

21. Química

Segurança hídrica e alimentar: Uso da serragem na adsorção de fósforo de corpos aquáticos eutrofizados e seu posterior uso como fertilizante

Rocha, Thais H. dos S.; Pantano, Glauca; Fadini, Pedro S.;

thais.hsrocha@gmail.com; glapantano@yahoo.com.br; psfadini@gmail.com

Departamento de Química

Universidade Federal de São Carlos

Resumo

A eutrofização é um grave problema ambiental presente em corpos aquáticos do mundo inteiro, causado principalmente pelo excesso de fósforo. Entre as principais consequências estão o comprometimento da qualidade da água e mortandade de peixes. Em contraste, ocorre a depleção das jazidas de rochas fosfáticas (recurso não renovável) que são fontes de fósforo para fabricação de fertilizantes, onde o uso destes é indispensável para manter a produção agrícola. Assim, visando garantir segurança hídrica e alimentar é importante desenvolver tecnologias que removam o fósforo presente em ambientes aquáticos eutrofizados e possibilitem seu posterior uso na fertilização de solos. Utilizando a serragem como bioissorvente, material de fácil acesso e baixo custo, foi avaliada a adsorção de fósforo em corpos aquáticos eutrofizados e o seu posterior uso como fertilizante. Para tanto, um microcosmo de 1000 L foi montado com amostras de água e sedimento do reservatório eutrofizado de Barra Bonita/SP e sacos de tecido contendo serragem foram alocados na coluna de água. Durante o tempo de incubação, parâmetros físico-químicos foram monitorados, e o fósforo foi determinado na água de coluna e no bioissorvente. Para avaliar a aplicação da serragem como fertilizante, um teste de toxicidade foi realizado com sementes de alface a fim de determinar o índice de germinação bem como o tamanho do hipocótilo e da radícula. Um total de $33,5 \mu\text{g P g}^{-1}$ foi determinado na serragem. Não houve inibição na germinação (92%), mas houve uma inibição no crescimento da radícula (33%) e hipocótilo (6%). Logo, a serragem é um potencial bioissorvente para fósforo e testes mais específicos estão sendo realizados para verificar a influência da serragem no desenvolvimento das sementes de alface.

Palavras-chave: eutrofização, fósforo, serragem, toxicidade, fertilizante.

Introducción

O fósforo tem grande importância para a vida na Terra, pois compõe importantes estruturas e moléculas como os ossos humanos, os polinucleotídeos DNA e RNA, e o nucleotídeo ATP (Adenosina Trifosfato) (Ashley, Cordell & Mavinic, 2011). Para a manutenção da vida as plantas obtêm fósforo do solo, dessa forma a reposição desse nutriente por fertilizantes fosfatados é necessária para a produção agrícola, já que sua reposição natural, a partir da decomposição de plantas, é lenta comparada à demanda do setor (Johnston, 2000; Fink et al., 2015; MacDonald, Bennett, Potter, & Ramankutty, 2011).

A eutrofização é um grave problema ambiental que afeta corpos aquáticos, acarretando mudanças em vários ciclos geoquímicos do ecossistema afetado. As principais causas de eutrofização são o uso de fertilizantes na agricultura e o lançamento de esgotos industriais e urbanos em corpos aquáticos. O impacto na biodiversidade do ambiente aquático está entre as várias consequências desse problema, pois há uma depleção do oxigênio dissolvido na água, que causa a morte de peixes e outros organismos (Serrano et al., 2017; Pantano, Grosseli, Mozeto, & Fadini, 2016; Esteves, 1998; Li, Liu, Zhang, Ren, & Zhang, 2013; Guo, Zhang, Zheng, Xue, & Zhang, 2018).

Outra grave consequência da eutrofização é a diminuição da qualidade da água, que afeta tanto no abastecimento da população quanto no desenvolvimento econômico do país, já que cerca de 80% da água doce captada no mundo é consumida pela agricultura e indústria (European Environment Agency [EEA], 2001; World Water Assessment Programme [WWAP], 2014). Dessa forma, a contaminação de corpos aquáticos é um problema com abrangência mundial (Tao et al., 2018; Fennel & Laurent, 2018; Maranhão, Botelho, Nogueira, & Tornisiello, 2017).

