

ESTABELECIMENTO E INFLUÊNCIA DE MACRÓFITAS SUBMERSAS SOBRE A QUALIDADE DE ÁGUA E SEDIMENTOS EM RESERVATÓRIOS RASOS TROPICAIS

VANESSA VIRGINIA BARBOSA

Doutora em Engenharia Ambiental pelo curso de Doutorado em Engenharia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba- UEPB, vanessav_barbosa@hotmail.com

CAMILA FERREIRA MENDES

Doutora em Engenharia Ambiental pelo curso de Doutorado em Engenharia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba- UEPB, camilafmendes@hotmail.com;

JULIANA SANTOS SEVERIANO

Doutora em Botânica pelo curso de Doutorado em Botânica da Universidade Federal de Pernambuco- UFPE, jsantosseveriano@email.com;

JOSÉ ETHAM DE LUCENA BARBOSA

Prof. Dr. do Curso de Ciências Biológicas da Universidade estadual da Paraíba - UEPB, ethambarbosa@email.com;

RESUMO

Os principais fatores determinantes para o estabelecimento das macrófitas submersas são a temperatura, a ação dos ventos e profundidade da coluna d'água, a incidência luminosa, as concentrações de nutrientes e os eventos de cheia. As macrófitas atuam na complexidade da dinâmica de nutrientes nas regiões rasas mobilizando o fósforo dos compartimentos ambientais, além de atuarem nas interações alelopátias macrófita- fitoplâncton. Objetivou-se neste capítulo investigar o papel da macrófita submersa *Egeria densa* sobre as concentrações de fósforo de compartimentos ambientais em um reservatório e as interações com cianobactéria e como estes mecanismos podem contribuir para as alterações na qualidade de água de ambientes aquáticos tropicais rasos. As macrófitas aquáticas submersas desempenham influências importantes na dinâmica de nutrientes em sistemas aquáticos pois podem auxiliar na melhoria da qualidade de água pelos processos de absorção e

sedimentação mais podem também prejudicar a qualidade de água através dos eventos de decomposição e ressuspensão de elementos para a coluna d'água. Neste estudo foi verificado que *E. densa* atua como potencial sumidoura de fósforo da coluna d'água, interface água-sedimento e do sedimento. Além disso a espécie pode atuar como potencial inibidora de uma cianobactéria tóxica, como *Raphidiopsis raciborskii*.

Palavras-chave: Alelopatia, Biorremediação, Decomposição, *Egeria densa*, Eutrofização

INTRODUÇÃO

Em regiões tropicais é indispensável a construção de reservatórios pois permitem a retenção de água para provimento de necessidades das populações durante períodos de estiagem (Annor et al., 2009), além do desenvolvimento de outras atividades como a irrigação, piscicultura, industriais e lazer (Oliveira et al., 2015; Chellappa et al., 2009). Os reservatórios são ecossistemas reconhecidos pela extensa área que ocupam e por participarem de processos de acumulação e exportação de nutrientes (Cole et al. 2007). Esses sistemas são considerados híbridos, estruturados em padrões verticais e horizontais diferenciados, o fluxo de água é controlado e seu padrão de funcionamento é modificado desde o início de sua construção até sua operação (Thornton, 1990). Sendo assim, é possível caracterizar a formação de gradientes ao longo dos reservatórios, devido às características lóticicas à montante e lênticas à jusante. Esse fato influencia as variáveis físicas e químicas da água e do sedimento, conseqüentemente a ciclagem de compostos, bem como a ocorrência de comunidades biológicas. Estes sistemas lênticos são reconhecidos como importantes depósitos de acumulação de matéria orgânica e inorgânica, devido a sua posição terminal na bacia de drenagem (Lennon 2004). O escoamento superficial e subsuperficial, que resulta no enriquecimento de nutrientes nos ambientes aquáticos, é considerado pela literatura clássica um processo natural que influencia intensamente a biota e a própria sucessão ecológica (Lindeman 1942). No entanto, as atividades humanas também podem contribuir fortemente para a aceleração da eutrofização dos lagos, trazendo resultados mais drásticos e em menor escala de tempo. Dentre os impactos negativos associados à eutrofização estão a depleção do oxigênio dissolvido, mortalidade de peixes, redução da transparência da água e o aumento da biomassa de cianobactérias tóxicas (Silvino; Barbosa, 2015; Huang et al., 2017; Huisman et al., 2018), as quais são nocivas à saúde humana (Hilbor; Beasley, 2015).

O fósforo (P) é um dos principais nutrientes determinantes no processo de eutrofização, sendo um importante regulador da produção primária em lagos e reservatórios, (Correll, 1998; Schindler et al., 2016). O aporte de P ocorre em grande parte por fontes externas, sejam pontuais ou difusas (Carpenter et al., 1998; Huang et al., 2017), no entanto, as fontes internas também podem contribuir de forma significativa, a exemplo do sedimento (Wu et al., 2013). Estudos mostram que mesmo com a redução das cargas

externas de nutrientes, o sedimento pode atuar como uma fonte de fertilização interna, liberando continuamente o P para a coluna d'água (Lürling et al., 2016).

As plantas aquáticas, chamadas de macrófitas são bem frequentes nos ambientes de reservatórios e rios e podem atuar na melhoria da qualidade de águas eutrofizadas, removendo diversos elementos por absorção celular (Srivastava et al., 2008; Lone et al., 2014). Além disso podem absorver elementos do sedimento por absorção radicular quando estes vegetais estão enraizados (Li et al., 2015). Os fatores que determinam as ações de remoção e liberação de nutrientes pelas macrófitas estão diretamente relacionados aos processos de crescimento e decomposição desses vegetais (Barbosa et al., 2017; Lu et al., 2018). Nas regiões temperadas, os ciclos das macrófitas e fluxos biogeoquímicos associados seguem um ciclo anual, porém não há um consenso sobre esses processos nos trópicos, especialmente, nos reservatórios da região semiárida. Nesses locais, os reservatórios são em sua maioria rasos e sofrem influência dos baixos índices pluviométricos e altas taxas de evaporação característicos da região (Barbosa et al., 2012).

As macrófitas submersas são influenciadas pelas flutuações no nível da água, sendo considerado o mais importante processo físico que causa variações na extensão de cobertura desses vegetais e, conseqüentemente, na ciclagem de nutrientes na zona litorânea (Lu et al., 2018). Nesse sentido, o entendimento da influência das macrófitas submersas no P disponível na água e no sedimento em reservatórios tropicais é de fundamental importância na gestão da qualidade da água e pode contribuir na tomada de decisão do uso desses vegetais como estratégia de recuperação de água eutrofizadas. Diante do exposto, objetiva-se estudar os fatores determinantes para o estabelecimento de macrófitas submersas enraizadas e as influências sobre a qualidade de água e sedimento de ambientes aquáticos rasos tropicais.

