adsorption of phosphorus by iron in lanthanum modified bentonite (Phoslock®): New insight into sediment phosphorus immobilization. **Water Research**, v. 134, p. 32-43, 2018. DOI: 10.1016/j.watres.2018.01.055.

DITHMER, L.; NIELSEN, U. G.; LUNDBERG, D.; REITZEL, K. Influence of dissolved organic carbon on the efficiency of P sequestration by a lanthanum modified clay. **Water Research**, v. 97, p. 39-46, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2015.07.003.

DITHMER, L.; NIELSEN, U. G.; LÜRLING, M.; SPEARS, B. M.; YASSERI, S.; LUNDBERG, D.; MOORE, A.; NICHOLAI, D. REITZEL, K. J. Responses in sediment phosphorus and lanthanum concentrations and composition across 10 lakes following applications of lanthanum modified bentonite. **Water research**, v. 97, p. 101-110, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2016.02.011.

DOUGLAS, G. B.; HAMILTON, D. P.; ROBB, M. S.; PAN, G.; SPEARS, B. M.; LÜRLING, M. Guiding principles for the development and application of solid-phase phosphorus adsorbents for freshwater ecosystems. **Aquatic Ecology**, v. 50, n. 3, p. 385-405, 2016. DOI: 10.1007/s10452-016-9575-2.

DOWNING, J. A. Limnology and oceanography: two estranged twins reuniting by global change. **Inland Waters**, v. 4, n. 2, p. 215-232, 2014. DOI: 10.5268/IW-4.2.753.

DRUMMOND, E.; LEITE, V. B. G.; NOYMA, N. P.; MAGALHÃES, L.; GRACO-ROZA, C.; HUSZAR, V. L.; LÜRLING, M.; MARINHO, M. M. Temporal and spatial variation in the efficiency of a *Floc & Sink* technique for controlling cyanobacterial blooms in a tropical reservoir. *Harmful Algae*, v. 117, 2022. DOI: 10.1016/j.hal.2022.102262.

FARRA, L. E.; WANG, K.; CHEN, Z.; ZHU, Y. Y. Examination of Multiple Linear Regression (MLR) and Neural Network (NN) Models to Predict Eutrophication Levels in Lake Champlain. **Journal Of Environmental Informatics Letters**, v. 1 (2), p. 60-71, 2019. DOI: 10.3808/jeil.201900007

FU, C.; LI, Y.; ZUO, Y.; LI, B.; LIU, C.; LIU, D.; FU, Y.; Yin, Y. Fabrication of lanthanum/chitosan co-modified bentonite and phosphorus removal mechanism from low-concentration landscape water. **Water Sci Technol**, v. 86, n. 5, p. 1017-1033, 2022. DOI: 10.2166/wst.2022.251.

FU, X.; ZHENG, M.; SU, J.; XI, B.; WEI, D.; WANG, X. Spatiotemporal patterns and threshold of chlorophyll-a in Lake Taihu based on microcystins. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, p. 49327-49338, 2023. DOI: 10.1007/s11356-023-25737-8.

GAO, G.; BAI, D.; LI, T.; LI, J.; JIA, Y.; LI, J.; WANG, Z.; CAO, X.; SONG, L. Understanding filamentous cyanobacteria and their adaptive niches in Lake Honghu, a shallow eutrophic lake. **Journal of Environmental Sciences**, v. 152, p. 219-234, 2025. DOI: 10.1016/j.jes.2024.05.010.

GUMIŃSKA, J.; KŁOS, M.; GUMIŃSKI, A. Assessment of particle size distribution for polyaluminum chloride-based coagulation–flocculation processes. **Desalination and Water Treatment**, v. 308, p. 90-101, 2023. DOI: 10.5004/dwt.2023.29718.

HAGHSERESHT, F.; WANG, S.; DO, D. D. A novel lanthanum-modified bentonite, Phoslock, for phosphate removal from wastewaters. **Applied Clay Science**, v. 46 (4), p. 369-375, 2009. DOI: 10.1016/j.clay.2009.09.009.

HAMILTON, D. P.; SALMASO, N.; PAERL, H. W. Mitigating harmful cyanobacterial blooms: strategies for control of nitrogen and phosphorus loads. **Aquatic Ecology**, v. 50, n. 3, p. 351–366, 2016. DOI: 10.1007/s10452-016-9594-z.

HAMILTON, D. P.; SALMASO, N.; PAERL, H. W. Mitigating harmful cyanobacterial blooms: strategies for control of nitrogen and phosphorus loads. **Aquatic Ecology**, v. 50, n. 3, p. 351–366, 2016. DOI: 10.1007/s10452-016-9594-z.

HUSER, B. J.; EGEMOSE, S.; HARPER, H.; HUPFER, M.; JENSEN, H.; PILGRIM, K. M.; REITZEL, K.; RYDIN, E.; FUTTER, M. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. **Water Research**, v. 97, p. 122–132, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2015.06.051.

HUSER, B. J.; FUTTER, M.; LEE, J. T.; PERNIEL, M. In-lake measures for phosphorus control: The most feasible and cost-effective solution for long-term management of water quality in urban lakes. **Water Research**, v. 97, p. 142-152, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2015.07.036.

HWANG, S.-J. Eutrophication and the Ecological Health Risk. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 17, 2020. DOI: 10.3390/ijerph17176332.

IGWARAN, A.; KAYODE, A. J.; MOLOANTOA, K. M.; KHETSHA, Z. P.; UNUOFIN, J. O. Cyanobacteria harmful algae blooms: causes, impacts, and risk management. **Water Air Soil Pollut**, v. 235, n. 71, 2024. DOI: 10.1007/s11270-023-06782-y.

JI, X.; LI, Z.; WANG, M.; YUAN, Z.; JIN, L. Response Surface Methodology Approach to Optimize Parameters for Coagulation Process Using Polyaluminum Chloride (PAC). **Water**, v. 16, 2024. DOI: 10.3390/w16111470.

JIMENO-SÁEZ, P.; SENENT-APARICIO, J.; CECILIA, J. M.; PÉREZ-SÁNCHEZ, J. Using Machine-Learning Algorithms for Eutrophication Modeling: Case Study of Mar Menor Lagoon (Spain). **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17(4), 2020. DOI: 10.3390/ijerph17041189.

JOCHIMSEN, E. M.; CARMICHAEL, W. W.; AN, J. S.; CARDO, D. M.; COOKSON, S. T.; HOLMES, C. E.; ANTUNES, M. B.; FILHO, D. A. M.; LYRA, T. M.; BARRETO, V. S.; AZEVEDO, S. M.; JARVIS, W. R. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. **N Engl J Med**, v. 338, n. 13, p. 873-878, 1998. DOI: 10.1056/NEJM199803263381304.

JOCHIMSEN, E. M.; CARMICHAEL, W. W.; AN, J.; CARDO, D. M.; COOKSON, S. T.; HOLMES, C. E. M.; ANTUNES, M. B. C.; FILHO, D. A. M.; 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, 1998. DOI: 10.1056/NEJM199803263381304.

KANG, L.; MUCCI, M.; LÜRLING, M. Influence of temperature and pH on phosphate removal efficiency of different sorbents used in lake restoration. **Science of The Total Environment**, v. 812, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.151489.