Contrastando com o excesso de fósforo em corpos aquáticos eutrofizados, diversos pesquisadores têm emitido alertas sobre a degradação das jazidas de rochas fosfáticas (Cordell & White, 2015; Pantano et al., 2016; Wu, Yuan, Gao, Zhang, & Zhang, 2015). Pesquisas apontaram que há probabilidade de o esgotamento das jazidas ocorrer dentre 50 e 100 anos, porém nas décadas anteriores a qualidade das reservas e acessibilidade já estarão comprometidas (Hubbert, 1949; Rittman, Mayer, Westerrhoff, & Edwards, 2011; Smil, 2000; Steen, 1998). Esse processo de depleção traz um risco à segurança alimentar global, já que as rochas fosfáticas são as principais fontes de obtenção do fósforo no meio ambiente para a fabricação de

fertilizantes fosfatados (Cordell & White, 2015; Lwin, Murakami & Hashimoto, 2017).

Tendo em vista o atual cenário e visando garantir a segurança hídrica e alimentar global, é de grande importância a gestão sustentável do fluxo de fósforo com o desenvolvimento de técnicas para a recuperação do fósforo presente em ambientes eutrofizados e aplicação do mesmo como fertilizante (Álvarez, Roca, Valderrama, & Cortina 2018; Ashley et al., 2011; Cordell & White, 2015; Lwin et al., 2017).

Diversas pesquisas atuais têm buscado encontrar bons materiais para a remoção de fósforo de ambientes aquáticos (Del Arco, Parra & Vicente, 2018; Lan et al., 2018; Kong et al., 2018). Entre os materiais que foram estudados para a remediação de corpos aquáticos eutrofizados estão os biossorbentes como a serragem, que possui capacidade de adsorver oxi-hidróxidos de Fe(III) e dessa forma retém fósforo. A aplicação da serragem se mostra bastante vantajosa, pois pode dar uma finalidade adequada ao resíduo de indústrias madeireiras, e o material possui baixo custo e é de fácil aquisição (Pantano et al., 2017; Takeda, Somura & Mori, 2010). A serragem foi usada por Pantano et al., (2017) para adsorver fósforo de amostras reais de um corpo aquático eutrofizado, para tanto foram montados de experimentos em

microcosmo, nos quais se obteve uma taxa de adsorção que variou de 16 a 66,9 $\mu\text{g g}^{-1}$, confirmando que o uso da serragem na remediação de ambientes aquáticos eutrofizados se mostra promissor.

Ademais, destacando-se das outras formas de remediação para eutrofização, o fósforo adsorvido na serragem pode ser reutilizado na fertilização de solos (Pantano et al., 2017; Takeda, Somura, & Mori, 2010). No entanto, a presença de compostos tóxicos na terra pode afetar o processo de germinação de sementes e o desenvolvimento durante a fase inicial de crescimento, desse modo, ensaios de toxicidade com sementes de *Allium cepa* L. (alface), são ferramentas sensíveis para determinar se a serragem pode ser usada para fins de fertilização agrícola (Sobrero & Ronco, 2004; Lutterbeck et al., 2015; Valerio, García & Peinado, 2007).

Objetivos

Analizar a eficiência da serragem como biossorvente na retenção de fósforo presente na coluna de água de ambientes aquáticos eutrofizados, e analisar a viabilidade do uso da serragem como um fertilizante na agricultura por meio de testes de toxicidade com sementes de alfaves.

Materiais e Métodos

Um microcosmo, ilustrado na Figura 1, foi montado em uma caixa de água com capacidade de 1000 L, na qual foram adicionados cerca de 200 kg do sedimento e 800 L de água que foram coletados no reservatório eutrofizado de Barra Bonita/SP. Para a bio sorção do fósforo sacos de tecido sintético preenchidos com serragem, proveniente da árvore Pinus, foram alocados na coluna de água.



Figura 1: Microcosmo montado em laboratório.

Durante a coleta, foram determinados valores referentes ao pH, potencial redox, oxigênio dissolvido, condutividade, sólidos totais dissolvidos e turbidez, por meio de uma sonda multiparamétrica da marca HYDROLAB.