METODOLOGIA

O presente estudo consistiu na avaliação do fósforo em diferentes compartimentos de um reservatório tropical, a saber: sedimento, coluna d'água e interface-sedimento dentro e fora de bancos de macrófitas. Para isso, foram realizadas coletas no reservatório Epitácio Pessoa, é um reservatório meso-eutrófico, localizado na Paraíba, Brasil (07° 28' 4" e 07° 33' 32" S; 36° 08' 23" e 36° 16' 51" W), e mostra extensos bancos de macrófitas submersas da espécie

Egeria densa (Planchon) na região litorânea em toda a extensão do reservatório (Barbosa et al., 2017). A amostragem foi realizada em março e setembro de 2017, totalizando dez campanhas de coleta.

O fósforo total (TP) da água foi mensurado de acordo com a metodologia descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water (APHA, 2012), também foi mensurado na interface água-sedimento (local 10 cm acima do sedimento) e no sedimento. A coleta e análise das amostras na interface água-sedimento seguiram os procedimentos descritos para determinar o TP da água. Para a análise no sedimento, as amostras foram coletadas com o auxílio de draga, secas em estufa para retirada da umidade e pesadas em balança analítica. Posteriormente, o sedimento foi macerado e armazenado em sacos plásticos em temperatura ambiente para análise, de acordo com a metodologia de Tedesco et al., (1995). Para verificar a diferença significativa na concentração do TP dentro e fora dos bancos de macrófitas nos compartimentos água, sedimento e interface água-sedimento foi realizado o teste t de Student utilizando o programa *R Software* para *Windows* (R Core Team, 2018).

Para verificar a influência da coexistência de Macrófita submersa *Egeria densa* sobre o crescimento da cianobactéria *Raphidiopsis raciborskii* foi realizado um cultivo de ambas as espécies em condições controladas. A cepa ITEP1 foi obtida do acervo brasileiro disponível no Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas Continentais da Universidade Federal do Espírito Santo. A macrófita *E. densa* foi coletada no reservatório Epitácio Pessoa, localizado no município de Boqueirão, Estado da Paraíba, Brasil. Os exemplares foram lavados com água da torneira, e cultivados em aquários com água da torneira até a realização dos experimentos.

As culturas foram mantidas em frascos Erlenmeyer de 500 ml em meio ASM-1, tampadas com algodão e gaze (Gorham et al., 1964), sob temperatura controlada (23-24°C), luz de 40 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ fornecida por lâmpadas tubulares fluorescentes e fotoperíodo de 12:12. Os tratamentos foram montados a fim de expor as cepas de *R. raciborskii* à *E. densa* (1,0 g de peso fresco; gPF-1). O inóculo inicial de *R. raciborskii* introduzido nos Erlenmeyers foi de $4,0 \times 10^5 \text{ cél.mL}^{-1}$, obtidos das cepas em fase de crescimento exponencial. Os Erlenmeyers foram homogenizados e rearranjados randomicamente, diariamente, para a homogeneização da biomassa e diminuição do efeito de possíveis diferenças da intensidade luminosa na câmara de germinação. O experimento teve duração de 8 dias. Para verificar a diferença significativa

no biovolume de *R.raciborskii* foi realizado o teste t de Student utilizando o programa *R Software* para *Windows* (R Core Team, 2018).

Além disso, foi realizado um levantamento bibliográfico sobre o estado da arte do estabelecimento da comunidade de macrófitas aquáticas e qualidade de água e sedimento em ambientes tropicais. Para tanto, foi utilizado a plataforma de bases de dados editadas pela Elsevier, as quais foram: Scopus, ScienceDirect e Web of Science e Google Scholar. As diferentes combinações de palavras-chave (“macrophyte submerged”, “nutriente”, “eutrophication”, “contamin”, “water quality”, “sediment”, “occurrence”, “allelopathy”.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

1. O ESTABELECIMENTO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Diversos fatores são determinantes para o estabelecimento das macrófitas em ambientes rasos, sendo estes fatores frequentemente considerados em conjunto. Em sistemas rasos onde o vento tenha efeito maior sobre a hidrodinâmica a ação das ondas impedem o estabelecimento de macrófitas submersas (Schutten; Davy, 2000; Spence,

1982). Nestes casos, a velocidade do vento e a profundidade determinam o potencial gerador de ondas. Considera-se que as forças resultantes da ação de ondas são importantes para explicar, ao menos parcialmente, a ausência de plantas submersas geralmente observada em áreas litorâneas abertas (Scheffer et al., 1993). Apesar das restrições hidráulicas existentes, que tendem a quebrar ou deslocar as plantas (Zuidam et al., 2015), é comum o estabelecimento de bancos de vegetação submersos mesmo em grandes lagos rasos. Isto se deve a possibilidade das plantas de se estabelecer em áreas mais protegidas da ação hidráulica devido a heterogeneidade espacial (Schutte; Davy, 2000)

Esta heterogeneidade geralmente é derivada de recortes geográficos que propiciam áreas com velocidade da água reduzida ou derivada da movimentação de bancos de areia como resultado da ação hidrodinâmica. Além disso, como vegetações submersas são compostas pelas mais variadas espécies, as forças hidráulicas geradas de ondas e correntes internas afetam diferentemente as plantas em função de seu morfotipo, resistência e capacidade de fixação (Schutten; Davy, 2000).

A temperatura também se caracteriza como fator determinante pois influencia a produção primária das macrófitas por controlar a velocidade de

reações químicas destes vegetais (Kirk, 1994). De maneira geral, altas temperaturas favorecem a produtividade por acelerarem as reações químicas metabólicas das macrófitas aquáticas (Genevieve et al., 1997). Contudo, cada espécie apresenta uma faixa de temperatura ótima para o seu crescimento. Em regiões temperadas e tropicais, a dinâmica sazonal da produtividade das macrófitas apresenta importantes diferenças, em função das características climáticas destas regiões. Nas regiões temperadas, as estações são bem definidas e há marcantes variações da temperatura e da radiação luminosa durante o ano, o que implica em variações sazonais da biomassa de macrófitas aquáticas (Dolinar et al., 2015; Schmieder et al., 2004). Por outro lado, em regiões tropicais as estações não são bem definidas quanto à temperatura, o que poderia implicar em menores variações da biomassa e da produtividade de macrófitas aquáticas (Calero et al., 2015; Bonocchi et al., 2006). No entanto, em regiões tropicais a variação sazonal de pluviosidade e do nível de água têm se mostrado como importantes fatores responsáveis pela variação sazonal da biomassa e produtividade de macrófitas (Enrich-Prast; Esteves 2005; Santos; Esteves 2004).

