



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



Abundância e composição do banco de propágulos de macrófitas aquáticas em lagos rasos

Thaís Silva de Almeida

Orientador: Prof. Dr. Cleber Palma Silva

Rio Grande
2017



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



Abundância e composição do banco de propágulos de macrófitas aquáticas em lagos rasos

Aluno: Thaís Silva de Almeida

Orientador: Dr. 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 aos meus pais Alberto (in memoriam) e Alzira, com todo meu amor e gratidão, por tudo que fizeram por mim ao longo da minha vida. Desejo poder ter sido merecedora do esforço dedicado por vocês em todos os aspectos, especialmente quanto a minha formação.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador amigo, pela confiança, auxílio e paciência nos momentos difíceis.

A professora Edélti pelo apoio, caminhando e construindo lado a lado esse trabalho.

A Dra Sonia Marisa Hefler, pela ajuda na identificação das plantas.

Ao Pablo, técnico do laboratório de microalgas, pela identificação das algas.

Sou grata a CAPES pelos recursos concedidos e a FURG pela possibilidade de realização do curso.

A minha colega de trabalho e amiga Taiane por cada passo percorrido, fomos sem duvida fundamentais uma a outra.

A Karoline pelo companheirismo de anos por me tranquilizar diversas vezes nessa jornada, por sempre estar disposta a me ouvir, me ajudar e confortar.

Aos técnicos Claudio e Clara pela ajuda de sempre. Clara com seus conhecimentos de laboratório e Claudio incansável nas coletas.

A minha mãe Alzira por ser a maior incentivadora, que assumiu toda responsabilidade de ser mãe e pai. Minha irmã Angela, vó Alayde e sobrinhos Gabriel e Matheus, por sempre entender minhas ausências e pelo incentivo de ser sempre mais. Amo vocês!

Ao Alex meu melhor amigo, amor, companheiro e incentivador. Por ser meu porto seguro quando tudo parecia dar errado. Por me ouvir, me manter forte não me deixar desistir. Te amo muito!

A todas as pessoas que de certa forma participaram dessa caminhada.

RESUMO

Em sistemas lênticos as macrófitas aquáticas tem papel fundamental para o funcionamento do ecossistema, servindo como abrigo e fonte de alimento para invertebrados e peixes, além de participar no ciclo de nutrientes, fluxo de energia e auxiliar na proteção e estabilização das margens. O crescimento e colonização pelas macrófitas aquáticas dos sistemas aquáticos pode ocorrer principalmente a partir da germinação de propágulos presentes no sedimento destes ecossistemas. Este banco é considerado uma fonte possível de propágulos para restauração de comunidades de plantas, auxiliando a manutenção e recolonização. O estudo foi realizado em três lagos rasos no campus da Universidade Federal do Rio Grande-FURG, com o objetivo de determinar a composição do banco de propágulos presente no sedimento através da emergência em laboratório, e através de monitoramento em campo comparar com as comunidades presentes efetivamente em campo. Também foi comparado com as citadas em estudos anteriores. Buscamos determinar as características abióticas e o estado trófico destes sistemas, para relacionar a influência no estabelecimento das plantas. Para responder os objetivos foi utilizado o método de emergência de plântulas, a densidade do banco de propágulos foi comparada com ANOVA e ainda foi realizada a análise de similaridade de Sørensen entre o banco de propágulos com as espécies descritas em campo e também com dados históricos. O total de mudas obtidas em laboratório foi de 2897, com uma riqueza de 26 espécies para os três lagos amostrados. Em campo, os três lagos mostraram-se eutrofizados, com ausência de macrófitas submersas em dois deles, embora presentes no banco de propágulos dos mesmos. Os resultados evidenciaram que o desenvolvimento de macrófitas aquáticas em lagos rasos é dependente do banco de propágulos do sedimento, mas o estabelecimento da vegetação é influenciado pelas características como desenvolvimento de macrófitas flutuantes e turbidez da água promovidas pela alta carga de fósforo nestes sistemas.

Palavras-chave: comunidade macrofítica, emergência, propágulos vegetativos, reservatório de propágulos.

ABSTRACT

In lentic systems, aquatic macrophytes play a key role in the ecosystem functioning, serving as a shelter and source of food for invertebrates and fish, as well as participating in the nutrient cycle, energy flow and assisting in the protection and stabilization of the margins. The growth and colonization by aquatic macrophytes of aquatic systems can occur mainly from the germination of propagules present in the sediment of these ecosystems. This bank is considered a possible source of propagules for restoration of plant communities, aiding maintenance and recolonization. The study was carried out in three shallow lakes on the campus of the Federal University of Rio Grande-FURG, in order to determine the composition of the seed bank present in the sediment and in field monitoring, to evaluate the species that emerged in the laboratory from the sediment of lakes with those present in the field. In addition to comparing the species currently found with those present in previous studies. We sought to determine the abiotic characteristics and the trophic state of these systems, in order to relate the influence on plant establishment. In order to answer the objectives the seedling emergence method was used, the density of the seed bank was compared with ANOVA, and the Sørensen similarity analysis was also carried out between the seed bank with the species described in the field and also with historical data. The total number of seedlings obtained in the laboratory was 2897, with a richness of 26 species for the three sampled lakes. In the field, the three lakes were eutrophicated, with absence of submerged macrophytes in two of them, although present in the bank of propagules of the same ones. The results showed that the development of aquatic macrophytes in shallow lakes is dependent on the sediment propagule bank, but the establishment of vegetation is influenced by the characteristics such as development of floating macrophytes and water turbidity promoted by high phosphorus loading in these systems.

Key-words: macrophytic community, emergence, vegetative propagules, reservoir of propagules.

APRESENTAÇÃO

Esse trabalho de dissertação está organizado em uma introdução geral, um capítulo único, referências e considerações finais. O capítulo único está organizado em introdução, material e métodos, resultados e discussão, conclusão e referências. O capítulo analisa a similaridade entre monitoramento em campo e emergência do banco de propágulos de macrófitas aquáticas em laboratório. Além de verificar a similaridade da comunidade do atual estudo com registro anterior.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	9
LISTA DE TABELAS.....	10
INTRODUÇÃO GERAL.....	11
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	16
CAPÍTULO ÚNICO.....	22
Resumo	23
1. INTRODUÇÃO.....	24
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	26
2.1. Área de estudo	26
2.2. Coleta de sedimento	27
2.3. Levantamento em campo	27
2.4. Emergência dos propágulos	28
2.5. Nutrientes e estado trófico dos lagos	29
2.6. Análise de dados	29
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
CONCLUSÕES.....	40
REFERÊNCIAS	41
CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS	49

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Forma biológica de macrófitas aquáticas. Fonte: Pedralli, 1990.

Figura 2. Mapa da localização dos lagos.

Figura 3. Número de emergências ocorridas a partir do sedimento dos Lagos Biguás, Polegar e Dunas.

Figura 4. Porcentagem relativa de propágulos de cada espécie nos lagos Biguás, Polegar e Dunas. Cha- *Chara zeylanica*, Ele obt- *Eleocharis obtusetrigona*, Ele vir- *Eleocharis viridans*, Lud- *Ludwigia peploides*, Nit- *Nitella sp.*, Pol- *Polygonum hydropiperoides*, Pot- *Potamogeton pectinatus*, Bac- *Bacopa monnieri*, Nym- *Nymphoides indica*, Oxy- *Oxycaryum cubense*, Cyp- *Cyperus haspan*, Sal- *Salvinia herzogii* e Hyd- *Hydrocotyle bonariensis*.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Média dos valores (\pm DP) da Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), condutividade eléctrica (CE, $\mu\text{S.cm}^{-1}$), turbidez, Oxigênio dissolvido (OD, mg.l^{-1}), sólidos totais dissolvidos (STD, mg/l), pH, Fósforo total (PT mg.L^{-1}), Nitrogênio total (NT mg.L^{-1}) e Índice de Estado Trófico de Fósforo.

Tabela 2. Riqueza de espécies nos lagos Dunas (D), Polegar (P) e Biguás (B). As macrófitas foram classificadas ao menor nível taxonômico possível e segundo os grupos morfoecológicos: emersa (E), anfíbia (A), flutuante livre (FL), submersa enraizada (SE), submersa livre (SL), enraizada com folhas flutuantes (EFF) e epífita (EP).

INTRODUÇÃO GERAL

Em sistemas lênticos as macrófitas aquáticas tem papel fundamental para o funcionamento do ecossistema, servindo como abrigo e fonte de alimento para invertebrados e peixes, além de participar no ciclo de nutrientes, fluxo de energia e auxiliar na proteção e estabilização das margens (Wetzel, 1993; Duarte, 1995; Esteves, 1998; Wetzel, 2001; Albertoni et al., 2007). Proporcionam também a caracterização da transição e ligação entre o ambiente terrestre com o aquático (Esteves, 2011). Segundo Irgang e Gastal Jr., (1996) macrófitas aquáticas são vegetais cujas partes fotossintetizantes estão permanentemente ativas ou por diversos meses, todos os anos, total ou parcialmente submersas em águas doces ou salobras, ou flutuantes nas mesmas.

Estes vegetais são classificados preferencialmente quanto ao seu biótopo de ocorrência que refletem o grau de adaptação dessas plantas ao meio aquático, como sendo macrófitas submersas fixas, submersas livres, flutuantes fixas, flutuantes livres, emergentes, anfíbias e epífitas (Pedralli, 1990; Esteves, 2011) (Figura 1). As macrófitas submersas fixas são enraizadas e crescem totalmente submersas na água, normalmente emitem as estruturas reprodutivas acima da água, como por exemplo *Potamogetum pectinatus*; as submersas fixas são plantas com raízes pouco desenvolvidas que flutuam submersas em água. Geralmente prendem-se a pecíolos e caules de outras macrófitas, como exemplo *Utricularia breviscapa*; as flutuantes fixas são plantas enraizadas que se desenvolvem com folhas flutuando na lâmina d'água, por exemplo *Nymphoides indica*; as flutuantes livres são plantas que se desenvolvem livremente no espelho d'água, com suas raízes voltadas pra coluna d'água, por exemplo *Salvinia herzogii*, *Pistia stratiotes*; as emergentes são plantas enraizadas com folhas acima da lâmina d'água *Polygonum ferrugineum*; as anfíbias encontradas na interface água-terra, ora emersas, ora submersas, tolerantes à seca, por exemplo *Alternanthera philoxeroides* e as epífitas são as que se estabelecem e se desenvolvem sobre indivíduos de espécies flutuantes livres ou fixas, por exemplo *Oxycaryum cubense*. A existência de distintos grupos confere a esses organismos, grande amplitude ecológica (Mitchell, 1974, Esteves, 2011).

