



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais



Composição do banco de propágulos do sedimento de um lago raso e seu papel na restauração do ecossistema

Taiane Hebling Guimarães Duarte

Orientador: Cleber Palma Silva

Rio Grande
2017



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de Ambientes
Aquáticos Continentais



Composição do banco de propágulos de um lago raso e seu papel na restauração do ecossistema

Aluno: Taiane Hebling Guimarães Duarte

Orientador: Cleber Palma Silva

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande
2017

*Dedico esse trabalho à minha família
e ao meu esposo, por todo apoio, carinho e
compreensão em mais essa etapa de minha vida.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao professor e orientador Cleber Palma Silva, pela confiança, carinho e amizade ao longo desses anos.

À professora Edélti Albertoni, por sempre me auxiliar durante todo estudo.

Aos meus pais que sempre estiveram do meu lado, mesmo nos momentos mais difíceis, sempre me apoiando e acreditando, nunca deixando eu desistir dos meus objetivos.

Ao meu esposo Lucas Duarte que sempre esteve comigo, me apoiando, ajudando e incentivando em todo o meu caminho.

Aos meus irmãos Taís, Taina e Pablo pela amizade, apoio e incentivo.

À professora Sonia Marisa Hefler, pela ajuda na identificação de algumas plantas.

Aos técnicos Cláudio Trindade e Clara Lima pela ajuda nas saídas de campo, identificação de algumas espécies, nas análises laboratoriais durante o curso.

Aos órgãos financiadores CNPq e Capes pelo apoio financeiro na realização deste trabalho e pela bolsa de mestrado.

À amiga e colega de trabalho Thaís Almeida pela ajuda e companhia nos trabalhos de campo e durante todo o estudo.

À amiga Karoline Martins pela amizade e ajuda em campo e nas análises estatísticas.

Agradeço também a todos meus familiares e amigos que estiveram presentes em minha vida, dando carinho, amor e compreensão. Agradeço principalmente aqueles que me ajudaram nos momentos que mais precisei, compreendendo que em certos momentos estava um pouco estressada ou ausente.

A todos que colaboraram de alguma forma para que eu concluísse o curso e estiveram ao meu lado me apoiando durante todo esse tempo, o meu Muito Obrigada!

RESUMO

Macrófitas aquáticas são componentes importantes para a conservação dos ecossistemas aquáticos continentais rasos, pois apresentam alta produtividade, fornecem refúgio para outros organismos, e auxiliam na manutenção da qualidade de água, retirando nutrientes e incorporando em sua biomassa. Esses ambientes aquáticos rasos apresentam em seu sedimento um rico banco de propágulos que possibilitam a substituição e recolonização de macrófitas aquáticas eliminadas tanto por causas naturais ou quanto por distúrbios ocorridos no ecossistema, como o processo de eutrofização. O presente estudo teve como objetivo geral determinar a composição do banco de propágulos de um lago raso sujeito a alterações de estado trófico, após um processo de manejo de retirada do excesso de macrófitas flutuantes para recuperação ambiental. O lago estudado é eutrofizado, e apresentou, durante o ano de 2015, um massivo crescimento de macrófitas flutuantes (*Salvinia herzogii*), e passou por um período de manejo para recuperação ambiental, com retirada das plantas. Em março de 2016, em campo, foram estabelecidos três transectos, para coleta do sedimento e quantificação do banco de propágulos em laboratório e acompanhar o estabelecimento e desenvolvimento das macrófitas em campo. Para verificar a composição do banco de propágulos foram inicialmente testadas em laboratório, as metodologias de peneiração, flutuação em água e emergência de plântulas. A metodologia que apresentou melhor eficiência foi a de emergência de plântulas, assim, foram incubados em laboratório amostras referentes a 15 pontos amostrais e acompanhada a emergência de plântulas durante sete meses. Durante o mesmo período, em campo, em intervalos de 15 a 30 dias, foi monitorada a riqueza das plantas que emergiram nos mesmos pontos de coleta e acompanhadas as variáveis abióticas da coluna de água. A composição entre o banco de propágulos e a vegetação estabelecida foi comparada com o coeficiente de similaridade de Sørensen, com dados de presença/ausência. Foram calculadas a riqueza, abundância e densidade do banco de propágulos emergidos em cada ponto. Foram feitas comparações das densidades entre os propágulos emergidos em laboratório nos pontos centrais e de margem do lago (teste t) e entre os transectos (ANOVA). Durante o período de amostragem o lago se mostrou eutrofizado, com grande crescimento das macrófitas submersas *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica*. Em laboratório, um total de 1382 mudas emergiram, e o número de propágulos germinados por amostra variou de 3 a 249, com uma riqueza total de 8 espécies de macrófitas aquáticas. *P. pectinatus* e *C. zeylanica* dominaram o banco de propágulos. Não houve diferença significativa ($p > 0,05$) das densidades de emergências tanto entre as regiões de centro e margem quanto entre os transectos do lago. O coeficiente de similaridade de Sørensen foi de 87%, indicando alta semelhança entre as espécies presentes em campo e aquelas que emergiram durante o experimento em laboratório. No monitoramento da vegetação em campo foram

identificadas as espécies, *P. pectinatus.*, *C. zeylanica* e *Ludwigia peploides*. Pode-se corroborar a importância do banco de propágulos de lagos rasos que foi imprescindível para o reestabelecimento de macrófitas aquáticas submersas em campo o que contribui para a conservação e manutenção destes ambientes.

Palavras-chave: macrófitas aquáticas, banco de propágulos, emergência de plântulas, lago raso.

ABSTRACT

Aquatic macrophytes are important components for the conservation of shallow continental aquatic ecosystems, since they present high productivity, provide refuge for other organisms, and help in maintaining water quality, withdrawing nutrients and incorporating into their biomass. These shallow aquatic environments present in their sediment a rich bank of propagules that allow the substitution and recolonization of aquatic macrophytes eliminated either by natural causes or by disturbances occurring in the ecosystem, such as the eutrophication process. The present study had as general objective to determine the composition of the propagule bank of a shallow lake subject to changes in the trophic state, after a process of management of removal of the excess of floating macrophytes for environmental recovery. The studied lake is eutrophicated, and during the year 2015 presented a massive growth of floating macrophytes (*Salvinia herzogii*), and underwent a period of management for environmental recovery, with withdrawal of the plants. In March 2016, three transects were established in the field to collect sediment and quantify the seed bank in the laboratory and monitor the establishment and development of macrophytes in the field. To verify the composition of the seed bank were initially tested in the laboratory, the methodologies of sieving, water flotation and emergence of seedlings. The methodology that presented the best efficiency was the emergence of seedlings, thus, samples were incubated in the laboratory referring to 15 sample points and followed the emergence of seedlings during seven months. During the same period, in the field, at intervals of 15 to 30 days, the richness of the plants that emerged at the same collection points were monitored and the abiotic and nutrient variables of the water column were monitored. The composition between the propagule bank and the established vegetation was compared with the Sørensen coefficient of similarity, with presence / absence data. We calculated the richness, abundance and density of the seed bank emerged at each point. Comparisons of the densities between the propagules emerged at the central and margin points of the lake (t-test) and between the transects (ANOVA) were performed. During the sampling period the lake showed to be eutrophic, with great growth of the submerged macrophytes *Potamogeton pectinatus* and *Chara zeylanica*. In

the laboratory, a total of 1382 seedlings emerged, and the number of seedlings germinated per sample ranged from 3 to 249, with a total richness of 8 species of aquatic macrophytes. *P. pectinatus* and *C. zeylanica* dominated the propagule bank. There was no significant difference ($p > 0.05$) in the emergence densities between the center and margin regions and between the lake transects. The Sørensen coefficient of similarity was 87%, indicating high similarity between the species present in the field and those that emerged during the experiment in the laboratory. In the monitoring of the vegetation in the field were identified the species, *P. pectinatus*, *C. zeylanica* and *Ludwigia peploides*. It is possible to corroborate the importance of the bank of propagules of shallow lakes that was essential for the reestablishment of submerged aquatic macrophytes in the field, which contributes to the conservation and maintenance of these environments.

Key-words: aquatic macrophytes, seed bank, emergence of seedlings, shallow lake.

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação apresenta em sua estrutura, introdução geral, capítulo 1, referências bibliográficas e considerações finais e perspectivas, e seguem as normas da ABNT. O capítulo 1 segue as normas da revista a ser submetido e apresenta resumo, introdução, material e métodos, resultados e discussão, conclusões e referências. O manuscrito apresenta a composição do banco de propágulos de um lago raso sujeito a alterações de estado trófico e faz uma comparação com a vegetação que se estabeleceu após a retirada das macrófitas flutuantes.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	x
LISTA DE TABELAS.....	xi
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	12
1.1. <i>Estrutura e funcionamento de lagos rasos</i>	12
1.2. <i>A comunidade de macrófitas aquáticas</i>	15
1.3. <i>Banco de Propágulos</i>	17
1.4. <i>Objetivos</i>	19
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	20
CAPÍTULO UM.....	28
Composição e viabilidade do banco de propágulos de um lago raso após um manejo de recuperação.....	29
Resumo.....	29
1. INTRODUÇÃO.....	30
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	32
2.1. <i>Área de Estudo</i>	32
2.2. <i>Coleta do sedimento</i>	34
2.3. <i>Caracterização da qualidade da água</i>	35
2.4. <i>Procedimentos de laboratório</i>	36
2.4.1. <i>Peneiração</i>	36
2.4.2. <i>Flutuação em água</i>	36
2.4.3. <i>Emergência de Plântulas</i>	37
2.5. <i>Caracterização e monitoramento da comunidade de macrófitas presentes no Lago dos Biguás</i>	38
2.6. <i>Análise de dados</i>	39
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	39
CONCLUSÕES.....	45
REFERÊNCIAS.....	45
CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS.....	53

LISTA DE FIGURAS

Introdução geral

Figura 1: Modelo conceitual da alternância entre os diferentes estados alternativos estáveis em lagos rasos. Adaptado de Scheffer et al. (1993).....12

Figura 2: Formas biológicas de macrófitas aquáticas (Esteves, 2011).....15

Capítulo 1

Figura 1: Área de estudo, ilustrando o lago onde foi realizada a coleta do sedimento e o monitoramento.....31

Figura 2: Procedimento de limpeza do Lago dos Biguás coberto pela macrófita aquática flutuante *Salvinia* no ano de 2013 (A e B) e após sua remoção (C). Ilhas no centro do lago com a presença dos Biguás em 2017 (D).....33

Figura 3: Lago dos Biguás (localização dos pontos de coleta ao longo de três transectos lineares).....34

Figura 4: Metodologia de Peneiração (A – separação das sementes; B – peneiras de diferentes malhas).....35

Figura 5: Ilustração da Metodologia de flutuação em água.....36

Figura 6: Metodologia de emergência de plântulas (A – disposição das bandejas com fotoperíodo 12hL; B – recipiente com uma plântula replantada; C – disposição das plântulas nos recipientes).....37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Tabela 1: Valores médios das variáveis abióticas da coluna de água do lago dos Biguás no Campus Carreiros de março/2016 a outubro/2016. T: Temperatura (°C), CE: Condutividade Elétrica (mS.cm^{-1}), Tu: Turbidez (NTU), OD: Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1}), TDS: Sólidos Totais (g/L), PT: Fósforo Total (mg.L^{-1})39

Tabela 2: Lista de gêneros e grupos ecológicos de macrófitas aquáticas encontradas no banco de propágulos do Lago dos Biguás. A frequência (%) representa a proporção de cada gênero nos pontos amostrados.....40

Tabela 3: Abundância total de macrófitas aquáticas germinadas no experimento em laboratório a partir da emergência de plântulas em cada ponto amostral.....42

Tabela 4: Riqueza entre o experimento em laboratório e o monitoramento em campo a partir do banco de propágulos.....45

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Estrutura e funcionamento de lagos rasos

A planície costeira do Estado do Rio Grande do Sul é formada por ambientes de lagos rasos e banhados, locais caracterizados por apresentarem grande biodiversidade e produtividade (Vieira e Rangel, 1988; Rebouças et al., 2006). Apenas 3% da superfície da terra é ocupada por lagos que são, em sua maioria, de pequena área e profundidade (Esteves, 2011). Lagos rasos podem ser definidos como pequenos corpos de água sem comunicação direta com o mar e de pequena profundidade permitindo a penetração de luz até o fundo em condições de águas claras (Esteves, 2011). Também podem ser classificados como lagos polimíticos por apresentarem vários períodos durante o ano de circulação da coluna d'água, por ação do vento (Scheffer et al., 1993).