A radiação fotossinteticamente ativa (RFA) é outro importante fator associado por controlar a fotossíntese destes vegetais. As taxas fotossintéticas das macrófitas aumentam com o aumento da RFA até o nível de saturação (Cuossolo et al., 2015; Cosby et al., 1984). Entretanto, a fotossíntese pode ser inibida em altas RFA (Leung, 2005; Platt et al., 1980). Geralmente, as macrófitas submersas podem sobreviver em profundidades onde a intensidade da luz atinge pelo menos 1% daquela na superfície da água (Sculthorpe, 1967). Como a intensidade da luz diminui exponencialmente com a profundidade da água e as macrófitas submersas são suscetíveis ao estresse de pouca luz, isso acaba levando a uma redução em sua área de distribuição (Zihao et al., 2022). Estudos tem mostrado que espécies com diferentes tipos de crescimento podem exibir mecanismos diferentes para lidar com condições de pouca luz. Em *Potamogeton maackianus* por exemplo, uma espécie formadora de dossel, para compensar o estresse de pouca luz a espécie convergem na superfície da água através do alongamento do caule (He et al., 2019), espécies sem raízes ou rizóides (por exemplo, *Ceratophyllum demersum*) adaptam-se bem a condições de pouca luz ao alongar o comprimento dos ramos ou flutuam, enquanto que as espécies que formam rosetas (por exemplo, *Vallisneria natans*) aumentam sua eficiência fotossintética (Chen et al., 2016). A transparência da água é positivamente correlacionado com a

abundância de macrófitas submersas (Zhang et al., 2017; Dong et al., 2021), a baixa profundidade da água compensa o baixo valor de transparência da água permitindo o crescimento de macrófitas submersas, enquanto o baixo transparência da água combinado com a profundidade da água relativamente alta levou a uma baixa transparência da água, explicando a baixa abundância de várias espécies de macrófitas submersas.

Os eventos de cheia atuam como processos de perturbação para a comunidade de macrófitas aquáticas (Bornette; Amoros, 1991; Barbosa et al., 2019) em regiões próximas de rios, devido à quebra e retirada de partes ou plantas inteiras de macrófitas, e a remoção ou deposição de sedimentos essenciais para a permanência das macrófitas submersas enraizadas (Henry et al., 1994). Muitas espécies de macrófitas aquáticas apresentam plasticidade morfológica em relação às flutuações do nível da água (Zihao et al., 2022) e à velocidade da corrente (Wang et al., 2016). As cheias ocasionam tanto mudanças quantitativas (abundância) quanto qualitativas (composição) na vegetação aquática (Henry et al., 1994). Aspectos como submersão, erosão e deposição provocados pela cheia também são determinantes na presença ou ausência de plantas em sistemas aquáticos. Em ambientes naturais, a flutuação do nível de água é um evento dinâmico que pode interferir nas espécies de macrófitas submersas tanto espacial quanto temporalmente (Cao et al., 2012; Yu; Yu, 2009). Na maioria dos lagos, o nível da água varia ao longo do tempo. Os efeitos da oscilação do nível da água em macrófitas dependem de fatores como a duração da inundação ou seca, frequência e amplitude da flutuação (Smith; Brock, 2007; Wang et al., 2014). A velocidade de corrente pode determinar a ocorrência de vegetais aquáticos, limitar a produtividade primária ou favorecer seu crescimento. Altas velocidades de corrente transportam macrófitas aquáticas e impedem a formação de bancos submersos (Rovira et al., 2016; Herb et al., 2005; Camargo et al., 2003). Por outro lado, velocidade de corrente moderada pode favorecer o crescimento e o aumento da produtividade de macrófitas aquáticas (Camargo et al., 2003).

Em lagos eutróficos rasos, os nutrientes em excesso causam impactos tóxicos diretamente nas macrófitas submersas devido as altas concentrações de amônio (Olsen et al., 2015; Yu et al., 2015), mas também diminuem indiretamente a disponibilidade de luz para macrófitas submersas devido à proliferação de fitoplâncton e ressuspensão de sedimentos (Søndergaard et al., 2017). Alguns estudos sugerem que a transparência da água é um

indicador da qualidade da água do lago (Lisi; Hein, 2019; Rose et al., 2017). Como isso, melhorias na transparência da água e qualidade da água são medidas importantes e eficientes para a recuperação de macrófitas submersas em lagos eutróficos rasos (Brezonik et al., 2019; Liu et al., 2016a). A relação macrófita submersa e transparência e qualidade da água varia entre diferentes espécies de macrófitas. (Bornette; Puijalon, 2011; Søndergaard et al., 2013; Su et al., 2019). *Vallisneria natans* e *Ceratophyllum demersum* freqüentemente ocorrem em lagos eutróficos, enquanto *Chara* sp. e *Ottelia acuminata* geralmente ocorrem em lagos de águas mais transparentes (Blindow et al., 2014; Xu et al., 2015). Além disso, muitas pesquisas sobre a relação transparência da água e macrófitas submersas originam-se de lagos de água doce com dominância de angiospermas submersos de folhas largas ou estreitas como *Potamogeton* spp. e *Myriophyllum* spp. (Blindow et al., 2014). Por este motivo, as macrófitas submersas são consideradas indicadores da qualidade ecológica dos lagos (Søndergaard et al., 2010).

Além disso, sabe-se que a coexistência entre macrófitas facilitam o crescimento e reprodução de macrófitas submersas em ambientes hostis (Le Bagousse-Pinguet et al., 2012; Hao et al., 2013). Le Bagousse-Pinguet et al. (2012) constataram que a presença de espécies coexistentes de macrófitas submersas pode competir por nutrientes com o fitoplâncton, melhorando a transparência na coluna d'água e promovendo o crescimento de outras macrófitas coexistentes que não possuem a mesma habilidade competitiva. A relação coexistente entre *Potamogeton maackianus* e *Myriophyllum spicatum* promove a facilitação de permanência que pode aumentar sua sobrevivência em condições eutróficas (Hao et al., 2013). Consequentemente, a facilitação entre várias espécies tem sido proposta para ajudar na restauração e manutenção de macrófitas submersas em lagos eutróficos.