Karbassi, A.; Marefat, A. The impact of increased oxygen conditions on heavy metal flocculation in the Sefidrud estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 121, p. 168-175, 2017. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.011.

KASSA, A. E.; SHIBESHI, N. T.; TIZAZU, B. Z. Synthesis of polyaluminum chloride: Optimization of process parameters, characterization and performance investigation for water treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 57, 2024. DOI: 10.1016/j.jwpe.2023.104700.

KIM, J.; KIM, H.; KIM, K.; AHN, J. M. Assessing the Applicability of Deep-Learning Method for Predicting Cyanobacteria in a Regulated River. **Journal of Environmental Engineering**, v. 150, n. 5, 2024. DOI: 10.1061/JOEEDU.EEENG-7427.

KURZBAUM, E.; RAIZNER, Y.; COHEN, O.; RUBINSTEIN, G.; SHALOM, O. B. Lanthanum-modified bentonite: potential for efficient removal of phosphates from fishpond effluents. **Environ Sci Pollut Res**, v. 24, p. 15182–15186, 2017. DOI: 10.1007/s11356-017-9116-0.

LE MOAL, M.; GASCUEL-ODOUX, C.; MÉNESGUENCY, A.; Yves SOUCHOND, Y.; ÉTRILLARDE, C.; LEVAINF, A.; MOATARDG, F.; PANNARDH, A.; SOUCHUI, P.; LEFEBVREJ, A. PINAYADH, G. Eutrophication: A new wine in an old bottle?. **Science of The Total Environment**, v. 651, p 1-11, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.139.

LEENHEER, J. A., CROUE, J. P. Characterizing aquatic dissolved organic matter. **Environmental Science and Technology**, v. 37, n. 1, p. 18A–26A, 2003. DOI: 10.1021/es032333c.

LI, H.; PEI, H.; XU, H.; JIN, Y.; SUN, J. Behavior of *Cylindrospermopsis raciborskii* during coagulation and sludge storage – higher potential risk of toxin release than *Microcystis aeruginosa*? **Journal of Hazardous Materials**, v. 347, p. 307–316, 2018. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.01.009.

LI, R.; QI, X.; WANG, W.; CHENG, M.; WANG, Y.; ZHANG, P.; SONG, G. Flocculation Kinetics in Dual-coagulation for the Treatment of High-concentration Surfactant-kaolin Wastewater. **Journal of Polymers and the Environment**, v. 32, p. 1706–1716, 2024. DOI: 10.1007/s10924-023-03079-3.

LI, R.; XIAO, K.; ZHAO, G.; HUANG, X.; LI, Z.; WU, H.; HUANG, X.; PAN, Y.; LIANG, L. Comprehensive Assessment of Eutrophication and the Mechanisms Driving Phytoplankton Blooms in Multifunctional Reservoirs. **Water**, v. 16, 2024. DOI: 10.3390/w16121752.

LI, Y.; DU, Y.; DENG, Y.; FAN, R.; TAO, Y.; MA, T.; WANG, Y.. Predicting the spatial distribution of phosphorus concentration in Quaternary sedimentary aquifers using simple field parameters, **Applied Geochemistry**, v. 142, 2022. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2022.105349.

LI, X.; ZHOU, X.; YU, J.; XIAO, C.; CHI, R. Phosphorus immobilization/release behavior of lanthanum-modified bentonite amended sediment under the dual effects of pH and dissolved organic carbon. **Chemosphere**, v. 358, 2024. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2024.142221.

LIMA, F. J. D. O.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M. D.; ROCHA, F. C. D.; MEIRELES, A. C. M. Spatio-temporal dynamics of toxic cyanobacteria in an artificial lake in the Brazilian semi-arid region. **Revista Caatinga**, v. 35, n. 2, p. 423–435, 2022. DOI: 10.1590/1983-21252022v35n218rc.

LIN, Q.; WU, Z.; SINGH, V. P.; SADEGHI, S. H. R.; HE, H.; LU, G. Correlation between hydrological drought, climatic factors, reservoir operation, and vegetation cover in the Xijiang Basin, South China. **Journal of Hydrology**, v. 549, p. 512–524, 2017. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2017.04.020.

LIU, S.; LU, J.; ADRIAENSSENS, E. M.; WANG, J.; MCCARTHY, A. J.; SEKAR, R. Industrial and agricultural land uses affected the water quality and shaped the bacterial communities in the inflow rivers of Taihu Lake. **Frontiers in Environmental Science**, v. 12, 2024. DOI: 10.3389/fenvs.2024.1340875.

LIU, S.; ZHUANG, X.; WANG, C. Application of Polyaluminium Chloride Coagulant in Urban River Water Treatment Influenced the Microbial Community in River Sediment. **Water**, v. 13, n. 13, 2021. DOI: 10.3390/w13131791.

LOVIO-FRAGOSO, J.P.; DE JESÚS-CAMPOS, D.; LÓPEZ-ELÍAS, J.A.; MEDINA-JUÁREZ, L.Á.; FIMBRES-OLIVARRÍA, D.; HAYANO-KANASHIRO, C. Biochemical and Molecular Aspects of Phosphorus Limitation in Diatoms and Their Relationship with Biomolecule Accumulation. **Biology**, v. 10, n. 7, 2021. DOI: 10.3390/biology10070565.

LUCENA-SILVA, D.; MOLOZZI, J.; SEVERIANO, J. S.; BECKER, V.; BARBOSA, J. E. L. 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. DOI: 10.1016/j.watres.2019.04.057.

LUCENA-SILVA, D.; SEVERIANO, J. S.; SILVA, R. D. S.; BECKER, V.; BARBOSA, J. E. L.; MOLOZZI, J. Impacts of the Floc and Sink technique on the phytoplankton community: A morpho-functional approach in eutrophic reservoir water. **Journal of Environmental Management**, v. 308, 2022. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.114626.

LÜRLING, M.; MACKAY, E.; REITZEL, K.; SPEARS, B. M. Editorial—A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. **Water research**, v. 97, p. 1-10, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2016.03.035.

LÜRLING, M.; MUCCI, M.; WAAJEN, G. Removal of Positively Buoyant *Planktothrix rubescens* in Lake Restoration. **Toxins**, v. 12, n. 11, 2020. DOI: 10.3390/toxins12110700.

LÜRLING, M.; VAN OOSTERHOUT, F. Case study on the efficacy of a lanthanum-enriched clay (Phoslock®) in controlling eutrophication in Lake Het Groene Eiland (The Netherlands). **Hydrobiologia**, v. 710, n. 1, p. 253-263, 2013. doi:10.1007/s10750-012-1141-x.

MA, K.; POWERS, L. C.; SEPPÄLÄ, J.; NORKKO, J.; BRANDES, J. A. Effects of Added Humic Substances and Nutrients on Photochemical Degradation of Dissolved Organic Matter in a Mesocosm Amendment Experiment in the Gulf of Finland, Baltic Sea. **Photochemistry and Photobiology**, v. 98, p. 1025-1042. DOI: 10.1111/php.13597.

MA, S.; XU, F.; YU, Y.; FAN, Z.; FAN, S. Study on the changing characteristics and model of oxidation-reduction potential in wet desulfurization under experimental conditions. **Desalination and Water Treatment**, v. 222, p 182-188, 2020. DOI: 10.5004/dwt.2021.27078.