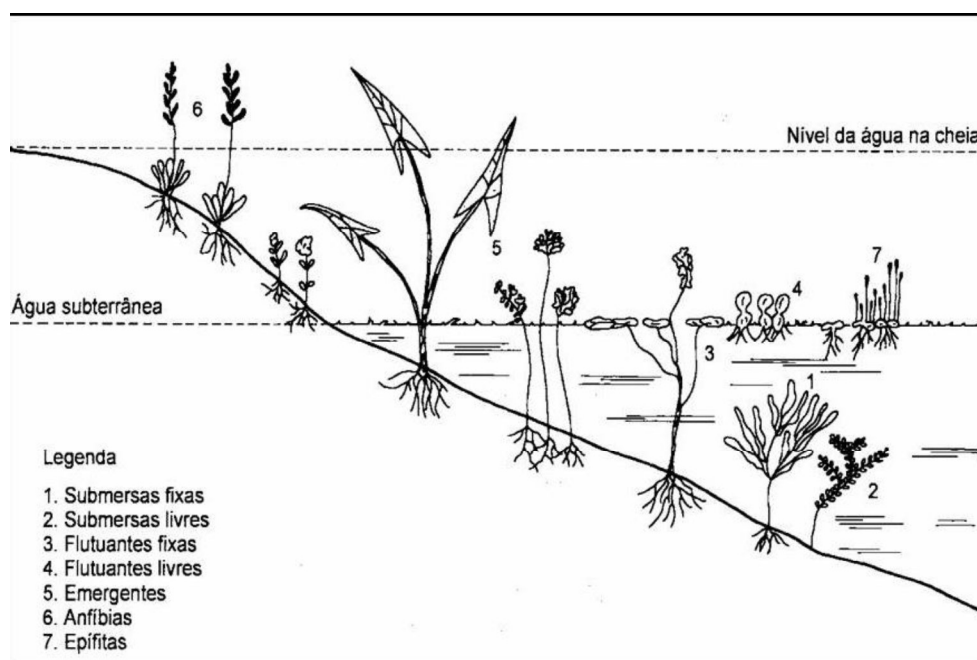


Figura 1- Forma biológica de macrófitas aquáticas. Fonte: Pedralli, 1990.

A planície costeira do Rio Grande do Sul é caracterizada por um grande número de lagos rasos (Schwarzbold e Schäfer, 1984) e alta densidade de áreas úmidas (Maltchik, 2003). Estes ambientes apresentam características como períodos curtos de estratificação da coluna de água, e, por sua baixa profundidade, grande interação sedimento/água (Scheffer, 1998). São os sistemas aquáticos continentais mais numerosos, e apresentam características físicas, químicas e biológicas peculiares envolvendo suas comunidades e processos ecológicos. Entre as principais características é notável a alternância entre diferentes estados, chamados estados alternativos estáveis (Meerhoff e Jeppesen, 2010). Estes se caracterizam por estado de águas claras que apresenta dominância de macrófitas aquáticas submersas e uma baixa concentração de nutrientes e fitoplâncton na coluna de água (Scheffer, 1998).

Em contrapartida o estado de águas túrbidas apresenta crescimento excessivo de fitoplâncton, com altas concentrações de nutrientes, principalmente de fósforo, podendo possibilitar também o crescimento de macrófitas flutuantes, que caracteriza um terceiro estado alternativo. Com isso, estas macrófitas irão substituir o fitoplâncton (Meerhoff e Jeppesen, 2010; Kissoon et al., 2013). Segundo os autores, as macrófitas flutuantes são características dos lagos rasos em sistemas tropicais e subtropicais, devido a suas características de necessidade de temperaturas amenas e sem ponto de congelamento nos corpos de água. Estas plantas, na medida em que dominam os sistemas aquáticos, promovem a supressão do fitoplâncton, principalmente por processos físicos (sombreamento), e por competição com os

nutrientes dissolvidos na coluna de água. Sendo assim, é de extrema importância entender as funções ecológicas exercidas pelos produtores primários no caso, macrófitas aquáticas e fitoplâncton, e suas interações com o meio e sistema trófico como consequências para estados alternativos de qualidade de água e conservação do ecossistema.

As macrófitas submersas são apontadas como as principais plantas aquáticas responsáveis pela conservação das águas claras em lagos rasos. Além disso, possuem também um papel chave na regulação de processos em sistemas aquáticos, particularmente em lagos rasos (Wetzel, 1993; Jeppesen et al., 1998; Scheffer e Jeppesen, 2007; Meerhoff e Jeppesen, 2010), sendo os gêneros *Potamogeton* e *Chara* os mais citados (Palma-Silva et al., 2002). Esses processos têm orientado extensas investigações sobre a dinâmica das macrófitas submersas em ambientes de lagos rasos (Scheffer, 1998). Através de efeitos de retroalimentação positiva, estas plantas possuem uma alta capacidade de aumentar a transparência e a qualidade da água pela remoção de partículas de nutrientes e metais pesados em lagos, mecanismo esse que envolve diversas interações hidrodinâmicas e organismos aquáticos (James e Barko, 1990; Scheffer, et al., 1994; Srivastava et al., 2008). Além disso, o crescimento e estabelecimento das comunidades de macrófitas submersa podem indicar uma maior qualidade da água, podendo servir também como estratégia de manejo para lagos rasos, promovendo a manutenção de águas claras e inibindo o crescimento do fitoplâncton (Albertoni et al., 2014).

Outro grupo de macrófitas, comuns em lagos rasos de sistemas tropicais e subtropicais são as macrófitas flutuantes (Meerhoff e Jeppesen, 2010). Em situações específicas de eutrofização, aliada a presença de bancos de propágulos destas espécies, a proliferação desenfreada de macrófitas flutuantes pode se tornar um problema para algumas espécies submersas, pois as flutuantes têm uma maior capacidade de crescer substancialmente e povoar rapidamente a superfície da água (Thomaz et al., 2003). As macrófitas flutuantes *Salvinia herzogii* e *Pistia estratiotes* geralmente são encontrada em águas paradas ou com pouco fluxo. Pelo sombreamento da coluna d'água causam um grande prejuízo à plantas submersas e organismos aquáticos quando em grandes quantidades. Utilizada como planta ornamental e despoluidora (Trindade et al., 2010), além disso, também possibilitam a remoção de metais pesados da coluna d'água (Schneider e Rubio, 1999). Há registros no Brasil, do crescimento indesejado de macrófitas flutuantes em reservatórios hidrelétricos, com prejuízo à geração de eletricidade e em ambientes aquáticos que foram impactados pelo lançamento de esgotos

domésticos e industriais (Lopes-Ferreira, 1998; Marcondes et al., 2003), ou por enriquecimento natural da coluna de água (Albertoni et al., 2014). Essas proliferações indesejadas precisam ser controladas, pois podem resultar em um prejuízo para os ecossistemas aquáticos (Biudes e Camargo, 2008).

O crescimento e colonização pelas macrófitas aquáticas dos sistemas aquáticos pode ocorrer principalmente a partir da germinação de propágulos presentes no sedimento destes ecossistemas (Rodrigo et al., 2013). Este reservatório disponível de propágulos para germinação e posteriormente emersão, é denominado banco de propágulos ou reservatório de propágulos. Estes propágulos são constituídos por sementes viáveis, oósporos, fragmentos de rizomas, tubérculos dormentes ou raízes (Nicholson e Keddy, 1983; Grillas et al., 1993; Becker et al., 1999). Essas estruturas podem estar presentes no sedimento ou nos restos vegetais, sendo reabastecidos por propágulos que dispersaram da vegetação local ou do entorno que vão compor o banco de propágulo dos lagos (Bonis e Grillas, 2002). De acordo com a profundidade do sedimento, o número de espécies e o número de propágulos diminui, ou seja, camadas de sedimentos mais profundos podem não conter banco de propágulos viáveis para germinação (Nicholson e Keddy, 1983; Grillas et al., 1993; Becker et al., 1999).

Muitas espécies de zonas úmidas podem colonizar o banco de propágulos com propágulos vegetativos (Madsen e Smith, 1997, 1999; Rybicki et al., 2001). Além disso, o banco de propágulos é constantemente repostado por propágulos produzidos pela vegetação existente, o que leva a seleção de plântulas na vegetação. Os propágulos contidos no sedimento podem ser de comunidades antigas de plantas raras ou não, após as espécies terem desaparecido ou serem extintas daquele determinado local. Assim, este banco é considerado uma fonte possível de propágulos para restauração de comunidades de plantas, auxiliando a manutenção genética para recolonização em longo prazo (Falk e Holsinger, 1991; Ellstrand e Elam, 1993; Bakker e Berendse, 1999).

Posteriormente ao processo de germinação, ocorrerá a emergência da plântula. A semente é considerada germinada quando ocorre o rompimento do tegumento pela emissão da radícula (Ungar, 1967; Ferreira e Borguetti, 2004; Nery et al., 2007; Taiz e Zeiger, 2013). A germinação é caracterizada por um processo fisiológico onde ocorre uma sequência de eventos influenciados por fatores externos (disponibilidade de água, de oxigênio, temperatura e luz) e por fatores internos (inibidores, como o ácido abscísico (ABA) e promotores da

germinação, como as giberelinas (GA)), que interagem entre si ou com os demais (Kramer e Kozłowski, 1972; Bewley e Black, 1994; Taiz e Zeiger, 2013).

Determinadas características das espécies vegetais permitem que os propágulos permaneçam temporariamente no banco de propágulos até germinar e se estabelecer, em condições favoráveis e em tempo apropriado para conservação da variação genética da população a longo prazo. Sendo assim, mantendo no banco de propágulos um determinador da sucessão de propágulos após perturbações (Pakeman e Small, 2005). Estas perturbações podem ser caracterizadas com períodos de secas e enchentes até mesmo pela variação da qualidade da água (Pedro et al., 2006). Os bancos de propágulos são fundamentais para a substituição de plantas eliminadas do seu habitat por diversos fatores naturais ou não, apresentando extrema importância no suprimento de comunidades vegetais ao longo do tempo (Roberts, 1981; Leck et al., 1989; Zammit Zedler, 1994).

O campus da universidade apresenta diversos sistemas aquáticos, representados principalmente por lagos rasos. Suas características são desde ambientes oligotróficos a hipereutróficos. Alguns destes apresentam graves processos de eutrofização devido ao aporte de nutrientes oriundos de esgotos e construções em seu entorno. Cada um possui uma diversidade de organismos que caracterizam seus corpos de água (Albertoni et al., 2007; Trindade et al., 2009).

Diferentes tipos de pesquisas vêm sendo feitas nos lagos do campus, sendo elas relacionadas a emissões de metano dos sedimentos (Furlanetto et al., 2011; Palma-Silva et al., 2013; Marinho et al., 2015), qualidade de água e estrutura e função da comunidade de macrófitas aquáticas (Trindade et al., 2010; Pereira et al., 2012a, Pereira et al., 2012b Albertoni et al., 2014), descrição do padrão nictemeral e sazonal de variáveis abióticas (Trindade et al., 2009), estrutura e função da comunidade de invertebrados em processos ecológicos (Albertoni et al., 2007; Carvalho et al., 2015; Silva et al., 2015). Em todas elas, fica evidente o papel que a comunidade de macrófitas desempenha na estrutura e funcionamento dos ecossistemas. Assim, este trabalho vem acrescentar informações sobre esta importante comunidade, investigando o banco de propágulos e a comunidade presente em campo em três lagos rasos.

O objetivo geral foi determinar a composição dos bancos de propágulos, através da emergência e acompanhamento em laboratório das plantas em crescimento. Paralelamente, objetivamos avaliar as espécies que emergiram em laboratório a partir do sedimento dos lagos com aquelas presentes efetivamente em campo. As relações das espécies encontradas foram comparadas com levantamentos de composição da comunidade de macrófitas aquáticas em anos anteriores ao presente estudo, com o intuito de verificar mudanças temporais na composição desta comunidade. Com esta avaliação, buscamos determinar se as características abióticas, inclusive o estado trófico destes ecossistemas, influenciam no estabelecimento das plantas. Desta forma, nossas hipóteses são de que devido à diferença dos estados alternativos estáveis entre os três lagos a riqueza de espécies em campo será diferente do banco de propágulos do sedimento e que a emergência e estabelecimento das macrófitas aquáticas presentes nos ambientes estudados tem relação com as características abióticas destes sistemas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

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

Bakker, J.P., Berendse, F., 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends Ecol. Evol.* 13, 63-68.