MACRÓFITAS SUBMERSAS E QUALIDADE DE ÁGUA

As macrófitas aquáticas submersas, são extremamente sensíveis a mudanças no sistema e à qualidade da água, sendo organismos essenciais como indicadores ambientais (Van Geest et al., 2003; Swe et al., 2021). Além disso, o restabelecimento de comunidades de macrófitas pode propiciar a reabilitação da qualidade de água em ambientes aquáticos e promover algumas alternativas para o manejo de lagos rasos (Sondergaard et al., 2000). Essa capacidade de reabilitação decorre de efeitos de retro-alimentação positiva,

estes mecanismos envolvem interações com processos hidrodinâmicos e organismos aquáticos (Scheffer, 1993). Tais processos ocorrem em função do metabolismo e estabelecimento das plantas submersas, auxiliando na manutenção de águas relativamente oligotróficas, sem crescimento excessivo de fitoplâncton, de várias formas: (a) reduzindo forças hidrodinâmicas e conseqüentemente diminuindo a ressuspensão de partículas (Zhu, et al., 2015; Rovira et al., 2016; Barko; James, 1998) e aporte de fósforo do sedimento; (b) servindo de refúgio para grandes espécies de zooplâncton que predam algas fitoplanctônicas em altas taxas (Jeppensen et al., 2005, Zeng et al., 2017); (c) produzindo substâncias alelopáticas que reduzem ou inibem o crescimento de fitoplâncton (Yao et al., 2016; Gross et al., 2007); (d) reduzindo a concentração de nutrientes disponíveis na massa da água em função de sua absorção foliar e radicular (Swe et al., 2021, Wang et al., 2013; Thomaz et al., 2007). Em alguns reservatórios, a ressuspensão exerce um efeito de enriquecimento do meio pela carga de fósforo, este por sua vez fica disponível para os organismos algais ocasionando florações de algas, porém, isso dependerá da arquitetura e da distribuição dos tecidos das plantas na coluna d'água variando de acordo com a forma de crescimento e com a espécie.

Esta manutenção depende da ocorrência das macrófitas e sua distribuição em lagos raso. Em ambientes, onde as condições são favoráveis para o seu desenvolvimento, a produção de biomassa pode alcançar valores superiores a 5kg m^{-3} . Quanto maior a biomassa, maior o potencial para reduzir a turbidez da água (Jeppensen et al., 2015). Além disso, é importante salientar que o estabelecimento destas plantas influencia diretamente a cadeia alimentar podendo alterar toda a estrutura trófica de um ecossistema aquático (Van Nes et al., 2003; Jeppensen et al., 1997; Schriver et al., 1995).

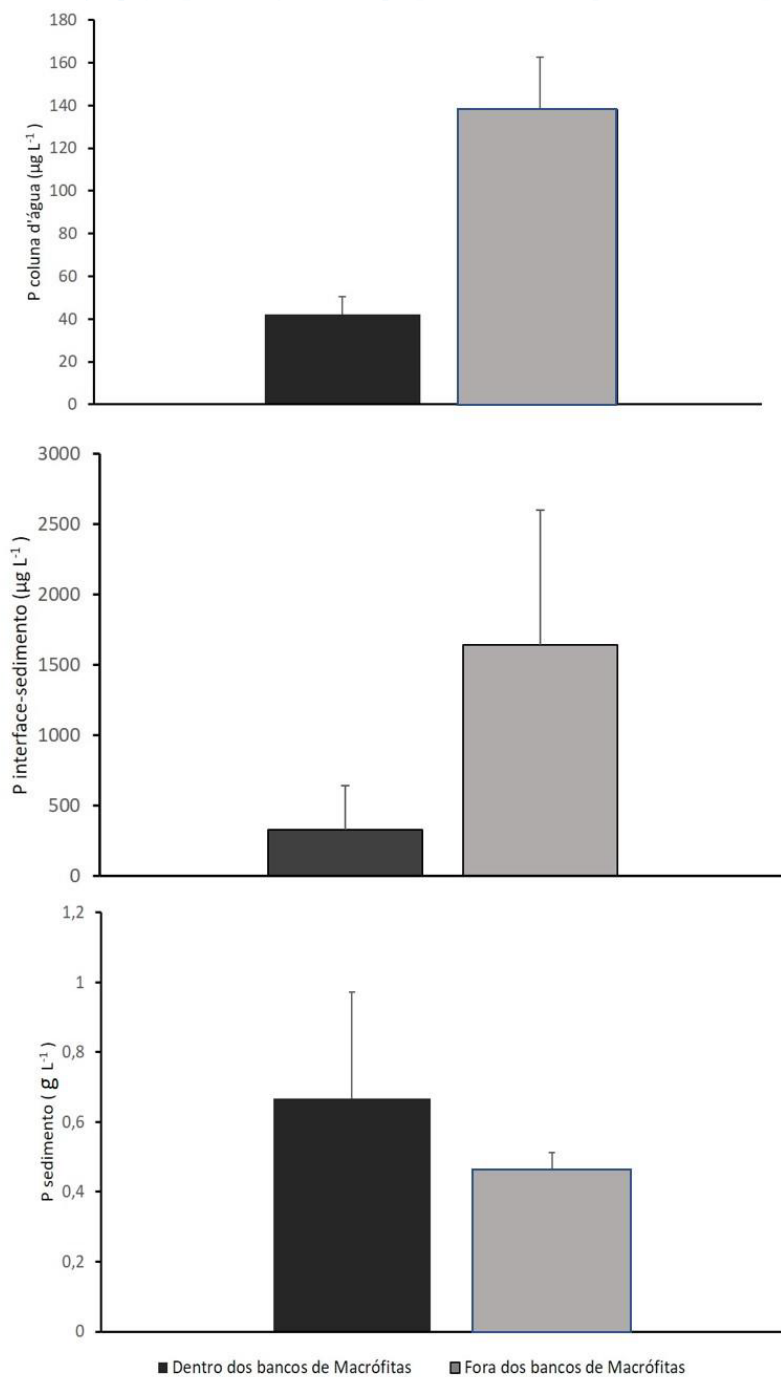
A dinâmica dos nutrientes exercidos por macrófitas submersas já era estudada na década de 80 por Granéli e Solander (1988), eles apontaram a importância dos estudos com esses vegetais uma vez que exerciam tanto papel de acumuladoras de nutrientes no sistema, quanto liberadoras de nutrientes. A figura seguinte representa as concentrações de fósforo em regiões de um reservatório com e sem macrófitas submersas em relação ao fósforo de diferentes compartimentos ambientais (Figura 1). Na coluna de água, as concentrações de P é significativamente ($p=0,01$) mais baixo ($42,0\ \mu\text{g L}^{-1}$) se comparado a de regiões onde não há presença de macrófitas ($138,0\ \mu\text{g L}^{-1}$). A influência das macrófitas sobre o sedimento ocorre pelas diferenças na disponibilidade do fósforo reativo solúvel (SRP) nas raízes (James

et al.,2004; Brock et al., 1983) entre diferentes momentos, em períodos de decaimento, por exemplo, altas concentrações de SRP são encontradas no sedimento (Carignan; Neiff 1992). A concentração de P foi significativamente mais baixa na camada de interface-água-sedimento (330,0 $\mu\text{g L}^{-1}$) nos locais onde há bancos de macrófitas de *E. densa* do que em locais sem a presença da espécie (1641,5 $\mu\text{g L}^{-1}$). Em lagos oligotróficos a formação de uma camada de oxidação no sedimento promovido pelas macrófitas impedem a liberação de fósforo a partir do mesmo (Horpilla et al.,2013; Jaynes; Carpenter, 1986). Estudos de Moss (1990) também revelaram essa capacidade de aprisionamento de SRP quando a abundância e crescimento de macrófitas eram altos o potencial redox do sedimento tornava -se baixo para a formação de sulfetos e, portanto, para a redução e liberação do fósforo do sedimento.