MACKAY, E. B.; MABERLY, S. C.; PAN, G.; REITZEL, K.; BRUERE, A.; CORKER, N.; DOUGLAS, G.; EGEMOSE, S.; HAMILTON, D.; HATTON-ELLIS, T.; HUSER, B.; LI, W.; MEIS, S.; MOSS, B.; LÜRLING, M.; PHILLIPS, G.; YASSERI S.; SPEARS, B. M. Geoengineering in lakes: welcome attraction or fatal distraction?. **Inland Waters**, v. 4, n. 4, p. 349-356, 2014. DOI: 10.5268/iw-4.4.769.

MAMUN, M.; ATIQUE, U.; AN, K. G. Assessment of Water Quality Based on Trophic Status and Nutrients-Chlorophyll Empirical Models of Different Elevation Reservoirs. **Water**, v. 13(24), 2021. DOI: 10.3390/w13243640.

MATTHIJS, H. C. P., VISSER, P. M., REEZE, B., MEEUSE, J., SLOT, P. C., WIJN, G., TALENS, R.; HUISMAN, J. Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide. **Water Research**, v. 46, n. 5, p. 1460-1472, 2012. DOI: 10.1016/j.watres.2011.11.016.

MIRANDA, M.; NOYMA, N.; PACHECO, F. S.; MAGALHÃES, L.; PINTO, E.; SANTOS, S.; SOARES, M. F. A.; HUSZAR, V. L.; LÜRLING, M.; MARINHO, M. M. The efficiency of combined coagulant and ballast to remove harmful cyanobacterial blooms in a tropical shallow system. **Harmful Algae**, v. 65, pp. 27-39, 2017. DOI: 10.1016/j.hal.2017.04.007.

MONICELLI, F.; ARAÚJO, F.; CUNHA, K. P. V.; DIAS, J. D. D.; BECKER, V. Effects of the Flocc & Sink technique on the biomass and composition of phytoplankton morpho-functional groups using natural ballasts. **Hydrobiologia**, 2024. DOI: 10.1007/s10750-024-05664-6.

MONICELLI, F.; ROCHA JUNIOR, C. A. N.; LIMA, S.; DINIZ, I. S. M.; BECKER, V. Trophic state in Brazilian semiarid reservoirs after reflooding. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 28, 2023. DOI: 10.1590/2318-0331.282320230070.

MOREIRA, C.; CAMPOS, A.; MARTINS, J. C.; VASCONCELOS, V.; ANTUNES, A. Review on Cyanobacterial Studies in Portugal: Current Impacts and Research Needs. **Applied Sciences**, v. 11, n. 10, 2021. DOI: 10.3390/app11104355.

MOREIRA, C.; PIMENTEL, A.; VASCONCELOS, V.; ANTUNES, A. Preliminary evidence on the presence of cyanobacteria and cyanotoxins from culture enrichments followed by PCR analysis: new perspectives from Africa (Mali) and South Pacific (Fiji) countries. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 31731–31745, 2021. DOI: 10.1007/s11356-021-12662-x.

MORTADI, A.; CHAHID, EL G.; ELMELOUKY, A.; CHAHBI, M.; GHYATI, N EL.; ZAIM, S.; CHERKAoui, O.; MOZNINE, R. EL. Complex electrical conductivity as a new technique to monitor the coagulation-flocculation processes in the wastewater treatment of the textile Industry. **Water Resources and Industry**, v. 24, 2020. DOI: 10.1016/j.wri.2020.100130.

MUCCI, M.; MALIACA, V.; NOYMA, N. P.; MARINHO, M. M.; LÜRLING, M. Assessment of possible solid-phase phosphate sorbents to mitigate eutrophication: Influence of pH and anoxia. **Science of the Total Environment**, v. 619, p. 1431-1440, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.198.

MUCCI, M.; NOYMA, N. P.; DE MAGALHÃES, L.; MIRANDA, M.; VAN OOSTERHOUT, F.; GUEDES, I. A.; HUSZAR, V. L. M.; MARINHO, M. M.; LÜRLING, M. Chitosan as coagulant on cyanobacteria in lake restoration management may cause rapid cell lysis. **Water Research**, v. 118, p. 121-130, 2017. DOI: 10.1016/j.watres.2017.04.020.

MUTHURAMAN, G.; SASIKALA, S. Removal of turbidity from drinking water using natural coagulants. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 20, n. 4, p. 17271731, 2014. DOI: 10.1016/j.jiec.2013.08.023.

NAVARRETE, I. A.; DICEN, G. P.; PEREZ, T. R.; MENDOZA, S. M.; RALLOS, R. V.; LABIDES J. L. R.; RIVERA, C. T.; HALLARE, A. V.; CLAVERIA, R. J. R. Towards integrated management of a shallow tropical lake: assessment of water quality, sediment geochemistry, and phytoplankton diversity in Lake Palakpakin, **Philippines. Environ Monit Assess.**, v. 191, n. 8, p. 485, 2019. doi: 10.1007/s10661-019-7617-7.

NERY, J. F.; NERY, G. K. M.; MEDEIROS, S. S. Microcystin bioaccumulation in cultures irrigated with eutrophized waters in Brazilian Semiarid. **World Journal of Pharmaceutical Sciences**, v. 6, n. 2, p. 5 -9, 2020.

NETO, I. E. L.; MEDEIROS, P. H. A.; COSTA, A. C.; WIEGAND, M. C.; BARROS, A. R. M.; BARROS, M. U. G. Assessment of phosphorus loading dynamics in a tropical reservoir

with high seasonal water level changes. **Science of The Total Environment**, v. 815, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152875.

NEWESHY, W.; PLANAS, D.; TELLIER, E.; DEMERS, M.; MARSAC, R.; COUTURE, R. M. Response of sediment phosphorus partitioning to lanthanum-modified clay amendment and porewater chemistry in a small eutrophic lake. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 24, p. 1494-1507, 2022. DOI: 10.1039/D1EM00544H.

NGUYEN, T. T. N.; NÉMERY, J.; GRATIOT, N.; STRADY, E.; TRAN, V. Q.; NGUYEN, A. T.; AIMÉ, J.; PEYNE, A. Nutrient dynamics and eutrophication assessment in the tropical river system of Saigon – Dongnai (southern Vietnam). **Science of the Total Environment**, v. 653, p. 370 – 383, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.319.

NOGARO, G.; BURGİN, A. J.; SCHOEPFER, V. A.; KONKLER, M. J.; BOWMAN, K. L.; HAMMERSCHMIDT, C. R. Aluminum sulfate (alum) application interactions with coupled metal and nutrient cycling in a hypereutrophic lake ecosystem. **Environmental pollution**, 176, 267-274, 2013. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.01.048.

NOYMA, N. P.; DE MAGALHÃES, L.; FURTADO, L. L.; MUCCI, M.; VAN OOSTERHOUT, F.; HUSZAR, V. L. M.; MARINHO, M. M.; LÜRLING, M. 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. DOI: 10.1016/j.watres.2015.11.057.

NTI, S. O.; BUAMAH, R.; ATEBIYA, J. Polyaluminium chloride dosing effects on coagulation performance: case study, Barekese, Ghana. **Water Practice and Technology**, v. 16, n. 4, p. 1215-1223, 2021. DOI: 10.2166/wpt.2021.069.

