

EFEITO DA APLICAÇÃO DE ARGILAS NATURAL E MODIFICADA NA LIBERAÇÃO DE FÓSFORO DO SEDIMENTO EM AMBIENTE SEMIÁRIDO

Hérika Cavalcante¹
Daniely de Lucena-Silva¹
Fabiana Araújo²
Joseline Molozzi³
José Etham de Lucena Barbosa⁴

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial de liberação de fósforo do sedimento de um ambiente semiárido, bem como promover a sua diminuição através da aplicação de argilas natural e modificada. Essa liberação é muitas vezes a causa da ineficácia na melhoria da qualidade da água de um corpo hídrico eutrofizado mesmo após a diminuição das cargas externas de nutrientes. Para atingir o objetivo, foi realizado inicialmente a análise do sedimento para verificação da mobilidade do fósforo presente, e da água do ambiente para sua caracterização. Além disso, um experimento foi realizado utilizando sedimento e água do reservatório Boqueirão de Parelhas, localizado em Parelhas, RN, aplicando os seguintes tratamentos: controle (sem adição de produtos), com o objetivo de avaliar a liberação de fósforo natural do sedimento para a água; argila bentonita modificada com lantânio; argila bentonita natural. As argilas foram aplicadas com o intuito da formação de uma barreira de adsorção de fósforo acima do sedimento, diminuindo o refluxo para água, técnica chamada de capeamento. Os resultados mostraram que houve liberação de fósforo em todos os tratamentos, mesmo com formas móveis de fósforo em quantidades. Além disso, houve diminuição significativa da liberação de fósforo no tratamento com argila modificada com lantânio, em comparação com o controle, enquanto que a argila natural não apresentou redução significativa.

Palavras-chave: Eutrofização, Fertilização Interna, Capeamento.

INTRODUÇÃO

O processo de enriquecimento de corpos hídricos por nutrientes, intitulado eutrofização, é um problema comum em todo o mundo que provoca inúmeras consequências negativas, tais como o surgimento de florações de cianobactérias, organismos que podem produzir toxinas com efeitos diretos sobre a saúde humana (HUSZAR et al., 2000).

Os dois principais nutrientes responsáveis pelo processo de eutrofização são o fósforo (P) e o nitrogênio (N), entretanto, pela possibilidade de ser diminuído a concentrações limitantes mais facilmente, o fósforo tem sido o foco para controle da eutrofização (SMITH; SCHINDLER, 2009). Para realizar esse controle é essencial diminuir as fontes de poluição

¹ Doutorandas em Engenharia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, Campus Campina Grande - PB, herikacavalcante@yahoo.com, danyquimicg@gmail.com; ² Doutora em Ecologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, fabianabio@gmail.com; ³ Doutora pelo Curso de Ecologia (Conservação e Manejo da Vida Silvestre) pela Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, jmolozzi@gmail.com; ⁴ Professor Orientador: Doutor pelo Curso de Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos - UFSC, ethambarbosa@hotmail.com.

que emitem fósforo para o corpo hídrico, porém, em alguns ambientes que passam por essa diminuição, pode haver um atraso ou até ineficácia na recuperação da qualidade da água (SHARPLEY et al., 2013). Isso ocorre porque o fósforo pode se acumular nos sedimentos do ambiente aquático e posteriormente pode ser liberado para a coluna d'água, em um processo intitulado fertilização interna (SØNDERGAARD et al., 2003).

Um dos primeiros modelos de liberação foi desenvolvido por Einsele, em 1936, e depois refinado por Mortimer (1941). O mesmo afirma que em uma interface água/sedimento oxidada, fosfato (PO_4^{3-}) pode se ligar ao ferro III (Fe^{3+}), formando fosfato férrico, imobilizando fósforo no sedimento. No entanto, quando este ambiente é anóxico, o ferro do composto é reduzido (Fe^{2+}), liberando o fosfato para a coluna d'água. Porém vários ambientes já apresentaram liberação de fósforo mesmo em ambiente oxidado, evidenciando que há outros fatores envolvidos no processo, tais como: pH, temperatura, ressuspensão, fatores biológicos, composição do sedimento (SØNDERGAARD et al., 2003).