O microcosmo teve 363 dias de incubação. Ao decorrer do tempo de incubação, foram feitas determinações de pH, potencial redox, oxigênio dissolvido na água de coluna e análises químicas de

ortofosfato na água de coluna e fósforo total na água de coluna e no bio sorvente. O ortofosfato foi determinado nas amostras de água, previamente filtradas, por meio da espectrometria de absorção molecular. O método se baseia na reação do molibdato de amônio e do tartarato misto de antimônio e potássio com os íons ortofosfato presentes na amostra, formando o ácido fosfomolibdico, o qual é reduzido pelo ácido ascórbico, formando um complexo azul cuja intensidade da cor depende da concentração de ortofostato na amostra (APHA, 2012). A quantificação foi realizada com a adição de 8 mL de reagente misto (ácido sulfúrico, molibdato de amônio, tartarato misto de antimônio e potássio e ácido ascórbico) em 42 mL de amostra. Após 10 minutos de reação foi feita a leitura em $\lambda = 880$ nm utilizando um espectrofotômetro do modelo 6000 da marca Fento e uma cubeta de 10 cm de caminho óptico.

Para a determinação de fósforo total na água e bio sorvente foi usada a metodologia da digestão com persulfato que consiste em digerir a amostra utilizando um oxidante forte em meio ácido, para que todas as formas de fósforo sejam convertidas em ortofosfato (APHA, 2012). Nas análises de amostras de água, foram adicionados 1 ml de ácido sulfúrico 1 mol L^{-1} e 0,5 g de persulfato de potássio em 25 ml de amostra. Já nas análises da serragem, foram adicionados

2 ml de ácido sulfúrico 1 mol L^{-1} , 1 g de persulfato de potássio e 1 g de serragem em 25 ml de água deionizada. As amostras foram digeridas em autoclave durante 30 min a pressão de $0,1 \text{ kgf cm}^{-1}$. Depois da digestão o ortofosfato foi quantificado pelo método do ácido ascórbico descrito anteriormente.

Para testar a serragem proposta como material adsorvente para fósforo quanto a sua utilização como possível fertilizante na agricultura, testes de toxicidade foram realizados avaliando a interferência da serragem com o fósforo adsorvido na germinação e crescimento de hipocótilo e radícula de sementes de *Lactuca Sativa L.* (alface). Os testes foram realizados em 6 placas de petri, divididas entre 3 controles e 3 tratamentos, cada uma com 20 sementes. As placas de petri controle continham as sementes, solo artificial e água, enquanto as tratamento também continham 1% (m/m) de serragem no solo. As sementes foram encubadas a $22 (\pm 2) ^\circ\text{C}$ durante 120h. Após esse período de encubação o índice de germinação das sementes e os comprimentos da radícula e hipocótilo foram determinados (Sobrero & Ronco, 2004; Lutterbeck, Kern, Machado, & Kümmerer, 2015; Valerio, García, & Peinado, 2007).

Resultados e Discussão

Algumas variáveis físico-químicas foram determinadas na água de coluna e no sedimento no Reservatório de Barra Bonita – SP durante a coleta (Tabela 1).

Tabela 1: Variáveis medidas na água de coluna e no sedimento do reservatório de Barra Bonita do Reservatório de Barra Bonita – SP.

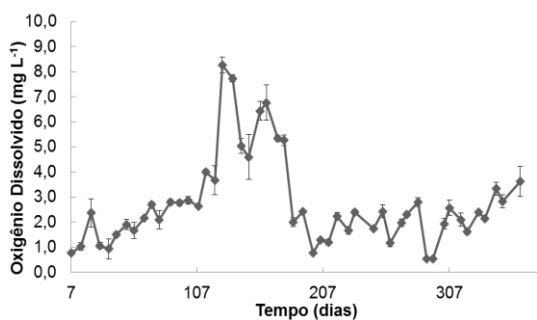
Variáveis	Água de Coluna	Sedimento
Profundidade	22,6	-
pH	5,97	6,69
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	212	-
Turbidez (NTU)	1255	-
OD (mg L^{-1})	-	-
EH (mV)	-	-157
STD (mg L^{-1})	0,141	-

A água de coluna do reservatório apresentava um pH ligeiramente ácido, já o sedimento apresentou pH próximo da neutralidade e característica redutora (E_H negativo). A condutividade elétrica alta juntamente com os valores de sólidos totais dissolvidos e salinidade indicam o lançamento de esgoto sanitário no reservatório sem tratamento prévio. Além disso, a água do reservatório apresentou altos valores de turbidez, causados principalmente devido a uma película verde, possivelmente de cianobactérias,

observada por toda superficie acuática no momento da coleta, evidenciando o estado trófico da represa, que já havia sido relatada como eutrofizada em 2017 pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2017) no relatório de qualidade de águas interiores do estado de São Paulo.