Becker, R.M., Lammerts, E.J., Schutter, A., Grootjans, A.P., 1999. Vegetation development in dune slacks: the role of persistent seed banks. *J. Veg. Sci.* 10, 745-754.

Bewley, J.D., Black, M., 1994. *Seeds: physiology of development and germination*. Plenum, New York.

Biudes, J.F.V., Camargo, A.F.M., 2008. Estudo dos fatores limitantes a produção primária por macrófitas aquáticas no Brasil. *Oecol. Bras.* 12, 7-19.

Bonis, A., Grillas, P., 2002. Deposition, germination and spatio-temporal patterns of charophyte propagule banks: a review. *Aquatic Bot.* 72, 235-248.

Carvalho, C., Hepp, L.U., Palma-Silva, C., Albertoni, E.F., 2015. Decomposition of macrophytes in a shallow subtropical lake. *Limnologia.* 53, 1-9.

Duarte, C.M., 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different regimes. *Ophelia.* 41, 87-102.

Ellstrand, N.C., Elam, D.R., 1993. Population genetic consequences of small population size: implications for plants conservation. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 24, 17-242.

Esteves, F.A., 1998. Fundamentos de Limnologia. Interciência, Rio de Janeiro.

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

Falk, D.A., Holsinger K.E., 1991. Genetics and conservation of rare plants. Oxford university press, New York.

Ferreira, A.G., Borghetti, F., 2004. Germinação: do básico ao aplicado. Artmed, Porto Alegre.

Furlanetto, L.M., Marinho, C.C., Palma-Silva, C., Albertoni, E.F., Figueiredo-Barros, M.P., Esteves, F.A., 2011. Methane levels in shallow subtropical lake sediments: Dependence on the trophic status of the lake and allochthonous input. *Limnologia.* 42, 151-155.

Grillas, P., Garcia-Murillo, P., Geertz-Hansen, O., Marbá, 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. *Oecol.* 94, 1-6.

Irgang, B.E., Gastal Jr., C.V. de S., 1996. Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS. UFRGS, Porto Alegre.

James, W.F., Barko, J.W., 1990. Macrophytes influence on the zonation of sediment accretion and composition in a north temperate reservoir. *Arch. Hydrobiology*. 120. 129-142.

Jeppesen, E., Søndergaard, M.A., Søndergaard, M., Chistoffersen, K., 1998. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer Verlag, New York.

Kissoon, L.T.T., Jacob, D.L., Hanson, M.A., Herwig, B.R., Bowe, S.E., Otte, M.L., 2013. Macrophytes in shallow lakes: relationships with water, sediment and watershed characteristics. *Aquatic Bot.* 109, 39-48.

Kramer, P.J., Kozlowski, T., 1972. *Fisiologia das árvores*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L., 1989. *Ecology of soil seed banks*. Academic Press Inc., San Diego, California.

Lopes-Ferreira, C., 1998. A importância da região colonizada por macrófitas aquática na migração da degradação sanitária da Lagoa Imboássica. In: Esteves, F.A. (Eds.), *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. NUPEM;UFRJ, Rio de Janeiro, pp. 391-399.

Madsen, J.D., Smith, D.H., 1997. Vegetative spread of Eurasian watermilfoil colonies. *J. Aquatic Plant Manag.* 35, 63–68.

Madsen, J.D., Smith, D.H., 1999. Vegetative spread of dioecious *Hydrilla* colonies in experimental ponds. *J. Aquatic Plant Manag.* 37, 25–29.

Maltchik, L., 2003. Three new wetlands inventories in Brazil. *Interciencia*, 28, 421-423.

Marcondes, D.A.S., Mustafá, A.L., Tanaka, R.H., 2003. Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupia. In: Thomaz, S.M. & Bini, L.M. (Eds.), *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. EDUEM, Maringá, pp. 299-317

Marinho, C.C., Palma-Silva, C., Albertoni, E.F., Esteves, F.A., 2015. Emergent macrophytes alter the sediment composition in a small, shallow subtropical lake: implications for methane emission. *American Journal of Plant Sciences*. 6, 315-322.

Meerhoff, M., Jeppesen, E., 2010. Shallow lakes and ponds. In Likens, G.E., (Eds.) *Lake ecosystem ecology*. Elsevier, San Diego, pp. 343-353.

Mitchell, D.S., 1974. Water weeds. In: Mitchell, D.S. (Eds.), *Aquatic vegetation and its use and control*. UNESCO, Paris, pp. 13-22.

Nery, F.C., Alvarenga, A.A., Justo, C.F., Dousseau, S., Vieira, C.V., 2007. Effect of temperature and coat in the germination of *Calophyllum brasiliense* seeds. *Ciênc. agrotec.* 31, 1872-1877.

Nicholson, A., Keddy P.A., 1983. The depth profile of a shoreline seed bank in Matchedash Lake, Ontario. *Can. J. Bot.* 61, 3293-3296.

Pakeman, R.J., Small, J.L., 2005. The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap generation. *J. Veg. Sci.* 16, 121-130.

Palma-Silva, C., Albertoni, E.F., Esteves, F.A., 2002. The role of Charophytes primary production of *Chara spp* in a coastal lagoon subjected to human impacts (RJ, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 14, 59-69.

Palma-Silva, C., Marinho, C.C., Albertoni, E.F., Giacomini, I.B., Barros, M.P.F., Furlanetto, L.M., Trindade, C.R.T., Esteves, F.A., 2013. Methane emissions in two small shallow neotropical lakes: The role of temperature and trophic level. *Atmos. Environ.* 81, 373-379.

Pedralli, G., 1990. *Macrófitas Aquáticas: Técnicas e Métodos de Estudos*. Estudos de Biologia. EDUCA, Curitiba.

Pereira, S.A., Trindade, C.R., Albertoni, E.F., Palma-Silva, C., 2012b. Aquatic macrophytes of six subtropical shallow lakes, Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List*. 8, 187-191.

Pereira, S.A., Trindade, C.R.T., Albertoni E. F., Palma-silva, C., 2012a. Aquatic macrophytes as indicators of water quality in subtropical shallow lakes, Southern Brazil. *Acta Limnol. Bras.* 24, 52-63.

Roberts, H.A., 1981. Seed Banks in Soils. *Advances in Applied Biology.* 6, 1-55.

Rodrigo, M.A., Rojo, C., Alonso-Guillén, J.L., Vera, P., 2013. Restoration of two small Mediterranean lagoons: the dynamics of submerged macrophytes and factors that affect the success of revegetation. *Ecol. Eng.* 54, 1-15.

Rybicki, N.B., Mcfarland, D.G., Ruhl, H.A., Reel, J.T., Barko, J.W., 2001. Investigations of the availability and survival of submersed aquatic vegetation propagules in the tidal Potomac River. *Estuaries.* 24, 407-424.

Scheffer, M., 1998. *Ecology of shallow lakes.* Chapman and Hall, Londres.

Scheffer, M., Jeppesen, E., 2007. Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems.* 10, 1-3.

Scheffer, M., Van den Berg, M., Breukelaar, A., Breukers, C., Coops, H., Doef, R., Meijer, M.L., 1994. Vegetated areas with clear whater in turbid shalow lakes. *Aquatic Bot.* 49, 193-196.

Schneider, I.A.H., Rubio A.J., 1999. Sorption of Heavy Metal Ions by the Nonliving Biomass of Freshwater Macrophytes. *Environ. Sci. Technol*, 33, 2213-2217.

Schwarzbold, A., Schäfer, A., 1984. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do rio grande do sul – Brasil. *Amazoniana.* 9, 87-104.

Silva, J.S., Albertoni, E.F., Palma-Silva, C., 2015. Temporal variation of phytophilous Chironomidae over a 11-year period in a shallow Neotropical lake in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 742, 129-140.

Srivastava, J., Gupta, A., Chandra, H., 2008. Managing water quality with aquatic macrophytes. *Review of Environmental Science and Biotechnology*. 7, 255-266.

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

Thomaz, S.M., Bini, L.M., Pagioro, T.A., 2003. Macrófitas aquáticas em Itaipu: ecologia e perspectivas para o manejo In: Thomaz, S.M., Bini L.M., (Eds.), *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Eduem, Maringá, pp. 319-341.

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

Trindade, C.R.T., Pereira, S.A., Albertoni, E.F., Palma-Silva, C., 2010. Caracterização e Importância das Macrófitas Aquáticas com Ênfase nos Ambientes Límnicos do Campus Carreiros - Furg , Rio Grande , Rs. *Cadernos de Ecologia Aquática*. 5, 1–22.

Ungar I.A., 1967. Influence of salinity and temperature on seed germination. *J. Sci.* 7, 120-123.

Wetzel, R.G., 1993. *Limnologia*. 2ª ed. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

Wetzel, R.G., 2001. *Limnology: lake and river ecosystems* 3ª ed. Academic Press, San Diego.

Zammit, C., Zedler, P.H., 1994. Organization of the soil seed bank in mixed chaparral. *Vegetatio*. 111, 1-16.

CAPÍTULO ÚNICO

Banco de propágulos de macrófitas aquáticas em lagos rasos: emergência em laboratório e relação com comunidade estabelecida em campo.

.

Este manuscrito está redigido e formatado segundo as normas do periódico “Aquatic Botany” com exceção do idioma.

Banco de propágulos de macrófitas aquáticas em lagos rasos: emergência em laboratório e relação com comunidade estabelecida em campo.

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

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

Autor para correspondência: thaisalmeida.1988@outlook.com

Resumo

Em sistemas lênticos as macrófitas aquáticas tem papel fundamental para o funcionamento do ecossistema, servindo como abrigo e fonte de alimento para diversos organismos. O crescimento e colonização pelas macrófitas dos sistemas aquáticos pode ocorrer principalmente a partir da germinação de propágulos presentes no sedimento destes ecossistemas. Este banco é considerado uma fonte possível de propágulos para restauração de comunidades de plantas, auxiliando a manutenção e recolonização. O estudo foi realizado em três lagos rasos no campus da Universidade Federal do Rio Grande-FURG, com o objetivo de determinar a composição do banco de propágulos presente no sedimento e, através de monitoramento em campo, comparar as espécies que emergiram em laboratório a partir do sedimento dos lagos com aquelas presentes efetivamente em campo. Para avaliar a variação temporal nesta comunidade, foram comparadas as espécies encontradas atualmente com as presentes em estudo anterior. Buscamos determinar as características abióticas e o estado trófico (IET) destes sistemas, para relacionar a influência no estabelecimento das plantas. Para responder os objetivos foi utilizado o método de emergência de plântulas, acompanhado em laboratório. Nossas hipóteses são de que devido a diferença dos estados alternativos estáveis entre os três lagos a riqueza de espécies em campo será diferente do banco de propágulos do sedimento e que a emergência e estabelecimento das macrófitas aquáticas presentes nos ambientes estudados tem relação com as características abióticas destes sistemas.. A densidade do banco de propágulos foi comparada com ANOVA. Foi realizada a análise de similaridade de Sørensen entre o banco de propágulos com as espécies descritas em campo e também com dados históricos. Foi contabilizado em laboratório um total de 2897 mudas, sendo 26 espécies no total para os três lagos amostrados. A densidade do banco de propágulos

não teve diferença significativa, A similaridade entre os propágulos em laboratório e a comunidade em campo variou entre 40% (Lagos Dunas e Polegar) e 50% (Lago Biguás). Já a similaridade entre as espécies deste estudo com as já descritas variou entre 55% (Lago Dunas) 41% (Lago Polegar) e 38% (Lago Biguás).