O fósforo pode estar presente nos sedimentos em várias formas, que também influenciam na fertilização interna. Entretanto, nem todas podem ser liberadas (GONSIORCZYK et al., 1998), já que algumas são permanentemente ligadas ao sedimento, enquanto outras são potencialmente móveis, podendo ser liberadas dependendo dos fatores ambientais como pH, temperatura, oxigênio, como mencionado anteriormente. A quantificação das formas de P no sedimento, bem como a diferenciação por mobilidade, é crucial para prever futura fertilização interna (RYDIN, 2000).

Para realizar o controle da fertilização interna, com objetivo de controlar o processo de eutrofização, existem vários métodos, químicos, físicos e biológicos. Entre eles, o capeamento é uma das alternativas usadas para isolar sedimentos contaminados, impedindo o fluxo de poluentes, como o fósforo, para a coluna d'água, através da implantação de uma camada de cobertura sobre o sedimento (KIM; JUNG, 2010). Dentre vários materiais utilizados, o interesse por argilas naturais ou modificadas, com capacidade de adsorver fósforo também aumentou recentemente (SPEARS et al., 2013), dentre as quais se destacam argilas naturais ou enriquecidas com alumínio (GIBBS et al., 2011), ferro (ZAMPARAS et al., 2012) e lantânio (DOUGLAS et al., 2016). As argilas modificadas normalmente possuem uma melhor eficiência na adsorção, entretanto a utilização de materiais naturais podem diminuir custos e ainda ser mais ambientalmente adequado.

Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar o potencial de liberação de fósforo do sedimento de um ambiente semiárido, bem como promover a sua diminuição através da aplicação de argilas natural e modificada.

METODOLOGIA

Área de Estudo

O estudo foi realizado com água e sedimento do reservatório Boqueirão de Parelhas, que pertence à bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu, de domínio do município Parelhas, no estado do Rio Grande do Norte. O clima da região é semiárido, quente, descrito pela classificação de Köppen como clima do tipo BSw'h (ALVARES et al., 2014). A região sofre com uma seca prolongada desde 2012, que provocou a diminuição considerável dos volumes dos reservatórios nessa localidade (ALVALÁ et al., 2017).

Amostragens

Em março de 2018 foram coletadas amostras de água e sedimento em um ponto próximo ao barramento, na zona de captação de água para abastecimento do reservatório. As amostras de água foram coletadas com uma garrafa de Van Dorn, na superfície e no fundo e depois foram integradas. Já a amostragem do sedimento foi realizada por meio de tubos de PVC (8 cm de diâmetro por 50 cm de comprimento) acoplados ao coletor de sedimento do tipo *Kajak*, sendo considerado apenas os 10 cm mais superficiais do sedimento.

Análises de água e sedimento

Foram verificadas algumas variáveis iniciais para caracterização da água (Tabela 1).

Tabela 1: Variáveis para caracterização inicial da água e respectiva metodologia de análise.

Variável	Metodologia utilizada
Oxigênio Dissolvido (OD)	Oxímetro (<i>in situ</i>)
Temperatura	Oxímetro (<i>in situ</i>)
pH	PHmetro
Fósforo Total (PT)	Valderrama (1981)
Clorofila-a (Chl-a)	Jespersen & Christoffersen, 1988
Fósforo Reativo Solúvel (FRS)	Murphy e Riley (1962)
Substâncias Húmicas	Leenheer e Croué (2003)

Para aplicação das argilas é necessário saber a quantidade de fósforo no sedimento que tem mais chances de retornar para a coluna d'água, ou seja, as formas móveis de fósforo. Por isso, foi realizada uma extração química sequencial, também intitulada fracionamento, para verificar essas formas móveis, utilizando metodologia descrita em estudo anterior (CAVALCANTE et al., 2018).

Experimento de capeamento (aplicação das argilas)

Amostras de sedimento (150 g) sobrepostas de água (500 ml) foram mantidas em béqueres de vidro de 1 L por 14 dias. Afim de avaliar a liberação de fósforo do sedimento dos seguintes tratamentos (em trélicas): controle (CONT), sem aplicação de produtos, para avaliar a taxa potencial de liberação do sedimento; aplicação de bentonita modificada com lantânio (BML), comercialmente chamada de Phoslock[®], fornecida pela *HydroScience* (Rio Grande do Sul, Brasil); e aplicação de bentonita natural (BEN), fornecida pela Bentonisa (Paraíba, Brasil). A quantidade de argila aplicada foi calculada com base na quantidade de fósforo móvel no sedimento, determinado pelo fracionamento. Para avaliar a liberação de P, alíquotas para análise de FRS foram retiradas nos dias 0, 1, 7 e 14. A partir desses valores foi calculada a taxa de liberação, por meio da equação 1 (SCHAANNING et al., 2006).