Os lagos rasos cobrem uma pequena porcentagem da superfície da terra, porém representam importante papel na manutenção da biodiversidade (Balian et al., 2008). Eles possuem cerca de 9,5% das espécies reconhecidas, incluindo macroinvertebrados e macrófitas aquáticas (Balian et al., 2008). Esses ecossistemas são extremamente importantes, e podem sofrer influência de fatores externos como temperatura, luminosidade e precipitação, e internos como matéria orgânica dissolvida, oxigênio dissolvido e pH (Esteves, 2011). Estes fatores, por sua vez, podem alterar a ciclagem de nutrientes, contribuindo para acelerar o processo de eutrofização, transformando o ecossistema de águas claras para águas turbidas. Este processo de alteração tem sido estudado por diversos autores, e apresentado como bases da teoria dos estados alternativos estáveis (Scheffer et al., 1993; Jeppesen et al., 1998; Jackson, 2003; van Nes et al., 2003).

Segundo Scheffer et al. (1993) um dos exemplos mais bem desenvolvidos sobre o estudo dos estados alternativos estáveis provém de lagos rasos, pois estes são, na sua maioria, polimíticos e relativamente fáceis para amostrar. A ocorrência desse processo em lagos está associada à transparência da água ou turbidez (Jeppesen et al., 1998). A proliferação de algas fitoplanctônicas caracteriza o estado de água turbida, criando condições desfavoráveis para o estabelecimento de macrófitas submersas, pois as algas impedem que a luminosidade chegue até o fundo do lago, inibindo o crescimento das mesmas (Scheffer et al., 1993; Scheffer e van Nes, 2007). Por outro lado, o desenvolvimento e a dominância por macrófitas aquáticas

submersas nesses ecossistemas caracteriza o estado de águas claras (Blindow et al., 1993; Scheffer et al., 1993), mantendo condições mesotróficas e oligotróficas, fazendo com que o ecossistema entre em um estado de equilíbrio (van Nes et al., 2003).

A alternância entre os diferentes estados alternativos se dá através da elevação da carga de nutrientes disponível dentro do ecossistema. Na figura 1, está representada a passagem entre estes dois estados. Quando o limite tolerável de eutrofização é ultrapassado, ocorre a mudança de estado trófico (Scheffer, 1998). Através da entrada de fósforo no ecossistema, a biomassa do fitoplâncton aumenta, ocorre a ressuspensão de nutrientes provocadas por organismos bentônicos, a água torna-se turbida desfavorecendo as plantas submersas (Van den Berg et al., 1998). Esse fenômeno ocorre através de alterações ambientais e quando é atingido, para retornar à condição de águas claras a quantidade de nutrientes disponível no ecossistema deve diminuir (van Nes et al., 2002; 2003). Com a diminuição da carga de nutrientes e redução de biomassa fitoplanctônica, as plantas submersas são favorecidas. Ocorre a diminuição da turbidez da água e com isso, haverá luz disponível para o seu crescimento, podendo absorver nutrientes diretamente do sedimento. Além disso, estas plantas podem produzir substâncias alelopáticas que reduzem ou inibem o crescimento do fitoplâncton (Wium-Andersen, 1987; Gross et al., 2007).

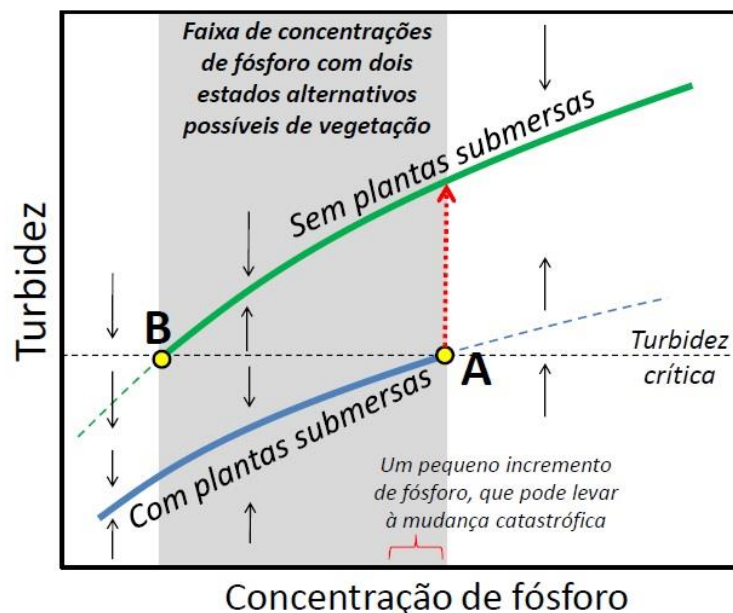


Figura 1: Modelo conceitual da alternância entre os diferentes estados alternativos estáveis em lagos rasos. Adaptado de Scheffer et al. (1993).

Contudo, alguns autores têm proposto a existência de um terceiro estado alternativo estável, representado pela proliferação excessiva de macrófitas aquáticas flutuantes, esse processo pode ocorrer em altas concentrações de nutrientes e estabilidade da água (Scheffer et al., 2003; Scheffer e van Nes, 2007; Meerhoff e Jeppesen, 2009). Essas plantas são encontradas principalmente nas regiões tropicais, devido as baixas temperaturas das outras regiões impedirem o seu crescimento (Scheffer e van Nes, 2007; Meerhoff e Jeppesen, 2010). As macrófitas aquáticas flutuantes causam muitos problemas aos ecossistemas aquáticos, contribuindo para a diminuição do oxigênio, criando condições para a formação de gás sulfídrico que prejudica a maioria das macrófitas aquáticas, pois provoca a morte de rizomas e raízes da maioria das espécies (Esteves, 2011). As altas taxas de crescimento e a capacidade de reprodução vegetativa contribuem para a proliferação excessiva dessas macrófitas (Mazzeo et al., 1993; Benassi e Camargo, 2000).

No Brasil e em diversos países em desenvolvimento, os efluentes industriais e domésticos são lançados diretamente nos corpos de água sem nenhum tratamento (Tundisi, 2006). Com isso, há um problema grave de poluição e eutrofização dos ecossistemas aquáticos (Tundisi, 2006). Um dos principais problemas ambientais que afeta negativamente lagos rasos, é o processo de eutrofização. Caracteriza-se pelo enriquecimento artificial das águas através de dois nutrientes principais (fósforo e nitrogênio), que são oriundos principalmente de atividades humanas (Bennett et al., 2001; Menon e Holland 2014). Esse aporte excessivo de nutrientes contribui para a elevada produtividade de macrófitas aquáticas flutuantes como *Salvinia molesta*, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. – Laub. e *Pistia stratiotes* L., proporcionando um efeito negativo sobre as submersas, pois irão suprimir as mesmas. (Henry-Silva e Camargo, 2002). Porém, alguns autores observaram o efeito positivo destas macrófitas, elas são eficientes no tratamento de efluentes, pois apresentam alta produtividade primária e capacidade de estocar e assimilar nutrientes na biomassa (Gopal e Sharma, 1979; Greenway, 1997; Henry-Silva e Camargo, 2002; Henry-Silva e Camargo, 2006).

Em termos de qualidade da água, a eutrofização pode ser definida como o enriquecimento artificial das águas pela alta concentração de alguns nutrientes, principalmente o nitrogênio e o fósforo e com isso, ocorre o crescimento excessivo de espécies de vegetais no meio aquático em níveis que afete a utilização normal e desejável de água (Brasil, 2003). Em consequência disto, ocorrem diversos efeitos negativos nesses corpos

de água, por exemplo, anoxia, liberação de gases tóxicos, florescimento de algas e crescimento desenfreado de plantas aquáticas, altas concentrações de matéria orgânica, diminuição da transparência da água, restrição à pesca, diminuição da produção de peixes e perda de biodiversidade (Lawton e Cood, 1991; Carpenter et al., 1998; Gleick, 1998; Howarth et al., 2003; Esteves, 2011). Se o processo de eutrofização não for controlado nos ambientes aquáticos, em longo prazo, pode ocorrer a inviabilização do ecossistema, tanto ecologicamente, como socialmente (Esteves, 2011). Assim, em diversos estudos sobre restauração de ambientes aquáticos lacustres, com o objetivo de melhorar a qualidade da água desses ecossistemas foram desenvolvidos vários procedimentos para obter a redução das concentrações de nutrientes, e a remoção das plantas aquáticas, principalmente as flutuantes e do fitoplâncton (Bostrom et al., 1988; Moore et al., 1998; Menon e Holland 2014).

1.2. A comunidade de macrófitas aquáticas

As macrófitas aquáticas são uma comunidade de plantas grandes o suficiente para serem visíveis a olho nu, cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanentemente, ou por diversos meses, total ou parcialmente submersas em água doce ou salobra, ou ainda flutuantes na mesma e apresentam características e adaptações diversas, podendo colonizar diversos ambientes (Irgang e Gastal Jr., 1996; Esteves, 2011). Constitui uma das principais comunidades límnicas contribuindo para a diversidade biológica e por apresentarem elevada biomassa, alta produtividade, retenção de poluentes e conservação da biodiversidade (Esteves, 2011). As macrófitas aquáticas são classificadas, segundo (Esteves, 2011), de acordo com o seu grupo ecológico: (i) emersas, enraizadas no sedimento e com as folhas fora d'água; (ii) flutuantes, são as que flutuam na superfície da água; (iii) submersas enraizadas, são enraizadas no sedimento e crescem totalmente submersas na água; (iv) submersas livres, permanecem flutuando submergidas na água com pouca turbulência e (v) enraizadas com folhas flutuantes, plantas enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água (Figura 2).

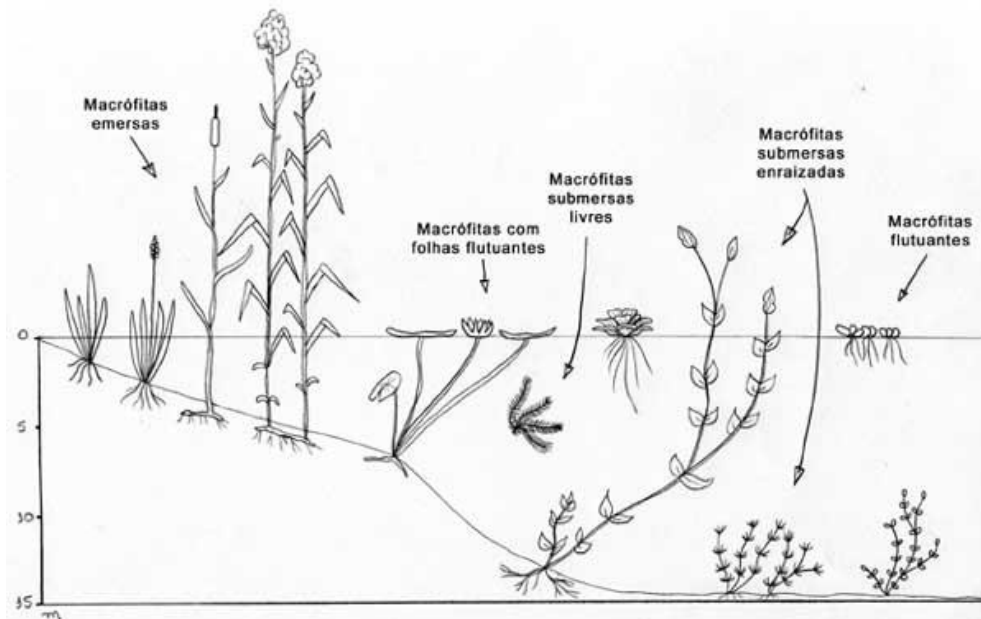


Figura 2: Formas biológicas de macrófitas aquáticas (Esteves, 2011).

Macrófitas aquáticas desempenham um papel importante para o funcionamento e manutenção dos ecossistemas aquáticos (Chambers et al., 2008). De acordo com Jeppesen et al. (1998), as macrófitas aquáticas submersas atuam na regulação de processos em ecossistemas aquáticos, principalmente em lagos rasos. Em virtude disso, estudos estão sendo realizados acerca da dinâmica da vegetação submersa nestes ambientes (Scheffer, 1998). Por apresentar sensibilidade a mudanças no ecossistema e à qualidade da água, essas plantas são essenciais como indicadoras ambientais (Hilt et al., 2010).

As macrófitas aquáticas submersas aumentam a qualidade e transparência da água, contribuindo para a manutenção do estado oligotrófico, controlando o crescimento excessivo de algas fitoplanctônicas (Hilt et al., 2010). Isto ocorre através da diminuição da ressuspensão de partículas (Barko e James, 1998), servindo de refúgio para o zooplâncton que preda o fitoplâncton (Jeppesen et al., 1997), pela produção de substâncias alelopáticas que inibem o crescimento das algas (Gross et al., 2007) e redução da quantidade de nutrientes dissolvidos na água através da assimilação, principalmente de fósforo (Albertoni et al., 2014).