Palavras-chave: comunidade macrofítica, emergência, propágulos vegetativos, reservatório de propágulos.

Highlights

Todos os lagos encontram-se atualmente eutróficos.

Cada lago em um estado alternativo estável.

A vegetação atual diferente de histórico registrado.

.

1. INTRODUÇÃO

Ambientes aquáticos rasos são caracterizados pela alta densidade de macrófitas aquáticas, que se desenvolvem de acordo com as características químicas e físicas destes ambientes. Estas plantas são os principais produtores primários, e participam de processos físicos, químicos e biológicos conferindo diferentes características, proporcionando habitat e heterogeneidade ambiental a estes sistemas (Esteves, 2011). Entre os principais temas de estudos recentes está o papel das macrófitas na alternância e manutenção dos estados alternativos estáveis em lagos rasos (Scheffer, 1998; Meerhoff e Jeppesen, 2010). A colonização de lagos rasos pela comunidade de macrófitas aquáticas ocorre principalmente pela emergência de propágulos a partir do sedimento destes (Rodrigo et al., 2013). Os propágulos são constituídos de sementes viáveis, oósporos, fragmentos de rizomas, tubérculos dormentes ou raízes (Madsen e Smith, 1997, 1999; Rybicki et al., 2001). Essas estruturas podem estar presentes no sedimento ou nos restos vegetais, sendo reabastecidos por propágulos que dispersaram da vegetação local ou do entorno que vão compor o banco de propágulo dos lagos (Bonis e Grillas, 2002).

Os propágulos contidos no sedimento podem emergir em diferentes épocas (Tuckett et al., 2010). Determinadas características das espécies vegetais permitem que os propágulos permaneçam temporariamente no banco de propágulos até germinar e se estabelecer, em condições favoráveis (Pakeman e Small, 2005). Uma destas características é a dormência, que impede temporariamente o estabelecimento de determinadas espécies aumentando sua probabilidade de sobrevivência (Fowler e Bianchetti, 2000). Assim, o banco de propágulos é considerado uma fonte possível destas estruturas para restauração de comunidades de plantas anteriores, auxiliando a manutenção genética para recolonização a longo prazo (Falk e Holsinger, 1991; Ellstrand e Elam, 1993; Bakker e Berendse, 1999; Valkó et al., 2011; Kalamees et al., 2012). Este banco no sedimento dos ecossistemas é determinante na colonização e sucessão das macrófitas aquáticas após perturbações, de alta ou baixa intensidade (Pakeman e Small, 2005). Estas perturbações podem ser caracterizadas com períodos de secas e enchentes até mesmo pela variação da qualidade da água (Pedro et al., 2006).

Os bancos de propágulos são fundamentais para a substituição de plantas eliminadas do seu habitat por diversos fatores naturais ou não, apresentando extrema importância no suprimento de comunidades vegetais ao longo do tempo (Roberts, 1981; Leck et al., 1989; Zammit Zedler, 1994; Xiao e Liu, 2013). O presente estudo foi desenvolvido em três lagos rasos na planície costeira do Rio Grande do Sul, com o objetivo de determinar a composição dos bancos de propágulos, através da emergência e acompanhamento em laboratório das plantas em crescimento. Paralelamente, objetivamos comparar as espécies que emergiram em laboratório com aquelas presentes efetivamente em campo. As relações das espécies encontradas foram comparadas com levantamentos de composição da comunidade de macrófitas aquáticas em anos anteriores ao presente estudo, com o intuito de verificar mudanças temporais na composição desta comunidade. Com esta avaliação, buscamos determinar se as características abióticas, inclusive o estado trófico destes ecossistemas, influenciaram no estabelecimento das plantas. Desta forma, nossas hipóteses são de que devido a diferença dos estados alternativos estáveis entre os três lagos a riqueza de espécies em campo será diferente do banco de propágulos do sedimento e que a emergência e estabelecimento das macrófitas aquáticas presentes nos ambientes estudados tem relação com as características abióticas destes sistemas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em três lagos localizados no campus da Universidade Federal do Rio Grande – FURG no município de Rio Grande – RS. Nesta região o clima é subtropical úmido (de acordo com a classificação de Köppen), com temperatura média anual de 19°C, caracterizado por ventos do Nordeste (NE) e precipitação anual média de 1.200 mm, homogeneamente distribuída anualmente (Klein, 1998).

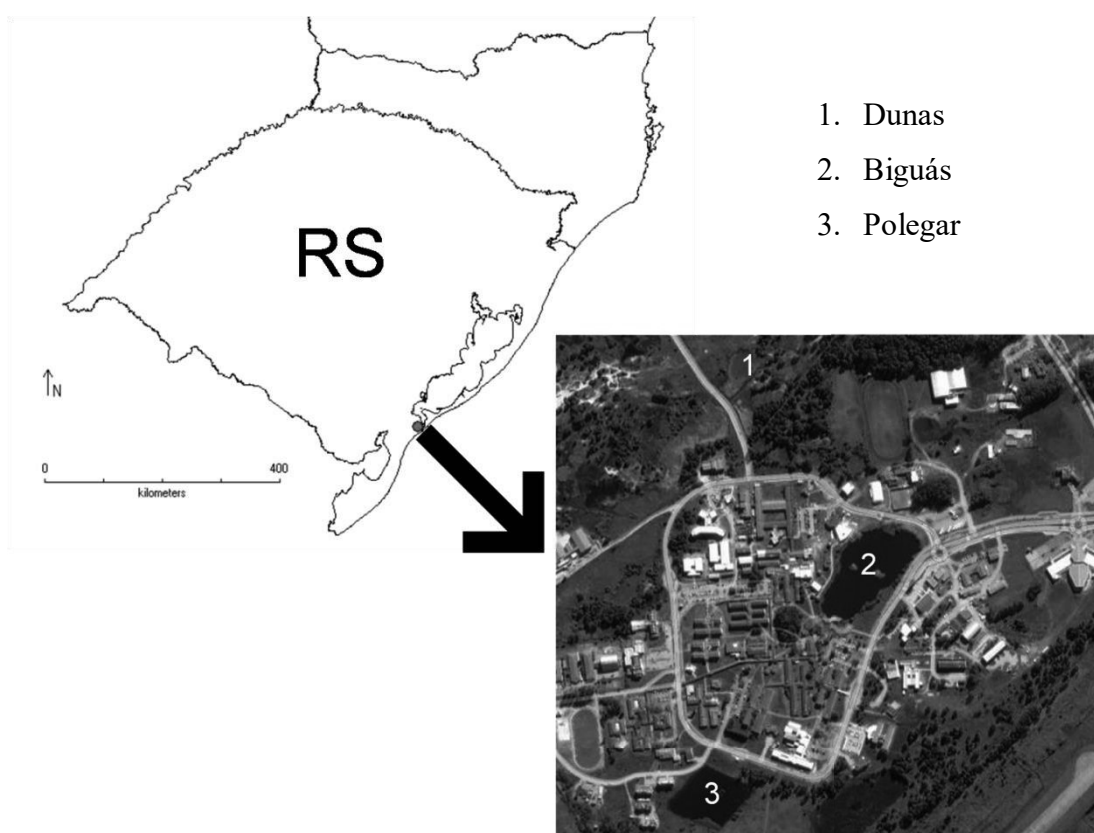


Figura 2. Mapa da área de estudo mostrando os lagos amostrados, localizados no campus carreiros, FURG, (Rio Grande, Rio Grande do Sul).

O Lago Biguás ($32^{\circ} 04' 24''$ S. $52^{\circ} 09' 54''$ W) apresenta uma área de aproximadamente 1,5 ha, com profundidade variando de acordo com precipitações, mas não ultrapassando 2m. Tem esse nome devido à ocorrência ocasional de Biguás em duas ilhas localizadas em seu centro, que através do grande aporte de material fecal, contribui para o seu enriquecimento (Albertoni et al., 2014). Apresenta características eutróficas neste estudo.

O Lago Polegar, (32° 01' 40" S. 52° 05' 40" W) ocupa uma área de aproximadamente 1ha, com profundidade variando entre 1,5m em períodos de chuva à escassez total de água. (Albertoni et al., 2007). Foi classificado como oligotrófico por Marinho et al., (2009), com transição para oligomesotrófico (Palma-Silva et al., 2013; Marinho et al., 2015) e atualmente neste estudo encontra-se eutrófico.

O Lago Dunas (32° 04' 15" S. 52° 10' 07" W) é assim chamado por estar situado junto a um cordão de dunas, sua profundidade varia de acordo com a precipitação sazonal da região. Pode ser contínuo formando um corpo d'água ou pequenos corpos d'água entre as dunas. Ao longo da última década perdeu sua característica de ambiente de águas claras, dando lugar à águas turbas no atual estudo.

2.2. Coleta de sedimento

Em Março de 2016 foi feita uma coleta de sedimento nos três lagos estudados para realizar os experimentos de emergência das macrófitas aquáticas presentes no banco de propágulos. Foram coletados aleatoriamente 5 amostras de sedimento em cada lago, com uma draga Van Veen (área de 682 cm²). Os sedimentos coletados foram armazenados em sacos plásticos etiquetados e levados para o laboratório, acondicionados, para posterior montagem do experimento para acompanhamento de emergência das macrófitas, conforme metodologia de Aponte et al., (2010).

2.3. Levantamento em campo

Nos meses de Março, Maio, Julho, Setembro e Novembro de 2016 foi realizado o levantamento da composição das macrófitas aquáticas presente nos lagos. O levantamento foi feito visualmente, utilizando um bote para a região central dos lagos, e com observações no entorno dos ambientes com caminhadas, de acordo com o método utilizado por Pereira et al., (2012b). Quando não foi possível a identificação em campo, as macrófitas eram coletadas para identificação em laboratório. As espécies foram classificadas de acordo com as características morfoecológicas da seguinte forma: emersa (E), anfíbia (A), flutuante livre (FL), submersa enraizada (SE), submersa livre (SL), enraizada com folhas flutuantes (EFF) e epífita (EP) (Esteves, 2011).

No mesmo período, foram monitoradas algumas variáveis limnológicas, com sonda multiparâmetros Horiba®, e coletadas amostras de água superficial, no mesmo momento da coleta do sedimento, para determinação dos nutrientes fósforo total (FT) e nitrogênio total (NT) em laboratório. As variáveis determinadas foram a temperatura da água (°C), a condutividade elétrica (CE, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), a turbidez, oxigênio dissolvido (OD, $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), sólidos dissolvidos totais (SDT, mg/l) e o pH. Foram feitas cinco observações em cada lago, e os dados são expressos como média (\pm desvio padrão).

2.4. Emergência dos propágulos

O acompanhamento da emergência foi feito em sala de incubação e iniciou três semanas após as amostras serem coletadas. Para estimar a composição do banco de propágulos do sedimento, foi adaptada a metodologia de emergência descritos em Gross, (1990) como segue. As amostras de sedimento foram secas em temperatura ambiente no escuro, durante duas semanas, após a coleta, para facilitar a peneiração. As amostras de sedimento de cada ponto foram peneiradas em malha de 2,8 mm, pois foram retirados vegetais em decomposição e materiais descartáveis. Cada amostra foi colocada em bandejas de plástico (20 cm \times 30 cm \times 6 cm), até uma profundidade máxima de 2,5 cm de sedimento. Após foram dispostas aleatoriamente na sala de incubação com fotoperíodo de 12h luz / 12h escuro. As bandejas foram regadas regularmente, com água destilada, de maneira que o sedimento fosse mantido encharcado. O critério de emergência das plântulas foi estabelecido a partir do momento que as plântulas apresentavam os cotilédones acima do solo (Gross, 1990; Schuab et al., 2006; Alves et al., 2008).