OLIVER, A. C.; KURYLYK, B. L.; JOHNSTON, L. H.; LEROUX, N. K.; SOMERS, L. D.; JAMIESON, R. C. Impacts of climate change and best management practices on nitrate loading to a eutrophic coastal lagoon. **Frontiers in Environmental Science**, v. 12, 2024. DOI: 10.3389/fenvs.2024.1468869.

OLIVER, B. G.; THURMAN, E. M.; MALCOLM, R. L. The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 47, p. 2031-2035, 1983. DOI: 10.1016/0016-7037(83)90218-1.

OLLIVIER, M. E. L.; NEWTON, A.; KELSEY, H. Socio-ecological analysis of the eutrophication in Chesapeake Bay, USA. **Front. Mar. Sci.**, v. 10, 2023. DOI: 10.3389/fmars.2023.1237493.

PAERL, H. W.; GARDNER, W. S.; HAVENS, K. E.; JOYNER, A. R.; MCCARTHY, M. J.; NEWELL, S. E.; QIN, B.; SCOTT, J. T. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. **Harmful Algae**, v. 54, p. 213-222, 2016. doi:10.1016/j.hal.2015.09.009.

PARKHILL, J.-P.; MAILLET, G.; CULLEN, J. J. Fluorescence-based maximal quantum yield for PSII as a diagnostic of nutrient stress. **Journal of Phycology**, v. 37, n. 4, p. 517-529, 2001. DOI: 10.1046/j.1529-8817.2001.037004517.x.

PU, J.; WANG, S.; NI, Z.; WU, Y.; LIU, X.; WU, T.; WU, H. Implications of phosphorus partitioning at the suspended particle-water interface for lake eutrophication in China's largest freshwater lake, Poyang Lake. **Chemosphere**, v. 263, 2021. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128334.

R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RAST, W.; THORNTON, J.A. Trends in eutrophication research and control. **Hydrological Processes**, v. 10 (2), p. 295-313, 1996. DOI: 10.1002/(SICI)1099-1085(199602)10:2%3C295::AID-HYP360%3E3.0.CO;2-F

RAVIKUMAR, K.; SHEEJA, A. K. Heavy metal removal from water using *Moringa oleifera* seed coagulant and double filtration. **Contributory Papers**, v. 9, 2013.

REITZEL, K.; ANDERSEN, F. Ø.; EGEMOSE, S.; JENSEN, H. S. Phosphate adsorption by lanthanum modified bentonite clay in fresh and brackish water. **Water Research**, v. 47, n. 8, p. 2787–2796, 2013. DOI:10.1016/j.watres.2013.02.051.

REITZEL, K.; BALSLEV, K. A.; JENSEN, H. S. The influence of lake water alkalinity and humic substances on particle dispersion and lanthanum desorption from a lanthanum modified bentonite. **Water Research**, v. 125, p. 191-200, 2017. DOI: 10.1016/j.watres.2017.08.044.

ROCHA, M. J. D.; NETO I. E. L. Phosphorus mass balance and input load estimation from the wet and dry periods in tropical semiarid reservoirs. **Environ Sci Pollut Res Int.**, v. 29, n. 7, p. 10027-10046, 2022. doi: 10.1007/s11356-021-16251-w.

Ross, J., 1979. Práticas de ecologia. Barcelona, Editorial Omega.

ROSS, G.; HAGHSERESHT, F.; CLOETE, T. E. The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock®, a phosphorus binding clay. **Harmful algae**, v. 7, n. 4, p. 545-550, 2008. DOI: 10.1016/j.hal.2007.12.007.

ROSSITER, K. W. L.; MARQUES, E. A. T.; OLIVEIRA, C. R.; MATTA, E.; MORAIS, M. M. Q. M. M. Spatial-temporal evaluation of water quality in Brazilian semiarid reservoirs. **Water Practice and Technology**, v. 15, n. 1, p. 92–104. DOI: 10.2166/wpt.2020.001.

SALK, K. R.; VENKITESWARAN, J. J.; COUTURE, R. M.; HIGGINS, S. N.; PATERSON, M. J.; SCHIFF, S. L. Warming combined with experimental eutrophication intensifies lake phytoplankton blooms. **Limnology and Oceanography**, v. 67, p. 147-158, 2022. DOI: 10.1002/lno.11982.

SANCHO, J. M. Brownian colloids in underdamped and overdamped regimes with nonhomogeneous temperature. **Physical Review E**, v. 92, 2015. DOI: 10.1103/physreve.92.062110.

SANTOS, A. F. S.; PAIVA, P. M. G.; TEIXEIRA, J. A. C.; BRITO, A. G.; COELHO, L. C. B. B.; NOGUEIRA, R. Coagulant properties of *Moringa oleifera* protein preparations: application

to humic acid removal. **Environmental technology**, v. 33, n. 1, p. 69-75, 2012. DOI: 10.1080/09593330.2010.550323.

SHARPLEY, A.; JARVIE, H. P.; BUDA, A.; MAY, L.; SPEARS, B.; KLEINMAN, P. Phosphorus Legacy: Overcoming the Effects of Past Management Practices to Mitigate Future Water Quality Impairment. **Journal of Environmental Quality**, v. 42, n. 5, p. 1308-1326, 2013. DOI: 10.2134/jeq2013.03.0098.

SHEN, Z.; ZHOU, M.; ZHANG, Y.; SUN, X.; KONG, B.; FU, W.; YANG, Z.; SHAN, C.; PAN, B. Lanthanum-modified pyroaurite as a geoengineering tool to simultaneously sink *Microcystis* cyanobacteria and immobilize phosphorus in eutrophic water. **Science of The Total Environment**, v. 932, 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.172878.

SHEN, Z.; ZHOU, M.; ZHANG, Y.; SUN, X.; KONG, B.; FU, W.; YANG, Z.; SHAN, C.; PAN, B. Lanthanum-modified pyroaurite as a geoengineering tool to simultaneously sink *Microcystis* cyanobacteria and immobilize phosphorus in eutrophic water. **Science of The Total Environment**, v. 932, 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.172878.

SILVA, R. D. S.; CHIA, M. A.; BARBOSA, V. V.; SEVERIANO, J. S.; BARBOSA, J. E. L. Synergistic effects of temperature and nutrients on growth and saxitoxin content of the cyanobacterium *Raphidiopsis raciborskii*. **Journal of Applied Phycology**, v. 34, p. 941-952, 2022. DOI: 10.1007/s10811-021-02678-8.

SOARES, L. M. V.; CALIJURI, M. C. Restoration from eutrophication in interconnected reservoirs: Using a model approach to assess the propagation of water quality improvements downstream along a cascade system. **Environmental Modelling & Software**, v. 149, 2022. DOI: 10.1016/j.envsoft.2022.105308.