O desaparecimento de macrófitas submersas, além de resultar na destruição de habitat para diversos organismos, provoca mudanças cruciais na cadeia alimentar, assim como na ciclagem de nutrientes (van Nes et al., 2003; Declerck et al., 2011; Lauridsen et al., 2015). Em virtude da sua importância para estes ambientes, a recolonização de macrófitas submersas

é essencial e muito utilizada para a restauração de lagos eutrofizados, permitindo assim a manutenção e melhoria da qualidade da água (Ozimek et al., 1990; Meijer et al., 1994; Søndergaard et al., 2007).

As plantas aquáticas possuem algumas características quanto à sua reprodução, apresentam além da sexual, a reprodução vegetativa, que é muito importante para o crescimento populacional e dispersão das macrófitas aquáticas (Dickerman e Wetzel, 1985; Philbrick e Les, 1996). Partes das plantas são arrancadas e transportadas através da movimentação das águas nos ambientes aquáticos. Além disso, aves tem um importante papel na dispersão, pois transportam as sementes, partes ou até mesmo plantas inteiras (Irgang e Gastal Jr., 1996). Contudo, estudos realizados sobre macrófitas aquáticas no Brasil ainda são escassos (Oliveira et al., 2005; Pompêo, 2008). Pesquisas acerca dessa comunidade de plantas aquáticas se tornaram mais frequentes somente após a década de 90 (Thomas e Bini, 2003).

1.3. Banco de Propágulos

A denominação “banco de propágulos”, “reservatório de sementes” ou “banco de sementes” no solo tem sido usada para descrever o montante de sementes viáveis e outras estruturas de propagação presentes no solo ou qualquer estrutura que permita a reprodução vegetativa de uma planta (Roberts, 1981; Aguiar, 2013). Estes propágulos podem ser dispersados por gravidade ou transportados por agentes de dispersão, como animais, vento e água (Aguiar, 2013). Para ambientes terrestres este banco tem um papel crucial na substituição de plantas eliminadas por causas naturais ou não, como senescência, doenças, movimento do solo, estiagens, temperaturas adversas, inundações, consumo animal, herbicidas e outros (Roberts, 1981). Em ambientes aquáticos, alguns autores observaram que o reestabelecimento de comunidades vegetais é realizado a partir do banco de propágulos presente no sedimento (Grillas et al., 1993; Bossuyt e Honnay, 2008; Bakker et al., 2013; Kaplan et al., 2014; Thomaz et al., 2015).

As macrófitas aquáticas podem recolonizar um determinado ecossistema através do banco de sementes, assim como podem regenerar-se a partir de fragmentos vegetativos (Xie et al., 2010). Em ambientes de água doce, descobriu-se que 60% dos indivíduos que colonizaram o ambiente, se originaram a partir de fragmentos vegetativos (Capers, 2003).

Estudos genéticos mostraram que a recolonização através de propágulos vegetativos versus sementes e oósporos é específico de cada espécie (Nilsson et al., 2010; Bornette e Puijalon, 2011).

Atualmente várias pesquisas sobre a recuperação da vegetação de macrófitas aquáticas e conservação de ambientes aquáticos a partir do banco de propágulos presentes no sedimento têm sido desenvolvidos (Grillas et al., 1993; Bonis et al., 1995; Mcfarland e Rogers, 1998; Combroux e Bornette, 2004; Aponte et al., 2010; Tuckett et al., 2010; Lu et al., 2012). É imprescindível conhecer o papel fundamental do banco de sementes presentes no sedimento de lagos rasos para a manutenção e dinâmica desses ecossistemas, com o objetivo de desenvolver métodos adequados para a preservação destes ambientes (McDonald et al., 1996).

Diferentes métodos estão sendo utilizados para avaliar a composição do banco de sementes de sedimentos. A metodologia de exame direto da abundância de sementes do sedimento foi utilizada por Grillas et al. (1993). Neste caso o material é peneirado com malhas diferentes, em seguida as sementes são separadas manualmente por morfotipos e examinadas em um microscópio para identificação até o menor nível taxonômico.

Outros pesquisadores têm utilizado o método de emergência de plântulas a partir do processo de germinação, entre eles Boedeltje et al. (2002), Bonis e Grillas (2002), Combroux e Bornette (2004), Yuan et al. (2007); Aponte et al. (2010) e Lu et al. (2010). A germinação é o processo de retomada do desenvolvimento do embrião e diferenciação embrionária dos organismos vegetais, a partir de uma semente ou esporo em condições propícias de desenvolvimento, ou seja, disponibilidade de água, oxigênio e temperatura adequada (Taiz e Zeiger, 2013). O método de emergência de plântulas, além de avaliar a composição do banco de propágulos, permite também investigar a densidade do banco de propágulos, a riqueza de espécies, bem como a sua estrutura funcional em ambientes aquáticos e terrestres (Roberts, 1981; ter Heerdt et al., 1996; Aponte et al., 2010; Lu et al., 2010).

Apesar da conhecida importância do banco de propágulos para restauração de ambientes aquáticos, ainda há dificuldades em seu estudo, pois não existem guias taxonômicos para identificação de propágulos e plântulas destes ambientes. Além disso, o método de emergência de plântulas, o mais utilizado para identificação do banco de

propágulos, foi desenvolvido para vegetação de ambientes terrestres e não há um padrão para amostragem em sedimentos (Bakker et al., 2013).

Como as características dos ambientes aquáticos regionais são de lagos rasos, e muitos vem sofrendo impactos com a perda da comunidade de macrófitas submersas, este estudo pretende investigar qual a composição e viabilidade do banco de propágulos em um lago que tem sofrido alterações profundas nos estados alternativos estáveis. Procura-se aprofundar o conhecimento sobre os propágulos presentes no sedimento de ambientes lacustres, em relação à comunidade de macrófitas e assim compreender as limitações de germinação e as possibilidades de recuperação e estabelecimento do ecossistema.

1.4. Objetivos

OBJETIVO GERAL

Determinar a composição do banco de propágulos de um lago raso sujeito a alterações de estado trófico, após um processo de manejo antrópico para restauração ambiental.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Testar a eficiência de diferentes métodos (peneiração, flutuação em água e emergência de plântulas) na quantificação do banco de propágulos em um lago raso.

Determinar a riqueza e abundância através da metodologia de germinação em laboratório.

Monitorar em campo as espécies de macrófitas submersas que se restabeleceram no lago.

Comparar os resultados de laboratório com os de campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguiar, C., 2013. Botânica para Ciências Agrárias e do Ambiente. Volume II – Reprodução e Evolução. Instituto Politécnico de Bragança, Bragança.

Albertoni, E.F., Palma-Silva, C., Trindade, C.R.T., Furlanetto, L.M., 2014. Field evidence of the influence of aquatic in a shallow eutrophic lake over a 13 – year period. *Acta Limnol. Bras.* 26, 176–185.

Aponte, C., Kazakis, G., Ghosn, D., Papanastasis, V.P., 2010. Characteristics of the soil seed bank in Mediterranean temporary ponds and its role in ecosystem dynamics. *Wetlands Ecol. Manag.* 18, 243–253.

Bakker, E.S., Sameel, J.M., Gulati, R.D., Liu, Z., van Donk, E., 2013. Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints. *Hydrobiologia.* 710, 23–37.

Balian, E.V., Segers, H., Lévêque, C., Martens, K., 2008. The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia.* 595, 627-637.

Barko, J.W., James, W.F., 1998. Effects of submerged aquatic macrophytes on Nutrient Dynamics, Sedimentation, and Resuspension. In: Jeppensen, E. (Eds.), *The structuring role of submerged macrophytes in lakes.* Springer-Verlag, New York, pp. 197–214.

Benassi, R.F., Camargo, A.F.M., 2000. Avaliação do processo competitivo entre duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* D. S. Mitchell. *Revista Iniciação Científica.* 1, 59-66.

Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Caraco, N.F., 2001. Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: a global perspective. *BioScience.* 51, 227–234.

Blindow, I., Anderson, G., Hargeby, A., Hansson, S., 1993. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biol.* 30, 159–167.

- Boedeltje, G., ter Heerdt, G.N.J., Bakker, J.P., 2002. Applying the seedling-emergence method under waterlogged conditions to detect the seed bank of aquatic plants in submerged sediments. *Aquatic Bot.* 72, 121–128.
- Bonis, A., Lepart, J., Grillas, P., 1995. Seed bank dynamics and coexistence of annual macrophytes in a temporary and variable habitat. *Oikos.* 74, 81–92.
- Bonis, A., Grillas, P., 2002. Deposition, germination and spatio-temporal patterns of charophyte propagule banks: a review. *Aquatic Bot.* 72, 235–248.
- Bornette, G. e Puijalon, S., 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: A review. *Aquat. Sci.* 73, 1–14.
- Bossuyt, B., Honnay, O., 2008. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *J. Veg. Sci.* 19, 875-884.
- Bostrom, B., Anderson, J.M., Fleischer, S., Jansson, M., 1988. Exchange of phosphorus across the sediment–water interface. *Hydrobiologia.* 170, 219–224.
- Brasil, 2003. Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde.
- Capers, R.S., 2003. Macrophyte colonization in a freshwater tidal wetland (Lyme, CT, USA). *Aquatic Bot.* 77, 325–338.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8: 559–568.
- Chambers, P.A., Lacoul, P., Murphy, K.J., Thomaz, S.M., 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia.* 594, 9–26.

Combroux, I.C.S., Bornette, G., 2004. Propagule banks and regenerative strategies of aquatic plants. *J. Veg. Sci.* 15, 13–20.

Declerck, S.A.J., Bakker, E.S., van Lith, B., Kersbergen, A., van Donk, E., 2011. Effects of nutrient additions and macrophyte composition on invertebrate community assembly and diversity in experimental ponds. *Basic Appl. Ecol.* 12, 466–475.

Dickerman, J.A., Wetzel, R.G., 1985. Clonal Growth in *Typha-Latifolia* - Population-Dynamics and Demography of the Ramets. *J. Ecol.* 73, 535-552.

Esteves, F.A., 2011. Fundamentos de Limnologia. Interciência, Rio de Janeiro.

Gleick, P.H., 1998. Water in crisis: Paths to sustainable water use. *Ecol. Appl.* 8, 571–579.

Gopal, B., Sharma, K.P., 1979. Aquatic weed control versus utilisation. *Econ. Bot.* 33, 340-346.

Greenway, M., 1997. Nutrient content of wetland plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. *Water Sci. Technol.* 35, 135-142.

Grillas, P., Garcia-Murillo, P., Geertz-Hansen, O., Marba, N., Montes, C., Duarte, C.M., Tan Ham, L., Grossmann, A., 1993. Submerged macrophyte seed bank in a Mediterranean temporary marsh, abundance and relationship with established vegetation. *Oecologia.* 94, 1–6.

Gross, E.M., Hilt, S., Lombardo, P., Mulderij, G., 2007. Searching for allelopathic effects of submerged macrophytes on phytoplankton – state of the art and open questions. *Hydrobiologia.* 584, 77–88.

Henry-Silva, G.G., Camargo, A.F.M., 2002. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. *Acta Sci.* 24, 519-526.

Henry-Silva, G.G., Camargo, A.F.M., 2006. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. *Planta Daninha.* 24, 21–28.

Hilt, S., de Weyer, K.V., Köhler, A., Chorus, I., 2010. Submerged macrophyte responses to reduced phosphorus concentrations in two peri-urban lakes. *Restor. Ecol.* 18, 452–461.

Howarth, R.W., Marino, R., Scavia, D., 2003. Nutrient Pollution in Coastal Waters: Priority topics for an integrated national research program for the United States. National Ocean Service, NOAA.

Irgang, B.E., Gastal Jr., C.V.S., 1996. *Macrófitas aquáticas da Planície Costeira do RS*. UFRGS, Porto Alegre.

Jackson, L.J., 2003. Macrophyte-Dominated and Turbid States of Shallow Lakes: Evidence from Alberta Lakes. *Ecosystems*. 6, 213–223.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L.J., Jensen, L., 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*. 342, 151-164.

Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Kairesalo, T., Perrow, M.R., 1998. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes. In: Jeppesen, E. (Eds.), *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer–Verlag, New York, pp. 91–114.

Kaplan, Z., Šumberová, K., Formanová, I., Ducháček, M., 2014. Re-establishment of an extinct population of the endangered aquatic plant *Potamogeton coloratus*. *Aquatic Bot.* 119, 91-99.

Lauridsen, T.L., Jeppesen, E., Declerck, S.A.J., De Meester, L., Conde-Porcuna, J.M., Rommens, W., Brucet, S., 2015. The importance of environmental variables for submerged macrophyte community assemblage and coverage in shallow lakes: differences between northern and southern Europe. *Hydrobiologia*. 744, 49–61.

Lawton, L.A., Codd, G.A., 1991. Cyanobacterial (blue-green algae) toxins and their significance in UK and European waters. *J. Aquat. Plant Manag.* 5, 460–465.

