

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

MARIA DO SOCORRO MEIRELES DE DEUS

**Composição florística e banco de sementes das comunidades de macrófitas
aquáticas em afloramentos hídricos no semiárido**

Maringá, PR
2016

MARIA DO SOCORRO MEIRELES DE DEUS

**Composição florística e banco de sementes das comunidades de macrófitas
aquáticas em afloramentos hídricos no semiárido**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ecologia de Ambientes Aquáticos
Continentais do Departamento de Biologia, Centro
de Ciências Biológicas da Universidade Estadual
de Maringá, como requisito parcial para obtenção
do título de Doutor em Ciências Ambientais.
Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz

Maringá, PR
2016

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

D486c

Deus, Maria do Socorro Meireles de, 1959-

Composição florística e banco de sementes das comunidades de macrófitas aquáticas em afloramentos hídricos no semiárido / Maria do Socorro Meireles de Deus.-- Maringá, 2016.

72 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2016.

Orientador: Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz.

1. Macrófitas aquáticas - Comunidades, Ecologia de - Composição florística - Piauí - Brasil - Região Nordeste. 2. Macrófitas aquáticas - Comunidades, Ecologia de - Banco de sementes - Piauí - Brasil - Região Nordeste. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -581.76098122
NBR/CIP - 12899 AACR/2

MARIA DO SOCORRO MEIRELES DE DEUS

Composição florística e banco de sementes das comunidades de macrófitas aquáticas em afloramentos hídricos no semiárido

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz
Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Liliana Rodrigues
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Dr.^a. Luzia Cleide Rodrigues
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof.^a Dr.^a. Gardene Maria de Sousa
Universidade Federal do Piauí (UFPI)

Prof. Dr. Francisco Soares Santos Filho
Universidade Estadual do Piauí (UESPI)

Aprovada em: 27 de julho de 2016.

Local de defesa: Auditório, Departamento de Biologia, SG-01, Centro de Ciências da Natureza, *campus* Ministro Petrônio Portella, Universidade Federal do Piauí, Teresina, Brasil.

**Dedico esse trabalho à minha família,
pelo apoio durante mais essa jornada.**

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a **Deus** por permitir mais essa conquista na minha vida. Agradeço aos professores do PEA (Dr.^a Claudia C. Bonecker, Dr. Luiz Carlos Gomes, Dr. Sidinei Magela Thomaz, Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues, Dr.^a Andréa Bialezki, Dr.^a Alice M. Takeda, Dr.^a Evanilde Benedito, Dr.^a Maria Conceição de Sousa, Dr. Nadson Ressayé Simões da Silva, Dr. Rodrigo Fernandes, Dr. Horácio Júnior e Dr. Fábio A. Lansac-Tôha), pelas aulas ministradas e pelo conhecimento adquirido na área de ecologia. Agradeço em especial ao meu orientador professor Dr. Sidinei Magela Thomaz, pela orientação e por dedicar parte de seu tempo para dividir comigo um pouco de seu conhecimento. Agradeço aos técnicos e estagiários do Laboratório de Limnologia da UEM, pela valiosa colaboração nas análises química da água e aos colegas do Laboratório de Macrófitas Aquáticas da UEM (Eduardo Cunha, Fabiele Mucio, Mário Sérgio Dainez, Emanuel Giovanni Cafofo e Douglas Costa), pela ajuda na realização dos experimentos e nas análises estatísticas. Agradeço aos amigos de DINTER UEM/UFPI (Leomá Matos, Romildo Soares, Victor Meireles, Marcelo de Sousa, João Marcelo, Paulo César, Eliesé Idalino e Arthur Henrique) pela companhia em todo esse tempo de doutorado. Agradeço aos professores do curso de Ciências Biológicas (Ana Paula, João Marcelo, Márcia, Maria Carolina e Paulo Cesar) que me ajudaram em momentos fundamentais, de formas diferentes, para a construção desse trabalho. Agradeço também aos alunos do Curso de Ciências Biológicas (Francisco Antônio, Eduardo, Natanael, Jucilene, Antônio Adriano, Leonides, Janaina, Regizaldo, Louridania, João Gabriel e Érik) pela ajuda nas coletas de campo e nas análises do material em laboratório. Agradeço aos professores que foram fundamentais para a viabilização do DINTER (UEM/UFPI), Dr.^a Gardene Maria de Sousa, Dr. Romildo Soares, Me. Janete Paranhos, Dr.^a Claudia Bonecker e Dr.^a Liliana Rodrigues. Aos professores Dra. Joana Vali Pott e Dr. Marcos Otávio Dias Pivari, pela colaboração na identificação taxonômica das plantas. Agradeço também ao Programa de Excelência Acadêmica – PROEX/CAPES, pela ajuda financeira para a compra de material de consumo para a realização dos experimentos da Tese. Agradeço a minha família pelo apoio. Sem vocês não teria chegado até aqui. Meu muito obrigada a todos que de alguma forma contribuíram para a concretização desse sonho.