As concentrações de oxigênio dissolvido determinadas no microcosmo durante o tempo de incubação estão ilustrados na Figura 2.

Figura 2: Concentrações (mg L^{-1}) de oxigênio dissolvido na água de coluna.

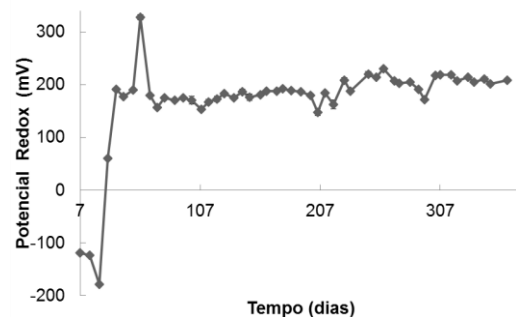


A concentração de oxigênio na água de coluna do microcosmo variou entre 0,5 e 8,3 mg L^{-1} . O fator tempo influenciou significativamente ($p < 0,05$) a variação desse parâmetro. Houve um aumento considerável na concentração com máximo em 127 dias seguido de uma oscilação no sentido de diminuição nos valores de OD. Essas oscilações estão associadas à matéria orgânica disponível no microcosmo, devido as ocasionais quedas de serragem no microcosmo durante a amostragem de serragem para

a quantificação de fósforo total, aumentando a matéria orgânica na coluna de água que consome o oxigênio dissolvido.

Os valores de potencial redox (E_H) determinados no microcosmo durante o tempo de incubação estão ilustrados na Figura 3.

Figura 3: Valores de Potencial Redox (mV) medidos na coluna de água.

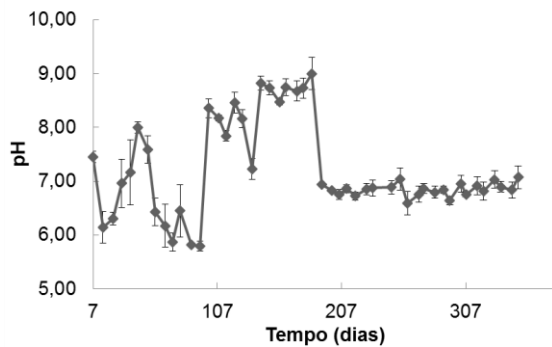


O potencial redox do microcosmo manteve-se negativo até cerca de 23 dias, o que mostra o caráter redutor do microcosmo como consequência da liberação de matéria orgânica do biossorvente. Após esse tempo, o E_H tornou-se positivo com um máximo de +328 mV em 57 dias seguido de um decréscimo e de uma estabilidade dos valores entre +148 e +215 mV. Houve uma variação significativa ($p < 0,05$) nos potenciais redox medidos em relação ao tempo. A condição oxidante do microcosmo é fundamental para a formação de um biofilme de oxi-hidróxidos de Fe(III) na serragem que, por sua vez,

propicia a adsorción de fósforo no biosorvente.

Os valores de pH determinados no microcosmo durante o tempo de incubação estão ilustrados na Figura 4.

Figura 4: Valores de pH medidos na água de coluna do microcosmo.

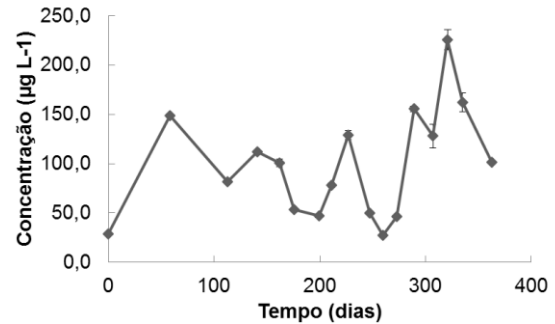


O pH da água de coluna variou entre 5,8 e 9,0 durante os 363 dias de incubação. A partir de 191 dias o pH variou somente entre 6,59 e 7,07, mantendo-se próximo da neutralidade. O fator tempo teve influência significativa ($p < 0,05$) na variação dos valores medidos durante o tempo do experimento. Os subsequentes aumentos e diminuições dos valores de pH podem estar relacionados com a taxa de oxidação de matéria orgânica, e a liberação de CO_2 , quando há maior grau de oxidação o gás liberado quando dissolvido na água produz ácido carbônico, que diminui o pH da água.