Equação 1: $T_p = \frac{(C_f - C_i) * V}{A * t}$

Onde:

T_p = Fluxo de lançamento de P a partir dos sedimentos para a coluna d'água ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$)

C_f = Concentração de P na água no tempo t (mg m^{-3})

C_i = Concentração de P na água no tempo inicial (mg m^{-3})

V = Volume de água sobre o sedimento (m^3)

A = Área superficial de sedimento no frasco (m^2)

t = tempo de duração do experimento (dias)

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As análises iniciais permitiram identificar algumas características importantes da água de Boqueirão que podem afetar a liberação de fósforo (Tabela 2). O reservatório, que estva com 23% de sua capacidade máxima, apresentou um OD médio de 3,90, com valores um pouco maiores na superfície e menores próximos ao sedimento, porém maiores que zero (condições anóxicas). Já o pH é naturalmente alcalino e a temperatura elevada em toda a coluna d'água. Os valores de PT e clorofila permitem classificar o ambiente como eutrófico (THORNTON; RAST, 1993).

Tabela 2: Valores de algumas variáveis para caracterização inicial da água e do sedimento do reservatório Boqueirão de Parelhas, coletados em março de 2018, para utilização no experimento de liberação.

Compartmento	Variável	Valor obtido
Água	Oxigênio Dissolvido (OD) (mg L ⁻¹)	3,90
	Temperatura (° C)	28,40
	pH	8,05
	Fósforo Total (PT) (µg L ⁻¹)	74,57
	Clorofila-a (Chl-a) (µg L ⁻¹)	76,96
	Fósforo Reativo Solúvel (FRS) (µg L ⁻¹)	45,57
	Substâncias Húmicas (nm)	0,205
	Sedimento	Fósforo Total (mg kg ⁻¹)
	Fósforo móvel (mg kg ⁻¹)	81,60
	Fósforo Não móvel (mg kg ⁻¹)	234,80

Quanto ao fósforo no sedimento, o fracionamento permitiu identificar um total de 316,41 mg de P por kg de sedimento, dos quais 26% possui mais facilidade de liberação, ou seja, são considerados móveis, e 74% possui caráter menos móvel (Tabela 2). Nas formas móveis estão incluídas aquelas presentes na água intersticial, ligadas à ferro, manganês e ainda alguns autores consideram P orgânico ligado à alumínio (VICENTE et al., 2008). Essas formas geralmente são liberadas em condições anóxicas, de acordo com o modelo clássico de liberação (HUPFER; LEWANDOWSKI, 2008).

Já nas formas consideradas por alguns autores como não móveis, estão incluídas as inorgânicas ligadas à alumínio, as ligadas à cálcio e apatita e ainda outras formas residuais ou refratárias (CAVALCANTE et al., 2018). Mesmo consideradas não móveis, a única que não possui chances de liberação são as refratárias (a última forma a ser extraída em todas as metodologias de fracionamento), enquanto as demais, apesar de menos chances em comparação com as consideradas móveis, ainda podem retornar para a coluna d'água. Isso porque existem vários outros fatores que podem afetar na fertilização interna além das concentrações de oxigênio (como no modelo clássico), tais como: pH, temperatura, ressuspensão, estrutura biológica, potencial redox (SØNDERGAARD et al., 2003).

Após análise das formas de P, foram calculadas as quantidades de argilas necessárias para formação de uma barreira de adsorção acima do sedimento, a fim de minimizar a liberação de fósforo do sedimento para a água, metodologia também intitulada capeamento (KIM; JUNG, 2010). A quantidade encontrada, calculada seguindo o procedimento anteriormente descrito, foi de 0,70 gramas das argilas, que possibilitou a formação de uma camada acima do sedimento com espessura entre 1 e 2 mm (Figura 1).