SOARES, M. O.; CAMPOS, C. C.; CARNEIRO, P. B. M.; BARROSO, H. S.; MARINS, R. V.; TEIXEIRA, C. E. P.; MENEZES, M. O. B.; PINHEIRO, H. S.; VIANA, M. B.; FEITOSA, C. V.; SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; BEZERRA, L. E. A.; ROCHA-BARREIRA, C. A.; MATTHEWS-CASCON, H.; MATOS, F. O.; GORAYEB, A.; CAVALCANTE, M.S.; MORO, M.F.; ROSSI, S.; BELMONTE, G.; MELO, V.M.M.; ROSADO, A.S.; RAMIRES, G.; TAVARES, T.C.L.; GARCIA, T.M. Challenges and perspectives for the Brazilian semi-arid coast under global environmental changes, *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 19 (3), p. 267-278, 2021. DOI: 10.1016/j.pecon.2021.06.001.

SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 506, n. 1-3, p. 135-145, 2003. doi:10.1023/b:hydr.0000008611.12704.dd.

SPEARS, B. M.; MABERLY, S. C.; PAN, G.; MACKAY, E.; BRUERE, A.; CORKER, N.; DOUGLAS, G.; EGEMOSE, S.; HAMILTON, D.; HATTON-ELLIS, T.; HUSER, B.; LI, W.; MEIS, S.; MOSS, B.; LÜRLING, M.; PHILLIPS, G.; YASSERI, S.; REITZEL, K. GeoEngineering in Lakes: A Crisis of Confidence? **Environmental Science & Technology**, v. 48, n. 17, p. 9977-997, 2014. DOI: 10.1021/es5036267.

SPEARS, B. M.; MEIS, S.; ANDERSON, A.; KELLOU, M. Comparison of phosphorus (P) removal properties of materials proposed for the control of sediment p release in UK lakes.

**Science of the Total Environment**, v. 442, p. 103-110, 2013. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.09.066.

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. **Water**, v. 13, n. 14, 2021. DOI: 10.3390/w13141947.

SUBRAMANIAN, J.; SIMON, R.; Overfitting in prediction models – Is it a problem only in high dimensions?. **Contemporary Clinical Trials**, v. 36 (2), p. 636-641, 2013. DOI: 10.1016/j.cct.2013.06.011.

SUCHI, P.D.; SHAIKH, M. A. A; SAHA, B.; MONIRUZZAMAN, M.; HOSSAIN, M. K.; PARVIN, A.; PARVIN, A. Comprehensive index analysis approach for ecological and human health risk assessment of a tributary river in Bangladesh. **Heliyon**, v. 10 (13), 2024. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e32542.

SUN, C.; ZHONG, J.; PAN, G.; MORTIMER, R. J. G.; YU, J.; WEN, S.; ZHANG, L.; YIN, H.; FAN, C. Controlling internal nitrogen and phosphorus loading using Ca-poor soil capping in shallow eutrophic lakes: Long-term effects and mechanisms. **Water Research**, v. 233, 2023. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119797.

SUN, C.; ZHONG, J.; PAN, G.; MORTIMER, R. J. G.; YU, J.; WEN, S.; ZHANG, L.; YIN, H.; FAN, C. Controlling internal nitrogen and phosphorus loading using Ca-poor soil capping in shallow eutrophic lakes: Long-term effects and mechanisms. **Water Research**, v. 233, 2023. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119797.

TAY, C. J.; MOHD, M. H.; TEH, S. Y.; KOH, H. L. Internal phosphorus recycling promotes rich and complex dynamics in an algae-phosphorus model: Implications for eutrophication management. **Journal of Theoretical Biology**, v. 532, 2022. DOI: 10.1016/j.jtbi.2021.110913. THAKUR, S. S.; CHOUBEY, S. Assessment of coagulation efficiency of *Moringa oleifera* and Okra for treatment of turbid water. **Archives of Applied Science Research**, v. 6, n. 2, p. 24-30, 2014.

ULLAH, H., NAGELKERKEN, I., GOLDENBERG, S. U., & FORDHAM, D. A. Climate change could drive marine food web collapse through altered trophic flows and cyanobacterial proliferation. **PLOS Biology**, v. 16, e2003446. DOI: 10.1371/journal.pbio.2003446.

VAROL, M. Spatio-temporal changes in surface water quality and sediment phosphorus content of a large reservoir in Turkey. **Environmental Pollution**, v. 259, 2020. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113860.

VASCONCELOS, J. F.; BARBOSA, J. E. L.; DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 39, n. 2, p. 1-20, 2011.

WAAJEN, G.; VAN OOSTERHOUT, F.; DOUGLAS, G., LÜRLING, M. Geo-engineering experiments in two urban ponds to control eutrophication. **Water Research**, 97, 69–82, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2015.11.070.

WAAJEN, G.; VAN OOSTERHOUT, F.; DOUGLAS, G.; LÜRLING, M. Management of eutrophication in Lake De Kuil (The Netherlands) using combined flocculant – Lanthanum modified bentonite treatment. **Water Research**, v. 97, p. 83-95, 2016b. DOI: 10.1016/j.watres.2015.11.034.

WALLACE, J.; CHAMPAGNE, P.; HALL, G. Time series relationships between chlorophyll-a, dissolved oxygen, and pH in three facultative wastewater stabilization ponds. **Environ. Sci.: Water Res. Technol.**, v. 2, p. 1032-1040, 2016. DOI: 10.1039/C6EW00202A.

WANG, Y.; GAO, B.-Y.; XU, X.-M.; XU, W.-Y.; XU, G.-Y. Characterization of floc size, strength and structure in various aluminum coagulants treatment. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 332 n. 2, p. 354–359, 2009. DOI: 10.1016/j.jcis.2009.01.002.

WANG, Z.; ZHANG, H.; PAN, G. Ecotoxicological assessment of flocculant modified soil for lake restoration using an integrated biotic toxicity index. **Water Research**, v. 97, p. 133141, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2015.08.033.

WEIJUN SONG; JIE ZENG; XI LI; YU XIE; XUNFANG WU. Cyanobacterial biomass: a striking factor to decrease polyaluminium chloride (PACl) coagulation efficiency during a successive bloom. **Water Supply**, v. 21 (8), p. 4195-4204, 2021. DOI: 10.2166/ws.2021.172.

YAO, H. Y.; GUO, H.; SHEN, F.; LI, T.; SHOW, D. Y.; LING, M.; YAN, Y. G.; SHOW, K. Y.; LEE, D. J. Anaerobic-aerobic treatment of high-strength and recalcitrant textile dyeing effluents. *Bioresource Technology*, v. 379, 2023. DOI: 10.1016/j.biortech.2023.129060.

YIN, H.; ZHU, J.; TANG, W. Management of nitrogen and phosphorus internal loading from polluted river sediment using Phoslock® and modified zeolite with intensive tubificid *oligochaetes* bioturbation. **Chemical Engineering Journal**, v. 353, p. 46-55, 2018. DOI: 10.1016/j.cej.2018.07.112.

ZAMPARAS, M.; ZACHARIAS, I. Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review. **Science of the Total Environment**, v. 496, p. 551-562, 2014. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.07.076.

ZANG, N.; ZHU, J.; WANG, X.; LIAO, Y.; CAO, G.; LI, C.; LIU, Q.; YANG, Z. Eutrophication risk assessment considering joint effects of water quality and water quantity for a receiving reservoir in the South-to-North Water Transfer Project, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 331, 2022. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.129966.

ZENG, Y.; WANG, Z.; PAN, Z.; SHEN, L.; TENG, J.; LIN, H.; ZHANG, J. Novel thermodynamic mechanisms of co-conditioning with polymeric aluminum chloride and polyacrylamide for improved sludge dewatering: A paradigm shift in the field, **Environmental Research**, v.234, 2023. DOI: 10.1016/j.envres.2023.116420.