A emergência das plântulas em cada amostra foi monitorada durante oito meses. As plântulas que emergiram foram retiradas das bandejas semanalmente e transplantadas para outros potes até serem identificadas e quantificadas. Quando decorria 1 semana sem emergência o sedimento era agitado a fim de estimular a germinação e novas emergências das sementes e oósporos restantes, possibilitando a emergência das plântulas que, por soterramento, ainda não tinham germinado e emergido (Roberts, 1981; Ter Heerdt et al., 1996; Jenkins, 2000). Para identificação das espécies foram utilizados guias taxonômicos (Barros, 1960; Forno, 1983; Cordazzo e Seeliger, 1988; Irgang e Gastal Jr., 1996; Bicudo e Menezes, 2005; Gil e Bove, 2007). As macrófitas foram classificadas ao menor nível taxonômico possível. A verificação da nomenclatura e a citação de autores de espécies

encontradas foi realizada usando a Lista de Espécies da Flora do Brasil (Forzza et al., 2010). Da mesma forma que para as espécies encontradas em campo, as espécies que emergiram em laboratório foram classificadas de acordo com as características morfoecológicas da seguinte forma: emersa (E), anfíbia (A), flutuante livre (FL), submersa enraizada (SE), submersa livre (SL), enraizada com folhas flutuantes (EFF) e epífita (EP) (Esteves, 2011). Para as espécies que emergiram, foram calculadas a riqueza (número de táxons), a abundância relativa (número de plantas da espécie em relação ao número total), e a densidade por área do sedimento, expressa em média (\pm desvio padrão) de propágulos/m² (Aponte et al., 2010).

2.5. Nutrientes e estado trófico dos lagos

Foram determinadas as concentrações dos nutrientes fósforo e nitrogênio totais, os parâmetros foram determinado segundo protocolo descritos por Valderrama (1981) e Baumgarten et al., (1996) e de Mackereth et al., (1978), respectivamente. Foi realizada a definição dos estados tróficos dos três lagos de acordo com os valores de Fósforo total, segundo CETESB (2007).

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

2.6. Análise de dados

A comparação das densidades das plantas que emergiram a partir dos sedimentos de cada lago foi feita através de ANOVA de uma via. O coeficiente de similaridade de Sørensen (Sørensen, 1948), com dados de presença/ausência, foi aplicado para verificar a similaridade das comunidades encontradas em campo com aquelas que se desenvolveram a partir do banco de propágulos. O coeficiente de similaridade de Sørensen também foi realizado para comparar o trabalho de Pereira et al., (2012b) com o atual estudo. Os cálculos foram realizados utilizando o software Past (Hammer et al., 2001).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A média da temperatura variou entre os lagos, assim como para cada lago, apresentando um alto desvio padrão. A temperatura seguiu a alternância subtropical típica entre as estações do ano. O lago com maior turbidez foi o lago Dunas. A média do Oxigênio dissolvido variou de maiores concentrações para o Lago Polegar e com menores concentrações para o Lago Dunas. O Lago Dunas apresentou concentrações de OD mais baixas do que os demais lagos o que pode ser explicado pela alta turbidez. O pH apresentou uma tendência para ser alcalino nos três lagos (Tabela 1). Para o Índice de Estado Trófico de Fósforo os três lagos estudados apresentam-se Eutrofizados (Tabela 1).

Tabela.1 Média dos valores (\pm DP) da Temperatura da água ($^{\circ}$ C), condutividade eléctrica (EC, μ S.cm $^{-1}$), turbidez, Oxigênio dissolvido (OD, mg.l $^{-1}$), sólidos totais dissolvidos (STD, mg/l, pH, Fósforo total (FT mg.L $^{-1}$), Nitrogênio total (NT mg.L $^{-1}$) e Índice de Estado Trófico de Fósforo.

Lago	Temp	Cond mS/cm	Turb (NTU)	OD (mg/L)	STD (mg/L)	pH	FT (mg/L)	NT (mg/L)	IET Fósforo
Biguás (n=5)	20,26 (\pm 2,93)	0,19 (\pm 0,14)	42,07 (\pm 51,95)	9,00 (\pm 0,08)	81,72 (\pm 1,76)	8,31 (\pm 0,82)	0,10 (\pm 0,04)	2,19 (\pm 0,92)	70,44
Polegar (n=5)	17,19 (\pm 3,59)	4,40 (\pm 10,15)	18,78 (\pm 23,90)	10,65 (\pm 0,08)	33,00 (\pm 8,35)	7,24 (\pm 0,85)	0,06 (\pm 0)	1,34	67,30
Dunas (n=5)	18,73 (\pm 3,41)	0,08 (\pm 0)	80,18 (\pm 11,42)	6,14 (\pm 0,01)	69,60 (\pm 0,64)	8,01 (\pm 0,27)	0,20 (\pm 0,01)	0,48 (\pm 0,34)	74,31

Em alguns momentos da amostragem, foi observada uma elevada turbidez em todos os lagos, podendo ser decorrente de mudanças naturais que ocorreram nesses corpos d'água. O acúmulo de excretas de aves no caso do Lago Biguás (Albertoni et al., 2014), a decomposição da vegetação e a abundância de macrófitas flutuantes nos três lagos, como consequência, causa um grande aporte de nutrientes nesses ambientes decorrente da decomposição da vegetação propiciando a colonização de fitoplâncton ou estabelecimento de macrófitas flutuantes (Albertoni et al., 2014).

Todos os lagos encontram-se eutrofizados (Tabela1). Porém, o Lago Biguás desde o ano 2014 vem sofrendo medidas de manejo de macrófitas flutuantes como *Salvinia Herzogii*, que foram retiradas regularmente até redução substancial de seu desenvolvimento. Esse processo possibilitou o estabelecimento de macrófitas submersas, como *Chara zeylanica*., *Nitella sp.*, *Potamogeton pectinatus* o que caracterizou o estado alternativo estável de dominância de macrófitas submersas. Já no Lago Polegar, a retirada das macrófitas flutuantes,

assim como no Lago Biguás foi realizada regularmente, mas não influenciou no estabelecimento de macrófitas submersas, sendo que não foi registrada nenhuma espécie no monitoramento em campo desse biótopo (Tabela 2), provavelmente pela alta turbidez registrada que impossibilita a passagem de luz na coluna d'água pelo acúmulo do fitoplâncton, o que caracterizou para este lago o estado alternativo estável de dominância de fitoplâncton. Segundo Kraulec e Kaplan, (1994) e Królikowska, (1997) o aumento das concentrações de nutrientes pode propiciar o grande crescimento de fitoplâncton, a radiação subaquática passa a ser principal fator limitante para vegetação submersa. No caso do Lago Dunas as espécies de vegetações submersas registradas anteriormente não estão estabelecidas atualmente. A evolução do processo de eutrofização pode ter causado a perda de estabelecimento de macrófitas submersas, com acúmulo de vegetação flutuante dominante, representado pela espécie *Salvinia herzogii*. Porém já foram constatados na literatura que vários ambientes aquáticos eutróficos são mantidos com alta transparência da água, e baixas densidades de fitoplâncton, pela presença de comunidades estabelecidas de macrófitas submersas. Isso indica que não necessariamente os ecossistemas aquáticos eutróficos possuem déficit de macrófitas submersas. Pode-se explicar a grande presença de macrófitas submersas em ecossistemas eutróficos, como no lago Biguás, devido à mecanismos que desencadeiam a competição por nutrientes com o fitoplâncton, ação de substâncias alelopáticas e ou predação do fitoplâncton pelo zooplâncton (Coops e Doef, 1996; Jeppesen et al., 1997; Meijer e Hosper, 1997; Stansfield et al., 1997).

No lago Polegar pode-se observar uma elevação da turbidez no decorrer do estudo, sendo registrado visualmente o aumento nos últimos meses das análises de levantamento em campo. Medidas de manejo e limpeza periódicas foram tomadas para evitar um alto crescimento de macrófitas flutuantes e acúmulo de material em decomposição nos lagos Biguás e Polegar. O Lago Dunas foi o único lago estudado que não sofreu interferência antrópica ao longo do estudo, portanto se manteve com macrófitas flutuantes dominantes.

O Lago Dunas apresentou concentrações mais baixas de oxigênio dissolvido do que os demais lagos (Tabela 1). Isso pode ser explicado pela alta turbidez e acúmulo de comunidade de macrófitas flutuantes impedindo a entrada de luz para fotossíntese pelos produtores primários (Esteves, 2011). No decorrer do período de amostragem e de acordo com a análise do Índice de Estado Trófico (IET) os lagos encontram-se eutrofizados (Tabela 1). Isto pode ter contribuído para a alta riqueza de espécies observada em todos os ambientes estudados.

O resultado do índice de similaridade de Sørensen entre os propágulos emersos em laboratório e a composição da comunidade em campo variou entre 40% (Lagos Dunas e Polegar) e 50% (Lago Biguás). Já o resultado do Índice de similaridade de Sørensen entre as espécies deste estudo com as descritas por Pereira et al., (2012b) variou entre 55% (Lago Dunas) 41% (Lago Polegar) e 38% (Lago Biguás). Algumas espécies presentes neste estudo não tinham registro anterior para os lagos estudados como *Spirodela* sp., *Pithophora* sp., *Eleocharis obtusetrigona*, *Eleocharis viridans* e *Myriophyllum brasiliense*.

Das espécies presentes no banco de propágulos do Lago Polegar quatro possuem registros em estudos anteriores, sendo elas *Chara zeylanica*, *Cyperus haspan*, *Nymphoides indica* e *Bacopa monnieri* (Pereira et al., 2012b). Apenas *Nitella* sp., *Potamogeton pectinatus* e *Ludwigia peploides* nunca haviam sido registradas no lago Polegar, mas estiveram presentes no banco de propágulos (Tabela 2). No Lago Biguás quatro possuem registros anteriores, sendo elas *Ludwigia peploides* (Pereira et al., 2012b) *Polygonum hydropiperoides*, (Pereira et al., 2012b; Trindade et al., 2009) *Potamogeton pectinatus* (Silva et al., 2015), *Chara zeylanica* (Silva et al., 2015). Apenas *Pithophora* e *Eleocharis obtusetrigona* nunca haviam sido registradas no Lago Biguás, mas estiveram presentes no banco de propágulos (Tabela 2). Já no Lago Dunas nove espécies possuem registros anteriores, sendo elas *Hydrocotyle bonariensis*, *Chara zeylanica*, *Nitella* sp., *Nymphoides indica*, *Ludwigia peploides*, *Polygonum hydropiperoides*, *Potamogeton pectinatus*, *Salvinia herzogii*., *Bacopa monnieri*. (Pereira et al., 2012b) Apenas *Eleocharis obtusetrigona* e *Eleocharis viridans* nunca haviam sido registradas no Lago Dunas, mas estiveram presentes no banco de propágulos (Tabela 2).