As concentrações de ortofosfato determinadas na água de coluna do microcosmo durante o tempo de incubação estão ilustrados na Figura 5.

Estas variaram entre $27,43 \mu\text{g L}^{-1}$ e $225,98 \mu\text{g L}^{-1}$, a variação entre os valores determinados foi significativa ($p < 0,05$) em relação ao tempo de incubação.

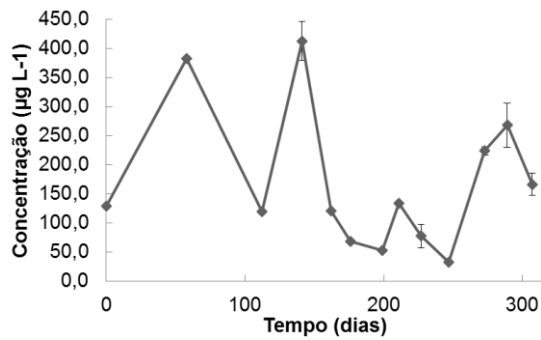
Figura 5: Concentrações de ortofosfato ($\mu\text{g L}^{-1}$) na coluna de água.



Houve um grande fluxo interno de ortofosfato do sedimento para a coluna de água e as diminuições da concentração de ortofosfato na coluna de água podem indicar tanto a adsorcão do ortofosfato pelo biosorvente, como a precipitação do fósforo da coluna de água devido a presença de uma camada de oxihidróxidos de Fe(III) no sedimento superficial.

As concentrações de fósforo total determinadas na água de coluna do microcosmo durante o tempo de incubação estão ilustrados na Figura 6.

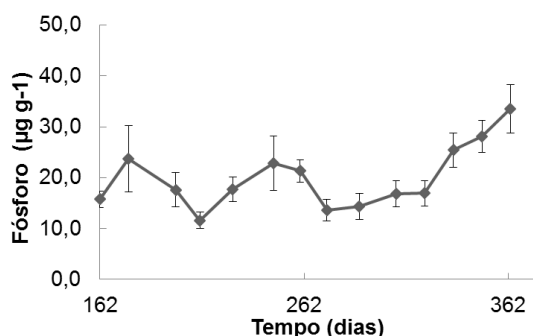
Figura 6: Concentrações de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) na coluna de água.



As concentrações de fósforo total tiveram uma variação significativa ($p < 0,05$) com o tempo, variando entre $33,20 \mu\text{g L}^{-1}$ e $412,63 \mu\text{g L}^{-1}$. As diferenças de concentrações possivelmente ocorreram devidas aos mesmos motivos discutidos para as concentrações de ortofosfato na água de coluna.

As concentrações de fósforo total determinadas na serragem do microcosmo durante o tempo de incubação estão ilustradas na Figura 7.

Figura 7: Fósforo total adsorvido na serragem.



A concentração média de fósforo presente na serragem nos 363 dias de experimento

foi de $33,5 \mu\text{g g}^{-1}$. Os valores de fósforo adsorvido variaram significativamente ($p < 0,05$) em relação ao fator tempo, permanecendo entre $11,6$ e $33,5 \mu\text{g g}^{-1}$, entre os 162 e 363 dias de experimento. Um dos fatores que influenciaram nas oscilações que ocorreram na concentração de fósforo adsorvido é o potencial redox dentro dos sacos de serragem, já que quanto menor é o E_H menos a adsorção de fósforo na serragem é favorecida. Quando o potencial redox é menor, as condições para formação do biofilme de oxi-hidróxidos de Fe(III) é prejudicada, uma vez que há predominância dos oxi-hidróxidos de Fe(II) o fósforo não é adsorvido.

Os resultados do teste de toxicidade com sementes de alface, índice de germinação, média dos comprimentos da radícula e hipocótilo e coeficientes de variação estão ilustrados na Tabela 2.

Os dados obtidos no teste são considerados válidos se o índice de germinação das sementes for maior do que 90%, além disso, os coeficientes de variação dos comprimentos de radícula e hipocótilo devem ser menores de 30% (Sobrero & Ronco, 2004).