ZHAN, Q.; TEURLINCX, S.; VAN HERPEN, F.; RAMAN, N. V.; LÜRLING, M.; WAAJEN, G.; DOMIS, L. N. S. Towards climate-robust water quality management: Testing the efficacy of different eutrophication control measures during a heatwave in an urban canal. **Science of The Total Environment**, v. 828, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.154421.

ZHANG, X.; ZHEN, W.; CUI, S.; WANG, S.; CHEN, W.; ZHOU, Q.; JEPPESEN, E.; LIU, Z. The effects of different doses of lanthanum-modified bentonite in combination with a submerged macrophyte (*Vallisneria denseserrulata*) on phosphorus inactivation and macrophyte growth: A mesocosm study. **Journal of Environmental Management**, v. 352, 2024. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.120053.

ZHI, Y.; CALL, D. F.; GRIEGER, K. D.; DUCKWORTH, O. W.; JONES, J. L.; KNAPPE, D. R. U. Influence of natural organic matter and pH on phosphate removal by and filterable lanthanum release from lanthanum-modified bentonite. **Water Research**, v. 202, 2021. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117399.

ZOU, W.; ZHU, G.; CAI, Y.; VILMI, A.; XU, H.; ZHU, M.; GONG, Z.; ZHANG, Y.; QIN, B. Relationships between nutrient, chlorophyll a and Secchi depth in lakes of the Chinese Eastern Plains ecoregion: Implications for eutrophication management. **Journal of Environmental Management**, v. 260, 2020. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109923.

## MATERIAL SUPLEMENTAR

Reservatório	Tratamento	Eficiência de remoção (%)			
		PT	PSR	Clorofila-a	pH
Acauã – Aroeiras	PAC A	79,94 ± 2,07 <sup> abcdefgh</sup>	94,57 ± 0,95 <sup> abc</sup>	49,54 ± 6,91 <sup> klmn</sup>	6,82 ± 0,02 <sup> jklmnop</sup>
	PAC B	93,78 ± 1,32 <sup> abc</sup>	90,99 ± 0,32 <sup> abcde</sup>	80,86 ± 1,06 <sup> cdefg</sup>	6,45 ± 0,04 <sup> pqrstu</sup>
	PAC C	97,44 ± 1,73 <sup> ab</sup>	96,80 ± 1,58 <sup> ab</sup>	94,70 ± 0,92 <sup> ab</sup>	5,95 ± 0,01 <sup> wx</sup>
	BML 1	4,68 ± 2,59 <sup> lmn</sup>	0,00 ± 0,00 <sup> k</sup>	3,25 ± 0,16 <sup> vwx</sup>	7,73 ± 0,02 <sup> abc</sup>
	BML 2	10,58 ± 2,56 <sup> hijklmn</sup>	0,00 ± 0,00 <sup> k</sup>	2,71 ± 0,32 <sup> vwx</sup>	7,71 ± 0,04 <sup> abc</sup>
	BML 3	7,73 ± 3,59 <sup> jklmn</sup>	0,89 ± 2,53 <sup> jk</sup>	0,26 ± 1,26 <sup> wx</sup>	7,72 ± 0,03 <sup> abc</sup>
	PAC A + BML 1	76,69 ± 4,32 <sup> abcdefghijk</sup>	78,69 ± 4,18 <sup> abcdefg</sup>	38,74 ± 3,47 <sup> mnopq</sup>	7,00 ± 0,04 <sup> fghijkl</sup>
	PAC A + BML 2	67,13 ± 23,15 <sup> abcdefghijklmn</sup>	73,10 ± 25,31 <sup> abcdefghi</sup>	44,44 ± 4,14 <sup> lmnop</sup>	6,97 ± 0,07 <sup> fghijkl</sup>
	PAC A + BML 3	86,25 ± 0,58 <sup> abcde</sup>	94,34 ± 1,76 <sup> abc</sup>	47,35 ± 1,97 <sup> klmno</sup>	6,89 ± 0,02 <sup> ijklmno</sup>
	PAC B + BML 1	93,57 ± 2,46 <sup> abc</sup>	95,69 ± 1,38 <sup> ab</sup>	78,87 ± 0,95 <sup> cdefgh</sup>	6,49 ± 0,01 <sup> opqrs</sup>
	PAC B + BML 2	95,61 ± 1,32 <sup> abc</sup>	97,92 ± 0,55 <sup> a</sup>	79,54 ± 0,65 <sup> cdefgh</sup>	6,44 ± 0,03 <sup> pqrstuv</sup>
	PAC B + BML 3	95,20 ± 2,30 <sup> abc</sup>	97,25 ± 1,45 <sup> ab</sup>	80,93 ± 0,49 <sup> cdefg</sup>	6,44 ± 0,04 <sup> pqrstu</sup>
	PAC C + BML 1	95,81 ± 2,51 <sup> abc</sup>	98,59 ± 0,00 <sup> a</sup>	91,26 ± 0,32 <sup> abc</sup>	5,86 ± 0,04 <sup> x</sup>
	PAC C + BML 2	95,61 ± 1,32 <sup> abc</sup>	97,92 ± 1,10 <sup> a</sup>	91,19 ± 0,09 <sup> abc</sup>	5,89 ± 0,03 <sup> x</sup>
	PAC C + BML 3	92,15 ± 1,44 <sup> abc</sup>	97,70 ± 1,26 <sup> ab</sup>	91,79 ± 0,41 <sup> abc</sup>	5,84 ± 0,01 <sup> x</sup>
Acauã – Itatuba	PAC A	94,61 ± 2,85 <sup> abc</sup>	56,16 ± 0,41 <sup> abcdefghijk</sup>	32,86 ± 7,31 <sup> pqr</sup>	7,20 ± 0,03 <sup> efghij</sup>
	PAC B	100,00 ± 0,00 <sup> a</sup>	79,36 ± 2,08 <sup> abcdefg</sup>	44,08 ± 2,08 <sup> lmnop</sup>	7,03 ± 0,05 <sup> fghijk</sup>
	PAC C	100,00 ± 0,00 <sup> a</sup>	91,62 ± 1,02 <sup> abcd</sup>	72,55 ± 1,01 <sup> efghi</sup>	6,70 ± 0,03 <sup> klmnopq</sup>
	BML 1	0,69 ± 0,87 <sup> n</sup>	0,00 ± 1,30 <sup> jk</sup>	0,37 ± 0,53 <sup> wx</sup>	7,62 ± 0,00 <sup> abcd</sup>
	BML 2	6,02 ± 3,22 <sup> lmn</sup>	0,00 ± 6,49 <sup> ijk</sup>	2,76 ± 2,48 <sup> vwx</sup>	7,54 ± 0,10 <sup> bcde</sup>