- Lu, Z.-J., Li, L.-F., Jiang, M.-X., Huang, H.-D., Bao, D.-C., 2010. Can the soil seed bank contribute to revegetation of the drawdown zone in the Three Gorges Reservoir Region? *Plant Ecol.* 209, 153–165.
- Lu, J., Wang, H., Pan, M., Xia, J., Xing, W., Liu, G., 2012. Using sediment seed banks and historical vegetation change data to develop restoration criteria for a eutrophic lake in China. *Ecol. Eng.* 39, 95–103.
- Mazzeo, N., Crosa, D., Sommaruga, R., 1993. Productividad y variación estacional de La biomasa de *Pistia stratiotes* L. en el reservatorio Del Cisne, Uruguay. *Acta Limnol. Bras.* 4, 186-195.
- McDonald, A.W., Bakker, J.P., Vegelin, K., 1996. Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood-meadows. *J. Veg. Sci.* 7, 157–164.
- Mcfarland, D.G., Rogers, S.J., 1998. The Aquatic Macrophyte Seed Bank in Lake Onalaska, Wisconsin. *J. Aquat. Plant Manag.* 36, 33–39.
- Meijer, M.L., Jeppesen, E., van Donk, E., Moss, B., Scheffer, M., Lammens, E., van Nes, E., van Berkum, J.A., de Jong, G.J., Faafeng, B.A., Jensen, J.P., 1994. Long-term responses to fish-stock reduction in small shallow lakes – interpretation of five-year results of four biomanipulation cases in the Netherlands and Denmark. *Hydrobiologia.* 275, 457–466.
- Meerhoff, M., Jeppesen, E., 2009. Shallow lakes and ponds. In: Likens, G.E., (Eds.), *Encyclopedia of Inland Waters*. Elsevier, Oxford, pp. 645-655.
- Meerhoff, M., Jeppesen, E., 2010. Shallow lakes and ponds. In: Likens, G.E., (Eds.), *Lake ecosystem ecology*. Elsevier-Academic Press, San Diego, pp. 343-375.
- Menon, R., Holland, M.M., 2014. Phosphorus release due to decomposition of wetland plants. *Wetlands.* 34, 1191–1196.

- Moore, P.A., Reddy, K.R., Fisher, M.M., 1998. Phosphorus flux between sediment and overlying water in Lake Okeechobee, Florida: spatial and temporal variations. *J. Environ. Qual.* 27, 1428–1439.
- Nilsson, C., Brown, R.L., Jansson, R., Merritt, D.M., 2010. The role of hydrochory in structuring riparian and wetland vegetation. *Biol. Rev.* 85, 837–858.
- Oliveira, N.M.B., Sampaio, E.V.S.B., Pereira, S.M.B., Moura Junior, A.M., 2005. Capacidade de regeneração de *Egeria densa* nos reservatórios de Paulo Afonso, BA. *Planta Daninha.* 23, 363-369.
- Ozimek, T., Gulati, R.D., van Donk, E., 1990. Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes – The Lake Zwemlust example. *Hydrobiologia.* 200, 399–407.
- Philbrick, C.T., Les, D.H., 1996. Evolution of aquatic angiosperm reproductive systems. *BioScience.* 46, 813-826.
- Pompêo, M., 2008. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecol. Bras.* 12, 406-424.
- Rebouças, A.C., Braga, B., Tundisi, J.G., 2006. *Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação.* Escrituras. São Paulo.
- Roberts, H.A., 1981. Seed banks in soils. *Advances in Applied Biology.* 6, 1-55.
- Scheffer, M., Hosper, H.S., Meijer, M.L., Moss, B., Jeppesen, E., 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.* 8, 275–279.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology of Shallow lakes.* Springer Netherlands. London.
- Scheffer, M., Szabo, S., Gagnani, A., van Nes, E.H., Rinaldi, S., Kautsky, N., Norberg, J., Roijackers, R.M.M., Franken, R.J.M., 2003. Floating plant dominance as a stable state. *PNAS.* 100, 4040-4045.

Scheffer, M., van Nes, E.H., 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*. 584, 455-466.

Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Skov, C., van Nes, E.H., Roijackers, R., Lammens, E., Portielje, R., 2007. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *J. Appl. Ecol.* 44, 1095–1105.

Taiz, L., Zeiger, E., 2013. *Fisiologia Vegetal*. Artmed. Porto Alegre.

ter Heerdt, G.N.J., Verweij, G.L, Bekker, R.M., Bakker, J.P., 1996. Na improved method for seed-bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Funct. Ecol.* 10, 144-151.

Thomaz, S.M., Bini, L.M., 2003. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil. In: Thomaz, S.M., Bini, L.M., (Eds.), *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Eduem, Maringá, pp. 19-38.

Thomaz, S.M., Mormul, R.P., Michelan, T.S., 2015. Propagule pressure, invasibility of freshwater ecosystems by macrophytes and their ecological impacts: a review of tropical freshwater ecosystems. *Hydrobiologia*. 746, 39-59.

Tuckett, R.E., Merritt, D.J., Hay, F.R., Hopper, S.D., Dixon, K.W., 2010. Dormancy, germination and seed bank storage: a study in support of *ex situ* conservation of macrophytes of southwest Australian temporary pools. *Freshwater Biol.* 55, 1118–1129.

Tundisi, J.G., 2006. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. *Revista USP.* 70, 24-35.

Van den Berg, M.S., Coops, H., Meijer, M.L., Scheffer, M., Simons, J., 1998. “Clear water associated with a dense *Chara* vegetation in the shallow and turbid Lake Veluwemeer, The Netherlands”. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Christoffersen, K., (Eds.) *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer – Verlag, New York, pp. 339–352.

van Nes, E.H., Scheffer, M., Van den Berg, M.S., Copps, H., 2002. Aquatic macrophytes: restore, eradicate, or is there a compromise? *Aquatic Bot.* 72, 387-403.

van Nes, E.H., Scheffer, M., Van den Berg, M., Coops, H., 2003. Charisma: a spatial explicit simulation model of submerged macrophytes. *Ecol. Model.* 159, 103–116.

Vieira, E.F., Rangel, S.R.S., 1988. Planície Costeira do Rio Grande do Sul. *Geografia Física, Vegetação e Dinâmica Sócio-Demográfica*. Sagra. Porto Alegre.

Yuan, L.-Y., Liu, G.-H., Li, W., Li, E.-H., 2007. Seed bank variation along a water depth gradient in a subtropical lakeshore marsh, Longgan Lake, China. *Plant Ecol.* 189, 127–137.

Wium-Andersen, S., 1987. Allelopathy among aquatic plants. *Arch. Hydrobiol.* 27, 167-172.

Xie, D., Yu, D., Yu, L.F., Liu, C.H., 2010. Asexual propagations of introduced exotic macrophytes *Elodea nuttallii*, *Myriophyllum aquaticum*, and *M. propinquum* are improved by nutrient-rich sediments in China. *Hydrobiologia.* 655, 37–47.

CAPÍTULO 1

Composição do banco de propágulos do sedimento de um lago raso e seu papel na restauração do ecossistema

Manuscrito redigido conforme as normas da revista *Aquatic Botany*, exceto o idioma

1 **Composição do banco de propágulos do sedimento de um lago raso e seu papel na** 2 **restauração do ecossistema**

3 Duarte, T.H.G.* , Almeida, T.S.* , Albertoni, E.F.* , Palma-Silva, C.*

4 *Instituto de Ciências Biológicas - ICB, Pós Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos
5 Continentais - Universidade Federal do Rio Grande - FURG, Rio Grande, Brasil

6 Autor para correspondência: taianehebling@hotmail.com

7 8 **Resumo**

9
10 Ambientes de lagos rasos apresentam em seu sedimento um banco de propágulos com
11 grande diversidade que possibilitam a substituição e recolonização de macrófitas aquáticas
12 eliminadas por causas naturais ou por distúrbios, como o processo de eutrofização. O presente
13 estudo teve como objetivo determinar a composição do banco de propágulos de um lago raso
14 sujeito a alterações de estado trófico e após a realização de uma retirada de macrófitas
15 flutuantes. Foram testadas diferentes metodologias de quantificação dos propágulos e a maior
16 eficiência foi obtida pelo método de emergência de plântulas. O sedimento do lago foi
17 amostrado em março de 2016, em 15 pontos ao longo de três transectos. O crescimento da
18 vegetação nestes pontos foi monitorada durante sete meses. A riqueza e densidade das mudas
19 emergidas foram comparadas com teste t e ANOVA, e calculada a similaridade de Sørensen
20 entre riqueza em campo e laboratório. Em laboratório, emergiram 1382 mudas, com riqueza
21 total de 8 espécies. *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica*, dominaram o banco de
22 propágulos do lago. Não houve diferença ($p > 0,05$) entre diferentes regiões do lago e entre os
23 transectos. Em campo foram identificadas as espécies, *P. pectinatus*, *C. zeylanica* e *Ludwigia*
24 *peploides*. A similaridade foi de 87% entre campo e laboratório. Verificou-se que o banco de
25 propágulos de lagos rasos é essencial para o reestabelecimento de macrófitas aquáticas e para
26 conservação e manutenção destes ambientes.

27
28 **Palavras-chave:** macrófitas aquáticas, reservatório de propágulos, emergência de plântulas,
29 lago raso.

30 31 **Highlights**

32 Método de emergência de plântulas é eficiente em sedimento aquático.

33 O banco de propágulos é responsável pelo restabelecimento das macrófitas submersas.

34 A vegetação aquática submersa contribui para manutenção do estado de águas claras.

1. INTRODUÇÃO

A denominação “banco de propágulos”, “reservatório de sementes” ou “banco de sementes” no solo tem sido usada para descrever o montante de sementes viáveis e outras estruturas de propagação presentes no solo ou qualquer estrutura que permita a reprodução vegetativa de uma planta (Roberts, 1981; Aguiar, 2013). Este possui um papel crucial na substituição de plantas eliminadas por causas naturais ou não (Roberts, 1981). Além disso, os propágulos presentes no sedimento podem auxiliar em processos de recuperação após perturbações, e o conhecimento de sua composição pode contribuir com o desenvolvimento de métodos adequados para o manejo e preservação destes ambientes (McDonald et al., 1996). Apesar da conhecida importância, o maior conhecimento sobre o assunto é de ambientes terrestres (Bakker et al., 2013). Em lagos rasos estas fontes de recolonização são importantes visto que estes ambientes podem apresentar diferentes estados de equilíbrio com dominância de diferentes tipos de organismos produtores.

As macrófitas aquáticas desempenham um papel importante para o funcionamento e manutenção dos ecossistemas aquáticos (Chambers et al., 2008). Especialmente em lagos rasos, a estrutura do ecossistema e a qualidade da água variam em diferentes condições de concentração de nutrientes e turbidez da água. A proliferação de algas fitoplanctônicas caracteriza o estado de água turbida, criando condições desfavoráveis para o estabelecimento de macrófitas submersas, inibindo o crescimento das mesmas (Van den Berg et al., 1998). Por outro lado, o desenvolvimento e a dominância de macrófitas aquáticas submersas nesses ecossistemas caracteriza o estado de águas claras (Blindow et al., 1993; Scheffer et al., 1993), criando condições mesotróficas e oligotróficas, fazendo com que o ecossistema entre em um estado de equilíbrio (van Nes et al., 2003). Para sistemas de regiões tropicais e subtropicais, um terceiro estado alternativo estável, representado pela proliferação excessiva de macrófitas aquáticas flutuantes tem sido constatado, caracterizando-se por ocorrer em altas concentrações de nutrientes e estabilidade da água (Scheffer et al., 2003; Scheffer e van Nes, 2007; Meerhoff e Jeppesen, 2010).

As macrófitas aquáticas flutuantes causam muitos problemas aos ecossistemas aquáticos, contribuindo para a diminuição do oxigênio pelo sombreamento da coluna de água, impedindo a realização da fotossíntese pelas macrófitas submersas, o que pode promover liberação de gases de origem anaeróbica e diminuindo o pH (Esteves, 2011). As altas taxas de

69 crescimento e a capacidade de reprodução vegetativa contribuem para a proliferação
70 excessiva dessas macrófitas (Mazzeo et al., 1993; Benassi e Camargo, 2000). Albertoni et al.
71 (2014) observou no lago em estudo períodos de grave eutrofização, com desenvolvimento de
72 fitoplâncton e da macrófita flutuante (*Pistia stratiotes* L.) devido ao aumento da oferta de
73 nutrientes a partir de excretas das aves no entorno de duas ilhas centrais do lago e de
74 construção de edifícios ao redor, o que contribuiu para a alternância de estado trófico
75 ocorridas no lago.