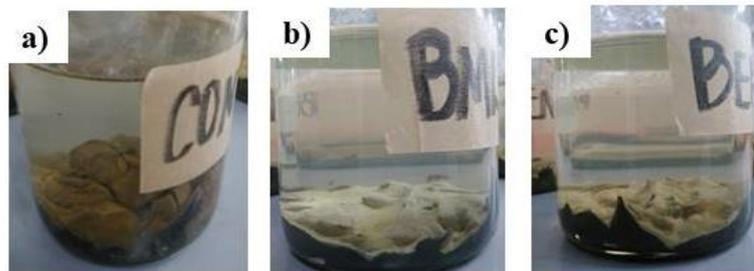


Figura 1: Imagem dos tratamentos do experimento mostrando a não formação da camada argílica acima do sedimento no a) controle, e a formação desta camada de capeamento nos tratamentos b) com aplicação da Bentonita Modificada com Lantânio (BML) e c) da Bentonita Natural (BEN).

O fósforo total no sedimento de Boqueirão de Parelhas foi baixo em relação a outros reservatórios da região semiárida (CAVALCANTE et al., 2018), mesmo assim, as concentrações de fósforo na água aumentaram durante dos 14 dias de monitoramento em relação ao valor inicial nos três tratamentos (Figura 2a). É importante ressaltar que não houve controle de pH e temperatura e que tais fatores não variaram significativamente durante os dias de análise. O pH continuou em torno de 8 após a aplicação das argilas, e a temperatura da água em torno de 26° C (um pouco menor que no ambiente natural). Já os fluxos de liberação de fósforo do sedimento para a coluna d'água, ou ainda taxas de liberação potenciais, foram positivos para os três tratamentos (Figura 2b), o que significa que houve liberação. Entretanto, a liberação no tratamento com BML foi significativamente menor em comparação com o controle. Já o tratamento com BEN não apresentou diferença significativa em relação ao controle.

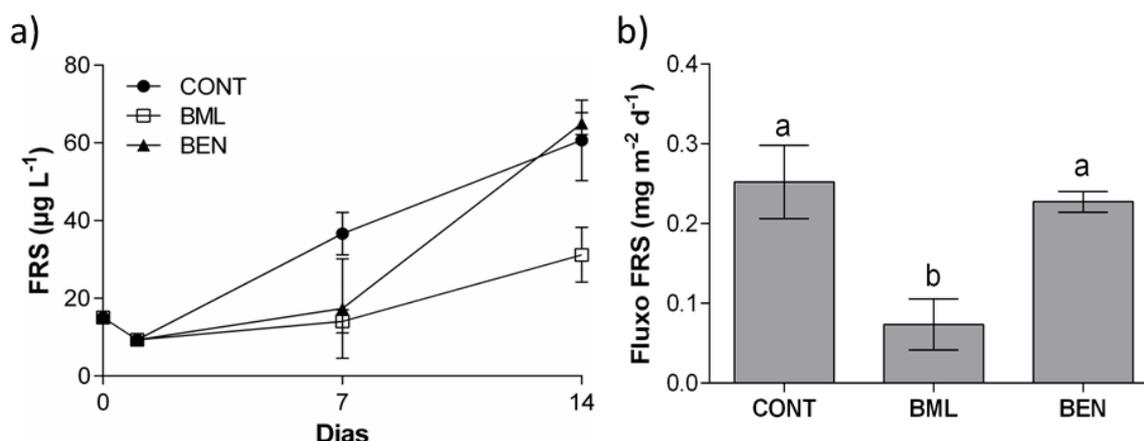


Figura 2: a) Variação da concentração de fósforo reativo solúvel (FRS) na água de boqueirão de Parelhas no decorrer dos dias de experimento; b) Fluxo de fósforo do sedimento para a coluna d'água de Boqueirão de Parelhas, ou ainda taxa de liberação, ao longo dos 14 dias de experimento.

Os valores de concentração de P na água atrelados aos de taxa de liberação, evidenciam que as formas liberadas podem não ter sido as consideradas móveis. Pois além de estarem em quantidade menores, o oxigênio dos tratamentos sempre esteve em níveis no mínimo hipóxicos, porém nunca abaixo de 3 mg L^{-1} . Outro fato que os dados também podem demonstrar é que o fator que mais influenciou na liberação não foi o oxigênio, como sugere o modelo clássico. Dois fatores que podem ter influenciado nessa liberação foram pH e temperatura.

O pH da água de Boqueirão de Parelhas é naturalmente alcalino. O pH da interface água-sedimento é um fator que pode afetar as reações de sorção-adsorção, precipitação-solubilização e oxidação-redução, exercendo controle sobre as concentrações de ferro, alumínio e cálcio disponíveis e influenciando a liberação de fósforo do sedimento (JIANG et al., 2008). O aumento do pH pode liberar o fósforo ligado com complexos metálicos devido à concorrência entre os íons hidroxila e os íons de fosfato ligados (KIM et al., 2004), o que pode ter ocorrido no experimento.