	BML 3	21,28 ± 6,44 <sup>defghijklmn</sup>	16,90 ± 2,43 <sup>ghijk</sup>	0,00 ± 0,00 <sup>x</sup>	8,00 ± 0,43 <sup>a</sup>
	PAC A + BML 1	84,66 ± 5,04 <sup>abcdef</sup>	59,15 ± 3,87 <sup>abcdefghijk</sup>	17,76 ± 4,12 <sup>stu</sup>	7,30 ± 0,02 <sup>defgh</sup>
	PAC A + BML 2	99,51 ± 0,69 <sup>ab</sup>	82,01 ± 5,62 <sup>abcdefg</sup>	49,69 ± 10,38 <sup>klm</sup>	6,93 ± 0,08 <sup>ghijklmn</sup>
	PAC A + BML 3	80,04 ± 6,06 <sup>abcdefgh</sup>	58,65 ± 0,41 <sup>abcdefghijk</sup>	23,06 ± 0,52 <sup>rst</sup>	7,24 ± 0,01 <sup>defghi</sup>
	PAC B + BML 1	92,99 ± 1,13 <sup>abc</sup>	82,67 ± 1,92 <sup>abcdefg</sup>	38,88 ± 1,51 <sup>mnopq</sup>	7,05 ± 0,02 <sup>fghijk</sup>
	PAC B + BML 2	30,54 ± 32,56 <sup>abcdefghijklmn</sup>	27,50 ± 27,65 <sup>cdefghijk</sup>	7,18 ± 7,76 <sup>uvwxy</sup>	7,34 ± 0,49 <sup>cdef</sup>
	PAC B + BML 3	90,21 ± 2,47 <sup>abcd</sup>	80,68 ± 1,17 <sup>abcdefg</sup>	40,41 ± 1,66 <sup>mnopq</sup>	7,05 ± 0,01 <sup>fghijk</sup>
	PAC C + BML 1	94,84 ± 2,91 <sup>abc</sup>	89,30 ± 1,17 <sup>abcdef</sup>	70,31 ± 1,32 <sup>fghi</sup>	6,67 ± 0,00 <sup>ef</sup>
	PAC C + BML 2	95,54 ± 1,64 <sup>abc</sup>	92,11 ± 1,24 <sup>abcd</sup>	71,84 ± 0,50 <sup>efghi</sup>	6,66 ± 0,02 <sup>klmnopq</sup>
	PAC C + BML 3	95,07 ± 1,70 <sup>abc</sup>	89,63 ± 2,38 <sup>abcde</sup>	71,84 ± 1,52 <sup>efghi</sup>	6,60 ± 0,01 <sup>lmnopq</sup>
	PAC A	26,11 ± 39,92 <sup>cdefghijklmn</sup>	25,07 ± 35,45 <sup>defghijk</sup>	56,32 ± 1,35 <sup>jkl</sup>	6,54 ± 0,07 <sup>nopqr</sup>
	PAC B	66,28 ± 42,63 <sup>abcdefghijklmn</sup>	66,67 ± 47,14 <sup>abcdefghijk</sup>	71,70 ± 1,40 <sup>efghi</sup>	5,98 ± 0,02 <sup>wx</sup>
	PAC C	14,07 ± 19,90 <sup>ghijklmn</sup>	10,02 ± 14,17 <sup>hijk</sup>	0,64 ± 0,91 <sup>wx</sup>	4,55 ± 0,02 <sup>z</sup>
	BML 1	14,07 ± 19,90 <sup>ghijklmn</sup>	42,61 ± 31,51 <sup>abcdefghijk</sup>	3,85 ± 1,69 <sup>vwxy</sup>	7,29 ± 0,08 <sup>defgh</sup>
	BML 2	36,14 ± 22,54 <sup>abcdefghijklmn</sup>	27,56 ± 21,56 <sup>cdefghijk</sup>	0,92 ± 1,30 <sup>wx</sup>	7,33 ± 0,06 <sup>cdefg</sup>
	BML 3	90,39 ± 8,54 <sup>abcd</sup>	58,40 ± 42,52 <sup>abcdefghijk</sup>	0,00 ± 0,00 <sup>x</sup>	7,48 ± 0,02 <sup>bcde</sup>
Cordeiro	PAC A + BML 1	72,32 ± 22,53 <sup>abcdefghijklm</sup>	68,42 ± 28,96 <sup>abcdefghij</sup>	44,23 ± 2,80 <sup>lmnop</sup>	6,62 ± 0,06 <sup>lmnopq</sup>
	PAC A + BML 2	54,25 ± 30,73 <sup>abcdefghijklmn</sup>	53,37 ± 37,78 <sup>abcdefghijk</sup>	48,63 ± 1,03 <sup>klmn</sup>	6,51 ± 0,02 <sup>opqrs</sup>
	PAC A + BML 3	36,18 ± 8,54 <sup>abcdefghijklmn</sup>	37,58 ± 21,29 <sup>abcdefghijk</sup>	47,25 ± 0,67 <sup>klmno</sup>	6,50 ± 0,02 <sup>opqrs</sup>
	PAC B + BML 1	33,14 ± 7,39 <sup>abcdefghijklmn</sup>	37,58 ± 21,29 <sup>abcdefghijk</sup>	72,80 ± 1,35 <sup>efghi</sup>	6,08 ± 0,02 <sup>tuvwxyz</sup>
	PAC B + BML 2	36,18 ± 8,54 <sup>abcdefghijklmn</sup>	30,05 ± 18,44 <sup>bcdefghijk</sup>	75,27 ± 0,00 <sup>a</sup>	6,06 ± 0,01 <sup>uvwxyz</sup>
	PAC B + BML 3	42,14 ± 25,55 <sup>abcdefghijklmn</sup>	35,09 ± 24,81 <sup>abcdefghijk</sup>	75,27 ± 0,67 <sup>efgh</sup>	6,07 ± 0,05 <sup>tuvwxyz</sup>
	PAC C + BML 1	32,14 ± 45,45 <sup>abcdefghijklmn</sup>	0,00 ± 0,00 <sup>k</sup>	14,29 ± 13,44 <sup>tuv</sup>	4,61 ± 0,01 <sup>yz</sup>
	PAC C + BML 2	16,07 ± 18,65 <sup>efghijklmn</sup>	0,00 ± 0,00 <sup>k</sup>	13,46 ± 7,58 <sup>tuvw</sup>	4,62 ± 0,02 <sup>yz</sup>