Em relação ao P do sedimento, não foi possível verificar diferenças significativas ($p=0,06$) entre locais com ausência da espécie *E. densa* (0,46 g L⁻¹) e em locais com presença da espécie (0,63 g L⁻¹). No entanto, muito se tem na literatura sobre a capacidade de absorção de macrófitas submersas de P do sedimento. Registros na literatura mostram a função das raízes de macrófitas na captação de fósforo do sedimento (Yu et al., 2018; Oldenborg; Steinman, 2019), outros estudos recentes também indicavam a absorção de nutrientes tanto das raízes quanto das folhas (Christiansen et al., 2016, Wang et al., 2016).

Estudos com o gênero *Potamogeton* sp mostraram que esses vegetais crescem em locais hipertróficos e áreas poluídas assimilando os nutrientes pelas raízes, conseqüentemente o crescimento de *Potamogeton* sp causa uma depleção de fósforo e nitrogênio na água e diminuição da demanda por oxigênio, diminuição da turbidez e oxigênio da coluna água (Nemon; Holland, 2014; Bakker et al., 2010). Essas características fazem-na uma boa candidata para biorremediação em sistemas aquáticos como também mostrou Mi (et al., 2008). Além de nutrientes, as macrófitas aquáticas são capazes de absorver uma variedade de outros elementos como, por exemplo, metais pesados, possibilitando sua utilização também no tratamento de efluentes industriais (Doğan, 2011; Escosteguy et al., 2008). Além disso, as macrófitas também atenuam a ação dos ventos e das correntezas reduzindo a ressuspensão natural do P do sedimento para a coluna d'água e, dessa forma, indisponibilizando-o para a coluna d'água (Holmroos et al., 2014).

Figura 1. Concentrações de P em diferentes compartimentos ambientais de locais com ocorrência de bancos de macrófitas e locais sem a ocorrência de bancos de macrófitas da espécie *E. densa*.



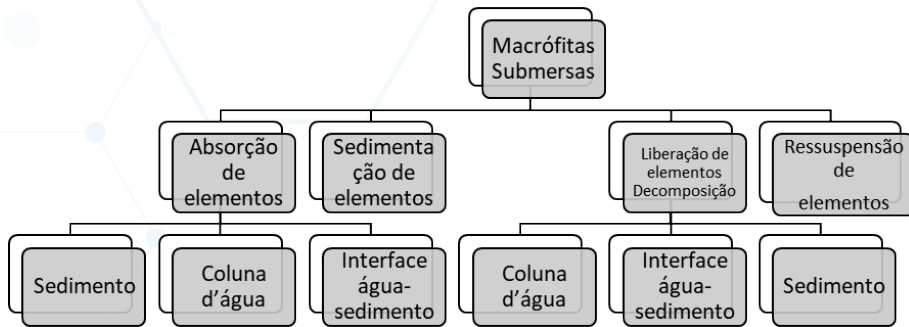
Essa dinâmica de nutrientes envolve em parte a interação macrófita-sedimento, macrófita- água e macrófita-macrófita. Nesse sentido, existem duas versões para essas interações as quais são: A comunidade de macrófitas são acumuladoras de nutrientes (Bento, et al.,2009); e a comunidade de macrófitas são liberadoras de nutrientes (Menon et al., 2014). Assim, essas teorias têm diferentes aplicações de acordo com os impactos que podem provocar como a eutrofização ou a biorremediação. A disponibilidade de nutrientes para o meio ocorre por meio do processo de decomposição (Bianchini- Junior et al., 2014; Levi et al., 2015). Outros mecanismos no entanto são relatados, pois as macrófitas submersas podem aumentar indiretamente o fluxo do P, particularmente na interface água-sedimento, por causarem aumento no pH devido à atividade fotossintética (Wu et al., 2013; Zhang et al., 2016).

No entanto, as macrófitas podem atuar como fontes de liberação de nutrientes e favorecimento de florações do fitoplâncton como resultado da liberação de nutrientes advindos da decomposição de macrófitas (Camacho et al., 2015; Wang et al., 2018). Leoni e colaboradores (et al., 2015) quantificaram o potencial efeito do crescimento e decomposição de *Potamogeton* sp sobre as concentrações de fósforo em um lago através de mesocosmos e análises de campo. De acordo com ele, maiores concentrações de fósforo na água são encontradas depois de um evento de decomposição (0,7 mg L⁻¹) e que a liberação de PT depende principalmente da fase de decomposição. A fase de liberação de fósforo ocorre geralmente nos primeiros dias, fase que chamamos de lixiviação, onde quase 18% do fósforo é liberado nas primeiras 2 horas (LEONI, et al., 2015), assim segundo o autor, aconselha-se remover esses vegetais logo antes do período de senescência, como também afirmou Wang (et al., 2013) em seus estudos de eutrofização e decomposição de macrófitas. Estudos desenvolvidos no Brasil sobre decomposição de macrófitas submersas foram desenvolvidos nas regiões sul e sudeste (Barbosa et al., 2017; Bottino et al.,2016; Suzuki et al.,2013; Cunha- Santino et al.,2013; Chiba et al.,2013; Bianchini et al.,2008) estes trabalhos abordaram estudos com taxas de degradação e liberação de carbono. De acordo com os estudos constata-se que estes vegetais aquáticos podem contribuir para as emissões de CO₂ e CH₄ no sistema (Bianchini et al.,2008), o mesmo foi verificado por Titus e Pagano (2002) em uma comunidade de macrófitas submersas de um lago temperado.

Os estudos publicados sobre decomposição de macrófitas submersas são mais abundantes se comparado com estudos de macrófitas emersas,

este fato se dá pela significativa mudança na qualidade de água que pode ocorrer através das plantas submersas (Wang et al, 2013; Shilla et al 2006) e pelas velocidades rápidas de decomposição dessas plantas (Bianchini et al.,2008; Cunha Santino et al., 2013), abaixo segue um esquema geral da função ecológica relacionado à dinâmica de nutrientes das macrófitas nos sistemas (Figura 2).

Figura 2. Funções ecológicas de macrófitas submersas descritos na literatura em relação a dinâmica de nutrientes em sistemas aquáticos rasos.