Além disso, temperatura durante o período do experimento foi relativamente alta, porém, considerada baixa em relação ao valores encontrados *in situ* durante a coleta (Tabela 1). O aumento da temperatura aumenta a taxa de difusão química e processos químicos (SØNDERGAARD, 2007), estimula a mineralização da matéria orgânica no sedimento e provocar liberação de fosfato inorgânico (BOSTRÖM; PETTERSSON, 1982) e também têm um impacto direto na quantidade de oxigênio disponível porque a solubilidade do oxigênio na água depende da temperatura (WETZEL, 2001). A temperatura é um fator de extrema importância para a região onde se localiza o reservatório estudado, já que as temperaturas no semiárido são sempre elevadas. Por isso, numa situação real (*in situ*) esse fator tenha até mais importância do que no experimento realizado, onde as temperaturas, apesar de altas, foram inferiores.

Quanto ao desempenho das argilas, é possível notar um bom desempenho da argila modificada, enquanto a argila natural não diminuiu significativamente a liberação de P em relação ao controle. Os mecanismos de ação dessas argilas são diferentes, por isso, apresentaram eficiências diferentes.

A elevada capacidade da BML de controlar as cargas internas de P é devida ao fato de que o íon lantânio (La^{3+}) adsorvido na matriz dessa argila, quando na presença de fosfato (PO_4^{3-}), forma fosfato de lantânio ($\text{LaPO}_4 \cdot n\text{H}_2\text{O}$) (JOHANNESON; LYONS, 1994). Após a

precipitação do fosfato de lantânio, é formada acima do sedimento uma camada de capeamento (Figura 3) que serve como barreira de adsorção, podendo impedir a liberação por um longo período de tempo (DITHMER et al., 2016). Mesmo assim, ainda houve fluxo positivo de P do sedimento no tratamento com BML, mostrando que seu efeito poderia ter sido melhor. Um fator que pode afetar o desempenho da BML são as substâncias húmicas, que foi razoavelmente alta no reservatório (Tabela 1). Essas substâncias tem capacidade de formar complexos orgânicos com metais, tais como o lantânio (LÜRLING et al., 2014).

O mecanismo de adsorção das bentonitas envolvem principalmente reações de troca iônica em sítios de carga permanentes e a formação de complexos com grupos superficiais de hidroxila (BOURAIE, MASOUD, 2017). A bentonita natural, geralmente tem sua capacidade de adsorção limitada porque possui uma rede de cargas negativas na sua estrutura, limitando a retirada de ânions da água (TAHIR et al., 2010). Assim como este trabalho, outros estudos também comprovaram a limitação da bentonita natural (OLIVEIRA, 2017; LUCENA-SILVA et al., 2019).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- P móvel foi baixo, porém os dados ainda mostraram liberação;
- A liberação não foi fruto de condições anóxicas, como explicar o modelo mais clássico de liberação;
- Ph naturalmente alcalino e temperaturas altas do semiárido podem ter influenciado a liberação;
- A bentonita modificada apresentou boa eficiência de capeamento, diminuindo significativamente o fluxo de P do sedimento;
- O resultado da bentonita natural poderia ter sido melhor, já que pode ter sofrido interferência das substâncias húmicas naturalmente presentes na água do reservatório;
- A bentonita natural não apresentou boa eficiência de capeamento.

REFERÊNCIAS

ALVALÁ, R. C. S.; CUNHA, A. P. M. A.; BRITO, S. S. B.; et al. Drought monitoring in the Brazilian Semi-arid region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. In press, p. 1–15, 2017.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. DE M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2014.