Gavião	PAC C + BML 3	8,04 ± 11,36 <sup>ijklmn</sup>	0,00 ± 0,00 <sup>k</sup>	14,29 ± 2,33 <sup>tuv</sup>	4,64 ± 0,02 <sup>yz</sup>	
	PAC A	76,68 ± 8,13 <sup>abcdefghijk</sup>	93,31 ± 0,85 <sup>abc</sup>	33,70 ± 7,71 <sup>pqr</sup>	7,04 ± 0,02 <sup>ghijkl</sup>	
	PAC B	88,35 ± 8,44 <sup>abcd</sup>	95,60 ± 0,85 <sup>ab</sup>	66,93 ± 0,05 <sup>hij</sup>	6,67 ± 0,00 <sup>klmnopq</sup>	
	PAC C	96,12 ± 8,09 <sup>abc</sup>	97,92 ± 2,94 <sup>a</sup>	90,87 ± 0,09 <sup>abcd</sup>	6,12 ± 0,03 <sup>stuvw</sup>	
	BML 1	6,68 ± 5,48 <sup>klmn</sup>	17,80 ± 7,27 <sup>ghijk</sup>	10,71 ± 0,37 <sup>tuvw</sup>	7,64 ± 0,12 <sup>abcd</sup>	
	BML 2	13,45 ± 7,77 <sup>ghijklmn</sup>	16,43 ± 4,78 <sup>ghijk</sup>	10,30 ± 2,23 <sup>tuvw</sup>	7,72 ± 0,03 <sup>abc</sup>	
	BML 3	15,07 ± 7,73 <sup>ghijklmn</sup>	23,50 ± 6,16 <sup>efghijk</sup>	8,75 ± 4,88 <sup>uvw</sup>	7,83 ± 0,02 <sup>ab</sup>	
	PAC A + BML 1	73,02 ± 5,79 <sup>abcdefghijkl</sup>	87,84 ± 3,18 <sup>abcdef</sup>	32,50 ± 1,78 <sup>pqr</sup>	6,97 ± 0,03 <sup>ghijkl</sup>	
	PAC A + BML 2	69,70 ± 6,22 <sup>abcdefghijklmn</sup>	89,21 ± 2,26 <sup>abcdef</sup>	34,49 ± 2,11 <sup>opqr</sup>	6,92 ± 0,06 <sup>hijklmn</sup>	
	PAC A + BML 3	71,94 ± 4,67 <sup>abcdefghijklm</sup>	86,93 ± 2,01 <sup>abcdef</sup>	37,00 ± 0,82 <sup>mnopq</sup>	6,94 ± 0,06 <sup>ghijklm</sup>	
	PAC B + BML 1	88,53 ± 8,40 <sup>abcd</sup>	94,68 ± 2,12 <sup>a</sup>	68,98 ± 0,08 <sup>ghij</sup>	6,60 ± 0,04 <sup>lmnopq</sup>	
	PAC B + BML 2	93,12 ± 6,90 <sup>abc</sup>	97,22 ± 1,97 <sup>abc</sup>	69,86 ± 0,09 <sup>fghi</sup>	6,55 ± 0,01 <sup>mnopqr</sup>	
	PAC B + BML 3	94,91 ± 6,42 <sup>abc</sup>	98,59 ± 1,00 <sup>a</sup>	69,86 ± 0,06 <sup>fghi</sup>	6,52 ± 0,02 <sup>opqrs</sup>	
	PAC C + BML 1	98,57 ± 6,80 <sup>ab</sup>	99,02 ± 0,32 <sup>a</sup>	96,17 ± 0,05 <sup>a</sup>	6,04 ± 0,01 <sup>vw</sup>	
	PAC C + BML 2	77,45 ± 29,70 <sup>abcdefghij</sup>	93,54 ± 6,16 <sup>abc</sup>	96,64 ± 0,11 <sup>a</sup>	6,03 ± 0,02 <sup>w</sup>	
	PAC C + BML 3	97,79 ± 8,61 <sup>ab</sup>	98,36 ± 1,82 <sup>a</sup>	96,42 ± 0,14 <sup>a</sup>	6,07 ± 0,01 <sup>tuvw</sup>	
	Poções	PAC A	10,74 ± 7,57 <sup>hijklmn</sup>	21,84 ± 20,43 <sup>ghijk</sup>	72,09 ± 2,44 <sup>efghi</sup>	6,47 ± 0,02 <sup>pqrst</sup>
		PAC B	5,38 ± 5,38 <sup>lmn</sup>	0,03 ± 0,02 <sup>k</sup>	59,97 ± 2,24 <sup>ijk</sup>	5,99 ± 0,05 <sup>w</sup>
PAC C		0,00 ± 0,00 <sup>n</sup>	5,45 ± 7,70 <sup>ijk</sup>	17,61 ± 1,43 <sup>stu</sup>	4,62 ± 0,03 <sup>yz</sup>	
BML 1		2,69 ± 3,80 <sup>mn</sup>	0,01 ± 0,02 <sup>k</sup>	12,29 ± 1,86 <sup>tuvw</sup>	7,04 ± 0,05 <sup>ghijk</sup>	
BML 2		10,73 ± 7,59 <sup>hijklmn</sup>	10,89 ± 7,70 <sup>hijk</sup>	13,12 ± 2,05 <sup>tuvw</sup>	7,06 ± 0,04 <sup>ghijk</sup>	
BML 3		0,00 ± 0,00 <sup>n</sup>	0,01 ± 0,02 <sup>k</sup>	10,30 ± 2,48 <sup>tuvw</sup>	6,99 ± 0,10 <sup>ghijkl</sup>	
PAC A + BML 1		5,37 ± 7,59 <sup>lmn</sup>	38,78 ± 43,80 <sup>abcdefghijk</sup>	80,23 ± 1,31 <sup>cdefgh</sup>	6,45 ± 0,02 <sup>pqrstu</sup>	
PAC A + BML 2		91,42 ± 7,62 <sup>abcd</sup>	100,00 ± 0,00 <sup>a</sup>	82,72 ± 1,02 <sup>bcdef</sup>	6,55 ± 0,04 <sup>mnopqr</sup>	

PAC A + BML 3	48,41 ± 39,52 <sup>abcdefghijklmn</sup>	77,58 ± 31,70 <sup>abcdefg</sup>	84,05 ± 1,08 <sup>abcde</sup>	6,52 ± 0,02 <sup>opqrs</sup>
PAC B + BML 1	64,55 ± 45,62 <sup>abcdefghijklmn</sup>	100,00 ± 0,00 <sup>a</sup>	77,57 ± 1,86 <sup>defgh</sup>	6,33 ± 0,33 <sup>qrstuvw</sup>
PAC B + BML 2	83,35 ± 19,02 <sup>abcdefg</sup>	88,52 ± 16,23 <sup>abcdef</sup>	79,07 ± 1,47 <sup>cdefgh</sup>	6,12 ± 0,01 <sup>suvwx</sup>
PAC B + BML 3	77,97 ± 21,16 <sup>abcdefghi</sup>	98,39 ± 0,00 <sup>a</sup>	79,07 ± 1,77 <sup>cdefgh</sup>	6,15 ± 0,02 <sup>rstuvw</sup>
PAC C + BML 1	61,84 ± 26,63 <sup>abcdefghijklmn</sup>	87,45 ± 15,47 <sup>abcdef</sup>	30,40 ± 6,49 <sup>qrs</sup>	4,96 ± 0,06 <sup>y</sup>
PAC C + BML 2	29,57 ± 23,12 <sup>abcdefghijklmn</sup>	32,77 ± 26,77 <sup>abcdefghijk</sup>	36,21 ± 1,63 <sup>nopqr</sup>	4,85 ± 0,07 <sup>yz</sup>
PAC C + BML 3	53,76 ± 38,02 <sup>abcdefghijklmn</sup>	66,11 ± 35,95 <sup>abcdefghijk</sup>	42,86 ± 1,69 <sup>mno</sup>	4,98 ± 0,03 <sup>y</sup>

**Tabela 7 – Eficiências de remoções de fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (PSR) e clorofila-a, e pH nos reservatórios avaliados (n=3).** Dosagens de PAC (A: 4 mg Al L<sup>-1</sup>; B: 8 mg Al L<sup>-1</sup>; C: 16 mg Al L<sup>-1</sup>) e BML (1: 25 mg L<sup>-1</sup>; 2: 50 mg L<sup>-1</sup>; 3: 100 mg L<sup>-1</sup>)