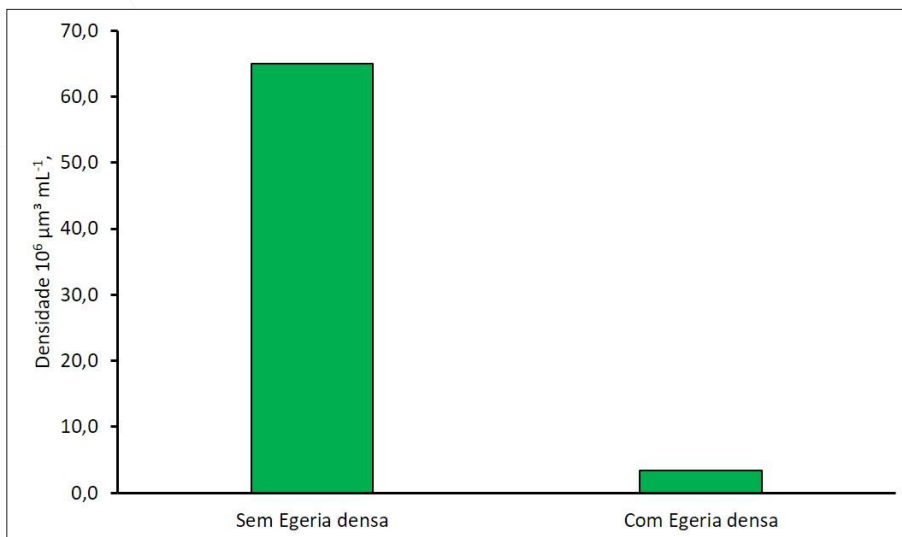


Há décadas, suspeita-se que macrófitas aquáticas possam suprimir o crescimento do fitoplâncton através da excreção de substâncias químicas que inibem o metabolismo do fitoplâncton (Hutchinson, 1975), este fato contribui para a diminuição da biomassa algas que compromete a transparência da água e também a diminuição das densidades de cianobactérias (Yao et al., 2016; Hilt, 2015; Sayer et al., 2010, Swe et al., 2021). A produção e excreção de aleloquímicos por macrófitas pode ser uma defesa estratégica contra outros organismos fotossintéticos que competem por luz e nutrientes, como o fitoplâncton (Gross et al., 2007). Os compostos identificados pertencem às classes de sulfúricos, poliactilenos, polifenóis e ácidos graxos oxigenados (Gross, 1996; Gross, 2003). Tanto macrófitas de água-doce como marinhas podem produzir compostos de atividade algicida (Jeong et al., 2000; Gross, 2003).

Atualmente, diversos estudos constam vários indícios de inibição do crescimento de cianobactérias (Yao et al., 2016; Jančula; Maršálek, 2011; Liu et al., 2013; Jančula et al., 2014; Maršálek et al., 2020). Maredová et al., (2021) sugerem o uso de *Chara globularis*, *Ceratophyllum submersum*, *Elodea nuttallii*, *Hydrilla verticillata*, *Myriophyllum heterophyllum*, *M. spicatum* e *Vallisneria americana* para restaurar corpos d'água pode ser mais

poderosos por causa de seus efeitos cianocidas. A espécie submersa *Egeria densa* é potencialmente inibidora de uma importante cianobactéria da região tropical, *Raphidiopsis raciborskii* (Figura 3). A densidade de cianobactérias é reduzida significativamente em cultivos com a presença de *E. densa* ($p=0,001$). Além da alelopatia, vale lembrar que mecanismos como competição por nutrientes e sedimentação de partículas e fósforo, exercidos pelas macrófitas, atuam indiretamente reduzindo o desenvolvimento de algas (Lürling et al., 2016). Portanto, seja por meio direto, através do efeito alelopático (algicida), ou indireto, através da manutenção do estado oligotrófico do sistema, as macrófitas têm o potencial para serem aplicadas na restauração de ecossistemas aquáticos tropicais e subtropicais.

Figura 3. Densidade da cianobactéria *Raphidiopsis raciborskii* em cultivos com macrófita submersa *E. densa* e na ausência de *E. densa*



As macrófitas portanto, podem funcionar como depósitos de compostos químicos (Moore et al., 2016) sendo bem recomendadas para estratégias na recuperação de águas eutrofizadas, sendo utilizadas como biorremediadoras (Zeng et al., 2017). Estes vegetais podem absorver até 30% do P da coluna d'água, a depender da espécie e do tipo ecológico essa porcentagem pode ser ainda maior, no sedimento podem remover até 25% do P (Li et al., 2015).

Nos países baixos, um novo método de avaliação de macrófitas de corpos d'água foi proposto por Van der Molen (et al., 2004) o qual determina a

qualidade ecológica de um corpo de água através da abundância e composição de macrófitas. Estudos de Croops (et al., 2007) em 11 lagos monitorados por 13 anos mostrou a relação entre a composição e abundância de macrófitas e o grau de eutrofização do sistema. Estudos realizados por Zhang (et al., 2016) mostraram a importância de se conhecer os fatores que levam ao desaparecimento, pois estas tanto são bioindicadoras quanto são reguladoras das condições ambientais locais.

Como visto, as macrófitas aquáticas desempenham inúmeras funções no sistema e grande parte da biodiversidade aquática pode ser explicada pela sua presença. As macrófitas aquáticas não são vilãs e por isso não devem ser extirpadas do reservatório como pragas, pelo contrário (Camacho et al., 2015). A manutenção dessas plantas garante ao corpo de água maior diversidade e a possibilidade de auxiliar como amortecedor de eventuais impactos conferindo melhor qualidade ao ecossistema como um todo e sem dúvida refletindo na melhoria da qualidade da água para múltiplas finalidades. Portanto, em reservatórios onde as macrófitas aquáticas são importantes componentes de sua estrutura e função, devem ser despendidos esforços para que permaneçam no ecossistema, que tenham seu crescimento controlado, evitando os efeitos danosos do crescimento explosivo e da decomposição.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As macrófitas aquáticas submersas desempenham influências importantes na dinâmica de nutrientes em sistemas aquáticos. Pois podem auxiliar na melhoria da qualidade de água mais podem também prejudicar a qualidade de água através dos eventos de decomposição e ressuspensão. Estes eventos são dependentes de fatores extrínsecos ou fatores intrínsecos às macrófitas. Observou-se com o levantamento bibliográfico que estudos com macrófitas submersas e a dinâmica de nutrientes são escassos ainda no Brasil, conseqüentemente o conhecimento dos impactos das comunidades de macrófitas na qualidade de água ainda necessidade de mais investigações De acordo com os estudos internacionais encontrados as macrófitas podem, em densidade controlada, contribuir para a melhoria da qualidade de água. Este trabalho trouxe dados de redução de fósforo em compartimentos ambientais com presença de uma espécie, além do potencial uso dela como algicidas. A espécie de macrófita submersa *E.densa* tem potencial para ser usada em planos de biorremediação.

REFERÊNCIAS

ANNOR, F. O., VAN DE GIESEN, N., LIEBE, J., VAN DE ZAAG, P., TILMAN T, A., ODAI, S. N. **Delineation of small reservoirs using radar imagery in a semi-arid environment: A case study in the upper east region of Ghana.** Physics and Chemistry of the Earth, 34:309-315.2009.