A comunidade presente em campo mostrou-se mais rica do que a presente no banco de propágulos para os Lagos Biguás e Polegar. Já o Lago Dunas apresentou maior riqueza no banco de propágulos do que no monitoramento em campo. O que deve ser levado em conta, por ser o único lago que não sofre ação antrópica de manejo e limpeza de macrófitas flutuantes, que é um fator limitante para a emergência e estabelecimento das plântulas devido à impossibilidade da entrada de radiação solar na coluna d'água.

A composição de espécies variou temporalmente nos Lagos Polegar, Biguás e Dunas de acordo com a similaridade deste estudo e registro anterior. Pereira et al., (2012b) registraram um maior número de espécies do que no atual estudo, o que pode ser explicado

por diversos fatores que podem ter influenciado esse resultado, como grau de trofia e pressão antrópica. Sabe-se que os lagos do campus Carreiros vêm sofrendo influências antrópicas devido às construções civis ao entorno desses ambientes (Votto et al., 2006; Trindade et al., 2009). Além disso, também há alterações naturais, como observado no Lago Biguás, que apresenta um excesso de matéria orgânica alóctone proveniente de excrementos de aves (Trindade et al., 2009; Albertoni et al., 2014). Consequentemente, esses lagos são ambientes susceptíveis à eutrofização e mudanças em seus estados alternativos estáveis, levando a alterações na composição de espécies nesses ecossistemas.

No presente estudo, tanto para o levantamento em campo como para o método de emergência em laboratório, foi registrado um total de 26 espécies de macrófitas aquáticas distribuídas em 17 famílias e 24 gêneros observados nos três lagos (Tabela 2). A família Cyperaceae foi a que apresentou maior número de espécies, totalizando 6, as demais famílias com 1 ou 2 espécies. De maneira geral, entre os grupos morfoecológicos as espécies mais representativas para os três lagos foram as emersas e anfíbias (Tabela 2).

Tabela.2 Riqueza de espécies nos lagos Dunas (D), Polegar (P) e Biguás (B). As macrófitas foram classificadas ao menor nível taxonômico possível e segundo os grupos morfoecológicos: emersa (E), anfíbia (A), flutuante livre (FL), submersa enraizada (SE), submersa livre (SL), enraizada com folhas flutuantes (EFF) e epífita (EP).

Família/Espécie	Biótopo	Monitoramento em campo			Emergidas em laboratório		
		D	P	B	D	P	B
AMARANTHACEAE							
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb	A			X			
ARALIACEAE							
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	E, A			X	X		
ARACEAE							
<i>Pistia stratiotes</i> Linneu	FL			X			
<i>Spirodela</i> sp. Schleid.	FL			X			
ASTERACEAE							
<i>Enhydra anagallis</i> Gardner	E	X		X			
<i>Mikania periplocifolia</i> Hook. e Arn.	A		X	X			
CHARACEAE							
<i>Chara zeylanica</i> Klein e Willdenow	SE			X	X	X	X
<i>Nitella</i> sp.	SE			X	X	X	X
CLADOPHORACEAE							
<i>Pithophora</i> sp	FL						X
CYPERACEAE							
<i>Cyperus haspan</i> L. var. <i>haspan</i>	E, A		X			X	
<i>Eleocharis obtusetrigona</i> (Lindl. e Nees) Steud.	E		X		X	X	X
<i>Eleocharis viridans</i> Kük. ex Osten	E		X		X	X	

<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. e Kunth) Lye	EP		X	X		X	
<i>Scirpus giganteus</i> Kunth	E		X	X			
<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.) Soják	E, A	X	X	X			
HALORAGACEA							
<i>Myriophyllum brasiliense</i> Cambess.	SL		X				
LENTIBULARIACEAE							
<i>Utricularia breviscapa</i> C.Wright ex Griseb	SL	X					
MENYANTHACEAE							
<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze	EFF	X	X	X	X	X	
ONAGRACEAE							
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H. Raven	SE	X		X	X	X	X
POACEAE							
<i>Luziola Peruviana</i> Juss. ex J.F.Gmel.	E/A	X	X	X			
POLYGONACEAE							
<i>Polygonum ferrugineum</i> Wedd.	E		X				
<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	A	X	X	X	X		X
POTAMOGETONACEAE							
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	SE			X	X	X	X
SALVINACEAE							
<i>Salvinia herzogii</i> de la Sota	FL	X	X	X	X		
SCROPHULARIACEA							
<i>Bacopa monnieri</i> (L.) Edwall	E, A				X	X	
TYPHACEAE							
<i>Typha dominguensis</i> Pers.	E/A	X		X			
RIQUEZA TOTAL		9	13	18	11	10	7

A família Cyperaceae foi a que apresentou maior número de espécies do nosso trabalho, totalizando 6, as demais famílias com menor representatividade (Tabela 2), o que também corrobora com estudos anteriores descritos por Pereira et al., (2012a), Pereira et al., (2012b) e Trindade et al., (2010). Segundo Souza e Lorenzi (2008) a maioria das Cyperaceae são encontradas em áreas abertas e alagáveis, o que explica o resultado obtido para os lagos, sendo atualmente a maior família encontrada.

Duarte et al., (2015), ao estudarem a riqueza e composição de macrófitas em um ambiente límico, encontraram uma menor riqueza de espécies nos ambientes impactados e uma predominância de formas anfíbias, seguido de formas emergentes. No presente estudo, pode-se observar menor registro de espécies que anteriormente descritas por Pereira et al., (2012b), além de que também foi observado uma predominância dos biótopos anfíbias e emergentes (Tabela 2), o que corrobora com resultados anteriores para estes tipos de sistema (Pereira et al., 2012a; Pereira et al., 2012b; Trindade et al., 2010). Os lagos rasos do presente

estudo também seguiram essa sequência, com cinco espécies amplamente distribuídas no monitoramento em campo. As macrófitas emersas possuem um conjunto de características que favorecem seu crescimento e sobrevivência, como reprodução eficiente, alta capacidade de absorção de nutrientes e maior aproveitamento da radiação solar (Esteves, 1998). Assim, esses aspectos conferem vantagens adaptativas às macrófitas emersas frente a outros biótopos, facilitando sua persistência nos ambientes aquáticos. Segundo Esteves, (1998); Albertoni et al., (2005); Sponchiado e Schwarzbald, (2008) ambientes de águas rasas com flutuações frequentes em seus níveis de inundações favorecem o desenvolvimento de macrófitas emersas.

Em campo foi registrado um total de 24 espécies de macrófitas aquáticas distribuídas em 15 famílias e 22 gêneros (Tabela 2). A maior riqueza foi registrada para o Lago Biguás, 18 espécies, pertencentes a 13 famílias, seguido pelo Lago Polegar que teve uma riqueza de 13 espécies (7 famílias). O Lago Dunas teve uma riqueza de 9 espécies, sendo elas de 9 famílias (Tabela 2).

Em laboratório, no experimento de emergência de propágulos a partir do sedimento, foi registrado um total de 14 espécies de macrófitas aquáticas distribuídas em 10 famílias e 13 gêneros (Tabela 2). O banco de propágulos do Lago Dunas apresentou a maior riqueza de germinação e emergência, com de 11 espécies, sendo ela de 9 famílias. O Lago Polegar teve uma riqueza de 10 espécies, sendo ela de 6 famílias. O Lago Biguás teve uma riqueza de 7 espécies, sendo ela de 6 famílias (Tabela 2). Com isso, pode-se observar que a comunidade presente em campo mostrou-se mais rica do que a presente no banco de propágulos para os Lagos Biguás e Polegar. Já o Lago Dunas apresentou maior riqueza no banco de propágulos do que no monitoramento em campo.

A maioria das espécies e famílias identificadas no presente estudo (Tabela 2), tanto no monitoramento em campo como no banco de propágulos, estão descritas por Rolon et al., (2004); Pedralli et al., (1985) e Irgang e Gastal, (1996) para o estado do Rio Grande do Sul. Ocorreu um gênero, identificado no banco de propágulos (Tabela 2), que não se tem registro em estudos anteriores, *Pithophora sp.*, alga da família Cladophoraceae. Este tem poucos registros para o Brasil, sendo citado por Franceschini et al., (2006), Bicudo, (2014). Sabe-se que esse gênero pode ocorrer em regiões tropicais, subtropicais e temperadas e encontrado em

regiões litorâneas de ambientes do tipo lântico ou semilântico, onde ocorre formando densas massas flutuantes (Bicudo e Menezes, 2005).

Considerando todos os experimentos, emergiram um total de 2897 plântulas entre os três lagos, sendo 803 plântulas do sedimento do Lago Biguás, 761 do Lago Polegar e 1333 do Lago Dunas (Figura 3). As emergências nas bandejas variaram entre 0 e 247 do Lago Biguás, 0 à 437 do Lago Polegar e 0 e 606 do Lago Dunas.

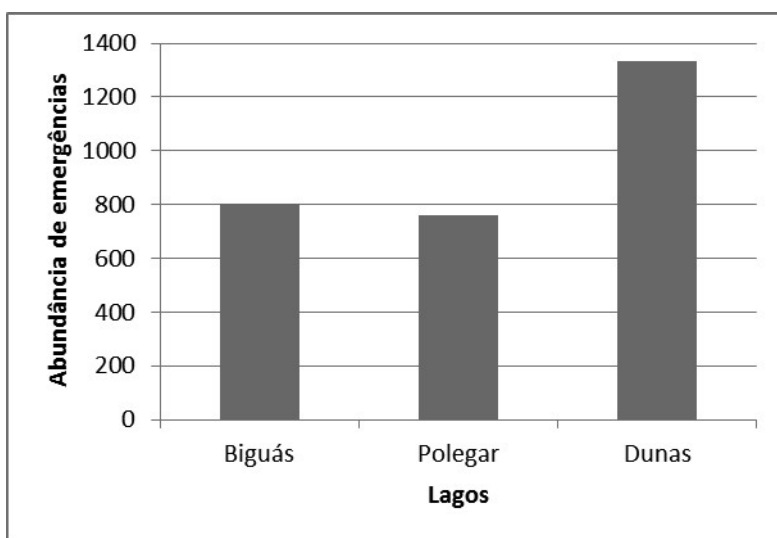


Figura 3. Número total de emergências ocorridas a partir do sedimento dos Lagos Biguás, Polegar e Dunas.

A figura 4 apresenta a porcentagem relativa das espécies entre os lagos. As espécies *Salvinia herzogii* e *Hydrocotyle bonariensis* foram exclusivas do Lago Dunas, assim como *Oxycaryum cubense* e *Cyperus haspan* foram exclusivas do Lago Polegar. Já as espécies *Chara zeylanica*, *Nitella sp.*, *Eleocharis viridans*, *Ludwigia peploides* e *Potamogetum pectinatus* foram encontradas no banco dos três lagos pesquisados. As espécies *Eleocharis viridans*, *Bacopa monnieri* e *Nymphoides indica* ocorreram no banco de propágulos nos Lagos Dunas e Polegar. *Polygonum hydropiperoides* nos Lagos Biguás e Dunas.