Tabela 2: Dados do teste de toxicidade em sementes de alface.

Parâmetro	Controle	Tratamento
Índice de Germinação (%)	92,50	92,50
Comprimento radícula ± DP (mm)	41,81 ± 0,58	28,08 ± 3,49
Coefficiente de variação radícula (%)	1,38	12,41
Comprimento hipocótilo ± DP (mm)	43,82 ± 1,48	41,14 ± 0,68
Coefficiente de variação hipocótilo (%)	3,37	1,66

DP: Desvio padrão

Como os resultados obtidos estavam dentro dos padrões para o teste de toxicidade, foi possível determinar as porcentagens de inibição na germinação, crescimento da radícula e crescimento do hipocótilo nos experimentos tratamento, valores ilustrados na Tabela 3.

Tabela 3: Porcentagens de inibições na germinação e crescimento das sementes.

Germinação	0%
Comprimento Radícula	32,8%
Comprimento Hipocótilo	6,1%

A serragem não mostrou ser letal para as sementes, já que não houve inibição na germinação, o índice de germinação para os experimentos controle e tratamento foram os mesmos, de 92,5%. Contudo, provocou inibição no desenvolvimento das sementes, promovendo um crescimento menor da radícula, com inibição de 33% e inibição no crescimento do hipocótilo de 6,1%.

Conclusões

No decorrer dos experimentos a maior concentração de fósforo adsorvido na serragem foi de 33,5 $\mu\text{g g}^{-1}$, apesar de considerado baixo esse valor mostra o potencial da serragem como biossorvente para fósforo. Nos testes de toxicidade, a serragem não se mostrou letal para as sementes de alface, porém sua presença nos experimentos inibiu o crescimento da radícula e do hipocótilo das mesmas. Dessa forma, testes mais específicos estão sendo feitos para avaliar a influência da serragem no desenvolvimento das sementes.

Bibliografia

Álvarez, J., Roca, M., Valderrama, C., & Cortina, J. L. (2018). A Phosphorous Flow Analysis in Spain. *Science of The Total Environment*, 612, 995-1006.

APHA (American Public Health Association). (2012). *Standard Methods*

for the Examination of Water and Wastewater. Washington: Author.

Ashley, K., Cordell, D. & Mavinic, D. (2011). A brief history of phosphorus: From the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere*, 84(6), 737-746.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). (2017). Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo. Retirado de <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>

Cordell, D., & White, S. (2015). Tracking phosphorus security: indicators of phosphorus vulnerability in the global food system. *Food Security*, 7(2), 337-350.

Del Arco, A., Parra, G., & Vicente, I. (2018). Going deeper into phosphorus adsorbents for lake restoration: Combined effects of magnetic particles, intraspecific competition and habitat heterogeneity pressure on *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 513-519.

EEA (European Environment Agency). (2001). Eutrophication in Europe's coastal waters. Retirado de https://www.eea.europa.eu/publications/topic_report_2001_7

Esteves, F. A. (1998). *Fundamentos de Limnología*. Rio de Janeiro: Interciência.

Fennel, K., & Laurent, A. (2018). N and P as ultimate and proximate limiting nutrients in the northern Gulf of Mexico: implications

for hypoxia reduction strategies. *Biogeosciences*, 15(10), 3121-3131.

Fink, J., Inda, A., Bavaresco, J., Sánchez-Rodríguez, A., Barrón, V., Torrent, J., et al. (2015). Diffusion and uptake of phosphorus, and root development of corn seedlings, in three contrasting subtropical soils under conventional tillage or no-tillage. *Biology And Fertility Of Soils*, 52(2), 203-210.

Guo, J., Zhang, C., Zheng, G., Xue, J., & Zhang, L. (2018) The establishment of season-specific eutrophication assessment standards for a water-supply reservoir located in Northeast China based on chlorophyll-a levels. *Ecological Indicators*, 85, 11-20.

Hubbert, M. K. (1949). Energy from Fossil Fuels. *Science*, 109(2823), 103-109.

Johnston, A. (2000). Soil and plant phosphate. Paris: International Fertilizer Industry Association.

Kong, L., Han, M., Shih, K., Su, M., Diao, Z., Long, J., et al. (2018). Nano-rod Ca-decorated sludge derived carbon for removal of phosphorus. *Environmental Pollution*, 233, 698-705.