APHA, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21^o edition, 2005

BARBOSA, J.E.L. et.al. **Aquatic systems in semi-arid Brazil limnology and management.** Acta Limnol Bras. 24(1): 103-118, 2012.

BARBOSA, V. V., BARBOSA, J. E. L., HEPP, L. U., SANTINO, M. B. C., NERY, J. F. **Anaerobic decomposition of submerged macrophytes in semiarid aquatic systems under different trophic states, Paraíba State, Brazil.** Afr.J. Biotechnol. 16, 2258–2266. 2017

BARKO, J.W.; JAMES, W.F. **Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation and resuspension.** Ecological Studies. 131, 197– 214,1998.

BIANCHINI, J.I; CUNHA-SANTINO, M; RIBEIRO, J.U; PENTEADO, DGB. **Implication of anaerobic decomposition of Eichhornia azurea (sw.) Kenth on the carbon cycling in a subtropical reservoirs.** Brazilian Journal Biology, v.24, n.1, p.100-110, 2014.

BROCK, TH.C.M.; ARTS, G.H.P.; GOOSEN, I.L.M. ; RUTENFRANS, A.W.M. 1983. **Nitrogen and phosphorus accumulation and cycling by Nymphoides peltata (GMEL.) O. Kuntze (Menyanthaceae).** Aquatic Botany, 17: 189-214. 1983

CARPENTER, S.R; CARACO, N.F; CORELL, D.L. **Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen.** Ecological Applications. 8(3):559–568, 1998.

CHELLAPPA, S.; BUENO, R. M.; CHELLAPPA, T.; CHELLAPPA, N. T.; ALMEIDA E VAL, V. M. F. **Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid**

Brazilian reservoirs. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 39:325-329. 2009

CHRISTIANSEN, N.; ANDERSEN, F.O.; JENSEN, H.S. **Phosphate uptake, kinetics for four species of submerged fresh water macrophytes measured by a ³³P phosphate radioisotope technique.** *Aquatic botany*. v.128, p 58-67,2016.

COLE, J. J.; PRAIRIE, Y. T; CARACO, N. F; MCDOWELI, W. H. RANVIK, L. J; STRIEGI, R. G; DUARTE, C. M; KORTELAJINEN, P; DOWNING, J. A; MIDDELBURG, J.J; MELACK,J. **Plumbing the global carbon cycle: Intergration inland Waters into the terrestrial carbon budget ecosystems**,v.10,p.171-184, 2007.

COOPS H., KERKUM F.C.M., VAN DEN BERG M.S., VAN SPLUNDER I. **Submerged macrophyte vegetation and the European Water Framework Directive: assessment of status and trends in shallow, alkaline lakes in the Netherlands.** *Hydrobiologia*. 584(1):395-402. 2007

CORRELL, D. L, The Role of **Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review.** *J.Environ. Qual.*, 27(2), 261. 1998.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI, J.R.I. **Tropical macrophyte degradation dynamics in freshwater sediments: relationship to greenhouse gas production.** *Soils Sediments*.13:1461-1468, 2013.

DEGHANI, M.H. **Removal of cyanobacterial and algal cells from water by ultrasonic waves – a review.** *J. Mol. Liq.* 222, 1109-1114. 2016

GENEVIÈRE, M.C.; DUTHIE, H.C. ; TAYLOR, W.D. **Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth.** *Aquatic Botany*, 59: 195-215. 1997

GORHAM, P.R.; MCLACHLAN, J.; HAMMER, U.T.; KIM, W.K. **Isolation and culture of toxic strains of *Anabaena flos-aquae* (lyng) de Breb. Verh. Int. Verein.** *Limnol.*, 15:796-804, 1964.

GROSS, E. M; MEYER, H; SCHILLING, G. **Release and ecological impact of algicidal hydrolyzable polyphenols in *Myriophyllum spicatum*.** *Phytochemistry*, v.41, p.133 138. 1996.

HILBORN, E.D., BEASLEY, V.R. **One health and cyanobacteria in freshwater 645 systems: animal illnesses and deaths are sentinel events for human health risks.** *Toxins* 646 7 (4), 1374-1395. 2015

HOLMROOS, H., HORPPILA, J., NIEMISTÖ, J., NURMINEN, L., HIETANEN, S. **Dynamics of dissolved nutrients among different macrophyte stands in a shallow lake.** *Limnology*, 16, 31–39. 2014.

HORPPILA, J. **Influence of emergent macrophyte (*Phragmites australis*) density on water turbulence and erosion of organic-rich sediment.** *Journal of Hydrodynamics*, Singapore, v. 25, p. 288–293, 2013.

HUANG, J; CHUN, C.X. RIDOUTT, B.G; CHUN, W.X; REN, P. **Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China.** *Journal of Cleaner Production*, v.159, p. 171-179. August. 2017.

HUISMAN, J.; CODD, G.A.; PAERL, H.W.; IBELINGS, B.W.; VERSPAGEN, J.M.H.; VISSER, P.M. **Cyanobacterial blooms.** *Nature Reviews Microbiology*, 16 (8), 471-483, 2018.

JANČULA, D., MARŠÁLEK, B. **Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms.** *Chemosphere* 85 (9), 1415–1422. 2011

JANČULA, D., MIKULA, P., MARŠÁLEK, B., RUDOLF, P., POCHYLÝ, F. **Selective method for cyanobacterial bloom removal: hydraulic jet cavitation experience.** *Aquacult. Int.* 22 (2), 509–521.2014.

JAYNES. M.L.i CARPENTER, S.R. **Effects of vascd; and nonvascular macrophytes on sedime.t redox dd solute dynamics.** *Ecology* 67:875 882;1986

JUNGO, E., VISSER, P.M., STROOM, J., MUR, L.R. **Artificial mixing to reduce growth of the blue-green alga *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, Amsterdam: an evaluation of 7 years of experience.** *Wa. Sci. Technol.* 1 (1), 17–23. 2001

LENNON, J.T. **Experimental Evidence That Terrestrial Carbon Subsidies Increase Co2 Flux from Lake Ecosystems.** *Oecologia*, 138: 584-591. 2004

LI, J., YANG, X., WANG, Z., SHAN, Y., ZHENG, Z. **Comparison of four aquatic plant treatment systems for nutrient removal from eutrophied water.** Bioresour Technol., 179, 1–7. 2015

LINDEMAN, R.L. **The Trophic-Dynamic Aspect of Ecology.** Ecology, 23: 399-417. 1942

LIU, D., WANG, P., WEI, G., DONG, W., HUI, F. **Removal of algal blooms from freshwater by the coagulation-magnetic separation method.** Environ. Sci. Pollut. R. 20 (1), 60–65. 2013.

LONE, P.A, BHAERDWAJ, A.K, SHAH, K.W. **Macrophytes as powerful natural tools for water quality improvement.** Res. J. Bot., 9, 24-30. 2014

LU, J; BUNN, S.E; BURFORD, M.A. **Nutrient release and uptake by littoral macrophytes during water level fluctuations.** Science of The Total Environment, 2018.