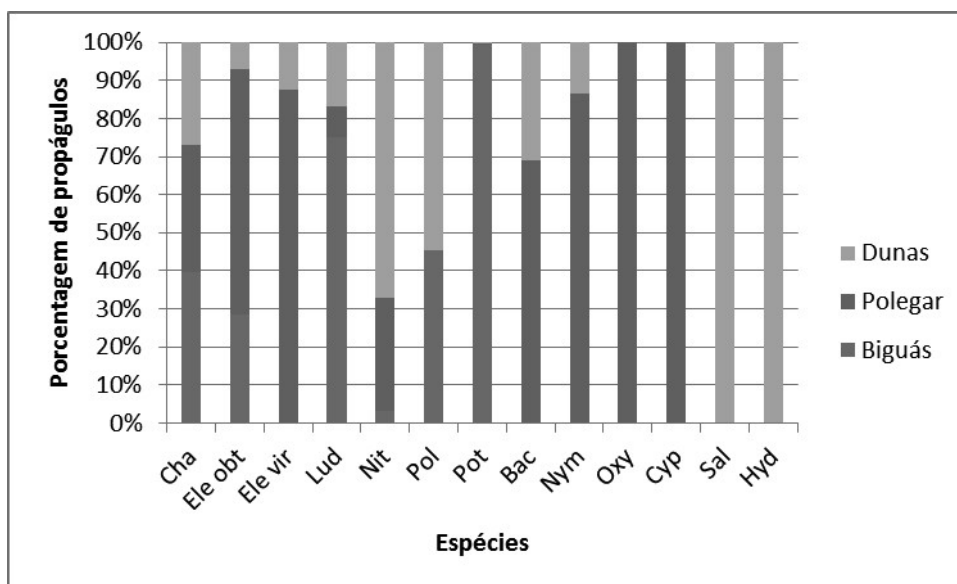


Figura 4. Porcentagem relativa de propágulos de cada espécie nos Lagos Biguás, Polegar e Dunas. Cha- *Chara zeylanica*, Ele obt- *Eleocharis obtusetrigona*, Ele vir- *Eleocharis viridans*, Lud- *Ludwigia peploides*, Nit- *Nitella sp.*, Pol- *Polygonum hydropiperoides*, Pot- *Potamogeton pectinatus*, Bac- *Bacopa monnieri*, Nym- *Nymphoides indica*, Oxy- *Oxycaryum cubense*, Cyp- *Cyperus haspan*, Sal- *Salvinia herzogii* e Hyd- *Hydrocotyle bonariensis*.

O lago Polegar foi descrito em estudos anteriores como ambiente com alta transparência na coluna de água e predominância de macrófitas submersas (Pereira et al., 2012a; Marinho et al., 2009). Foi também descrito como um ambiente com sedimento arenoso e baixas concentrações de nutrientes (Marinho et al., 2015; Furlanetto et al., 2011), baixa produção (Albertoni et al., 2007; Marinho et al., 2009) e baixa concentração de matéria orgânica (Furlanetto et al., 2011), não fornecendo um ambiente favorável para o crescimento de macrófitas flutuantes (Pereira et al., 2012a). Estes resultados são contrastantes com os do presente estudo, que aponta um ambiente eutrofizado, praticamente sem a comunidade de macrófitas submersas em campo e com dominância de fitoplâncton. De acordo com os dados obtidos através da emergência em laboratório, propágulos viáveis de vegetação submersa estão presentes no banco de propágulos no sedimento do lago, com a presença de *Chara zeylanica*, *Nitella sp.* e *Potamogeton pectinatus* (Tabela 2). Isso indica que algum fator ambiental está limitando o crescimento e estabelecimento dessas macrófitas, como aumento da turbidez da água. A maioria das espécies submersas são limitadas por atenuação da radiação e são indicativas de ambientes com baixas concentrações de nutrientes (Scheffer, 1998; Thomaz, 2002; Camargo et al., 2003). Sabe-se que estas espécies são indicadoras e essenciais para a manutenção de águas claras, além de possuírem também um papel chave na regulação da qualidade da água em sistemas aquáticos (Wetzel, 1993; Jeppesen et al., 1998; Scheffer e Jeppesen, 2007; Meerhoff e Jeppesen, 2010; Albertoni et al., 2014).

O Lago Biguás tem característica de presença de diferentes macrófitas aquáticas, onde anteriormente havia um crescimento excessivo de *Nymphoides indica* perto de suas margens e *Pistia stratiotes* (Marinho et al., 2009). No atual estudo o Lago Biguás foi o que apresentou maior riqueza no monitoramento em campo, mas isto não se repetiu quando avaliada a riqueza do banco de propágulos (Tabela 2). O sedimento é mais orgânico e mais rico em nutrientes, devido ao acúmulo de matéria orgânica ao longo dos anos (Furlanetto et al., 2011), o Lago Biguás também recebe grande aporte de dejetos da fossa e caixa de gordura do Restaurante Universitário e prédios ao entorno. Em estudos anteriores descritos por Albertoni et al., (2005), Palma-Silva et al., (2008), também foi analisada a influência das fezes dos Biguás que ali repousavam nas ilhas centrais do lago, causando o aumento de nutrientes e propiciando a sua eutrofização.

Atualmente o Lago Biguás encontra-se eutrofizado (Tabela 1), devido a todos esses fatores descritos, mas com uma grande comunidade de macrófitas submersas dominantes estabelecidas principalmente pelos gêneros *Chara*, *Nitella* e *Potamogetum*. Acredita-se que isso é possível devido a manutenção da retirada de macrófitas flutuantes do lago, possibilitando assim uma maior entrada de luz para estes produtores primários poderem emergir e se estabelecer na coluna d'água. Em laboratório, no banco de propágulos também ocorreu um crescimento grande dos gêneros de *Chara*, *Nitella* e *Potamogetum*. A presença destes gêneros foi registrada anteriormente, estando presentes no estudo de Silva et al., (2015).

O Lago Dunas, de acordo com o seu histórico, apresentava macrófitas submersas predominantes, tais como *Cabomba caroliniana*, *Chara sp.*, *Nitella sp.* e *Potamogeton pectinatus* descritas por Pereira et al., (2012b). Havia sido descrito em estudos anteriores como ambiente com alta transparência na coluna de água e predominância de macrófitas submersas (Pereira et al., 2012a). No presente estudo, o lago encontra-se totalmente tomado por macrófitas flutuantes como *Salvinia herzogii*. Esse lago dentre os estudados é o único que não sofre interferência de retirada de macrófitas flutuantes, impossibilitando assim o estabelecimento de macrófitas submersas devido ao bloqueio da entrada de luz. De acordo com os resultados do índice de estado trófico, o Lago Dunas também se encontra eutrofizado (Tabela 1), porém sem nenhuma aparente interferência antrópica. No banco de propágulos pode-se observar uma abundância altíssima da vegetação submersa como, *Nitella sp.*

totalizado 1240 emergências, indicando que ela está presente no banco do lago, porém sem condições para estabelecimento devido as macrófitas flutuantes dominantes.

O banco de propágulos emergidos em laboratório de maneira geral apresentou uma abundância muito alta de macrófitas submersas como *Chara zeylanica*, *Nitella sp* e *Potamogeton pectinatus*. Provavelmente esta alta abundância pode ser devido à movimentação do sedimento favorecendo a germinação de propágulos antes soterrados e a penetração de luz.

A densidade dos propágulos emergidos dos lagos não teve diferença significativa entre eles ($p= 0,7216$). A Tabela 3 apresenta os valores de média e desvio padrão, assim como os valores máximo e mínimo das densidades de plântulas emergidas em laboratório.

Tabela 3. Valores da média ($\pm DP$), desvio padrão, máximo e mínimo da densidade de propágulos dos Lagos Biguás, Polegar e Dunas.

Lago	Densidade Média ($\pm DP$) (nº.m ⁻²)	Máx	Min
Biguás	2351,90 ($\pm 1496,78$)	4.090,91	630,50
Polegar	2231,67 ($\pm 3070,83$)	7.639,30	190,62
Dunas	3909,09 ($\pm 4362,64$)	9.516,13	205,28

As características abióticas, principalmente turbidez da água (Tabela 1), mostraram-se importantes na estruturação das comunidades em campo, impedindo, em alguns casos, o desenvolvimento de vegetação submersa. Os resultados encontrados mostram-se promissores para avaliação da estrutura do banco de propágulos e dos fatores que podem influir no estabelecimento da vegetação em lagos rasos.

Conforme descrito por Bonis e Grillas, (2002) essas estruturas podem estar presentes no sedimento ou nos restos vegetais, sendo reabastecidos por propágulos que dispersaram da vegetação local ou do entorno que vão compor o banco de propágulo dos lagos. Além de manter no banco de propágulos um determinador da sucessão de propágulos após perturbações (Pakeman e Small, 2005), que podem ser caracterizadas com períodos de secas e enchentes até mesmo pela variação da qualidade da água (Pedro et al., 2006). Com isso, o banco de propágulos, permite a realização da determinação da comunidade macrofítica presente no sedimento destes, além de possibilitar o retorno de espécies que por algum

distúrbio no ecossistema pode ter acarretado no desaparecimento temporário de determinada macrófita. Estudos realizados sobre o banco de propágulos presente no sedimento é uma importante ferramenta para realização de pesquisas a partir do histórico existente.

CONCLUSÕES

O banco de propágulos presente no sedimento dos lagos apresenta uma alta diversidade de espécies, totalizando 14 espécies de macrófitas aquáticas distribuídas em 10 famílias e 13 gêneros, com maior representatividade pelos gêneros *Chara*, *Nitella* e *Potamogetum*. A similaridade entre propágulos emersos em laboratório e a composição da comunidade em campo variou, mostrou-se pouco similares, assim como a similaridade do atual estudo com anterior, provavelmente algum fator fisiológico (limitação à oxigênio, temperatura e/ou luz) que desencadeia a dormência pode ter impedido algumas plantas de emergirem. O Índice de Estado Trófico (IET) com valores de fósforo indica que os três lagos encontram-se eutrofizados. Porém com diferentes estados alternativos estáveis, com representatividade dos três estados, sendo de macrófitas dominantes no Lago Biguás, fitoplâncton dominante no Lago Polegar e Macrófita flutuante no Lago Dunas.

REFERÊNCIAS

- Albertoni, E.F., Palma-Silva, C., Trindade, C.R.T., Furlanetto, L.M., 2014. Field evidence of the influence of aquatic macrophytes on water quality in a shallow eutrophic lake over a 13-year period. *Acta Limnol. Bras.* 26, 176-185.
- Albertoni, E.F., Palma-Silva, C., Veiga C.C., 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associada às macrófitas aquáticas *Nymphoides indica* e *Azolla filliculoides* em dois lagos subtropicais (Rio Grande, RS, Brasil). *Acta Biol. Leop.* 27, 137-145.
- Albertoni, E.F., Prellvitz, L.J., Palma-Silva, C., 2007. Macroinvertebrate fauna associated with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (south Brazil). *Braz. J. Biol.* 67, 499-507.
- Alvez, E.U., Andrade, L. A. Barros, H.H.A., Gonçalves, E.P., Alves, A.U., Gonçalves, G.S., Oliveira, L.S.B., Cardoso, E.A., 2008. Substrate for tests of seedlings emergency and seed vigor of *Erythrina velutina* Willd., Fabaceae. *Semina: Ciênc. Agrár.* 29, 69-82.
- 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, J.P., Berendse, F., 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends Ecol. Evol.* 13, 63-68.
- Barros, M., 1960. Las ciperáceas del Estado de Santa Catarina. *Sellowia.* 12, 181-448.
- Baumgarten, M.G.Z., Rocha, J.M.B., Niencheski, L.F.H., 1996. Manual de análises em Oceanografia Química. Editora da FURG, Rio Grande, pp. 132.
- Bekker, R.M., Lammerts, E.J., Schutter, A., Grootjans, A.P., 1999. Vegetation development in dune slacks: the role of persistent seed banks. *J. Veg. Sci.* 10, 745-754.