76
77 Vários métodos de restauração de ambientes aquáticos lacustres foram desenvolvidos.
78 Entre eles o manejo com a remoção das plantas aquáticas, principalmente as flutuantes e do
79 fitoplâncton (Bostrom et al., 1988; Moore et al., 1998; Menon e Holland, 2014). As
80 macrófitas aquáticas podem recolonizar um determinado ecossistema através de sementes e
81 oósporos, assim como podem regenerar-se a partir de fragmentos vegetativos, como
82 tubérculos, rizomas e turions (Xie et al., 2010). Em ambientes de água doce 60% dos
83 indivíduos que colonizaram o ambiente, se originaram a partir de fragmentos vegetativos
84 (Capers, 2003). Estudos genéticos mostraram que a recolonização através de fragmentos
85 vegetativos (tubérculos, turions), sementes ou oósporos é específico de cada espécie (Nilsson
86 et al., 2010; Bornette e Puijalon, 2011). Foi observado por Boedeltje et al., 2002; 2003, o
87 sucesso maior no retorno de macrófitas aquáticas através de fragmentos vegetativos do que
88 por sementes e oósporos em seus estudos, uma vez que estes fragmentos podem exceder as
89 sementes no sedimento de ambientes aquáticos.

90
91 Diferentes métodos estão sendo utilizados para avaliar a composição do banco de
92 propágulos de sedimentos submersos. Apesar da conhecida importância do banco de
93 propágulos para restauração de ambientes aquáticos, ainda há dificuldades em seu estudo,
94 pois não existem guias taxonômicos para identificação das sementes e plântulas destes
95 ambientes. Além disso, o método de emergência de plântulas, o mais utilizado para
96 identificação do banco de propágulos, foi desenvolvido para vegetação de ambientes terrestres
97 e não há um padrão para amostragem em solos submersos (Bakker et al., 2013).

98
99 Os lagos rasos são sistemas impactados no mundo todo, sofrendo com a eutrofização,
100 e muitas medidas de manejo de recuperação vem sendo promovidas nestes sistemas. Assim,
101 esta pesquisa descreveu e acompanhou o restabelecimento da comunidade de macrófitas de
102 um lago que passou por um processo de manejo de recuperação. Os objetivos foram

103 determinar em laboratório a composição e abundância do banco de propágulos e acompanhar
104 em campo a recolonização da vegetação.

105

106 2. MATERIAL E MÉTODOS

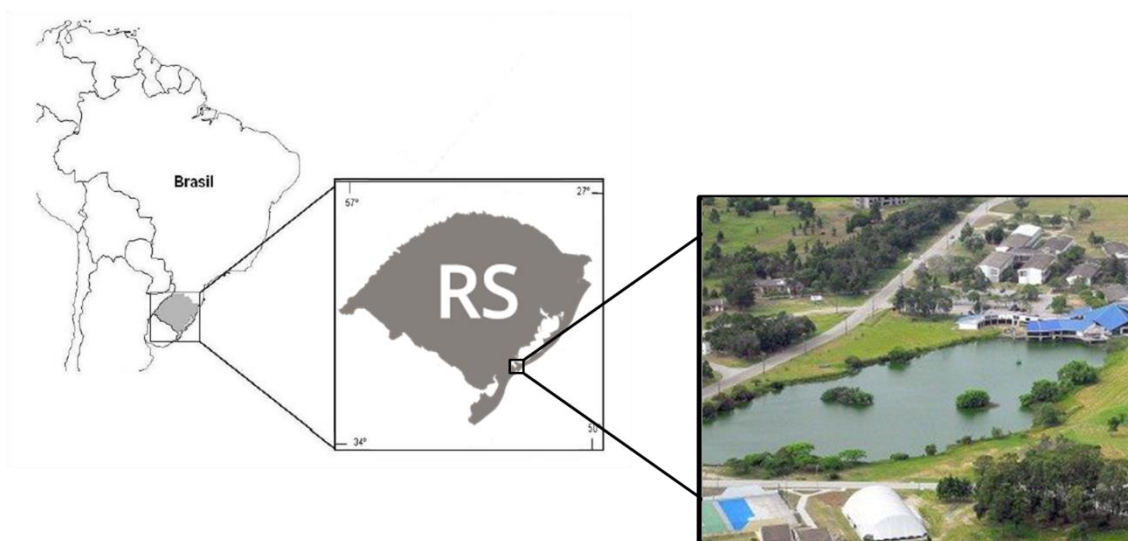
107

108 2.1. Área de Estudo

109

110 Este estudo foi realizado em um lago raso localizado no *campus* da Universidade
111 Federal do Rio Grande - FURG (32° 04' 43" S e 52° 10' 03" W), no município de Rio Grande,
112 Rio Grande do Sul, Brasil. Com uma área de aproximadamente 250 ha o *campus* caracteriza-
113 se por apresentar um conjunto de pequenos corpos de água naturais e artificiais (Trindade et
114 al., 2009). O clima é subtropical úmido (de acordo com a classificação de Köppen). O inverno
115 e a primavera são caracterizados por intensa umidade e o verão é seco. Durante os períodos de
116 alta pluviosidade, uma extensa área permanece inundada, e o solo saturado de água (Pereira et
117 al., 2012a).

118



119

120

121 Figura 1: Imagem do lago onde foi realizada a coleta do sedimento e o monitoramento da
122 recolonização.

123

124 O Lago dos Biguás (32°04'24''S e 52°09'54''W) tem uma área de aproximadamente
125 1,5 ha e a profundidade não ultrapassa os 2m (Figura 1). Pode apresentar características
126 entre eutrofia e hipereutrofia, com altas concentrações de oxigênio dissolvido durante o dia e

127 baixas a noite. O lago é polimítico, e sem estratificação física e química da coluna d'água
128 devido à ação do vento e baixa profundidade (Trindade et al., 2009).

129

130 Pesquisas relacionadas a macrófitas aquáticas neste lago envolveram a produtividade
131 primária, fauna de macroinvertebrados, qualidade da água no período de 13 anos descrevendo
132 as mudanças nas características do lago em períodos com e sem crescimento de macrófitas e
133 as taxas de decomposição de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica* (Albertoni et al.,
134 2007; Palma-Silva et al., 2008; Albertoni et al., 2014; Carvalho et al., 2015).

135

136 Em estudo anterior, foram registradas 20 espécies de macrófitas aquáticas presentes no
137 Lago: *Luziola peruviana* Juss. ex J.F.Gmel., *Bacopa monnieri* (L.) Pennell, *Ludwigia*
138 *hexapetala* (Hook. & Arn.) Zardini et al., *Ludwigia peploides* (Kunth) P.H.Raven, *Mikania*
139 *periplocifolia* (Hook. & Arn.) *Enydra anagallis* Gardner, *Hydrocotyle bonariensis* Lam.,
140 *Hydrocotyle ranunculoides* L.F., *Centella asiatica* (L.) Urb., *Ascolepis brasiliensis* (Kunth)
141 Benth. ex C.B.Clarke, *Cyperus odoratus* L., *Pycnus polystachyos* (Rottb.) P.Beauv.,
142 *Schoenoplectus californicus* (C.A.Mey.) Soják, *Erythrina crista-galli* L., *Vigna luteola* (Jacq.)
143 Benth., *Polygonum ferrugineum* Wedd., *Polygonum hydropiperoides* Michx., *Salix*
144 *humboldtiana* Willd., *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. e *Azolla filiculoides* Lam.
145 (Pereira et al., 2012a).

146

147 Ao longo dos anos foram registrados eventos de eutrofização e manejos de retirada de
148 macrófitas. Em um dos eventos ocorridos em 2012 houve uma grande alteração antrópica no
149 lago, com a construção de edifícios perto da margem que favoreceram o crescimento da
150 espécie flutuante *Salvinia herzogii* de la Sota, cobrindo todo o lago durante 2013, suprimindo
151 as macrófitas submersas (Figura 2A). A partir de 2014, ocorreu o manejo para remoção das
152 macrófitas flutuantes em 2015 (Figura 2B), retornando ao estado de águas claras (Figura 2C).

153



154

155 Figura 2: Procedimento de limpeza do Lago dos Biguás com retirada da macrófita aquática
156 flutuante *Salvinia* no ano de 2014 (A e B) e após sua remoção em 2015 (C). Ilhas no centro do
157 lago com a presença dos Biguás em 2017 (D).

158

159 2.2. Coleta do sedimento

160

161 A coleta de sedimento do lago foi realizada em março de 2016, no final da estação de
162 verão, aproximadamente 8 meses após a retirada das macrófitas flutuantes no ano de 2015.
163 Seguindo os métodos utilizados por Roberts (1981), Grillas et al. (1993) e Aponte et al.
164 (2010) foram coletadas 15 unidades amostrais de sedimento, em três transectos lineares de
165 uma margem a outra do lago. Em cada transecto foram distribuídos 5 pontos, distantes 2
166 metros um do outro. Cada ponto permaneceu sinalizado com uma boia fixa para ser
167 monitorado mensalmente para acompanhar o restabelecimento da vegetação submersa (Figura
168 3). Em cada ponto cerca de 1,6 Kg de sedimento foi coletado com o auxílio de uma draga de
169 Van Veen (área de 682 cm²). O sedimento foi armazenado em sacos plásticos identificados
170 por ponto até serem utilizados nos experimentos de germinação em laboratório.

171



172
173 Figura 3: Lago dos Biguás (localização dos pontos de coleta ao longo de três transectos
174 lineares).

175

176 **2.3. Caracterização da qualidade da água**

177

178 Para a caracterização da qualidade da água do lago, foram medidas em campo no
179 momento da amostragem e mensalmente, as variáveis abióticas: oxigênio dissolvido (OD,
180 mg.L⁻¹), temperatura da água (°C), pH, condutividade elétrica (CE, μS.cm⁻¹) e turbidez
181 (NTU), obtidas pelo método de leitura direta com aparelho multissensor Horiba®, foram
182 realizadas cinco leituras em pontos aleatórios próximo a margem do lago. Além disso, foi
183 coletada uma amostra de água para a realização de análise de nitrogênio total (Mackereth e
184 Talling, 1978) e fósforo total (Valderrama, 1981) em laboratório. Também foi realizado o
185 cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) a partir da concentração de fósforo, para
186 classificação da água durante os meses de coleta (CETESB, 2007), conforme a fórmula:

187

$$188 \text{ IET (PT)} = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT}) / \ln 2))$$

189

190 onde:

191

192 **PT**: concentração de fósforo total, em μg.L⁻¹;

193 **ln**: logaritmo natural.

194

195 **2.4. Procedimentos de laboratório**

196

197 Inicialmente as amostras de sedimento foram secas ao ar no escuro, durante o período de
198 duas semanas, para facilitar a peneiração das amostras. Após este período, foi realizada a
199 triagem das amostras com o objetivo de separar os galhos e outros materiais presentes no
200 momento da amostragem. Em seguida, foram testadas três metodologias diferentes para a
201 quantificação do banco de propágulos do lago amostrado.

202

203 **2.4.1. Peneiração**

204

205 Este método utilizado por Roberts e Ricketts (1979) consiste em passar o sedimento por
206 peneiras com malhas de tamanhos diferentes a fim de se obter os propágulos de diversos
207 tamanhos. Neste estudo foram utilizadas quatro peneiras com as seguintes malhas: 2.00mm;
208 250 μ m; 180 μ m e 150 μ m (Figura 4B). As amostras foram colocadas nas peneiras e com
209 auxílio de uma espátula o sedimento foi revolvido para facilitar a passagem através das
210 malhas e obtenção dos propágulos. Após o sedimento peneirado foi colocado de volta nas
211 bandejas para a utilização da metodologia de flutuação em água e posterior emergência.

212



213

214

215 Figura 4: Metodologia de Peneiração (A – separação dos propágulos; B – peneiras de
216 diferentes malhas).

217

218 **2.4.2. Flutuação em água**

219

220 Para a realização do procedimento de flutuação em água, método utilizado por Roberts e
221 Ricketts (1979), cada amostra de sedimento foi depositada em bandejas plásticas e adicionado
222 água destilada até que o sedimento fosse completamente submerso (Figura 5). Por diferença
223 de densidade as sementes ficam flutuando e são facilmente coletadas. As sementes que
224 flutuavam sobre a água foram coletadas e retiradas para serem fotografadas e posteriormente
225 era devolvida a bandeja para a realização da metodologia de emergência de plântulas. Após o
226 retorno para as bandejas os propágulos coletados foram marcados para posterior identificação
227 das espécies.