LÜRLING, M., MACKAY, E., REITZEL, K., SPEARS, B. M.. **A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes.** Water Res., 97, 1– 10. 2016

LÜRLING, M; MACKAY, E; REITZEL, K; SPEARS, B. M. **A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes.** Water Res., 97, 1– 10. 2016

MARŠÁLEK, B., MARŠÁLKOVÁ, E., ODEHNALOVÁ, K., POCHYLÝ, F., RUDOLF, P., STAHEL, P., RAHEL, J., ČECH, J., FIALOVÁ, S., ZEŽULKA, Š. **Removal of Microcystis aeruginosa through the combined effect of plasma discharge and hydrodynamic cavitation.** Water 12 (1), 8. 2020.

MATTHIJS, H.C., JANČULA, D., VISSER, P.M., MARŠÁLEK, B., 2016. **Existing and emerging cyanocidal compounds: new perspectives for cyanobacterial bloom mitigation.** Aquat. Ecol. 50 (3), 443–460. 2016

MI, W. J; ZHU, D; ZHOU, Y.Y; ZHOU, H.D; YANG, T; HAMILTON, D.P. **Influence of Potamogeton crispus growth on nutrients in the sediment and water of Lake Tangxunhu.** Hydrobiologia, v. 603, p. 139-146. 2008.

MOORE, M.T., LOCKE M.A., KRÖGER, R. **Using aquatic vegetation to remediate nitrate, ammonium, and soluble reactive phosphorus in simulated runoff.** Chemosphere, 54, 149-160. 2016.

MOSS, B. **Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components.** Hydrobiologia, v. 1, n.4, p. 275-276 1-14. 1990.

NOYMA, N.P., DE MAGALHAES, L., FURTADO, L.L., MUCCI, M., VAN OOSTERHOUT, F., HUSZAR, V.L., 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 Res. 97, 26-38. 2016

OLDENBORG, K. AND A.D. Steinman. **Impact of sediment dredging on sediment phosphorus flux in a restored riparian wetland.** Science of the Total Environment 650: 1969-1979. 2019

OLIVEIRA, A.M; Araújo, W. S; COSTA, D.F.S. **Serviços ecossistêmicos prestados por reservatórios no semiárido do Brasil.** Revista do CERES, v.1 n. 32, 2016.

R CORE TEAM, R. **A Language and Environment for Statistical Computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: <http://www.r-project.org/>. 2013

SCHEFFER, M; HOSPER, S.H; MEIJER, M.L; MOSS, B; JEPPESEN, E. **Alternative equilibria in shallow lakes.** Trends Ecol. Evol., v. 8, p. 276-279, 1993.

SCHINDLER, D. W., CARPENTER, S. R., CHAPRA, S. C., HECKY, R. E., ORIHEL, D. M. **Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success.** Environ. Sci. Technol., 50, 8923-8929. 2016

SCHUTTEN, J ; DAVY, A.J. **Predicting the hydraulic forces on submerged macrophytes from current velocity, biomass and morphology.** Oecologia 123, 445- 452. 2000.

SILVINO, R.F.; BARBOSA, F. **Eutrophication potential of lakes: an integrated analysis of trophic state, morphometry, land occupation, and land use.** Brazilian journal of biology, São Carlos, v.75, n. 3, p. 607-15. 2015.

SONDERGAARD, M. LISELOTTE, S, LAURIDSEN, T.N; JØRGENSEN T.B, LIBORIUSSEN, L; ERIK JEPPESEN, E. **Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes.** Freshwater Biology, Denmark, v. 55, p. 893-908. 2010.

SONDERGGARD, M. JEPPESEN, E. PENSEN, J.P. ; LAURINDSEN, T. **Lake restoration in Denmark. Lakes ; reservoirs: Research and Management**, 5: 151- 159. 2000

SPENCE, D.H.N. **The zonation of plants in freshwater lakes.** Adv. Col. Res. 12, 37-125. 1982

SRIVASTAVA, J., GUPTA, A., CHANDRA, H.. **Managing water quality with aquatic macrophytes.** Rev. Environ. Sci. Bio/Tech., 7, 255–266. 2008

SUZUKI, M.S; FONSECA, M.N; STEVES, B.S; CHAGAS G.G. **Decomposition of Egeria densa Planchon (hydrocharitaceae) in a well oxygenated tropical aquatic ecosystem.** Journal of Limnology, Verbania Pallaza, v. 74, n.2. 2013.

SWE, T; LOMBARDO, P; BALLOT,A; THRANE J,E; SAMPLE, J; ERIKSEN T.E; . **The importance of aquatic macrophyte in a eutrophic tropical shallow lake.** Limnologica. Vol 90, 2021.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H., VOLKWEISS, S.J.. **Análise de solo, plantas e outros materiais.** Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.,174. 1995

THORNTON, W.K. **Perspectives on reservoir limnology.** In: THORNTON,K,W.; KIMMEL,B,L.;PAYNE,F,E. (eds). Reservoir limnology. Wiley interscience publication, New York, p.1-14,1990.

VAN ZUIDAM, B. G.; PEETERS, E. T. H. M. **Wave forces limit the establishment of submerged macrophytes in large shallow lakes.** Limnology and Oceanography, 60(5), 1536–1549. 2015

WANG, B. et al. **Nutrient release during the decomposition of submerged macrophyte (*Hydrilla verticillata*)**. Journal of Food, Agriculture ; Environment. v. 11. p. 2567-2572, 2013.

WANG, L., LIU, Q., HU, C., LIANG, R., QIU, J., WANG, Y. **Phosphorus release during decomposition of the submerged macrophyte *Potamogeton crispus***. Limnology, 19, 355–366. 2018

WU, J; CHENG, S; LI, Z; GUO, W; ZHANG, F; YIN, D. **Case study on rehabilitation of a polluted urban water body in Yangtze River Basin**. Environmental Science Pollution Research, v. 20, p 7038-7040, 2012.

YU, J., ZHONG, J., CHEN, Q., HUANG, W., HU, L., ZHANG, Y., ; FAN, C. **An investigation of the effects of capping on internal phosphorus release from sediments under rooted macrophytes (*Phragmites australis*) revegetation**. Environ Sci Pollut Res, 25, 24682–24694. 2018

ZENG, L; LIU, B; DAI, Z; ZHOU, Q; KONG, L; ZHANG, Y; WU, Z. **Analyzing the effects of four submerged macrophytes with two contrasting architectures on zooplankton: A mesocosm experiment**. Journal of Limnology, 2017.

ZHANG, T; ZENG, W.H; WANG, S.R; NI, Z.K. **Temporal and spatial changes of water quaiity and management strategies of Dianchi Lake in Southwest China**. Hydrobiology, 2015.