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

Bicudo, C.E.M., 2014. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 38: Chlorophyceae (Tetrasporales e Siphonocladales). Hoehnea. 41, 337-343

Bonis, A., Grillas, P., 2002. Deposition, germination and spatio-temporal patterns of charophyte propagule banks: a review. Aquatic Bot. 72, 235-248.

Camargo, A.F.M., Pezzato, M.M, Henry-Silva, G.G., 2003. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S.M., Bini, L.M., (Eds.), Ecologia e manejo de macrófitas. UEM, Maringá, pp. 59-83.

CETESB, 2007. Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo: 2006. São Paulo.

Coops, H., Doef, R.W., 1996. Submerged vegetation development in two shallow, eutrophic lakes. Hydrobiologia. 340, 115-120.

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

Duarte, G.S.V., Pott, V.J., Lemke, A.P., Suárez, Y.R., 2015. Efeito das características ambientais sobre a riqueza e composição de macrófitas aquáticas em córregos urbanos. Ciência e Natura. 37, 74-94.

Ellstrand, N.C., Elam, D.R., 1993. Population genetic consequences of small population size: implications for plants conservation. Annu. Rev. Ecol. Syst. 24, 17-242.

Esteves, F.A., 1998. Fundamentos de Limnologia. Interciência, Rio de Janeiro.

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

Falk, D.A., Holsinger K.E., 1991. Genetics and conservation of rare plants. Oxford university press, New York.

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

Forzza, R.C., Leitman, P.M., Costa, A.F., Carvalho, Jr. A.A., Peixoto, A.L., Walter, B.M.T., Bicudo, C., Zappi, D., Costa, D.P., Lleras, E., Martinelli, G., Lima, H.C., Prado, J., Stehmann, J.R., Baumgratz, J.F.A., Irani, J.R., Sylvestre, L., Maia, L.C., Lohmann, L.G., Queiroz, L.P., Silveira, M., Coelho, M.N., Mamede, M.C., Bastos, M.N.C., Morim, M.P., Barbosa, M.R., Menezes, M., Hopkins, M., Secco, R., Cavalcanti, T.B., Souza, V.C. (2010). Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/PrincipalUC/PrincipalUC.do?jsessionid=10FE76F2E61DD4BE4445A07C5B6CD8C7#CondicaoTaxonCP>. Acessado em 2 de Agosto de 2016.

Fowler, J.A.P., Bianchetti, A., 2000. Dormência em sementes florestais. Colombo:EMBRAPA-Florestas, doc. 40.

Franceschini, I.M., Coelho, G., Cortez, V.G., Reck, M.A., 2006. Interesting occurrences of filamentous freshwater algae in Porto Alegre, Rio Grande do Sul state, Southern Brazil. BIOCÊNCIAS. 14, 19-26.

Furlanetto, L.M., Marinho, C.C., Palma-Silva, C., Albertoni, E.F., Figueiredo-Barros, M.P., Esteves, F.A., 2011. Methane levels in shallow subtropical lake sediments: Dependence on the trophic status of the lake and allochthonous input. Limnologia. 42, 151-155.

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

Gross, K.L., 1990. A Comparison of Methods for Estimating Seed Numbers in the Soil. J. Ecol. 78, 1079-1093.

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

Irgang, B.E., Gastal Jr., C.V.S., 1996. Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS. UFRGS, Porto Alegre.

Jenkins, D., 2000. Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities. *Aquatic Ecol.* 34, 3-8.

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., Søndergaard, M.A., Søndergaard, M., Chistoffersen, K., 1998. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer Verlag, New York.

Kalamees, R. Püssa, K. Zobel, K. Zobel, M., 2012. Restoration potential of the persistent soil seed bank in successional calcareous (alvar) grasslands in Estonia *Appl. Veg. Sci.*, 15, 208-218.

Klein, A.H.F., 1998. Clima regional. In Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J.P., (Eds.), Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. *Ecoscientia*, Rio Grande, pp. 5-7.

Kraulec, F., Kaplan, Z., 1994. Diversity of *Potamogeton* species during 21 years of succession in a new water reservoir. *Prestia.* 66, 237-241.

Królikowska, J., 1997. Eutrophication process in a shallow, macrophyte-dominated lake – species differentiation, biomass and the distribution of submerged macrophytes in Lake Luknajno (Poland). *Hydrobiologia.* 342, 411-416.

Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L., 1989. Ecology of soil seed banks. Academic Press Inc., San Diego, California.

Mackereth, J.F.H., Heron, J., Talling, J. F., 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biology. Association. Londres.

Madsen, J.D., Smith, D.H., 1997. Vegetative spread of Eurasian watermilfoil colonies. J. Aquatic Plant Manag. 35, 63–68.

Madsen, J.D., Smith, D.H., 1999. Vegetative spread of dioecious Hydrilla colonies in experimental ponds. J. Aquatic Plant Manag. 37, 25–29.

Marinho, C.C., Palma-Silva, C., Albertoni, E.F., Esteves, F.A., 2015. Emergent macrophytes alter the sediment composition in a small, shallow subtropical lake: implications for methane emission. American Journal of Plant Sciences. 6, 315-322.

Marinho, C.C.; Palma-Silva, C.; Albertoni, E.F.; Trindade, C.R.T., Esteves, F.A., 2009. Seasonal dynamics of methane in the water column of two subtropical lakes differing in trophic status. Braz. J. Biol., 69, 281-287.

Meerhoff, M., Jeppesen, E., 2010. Shallow lakes and ponds. In Likens, G.E., (Eds.) Lake ecosystem ecology. Elsevier, San Diego, pp. 343-353.

Meijer, M. L., Hosper, H., 1997. Effects of biomanipulation in the large and shallow Lake Wolderwijd, The Netherlands. Hydrobiologia, 342, 335-349

Milberg, P., 1995. Banco de sementes de solo após 18 anos de sucessão de pastagem para floresta. Oikos. 72, 3-13.

Pakeman, R.J., Small, J.L., 2005. The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap generation. J. Veg. Sci. 16, 121-130.

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

Palma-Silva, C., Marinho, C.C., Albertoni E.F., Giacomini, I.B., Barros, M.P.F., Furlanetto L.M., Trindade C.R.T., Esteves, F.A., 2013. Methane emissions in two small shallow neotropical lakes: The role of temperature and trophic level. *Atmos. Environ.* 81, 373-379.

Pedralli, G., Irgang, B.E., Pereira, C.P., 1985. Macrófitas aquáticos do município de Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. *Agros* 20, 45-52.

Pereira, S.A., Trindade, C.R., Albertoni, E.F., Palma-Silva, C., 2012b. Aquatic macrophytes of six subtropical shallow lakes, Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List*. 8, 187-191.

Pereira, S.A., Trindade, C.R.T., Albertoni E. F., Palma-silva, C., 2012a. Aquatic macrophytes as indicators of water quality in subtropical shallow lakes, Southern Brazil. *Acta Limnol. Bras.* 24, 52-63.

Roberts, H.A., 1981. Seed Banks in Soils. *Advances in Applied Biology*. 6, 1-55.

Rodrigo, M.A., Rojo, C., Alonso-Guillén, J.L., Vera, P., 2013. Restoration of two small Mediterranean lagoons: the dynamics of submerged macrophytes and factors that affect the success of revegetation. *Ecol. Eng.* 54, 1-15.

Rolon, A.S., Lacerda, T., Maltchik, L., Irgang, B.E., 2004. Levantamento de macrófitas aquáticas em áreas úmidas do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Limnol. Leop.* 26, 17-35.

Rybicki, N.B., Mcfarland, D.G., Ruhl, H.A., Reel, J.T., Barko, J.W., 2001. Investigations of the availability and survival of submersed aquatic vegetation propagules in the tidal Potomac River. *Estuaries*. 24, 407-424.

Scheffer, M., 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman and Hall, Londres.

Scheffer, M., Jeppesen, E., 2007. Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems*. 10, 1-3.

Schuab, S.R.P., Braccini, A.L., Neto, J.B.F., Scapim, C.A., Meschede, D.K., 2006. Potencial fisiológico de sementes de soja e sua relação com a emergência das plântulas em campo. *Acta Sci. Agron.* 28, 553-561.

Silva, J.S., Albertoni, E.F., Palma-Silva, C., 2015. Temporal variation of phytophilous Chironomidae over a 11-year period in a shallow Neotropical lake in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 742, 129-140.

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

Souza, V.C., Lorenzi, H., 2008. *Botânica Sistemática: guia de ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II.* 2 ed. Instituto Plantarum, São Paulo.

Sponchiado, M., Schwarzbald, A., 2008. Influência da macrófita aquática *Luziola peruviana* na dinâmica de um ecossistema de açude raso. In: *Anais do Seminário de Estudos Limnológicos em Clima Subtropical*, Rio. Grande.

Stansfield, J. H., Perrow M.R., Tench L.D., Jowitt A.J.D., Taylor A.A.L., 1997. Submerged macrophytes as refuges for grazing Cladocera against fish predation: observations on seasonal changes in relation to macrophyte cover and predation pressure. *Hydrobiologia*. 342, 229-240.

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

Thomaz, S.M., 2002. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha*. 20, 21-33.

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

Trindade, C.R.T., Pereira, S.A., Albertoni, E.F., Palma-Silva, C., 2010. Caracterização e Importância das Macrófitas Aquáticas com Ênfase nos Ambientes Límnicos do Campus Carreiros - Furg , Rio Grande , Rs. *Cadernos de Ecologia Aquática*. 5, 1–22.

Tuckett, R.E., Merrit, 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.

Valderrama, J.C., 1981. The simultaneous analisys of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*. 10,109-122.

Valkó, O. Török, P. Tóthmérész, B. Matus, G., 2011. Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: can restoration be based on local seed banks? *Restor. Ecol.*, 19, 9-15.

Votto, A.P., Gomes JR., A., Bugoni, L., Pereira JR., J. 2006. Sazonalidade da avifauna. *Estudos de Biologia*. 28, 45-55.

Xiao, C., Guihua Liu, G., 2013. The relationship of seed banks to historical dynamics and reestablishment of standing vegetation in an aquaculture lake. *Aquatic Bot.* 108, 48-54.

Wetzel, R.G., 1993. *Limnologia*. 2ª ed. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

Zammit, C., Zedler, P.H., 1994. Organization of the soil seed bank in mixed chaparral. *Vegetatio*.111, 1-16.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

As macrófitas aquáticas são importantes na manutenção dos ecossistemas por apresentarem alta produtividade além de aumentarem a qualidade e transparência da água, como no caso das submersas. Estas podem ser encontradas em ambientes de lagos rasos, que podem apresentar em seu sedimento um rico banco de propágulos, que possibilita o retorno de espécies que por algum distúrbio no ecossistema tenham desaparecido. A metodologia de emergência de plântulas foi eficaz na determinação da composição do banco de propágulos, assim como já comprovado por outros estudos. A composição de macrófitas deste estudo apresentou pouca semelhança com registros anteriores. Algumas dificuldades metodológicas foram observadas quanto a determinação das mudas, uma vez que não há registros e guias taxonômicos para identificação de plântulas. Pesquisas futuras poderiam contribuir para maior conhecimento sobre identificação de plântulas através do desenvolvimento de um guia com ilustrações e chave de identificações de plântulas. Outras perspectivas de estudo serão aprofundar estudos sobre as condições que facilitam a germinação em campo, e as interações entre as espécies presentes.