228



229

230 Figura 5: Ilustração da Metodologia de flutuação em água.

231

232

233 **2.4.3. Emergência de Plântulas**

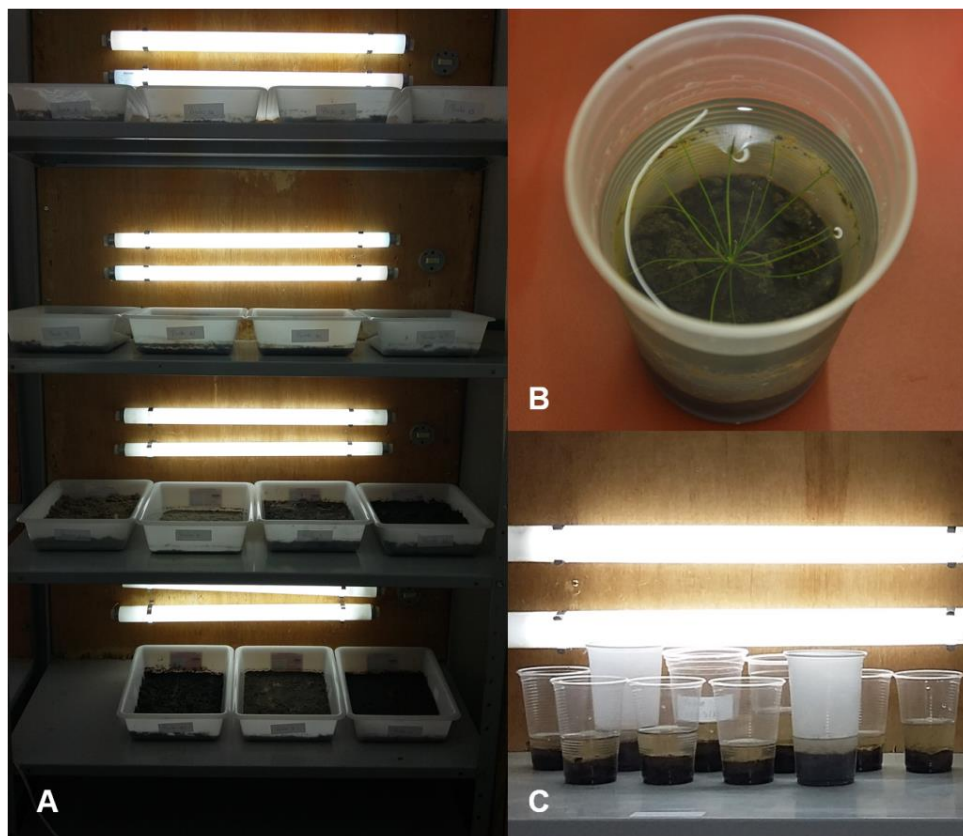
234

235 O acompanhamento da germinação e a emergência de plântulas foram realizados em
236 sala de incubação. Para este procedimento, as amostras foram colocadas em bandejas de
237 plástico (20 cm × 30 cm × 6 cm), totalizando 2,5 cm de volume de sedimento por bandeja. As
238 mesmas foram dispostas aleatoriamente no laboratório de incubação (Figura 6A), em
239 temperatura ambiente, com fotoperíodo controlado de 12hL/12hE e as amostras de cada
240 recipiente foram mantidas inundadas, sendo regadas a cada dois dias com água do lago
241 (adaptado de Aponte et al., 2010).

242

243 O método de emergência de plântulas foi utilizado para determinar a composição
244 (riqueza) e a abundância de espécies do banco de propágulos. A emergência foi monitorada

245 semanalmente, durante sete meses entre março e setembro de 2016. As mudas foram
246 quantificadas e identificadas após a germinação, de sete em sete dias e as plântulas que não
247 puderam ser identificadas, foram removidas das bandejas e transplantadas para outros
248 recipientes plásticos maiores (Figura 6B), para serem acompanhadas por mais tempo. Para a
249 identificação foi utilizada literatura taxonômica (Forno, 1983; Cordazzo e Seelinger, 1988;
250 Irgang e Gastal Jr., 1996; Bicudo e Menezes, 2005; Gil e Bove, 2007; Barros, 1960). Foram
251 calculadas a riqueza, abundância, frequência e densidade (organismos.m⁻²) das plântulas.
252



253
254

255 Figura 6: Metodologia de emergência de plântulas (A – disposição das bandejas com
256 fotoperíodo 12hL; B – recipiente com uma plântula replantada; C – disposição das plântulas
257 nos recipientes).

258

259 ***2.5. Caracterização e monitoramento da comunidade de macrófitas presentes no Lago dos*** 260 ***Biguás***

261

262 O monitoramento e a caracterização da vegetação presente no lago foi realizado ao
263 longo dos mesmos transectos utilizados para coletar o sedimento para os experimentos com o

264 banco de propágulos. O monitoramento foi realizado a cada 15 dias durante os períodos com
265 altas temperaturas e uma vez por mês durante as estações de outono e inverno entre março e
266 setembro de 2016, a fim de obter informações sobre a composição de espécies presentes no
267 lago e no banco de propágulos (adaptado de Grillas et al., 1993). A identificação das
268 macrófitas presentes foi realizada visualmente. Posteriormente, os resultados do
269 monitoramento em campo foram comparados com os resultados e as espécies identificadas no
270 experimento de germinação realizado com o banco de propágulos do lago.

271

272 **2.6. Análise de dados**

273

274 Para avaliar o melhor método para quantificação do banco de propágulos, foi feita
275 contagem de cada propágulo observado através de cada metodologia testada (peneiração,
276 flutuação em água e emergência de plântulas). A abundância relativa de espécies do banco de
277 propágulos foi calculada como o número de mudas ou abundância de uma espécie dividida
278 pelo número total de mudas que surgiram ou abundância total de espécies (Aponte et al.,
279 2010). Ainda foram calculados valores de frequência, representado pelo número de amostras
280 que a espécie estava presente. O coeficiente de similaridade de Sørensen (Sørensen, 1948) foi
281 utilizado para comparar a composição de espécies entre as que emergiram do banco de
282 propágulos em laboratório e a vegetação restabelecida em campo. Os pontos foram
283 agrupados em margem (1, 5, 6, 10, 11, 15) e centro (2, 3, 4, 7, 8, 9, 12, 13, 14) do lago, e as
284 densidades das plantas que emergiram foram comparadas com um Teste t não pareado. Além
285 disso, foi realizada uma análise de variância (ANOVA), com os valores de densidade de
286 propágulos (dados transformados $\log(x + 1)$) de cada ponto, para comparar os três transectos.

287

288

289 **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

290

291 O IET baseado nos valores de fósforo total teve resultado de 70,43, que classifica o lago
292 dos Biguás como eutrófico para o período de estudo. O lago apresentou valor médio de oxigênio
293 dissolvido de 9,65 mg.L⁻¹ e o pH se mostrou alcalino, com média de 8,27 e apresentaram valores
294 mais altos, quando os níveis de nitrogênio e fósforo totais estavam elevados. Também foi
295 observada uma alta turbidez em alguns momentos da amostragem (Tabela 1). Níveis elevados
296 desses nutrientes foram observados anteriormente por Albertoni et al., (2007), Trindade et al.,
297 (2009); Pereira et al., (2012b); Albertoni et al., (2014) em seus estudos para o mesmo lago

298 amostrado. A alta concentração de fósforo é um dos principais responsáveis pela eutrofização de
 299 ecossistemas aquáticos (Bennett et al., 2001; Menon e Holland, 2014). Estas altas taxas podem ser
 300 provocadas por causas artificiais, como despejos de esgotos, ou por causas naturais, como
 301 excretas de animais. O lago estudado possui um histórico de eventos de enriquecimento causado
 302 por excretas de aves (Albertoni et al., 2014), o que provocou crescimento massivo de macrófitas
 303 flutuantes como *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia herzogii* de la Sota. Após o crescimento de *S.*
 304 *herzogii* em 2015, ocorreu procedimento de manejo para recuperação da qualidade de água
 305 através da retirada de toda a cobertura desta macrófitas. De acordo com Meerhoff e Jeppesen
 306 (2009), as macrófitas flutuantes causam o acúmulo de nutrientes nesses ambientes, diminuindo a
 307 transparência da água destes ecossistemas.

308

309 Tabela 1: Valores médios das variáveis abióticas da coluna de água do lago dos Biguás no
 310 Campus Carreiros de março/2016 a outubro/2016. Temp: Temperatura (°C), CE:
 311 Condutividade Elétrica (mS.cm⁻¹), Tu: Turbidez (NTU), OD: Oxigênio Dissolvido (mg.L⁻¹),
 312 TDS: Sólidos Totais (g/L), PT: Fósforo Total (mg.L⁻¹).

313

	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
Temp	25,28	20,37	17,53	12,86	19,88	15,13	17,34
pH	8,06	8,26	8,51	7,92	7,05	9,04	9,07
CE	0,25	0,14	0,15	0,14	0,06	0,11	0,28
Tu	52,38	28,70	11,32	17,08	104,38	3,03	20,65
OD	11,34	9,80	9,41	9,28	6,12	12,32	9,26
TDS	0,16	0,09	0,09	0,09	0,03	0,08	0,03
PT	0,093	0,093	0,018	0,032	0,038	0,052	0,085

314

315 As metodologias para quantificar o banco de propágulos mostraram-se com resultados
 316 diferenciados. No método de peneiração não foi identificado nenhum propágulo vegetativo
 317 nas amostras nas diferentes malhas testadas. Já na metodologia de flutuação em água foi
 318 possível identificar cinco propágulos, destes apenas dois propágulos germinaram na
 319 emergência, pertencentes a macrófita submersa *Potamogeton pectinatus*. O melhor resultado
 320 obtido foi através do acompanhamento da emergência de plântulas. Diversos estudos
 321 realizados a partir da utilização deste método para a quantificação e identificação da
 322 composição do banco de propágulos em ambientes aquáticos tiveram resultados semelhantes
 323 ao presente estudo (Gross, 1990; Bernard et al. 1998; Combroux et al. 2001; Liu et al., 2005;
 324 Bernhardt et al., 2008; Aponte et al., 2010).

Podemos supor que a ineficiência do método de peneiração seja explicada pelo tamanho das sementes de plantas aquáticas, que possuem poucos milímetros (Ke e Li, 2006), uma vez que este método é geralmente utilizado para separação de sementes grandes (Bhuler e Maxwell, 1993). Outro fator que pode ter influenciado se deve as malhas das peneiras utilizadas, que podem ter sido inadequadas para utilização em sedimento aquático, uma vez que este método é usado principalmente em solo de ambientes terrestres, sendo suas partículas mais finas e soltas (de Carvalho et al., 1993; de Oliveira et al., 2009). Diferentemente do sedimento aquático, que mesmo passando por processo de secagem, não é facilmente peneirado. A metodologia de flutuação em água, também apresentou pouca eficácia. Isso pode ser explicado, pela diversidade das sementes de plantas aquáticas, uma vez que elas podem apresentar tamanhos e pesos diferentes.

O acompanhamento de emergência em laboratório, a partir do sedimento, teve duração de sete meses e resultou em um total de 1382 mudas. O número de mudas germinadas por amostra variou de 3 a 249. A riqueza total foi de 8 espécies de macrófitas aquáticas, pertencentes a 7 gêneros e distribuídas em 6 famílias (Tabela 2). O ponto que apresentou maior riqueza foi o 1, que está localizado próximo a margem do lago, com 6 espécies. Já o que apresentou maior abundância, com 249 indivíduos, foi o ponto 7 (Tabela 3) que se encontra na área central.

Tabela 2: Lista de espécies e grupos ecológicos de macrófitas aquáticas encontradas no banco de propágulos do Lago dos Biguás. A frequência (%) representa o número de amostras que a espécie estava presente.

Família/Espécie	Código	Grupo Ecológico	Frequência (%)
Characeae - Chlorophyta			
<i>Chara zeylanica</i> Klein & Willdenow	Cha	Submersa enraizada	3.32
Menyanthaceae			
<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze	Ny	Enraizada com folhas flutuantes	0.21
Plantaginaceae			
<i>Bacopa monnieri</i> (L.) Edwall	Bac	Emergente/Anfibia	0.36
<i>Mecardonia procumbens</i> (Mill.) Small.	Mec	Anfibia	0.21
Polygonaceae			
<i>Polygonum ferrugineum</i> Weed.	Pol	Emergente/Anfibia	1.15

Potamogetonaceae

Potamogeton pectinatus L. Pot Submersa enraizada 94.4

Cyperaceae

Eleocharis viridans Kük. Ex Osten Elv Enraizada com folhas flutuantes 0.07

Eleocharis obtusetrigona (Lindl. & Ness) Elo Enraizada com folhas flutuantes 0.21

349

350

351 Tabela 3: Abundância total de macrófitas aquáticas germinadas no experimento em
352 laboratório a partir da emergência de plântulas em cada ponto amostral.