- BOSTRÖM, B.; PETTERSSON, K. Different patterns of phosphorus release from lake sediments in laboratory experiments. **Hydrobiologia**, v. 92, p. 415–429, 1982.
- BOURAIÉ, M. EL; MASOUD, A. A. Adsorption of phosphate ions from aqueous solution by modified bentonite with magnesium hydroxide Mg(OH)₂. **Applied Clay Science**, v. 140, p. 157–164, 2017.
- 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, 2018.
- CAVALCANTE, HERIKA; 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.
- 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.
- GONSIORCZYK, T.; CASPER, P.; KOSCHEL, R. Phosphorus binding forms in the sediment of an oligotrophic and eutrophic hard water lake of the baltic lake district (Germany). **Water Science and Technology**, v. 37, n. 3, p. 51–58, 1998.
- HUPFER, M.; LEWANDOWSKI, J. Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments - A long-lasting paradigm in limnology. **International Review of Hydrobiology**, v. 93, n. 4–5, p. 415–432, 2008.
- HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P.; ANNA, C. L. S. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**, p. 67–77, 2000.
- JESPERSEN, A., CHRISTOFFERSEN, K. Measurements of chlorophyll a from phytoplankton using ethanol as an extraction solvent, *Arch. Hydrobiol.*, 109: 445-454, 1987.
- JIANG, X.; JIN, X.; YAO, Y.; LI, L.; WU, F. Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China. **Water Research**, v. 42, n. 8–9, p. 2251–2259, 2008.
- JOHANNESSEN, K. H.; LYONS, W. B. The rare earth element geochemistry of Mono Lake water and the importance of carbonate complexing. **Limnology and Oceanography**, v. 39, n. 5, p. 1141–1154, 1994.
- KIM, G.; JUNG, W. Role of sand capping in phosphorus release from sediment. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v. 14, n. 6, p. 815–821, 2010.
- KIM, L.; CHOI, E.; GIL, K.; STENSTROM, M. K. Phosphorus release rates from sediments and pollutant characteristics in Han River, Seoul, Korea. **Science of the Total Environment**, v. 321, p. 115–125, 2004.
- KIM, L.; CHOI, E.; STENSTROM, M. K. Sediment characteristics, phosphorus types and phosphorus release rates between river and lake sediments. **Chemosphere**, v. 50, p. 53–61, 2003.
- LEENHEER, J. A. e CROUÉ, J. P. Peer reviewed: characterizing aquatic dissolved organic matter. *Environmental Science Technology*, v.37, n.1, p.18-26, 2003.
- LUCENA-SILVA, D. DE; MOLOZZI, J.; SEVERIANO, J. DOS S.; BECKER, V.;

BARBOSA, J. E. DE 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.

LÜRLING, M.; WAAJEN, G.; OOSTERHOUT, F. VAN. Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. **Water Research**, v. 54, p. 78–88, 2014.

MORTIMER, C. H. THE EXCHANGE OF DISSOLVED SUBSTANCES BETWEEN MUD AND WATER IN LAKES. **The Journal of Ecology**, v. 30, n. 1, p. 147–201, 1941.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, v. 27, p. 31–36, 1962.

OLIVEIRA, J. N. P. DE. **Aplicação da geoengenharia como ferramenta para controle de florações de algas e da fertilização interna de fósforo em um ecossistema aquático eutrofizado**. 2017. Universidade Federal de Minas Gerais. 2017.

RYDIN, E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment. **Water Research**, v. 34, n. 7, p. 2037–2042, 2000.

SCHAANNING, M.; BREYHOLTZ, B.; SKEI, J. Experimental results on effects of capping on fluxes of persistent organic pollutants (POPs) from historically contaminated sediments. **Marine Chemistry**, v. 102, n. 1–2, p. 46–59, 2006.

SHARPLEY, A.; JARVIE, H. P.; BUDA, A.; et al. Phosphorus Legacy: Overcoming the Effects of Past Management Practices to Mitigate Future Water Quality Impairment. **Journal of Environment Quality**, v. 42, n. 5, p. 1308, 2013.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science : where do we go from here ? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, p. 201–207, 2009.

SØNDERGAARD, M. **Nutrient dynamics in lakes - with emphasis on phosphorus, sediment and lake restoration**. 2007.

SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, p. 135–145, 2003.

TAHIR, H.; HAMMED, U.; SULTAN, M.; JAHANZEB, Q. Batch adsorption technique for the removal of malachite green and fast green dyes by using montmorillonite clay as adsorbent. **African Journal of Biotechnology**, v. 9, n. 48, p. 8206–8214, 2010.

THORNTON, J. A.; RAST, W. A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. **Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management**, p. 1–24, 1993.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v. 10, p. 109–122, 1981.

VICENTE, I.; HUANG, P.; ANDERSEN, F. Ø.; JENSEN, H. S. Phosphate adsorption by fresh and aged aluminum hydroxide. Consequences for lake restoration. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 17, p. 6650–6655, 2008.

WETZEL, R. G. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. Third Edit ed. San Diego: Academic Press, 2001.