Lan, W., Zhang, J., Hu, Z., Ji, M., Zhang, X., Zhang, J., et al. (2018). Phosphorus removal enhancement of magnesium modified constructed wetland microcosm and its mechanism study. *Chemical Engineering Journal*, 335, 209-214.

Li, R., Liu, S., Zhang, G., Ren, J., & Zhang, J. (2013). Biogeochemistry of

nutrients in an estuary affected by human activities: The Wanquan River estuary, eastern Hainan Island, China. *Continental Shelf Research*, 57, 18-31.

Lutterbeck, C. A., Kern, D. I., Machado, Ê. L., & Kümmerer, K. (2015). Evaluation of the toxic effects of four anti-cancer drugs in plant bioassays and its potency for screening in the context of waste water reuse for irrigation. *Chemosphere*, 135, 403-410.

Lwin, C., Murakami, M., & Hashimoto, S. (2017). The implications of allocation scenarios for global phosphorus flow from agriculture and wastewater. *Resources, Conservation And Recycling*, 122, 94-105. doi: 10.1016/j.resconrec.2017.01.017

Maranho, L. A., Botelho, R. G., Nogueira, L. A., Tornisielo, V. L. (2017) Avaliação da qualidade da água do Ribeirão Samambaia (São Pedro, São Paulo, Brasil) através de parâmetros físicos e químicos, índice de estado trófico e teste de toxicidade com *Daphnia magna*. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 22(1), 195-201.

MacDonald, G. K., Bennett, E. M., Potter, P. A., & Ramankutty, N. (2011). Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(7), 3086-3091.

Pantano, G., Grosseli, G. M., Mozeto, A. A., & Fadini, P. S. (2016). Sustainability in phosphorus use: a question of water and

food security. *Química Nova*, 39(6), 732-740.

Pantano, G., Ferreira, J. S., Aquino, F. W. B., Pereira-Filho, E. R., Mozeto, A. A., & Fadini, P. S. (2017). Biosorbent, a promising material for remediation of eutrophic environments: studies in microcosm. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(3), 2685-2696.

Rittmann, B. E., Mayer, B., Westerrhoff, P., & Edwards, M. (2011). Capturing the lost phosphorus. *Chemosphere*, 84(6), 846-853.

Serrano, L., Reina, M., Quintana, X., Romo, S., Olmo, C., & Soria, J. (2017). A new tool for the assessment of severe anthropogenic eutrophication in small shallow water bodies. *Ecological Indicators*, 76, 324-334.

Smil, V. (2000). Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annual Review of Energy and the Environment*, 25, 53-38.

Sobrero, M. C., Ronco, A. (2004) Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca Sativa L.* In G. Castillo (Eds.), *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones* (pp. 71-79). Ottawa: IDRC.

Steen, I. (1998). Phosphorus availability in the 21st Century: management of a nonrenewable resource. *Phosphorus and Potassium*, 217, 25-31.

Takeda, I., Somura, H., & Mori, Y. (2010). Recovery of phosphorus from water bodies using iron-oxidizing bacteria and Woody biomass. *Ecological Engineering*, 36(8), 1064-1069.

Tao, Y., Dai, D., Lei, K., He, C., Cong, H., Fu G., et al. (2018). N and nutrient stoichiometry of water, aquatic organisms and environmental implications in Taihu lake, China. *Environmental Pollution*, 237, 166-173.

Valerio, M. E., García, J. F., & Peinado, F. M. (2007). Determination of phytotoxicity of soluble elements in soils, based on a bioassay with lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Science of The Total Environment*, 378(1-2), 63-66.

Wu, H., Yuan, Z.; Gao, L., Zhang, L., & Zhang, Y. (2015). Life-cycle phosphorus management of the crop production–consumption system in China, 1980–2012. *Science of the Total Environment*, 502, 706-721.

WWAP (World Water Assessment Programme). (2014). *The United Nations World Water Development Report 1: Water and Energy*. Retirado de <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2014-water-and-energy/>

Agradecimientos

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), a Fundação de Amparo à

Pesquisa do Paulo (FAPESP), a Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) e a Universidad Nacional de Cuyo (UNCuyo).

Financiamento

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, Processo nº 121228/2017-7

Fundação de Amparo à Pesquisa do Paulo - FAPESP, Processo nº 2016/00490-6