353

Espécies	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	Total
<i>P. pectinatus</i>	46	194	100	100	118	103	248	172	33	8	0	21	58	76	28	1305
<i>C. zeylanica</i>	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	7	12	9	46
<i>B. monnieri</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	5
<i>N. indica</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>E. viridans</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>E. obtusetrigona</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3
<i>P. ferrugineum</i>	8	0	6	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	16
<i>M. procumbens</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Abundância	62	194	110	100	118	103	249	190	33	8	3	21	65	88	38	1382

354

355

356 Duas macrófitas submersas, *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica* dominaram o
357 banco de sementes do lago dos Biguás, correspondendo a 94% e 3% do total de propágulos
358 germinados e alcançando densidades máximas estimadas de 3.636 sementes/m² e 263
359 oosporos/m², respectivamente. *P. pectinatus* foi o principal constituinte do banco de
360 propágulos do lago, sendo o mais abundante em 14 dos 15 pontos amostrados, totalizando
361 1305 mudas emergidas (Tabela 3).

362

363 O gênero *Potamogeton* tem ampla distribuição, podendo ser encontrado em diversos
364 ambientes com águas de diferentes graus de trofia (Van Wijk, 1988; Kantrud, 1990). Seu
365 desenvolvimento e estabelecimento no ecossistema são mantidos através de propágulos
366 vegetativos e sementes (Van Wijk, 1988). O sucesso no recrutamento de sementes da macrófita
367 submersa *P. pectinatus* foi observada por Hangelbroek et al. (2002) em sua pesquisa. Estes e
368 outros fatores podem ter explicado a abundância deste gênero e o principal constituinte do banco
369 de propágulos do lago amostrado. Já os representantes da família Characeae são ótimos
370 colonizadores entre as macrófitas aquáticas e muito importantes para a colonização de diferentes

371 habitats (Van den Berg et al., 2001). Vários estudos observaram a variação do sucesso na
372 germinação desta família (Forsberg, 1965; Stross, 1989; Bonis et al., 1995; Kalin e Smith, 2007).
373 Em virtude da alta produção de oósporos pelas Charofitas, estas estruturas são muito abundantes
374 em sedimentos de lagos (Grillas et al., 1993). Esta característica de apresentar estruturas
375 reprodutivas abundantes no sedimento lacustre foi provavelmente o fator responsável por
376 encontrarmos a espécie *C. zeylanica* como a segunda mais abundante em nossas amostras.

377

378 Foi verificado que não houve diferença significativa na densidade de propágulos entre
379 os pontos da margem e os do centro (teste-t, $p > 0,05$). Além disso, a análise de variância
380 (ANOVA), também não foi significativa entre os transectos em relação aos valores de
381 densidade de sementes ($p > 0,05$). Estes resultados indicaram que a distribuição do banco de
382 propágulos é aleatória e distribuída igualmente entre os pontos do lago. Como o lago dos
383 Biguás possui tamanho pequeno (1,5h) e baixa profundidade (~2m), com intensa atuação do
384 vento (Trindade et al., 2009), estes fatores contribuem para uma homogeneização do
385 sedimento, não tendo, por isto, sido encontrados diferenças em relação a densidade dos
386 propágulos germinados a partir dos diferentes pontos.

387

388 Na caracterização e monitoramento da comunidade de macrófitas aquáticas no Lago
389 dos Biguás, foram identificadas três espécies de macrófitas nos pontos amostrados ao longo
390 dos três transectos. Duas espécies submersas, *P. pectinatus* e *C. zeylanica* e uma espécie
391 emergente/anfíbia, *Ludwigia peploides* (Tabela 4). A macrófita submersa *P. pectinatus* foi
392 observada em 14 dos 15 pontos amostrados, com exceção do ponto 15. Por outro lado, a
393 macrófita *C. zeylanica* foi a única registrada no ponto 15 durante todo o acompanhamento em
394 campo (Tabela 3).

395

396 Em estudos anteriores realizados por Pereira et al. (2012a; 2012b), também foi observada
397 a presença da macrófita emergente *L. peploides* no mesmo lago amostrado, diferentemente das
398 submersas *P. pectinatus* e *C. zeylanica*, que não foram registradas em seus estudos. Isso pode ter
399 ocorrido em virtude de alterações no estado trófico do lago, pois durante o ano de 2012, este
400 sofreu alterações antrópicas a partir de obras realizadas perto da margem, que causou a
401 eliminação das plantas da margem do lago, movimentação do sedimento e consequentemente
402 liberação de nutrientes. Esses eventos favoreceram o crescimento de macrófitas flutuantes no ano
403 de 2013 cobrindo totalmente a coluna de água, que suprimiu as macrófitas submersas (Albertoni
404 et al., 2014). O procedimento de manejo com a retirada da cobertura de macrófitas flutuantes

405 realizada no ano de 2014 possibilitou o retorno da vegetação submersa no lago a partir do banco
406 de propágulos do sedimento.

407

408 De acordo com a análise de agrupamento, baseada no índice de similaridade de
409 Sørensen, a comparação da composição da comunidade de macrófitas aquáticas entre o
410 monitoramento realizado no lago dos Biguás e o experimento em laboratório, foi semelhante
411 (índice de 0,87). Em geral, o monitoramento em campo mostrou uma homogeneidade entre os
412 pontos, apresentando a submersa *P. pectinatus* como a macrófita aquática dominante em 14
413 pontos amostrados, exceto no ponto 15. O mesmo resultado foi observado no experimento de
414 germinação em laboratório, com a mesma sendo dominante em 14 pontos, exceto no ponto 11
415 que não foi registrada.

416

417 Nos experimentos em laboratório observou-se que quando ocorria a presença de
418 germinação de *C. zeylanica*, ocorria um número menor de sementes germinadas de *P. pectinatus*.
419 Evidências de competição, com pressão de espécies de *Chara* sobre espécies de *Potamogeton*
420 foram reportadas em várias pesquisas. Diversos estudos realizados em lagos rasos observaram
421 que o estande de *Potamogeton* é praticamente todo substituído por macroalgas do gênero *Chara*
422 (Blindow, 1992; Coops e Doef, 1996; Van den Berg et al., 1998; Van den Berg et al., 2001; Van
423 den Berg et al., 2002). Esses autores observaram que estas espécies competem por recursos como
424 luz, carbono orgânico dissolvido, bicarbonato, fósforo, nitrogênio, entre outros. A disponibilidade
425 desses recursos pode influenciar no crescimento e desenvolvimento de determinada espécie.
426 Hidding et al. (2010) em seu estudo observou que a curto prazo, a competição por bicarbonato
427 entre *Chara* e *Potamogeton*, limitou o crescimento de *Potamogeton*. Porém, Van den Berg et al.
428 (1998) estudaram a competição entre *Chara aspera* e *P. pectinatus* e concluíram que a macrófita
429 submersa *Potamogeton* foi favorecida quando houve maior incidência de luz. As alterações no
430 ambiente podem provocar o desenvolvimento de uma espécie, criando condições favoráveis para
431 o seu crescimento, bem como criar condições desfavoráveis para outras espécies (Camargo et al.,
432 2003).

433

434 Neste estudo, o banco de propágulos apresentou maior riqueza comparado a vegetação
435 restabelecida em campo, com 8 e 3 espécies respectivamente (Tabela 4). As macrófitas
436 aquáticas *P. pectinatus* e *C. zeylanica* foram identificadas em ambos. A emergente/anfíbia *L.*
437 *peploides* foi observada apenas no monitoramento em campo, enquanto as macrófitas *B.*
438 *monnieri*, *N. indica*, *E. viridans*, *E. obtusetrigona*, *P. ferrugineum*. e *M. procumbens* foram

439 observadas apenas em laboratório. A macrófita *Ludwigia* não emergiu do experimento devido
440 a concentração de nutrientes e nível de água que podem ter sido baixos para a germinação
441 desta macrófita, uma vez que altas taxas de crescimento desta espécie ocorrem quando há
442 aumento na disponibilidade de nutrientes, como observado por Hussner (2010). Além disso,
443 no sedimento amostrado pode não ter tido propágulos vegetativos desta espécie e por isso ela
444 não germinou durante o experimento. As macrófitas *B. monnieri* e *P. ferrugineum* foram
445 também registradas por Pereira et al. (2012a; 2012b) em suas pesquisas no lago dos Biguás,
446 diferentemente das macrófitas *N. indica*, *E. viridans*, *E. obtusetrigona* e *M. procumbens*, que
447 não foram observadas nestes estudos.

448

449 Tabela 4: Riqueza em laboratório e no monitoramento em campo a partir do banco de
450 propágulos.

451

Laboratório	Campo
<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>
<i>Chara zeylanica</i>	<i>Chara zeylanica</i>
<i>Bacopa monnieri</i>	<i>Ludwigia peploides</i>
<i>Nymphoides indica</i>	
<i>Eleocharis viridans</i>	
<i>Eleocharis obtusetrigona</i>	
<i>Polygonum ferrugineum</i>	
<i>Mecardonia procumbens</i>	

452

453

454 Em ecossistemas aquáticos, com períodos de seca ou com flutuações em seu regime
455 hídrico, o reestabelecimento de comunidades de macrófitas pode depender da emergência a
456 partir de um banco de propágulos, para sua manutenção. Pode garantir a sobrevivência de
457 populações durante o período em que as condições são desfavoráveis para a sua presença
458 (Pedro et al., 2006; Bakker et al., 2013).

459

460

461 **CONCLUSÕES**

462

463 O lago estudado foi classificado como eutrofizado, e apresentou em seu sedimento um
464 banco de propágulos viável e com alta diversidade. O banco de propágulos determinado pelo

465 método da emergência em laboratório apresentou maior riqueza que o evidenciado pelo
466 restabelecimento das plantas em campo. Condições ambientais específicas devem contribuir
467 para esta emergência diferenciada em campo. O banco de propágulos tem um papel
468 importante no restabelecimento de espécies submersas após medidas de manejo o que
469 contribui para a manutenção do estado de água claras. Neste estudo, a vegetação submersa foi
470 o principal constituinte do banco de propágulos presente no sedimento do lago, com duas
471 espécies mais abundantes, *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica*. Estas espécies
472 possibilitam a restauração e equilíbrio deste ecossistema que é frequentemente sujeito a
473 alterações de estado trófico.

474

475

476 REFERÊNCIAS

477

478 Aguiar, C., 2013. Botânica para Ciências Agrárias e do Ambiente. Volume II – Reprodução e
479 Evolução. Instituto Politécnico de Bragança, Bragança.

480

481 Albertoni, E.F., Prellvitz, L.J., Palma-Silva, C., 2007. Macroinvertebrate fauna associated
482 with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (South Brazil). *Braz. J. Biol.*
483 *67*, 499–507.

484

485 Albertoni, E.F., Palma-Silva, C., Trindade, C.R.T., Furlanetto, L.M., 2014. Field evidence of
486 the influence of aquatic in a shallow eutrophic lake over a 13 – year period. *Acta Limnol.*
487 *Bras. 26*, 176–185.

488

489 Aponte, C., Kazakis, G., Ghosn, D., Papanastasis, V.P., 2010. Characteristics of the soil seed
490 bank in Mediterranean temporary ponds and its role in ecosystem dynamics. *Wetlands Ecol.*
491 *Manag. 18*, 243–253.

492

493 Bakker, E.S., Sameel, J.M., Gulati, R.D., Liu, Z., van Donk, E., 2013. Restoring macrophyte
494 diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints. *Hydrobiologia. 710*,
495 23–37.

496

497 Barros, M., 1960. Las ciperáceas del Estado de Santa Catarina. *Sellowia. 12*, 181-448.

498

499 Benassi, R.F., Camargo, A.F.M., 2000. Avaliação do processo competitivo entre duas
500 espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* D. S.
501 Mitchell. Revista Iniciação Científica. 1, 59-66.
502

503 Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Caraco, N.F., 2001. Human impact on erodable phosphorus
504 and eutrophication: a global perspective. *BioScience*. 51, 227–234.
505

506 Bernard, C., Florent, M., Christophe, H.P., 1998. Flood drift and propagule bank of aquatic
507 macrophytes in a riverine wetland. *J. Veg. Sci.* 9, 631-640.
508

509 Bernhardt, K.G., Koch, M., Kropf, M., Ulbel, E., Webhofer, J., 2008. Comparison of two
510 methods characterising the seed bank of amphibious plants in submerged sediments. *Aquatic*
511 *Bot.* 88, 171-177.
512

513 Bicudo, C.E.M., Menezes, M., 2005. Chlorophyceae. In: Bicudo, C.E.M., Menezes, M.,
514 (Eds.), *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil (chave para identificação e*
515 *descrições)*. RiMa, São Carlos, pp. 115-215.
516

517 Blindow I., 1992. Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow
518 eutrophic lakes. *Freshwater Biol.* 28, 15–27.
519

520 Blindow, I., Anderson, G., Hargeby, A., Hansson, S., 1993. Long-term pattern of alternative
521 stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biol.* 30, 159–167.
522

523 Boedeltje, G., ter Heerdt, G.N.J., Bakker, J.P., 2002. Applying the seedling-emergence
524 method under waterlogged conditions to detect the seed bank of aquatic plants in submerged
525 sediments. *Aquatic Bot.* 72, 121–128.
526

527 Boedeltje, G., Bakker, J.P., ter Heerdt, G.N.J., 2003. Potential role of propagule banks in the
528 development of aquatic vegetation in backwaters along navigation canals. *Aquatic Bot.* 77,
529 53-69.
530

531 Bonis, A., Lepart, J., Grillas, P., 1995. Seed bank dynamics and coexistence of annual
532 macrophytes in a temporary and variable habitat. *Oikos*. 74, 81–92.

533
534 Bornette, G. e Puijalon, S., 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: A review.
535 *Aquat. Sci.* 73, 1–14.
536
537 Bostrom, B., Anderson, J.M., Fleischer, S., Jansson, M., 1988. Exchange of phosphorus
538 across the sediment–water interface. *Hydrobiologia.* 170, 219–224.
539
540 Buhler, D.D., Maxwell, B.D., 1993. Seed separation and enumeration from soil using K₂CO₃
541 – centrifugation and image analysis. *Weed Science.* 41, 298–302.
542
543 Camargo, A.F.M., Pezzato, M.M., Henry-Silva, G.G., 2003. Fatores limitantes à produção
544 primária de macrófitas aquáticas. p. 59 - 83. In Thomaz, S.M. e Bini, L.M. (Eds.) *Ecologia e*
545 *Manejo de Macrófitas Aquáticas.* Maringá: UEM.
546
547 Capers, R.S., 2003. Macrophyte colonization in a freshwater tidal wetland (Lyme, CT, USA).
548 *Aquatic Bot.* 77, 325–338.
549
550 Carvalho, C., Hepp, L.U., Palma-Silva, C., Albertoni, E.F., 2015. Decomposition of
551 macrophytes in a shallow subtropical lake. *Limnologia.* 53, 1–9.
552
553 CETESB, 2007. Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo: 2006.
554 São Paulo.
555
556 Chambers, P.A., Lacoul, P., Murphy, K.J., Thomaz, S.M., 2008. Global diversity of aquatic
557 macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia.* 594, 9–26.
558
559 Combroux, I., Bornette, G., Willby, N.J., Amoros, C., 2001. Regenerative strategies of
560 aquatic plants in disturbed habitats: the role of the propagule bank. *Arch. Hydrobiol.* 152,
561 215-235.
562
563 Coops H., Doef R.W., 1996. Submerged vegetation development in two shallow, eutrophic
564 lakes. *Hydrobiologia.* 340, 115–120.
565

566 Cordazzo, C.A., Seeliger, U., 1988. Guia Ilustrado da Vegetação Costeira No Extremo Sul Do
567 Brasil. Editora da FURG, Rio Grande.
568

569 de Carvalho, M.L.M., Bilia, D.A.C., da Silva, W.R., 1993. Efeitos do beneficiamento na
570 qualidade de sementes de milho infectadas por *Fusarium moniliforme* Sheld. Sci. Agric. 50,
571 295-302.
572

573 de Oliveira, M.F., Damasceno, C.O., Karam, D., Voll, E., 2009. Separação e identificação de
574 sementes de plantas não cultivadas ou espontâneas em áreas agrícolas. Embrapa, Sete Lagoas.
575

576 Esteves, F.A., 2011. Fundamentos de Limnologia. Interciência, Rio de Janeiro.
577

578 Forno, I.W., 1983. Native distribution of the *Salvinia auriculata* complex and keys to species
579 identification. Aquatic Bot. 17, 71-83.
580

581 Forsberg, C., 1965. Sterile germination of Chara and seeds of Najas marina. Physiol. Plant.
582 18, 129–137.
583

584 Gil, A.S.B., Bove, C.P., 2007. *Eleocharis* R.Br. (Cyperaceae) no Estado do Rio de Janeiro,
585 Brasil. Biota Neotrop. 7, 163–193.
586

587 Grillas, P., Garcia-Murillo, P., Geertz-Hansen, O., Marba, N., Montes, C., Duarte, C.M., Tan
588 Ham, L., Grossmann, A., 1993. Submerged macrophyte seed bank in a Mediterranean
589 temporary marsh: abundance and relationship with established vegetation. Oecologia. 94, 1–6.
590

591 Gross, K.L., 1990. A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. J. Ecol.
592 78, 1079-1093.
593

594 Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001. PAST: Paleontological statistics software
595 package for education and data analysis. Palaeontol. Electron. 4, 9pp.
596

597 Hangelbroek H., Ouborg N.J., Santamaria L., Schwenk K., 2002. Clonal diversity and
598 structure within a population of the pondweed *Potamogeton pectinatus* foraged by Bewick's
599 swans. Molecular Ecology. 11, 2137–2150.

600
601 Hidding, B., Brederveld, R.J., Nolet, B.A., 2010. How a bottom-dweller beats the canopy:
602 inhibition of an aquatic weed (*Potamogeton pectinatus*) by macroalgae (*Chara spp.*).
603 Freshwater Biol. 55, 1758-1768.
604
605 Hussner, A., 2010. Growth response and root system development of the invasive *Ludwigia*
606 *grandiflora* and *Ludwigia peploides* to nutrient availability and water level. Arch. Hydrobiol.
607 177, 189-196.
608
609 Irgang, B.E., Gastal Jr., C.V.S., 1996. Macrófitas aquáticas da Planície Costeira do RS.
610 UFRGS, Porto Alegre.
611
612 Kalin, M., Smith, P.M., 2007. Germination of *Chara vulgaris* and *Nitella flexilis* oospores:
613 What are the relevant factors triggering germination? Aquat. Bot. 87, 235–241.
614
615 Kantrud, H.A., 1990. Sago Pondweed (*Potamogeton pectinatus* L.): A Literature Review.
616 U.S. Fish and Wildlife Service.
617
618 Ke, X., Li, W., 2006. Germination requirement of *Vallisneria natans* seeds: implications for
619 restoration in Chinese lakes. Hydrobiologia. 559, 357-362.
620
621 Liu, G., Zhou, J., Li, W., Cheng, Y., 2005. The seed bank in a subtropical freshwater marsh:
622 implications for wetland restoration. Aquatic Bot. 81, 1-11.
623
624 Mazzeo, N., Crosa, D., Sommaruga, R., 1993. Productividad y variación estacional de La
625 biomasa de *Pistia stratiotes* L. en el reservatorio Del Cisne, Uruguay. Acta Limnol. Bras. 4,
626 186-195.
627
628 McDonald, A.W., Bakker, J.P., Vegelin, K., 1996. Seed bank classification and its importance
629 for the restoration of species-rich flood-meadows. J. Veg. Sci. 7, 157–164.
630
631 Meerhoff, M., Jeppesen, E., 2009. Shallow lakes and ponds. In: Likens, G.E., (Eds.),
632 Encyclopedia of Inland Waters. Elsevier, Oxford, pp. 645-655.
633

634 Meerhoff, M., Jeppesen, E., 2010. Shallow lakes and ponds. In: Likens, G.E., (Eds.), Lake
635 ecosystem ecology. Elsevier-Academic Press, San Diego, pp. 343-375.
636

637 Menon, R., Holland, M.M., 2014. Phosphorus release due to decomposition of wetland plants.
638 Wetlands. 34, 1191–1196.
639

640 Moore, P.A., Reddy, K.R., Fisher, M.M., 1998. Phosphorus flux between sediment and
641 overlying water in Lake Okeechobee, Florida: spatial and temporal variations. J. Environ.
642 Qual. 27, 1428–1439.
643

644 Nilsson, C., Brown, R.L., Jansson, R., Merritt, D.M., 2010. The role of hydrochory in
645 structuring riparian and wetland vegetation. Biol. Rev. 85, 837–858.
646

647 Palma-Silva, C., Albertoni, E.F., Trindade, C.R.T., Oliveira, S.S., 2008. *Nymphoides indica*
648 (L.) O. Kuntze (Menyanthaceae) em um pequeno lago raso subtropical (Rio Grande, RS).
649 Iheringia. 63, 249-256.
650

651 Pedro, F., Maltchik, L., Bianchini Jr., I., 2006. Hydrologic cycle and dynamics of aquatic
652 macrophytes in two intermittent rivers of the semi-arid region of Brazil.
653

654 Pereira, S.A., Trindade, C.R.T., Albertoni, E.F., Palma-Silva, C., 2012a. Aquatic macrophytes
655 of six subtropical shallow lakes, Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brazil. Check List. 8, 187–
656 191.
657

658 Pereira, S.A., Trindade, C.R.T., Albertoni, E.F., Palma-Silva, C., 2012b. Aquatic macrophytes
659 as indicators of water quality in subtropical shallow lakes, Southern Brazil. Acta Limnol.
660 Bras. 24, 52–63.
661

662 Roberts, H.A., Ricketts, M.E., 1979. Quantitative relationships between the weed flora after
663 cultivation and the seed population in the soil. Weed Res. 19, 269–275.
664

665 Roberts, H.A., 1981. Seed banks in soils. Advances in Applied Biology. 6, 1-55.
666

667 Scheffer, M., Hosper, H.S., Meijer, M.L., Moss, B., Jeppensen, E., 1993. Alternative
668 equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.* 8, 275–279.
669

670 Scheffer, M., Szabo, S., Gragnani, A., van Nes, E.H., Rinaldi, S., Kautsky, N., Norberg, J.,
671 Roijackers, R.M.M., Franken, R.J.M., 2003. Floating plant dominance as a stable state.
672 *PNAS.* 100, 4040-4045.
673

674 Scheffer, M., van Nes, E.H., 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes
675 driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia.* 584, 455-466.
676

677 Sørensen, T., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology
678 based on similarity of species content, and its application to analysis of the vegetation on
679 Danish commons. *Biol. Skr.* 5, 1–34.
680

681 Stross, R.G., 1989. The temporal window of germination in oospores of *Chara*
682 (*Charophyceae*) allowing primary dormancy in the laboratory. *New Phytol.* 113, 491–495.
683

684 Trindade, C.R.T., Furlanetto, L.M., Palma-Silva, C., 2009. Nycthemeral cycles and seasonal
685 variation of limnological factors of a subtropical shallow lake (Rio Grande, RS, Brazil). *Acta*
686 *Limnol. Bras.* 21, 35-44.
687

688 Van Wijk, R. J., 1988. Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. I. General
689 characteristics, biomass production and life cycles under field conditions. *Aquatic Bot.* 31,
690 211–258.
691

692 Van den Berg M.S., Coops H., Simons J., de Keizer A., 1998. Competition between *Chara*
693 *aspera* and *Potamogeton pectinatus* as a function of temperature and light. *Aquatic Bot.* 60,
694 241–250.
695

696 Van den Berg, M.S., Coops, H., Simons, J., 2001. Propagule bank buildup of *Chara aspera*
697 and its significance for colonization of a shallow lake. *Hydrobiology.* 462, 9–17.
698

699 Van den Berg M.S., Coops H., Simons J., Pilon J., 2002. A comparative study of the use of
700 inorganic carbon resources by *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus*. *Aquatic Bot.* 72,
701 219–233.

702

703 van Nes, E.H., Scheffèr, M., Van den Berg, M., Coops, H., 2003. Charisma: a spatial explicit
704 simulation model of submerged macrophytes. *Ecol. Model.* 159, 103–116.

705

706 Xie, D., Yu, D., Yu, L.F., Liu, C.H., 2010. Asexual propagations of introduced exotic
707 macrophytes *Elodea nuttallii*, *Myriophyllum aquaticum*, and *M. propinquum* are improved by
708 nutrient-rich sediments in China. *Hydrobiologia.* 655, 37–47.

709

710

711 **CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS**

712

713 O presente estudo mostrou que o banco de propágulos das macrófitas submersas
714 presentes no sedimento de ambientes lacustres é um importante compartimento reservatório, e
715 pode emergir após a retirada das macrófitas flutuantes, contribuindo para o retorno e
716 manutenção do estado de águas claras. Os ambientes de lagos rasos vêm sofrendo impactos
717 com a perda da comunidade de macrófitas submersas, através de graves processos de
718 eutrofização. Para tentar diminuir os impactos sobre essas comunidades é necessário conhecer
719 as respostas de emergência do banco de propágulos presentes no sedimento destes ambientes.
720 O método de emergência de plântulas é uma metodologia eficiente para a determinação da
721 composição e quantificação de propágulos presentes no sedimento de lagos rasos, porém
722 ainda não há padronização para amostragem de sedimento aquático, uma vez que este método
723 foi desenvolvido para ambientes terrestres. Futuros estudos deverão focalizar aspectos das
724 restrições a germinação em ambiente natural e formas de favorecer este processo, além disso
725 um conhecimento sobre a produção e dispersão de propágulos poderá ser utilizado para
726 agilizar a recuperação de sistemas que sofram procedimentos de manejo.

727