**...Caiam mil homens à tua esquerda e dez mil à tua direita: tu não serás atingido.
Porém, verás com teus próprios olhos, contemplarás o castigo dos pecadores, porque o Senhor é teu refúgio...**

(SALMO 90: 7-9)

Composição florística e banco de sementes das comunidades de macrófitas aquáticas em afloramentos hídricos no semiárido

RESUMO

As macrófitas aquáticas são plantas essenciais às funções ecológicas dos ambientes aquáticos, dando sustentabilidade a um elevado número de organismo. Os objetivos foram (i) avaliar a composição e distribuição de macrófitas aquáticas em afloramentos hídricos na região do semiárido nordestino e (ii) averiguar se o banco de sementes do sedimento é o responsável pelo restabelecimento da vegetação aquática desses locais. As coletas foram realizadas em ambientes, lóticos (N= 2) e lênticos (N= 7) no ano de 2014. Em cada um dos diferentes ambientes foram realizadas três amostragens em diferentes pontos. Em cada ponto, foi utilizado um quadrado de 1m x 1m posicionado a cada 2m ao longo de um transecto, e as espécies localizadas no interior do quadrado foram registradas. Amostras de solo foram coletadas para a posterior germinação do banco de sementes. Os seguintes parâmetros abióticos da água foram mensurados *in situ* em cada ponto: valores de transparência do disco de Secchi, condutividade, nitrogênio e fósforo total. Para ambos os dados, amostrados *in situ* e também do banco de sementes foram realizadas as seguintes análises estatísticas. Para a riqueza de espécies foram utilizadas curvas de acumulação de espécies. A variação na composição de espécies entre os locais amostrados foi medida utilizando-se um escalonamento multidimensional métrico (MDS) e variação na composição de espécies entre os locais amostrados, em função das variáveis ambientais, por uma Análise Canônica de Coordenadas Principais. Foram realizadas regressões lineares tendo a riqueza de espécies como variável resposta e as variáveis ambientais como preditoras, para os dados amostrados *in situ*. Foram registradas 49 espécies, pertencentes a 22 famílias e 39 gêneros. A riqueza de espécies foi explicada pela profundidade, percentual de radiação no sedimento, tipo de ambiente e índice da matriz. A mudança na composição de espécies foi explicada principalmente pelo tipo de ambiente amostrado, índice de caracterização da matriz e condutividade. A riqueza e composição de espécies variam entre ambientes lênticos e lóticos. As características físicas e químicas são importantes para determinar a riqueza e composição da flora aquática desses ambientes. O banco de sementes não explica inteiramente a composição das assembleias de macrófitas dos ambientes estudados.

Palavras-chave: Flora aquática. Ambientes lênticos e lóticos. Áreas antropizadas. Riqueza de espécies.

Floristic composition and seed bank of aquatic macrophytes communities in water outcrops in the semiarid

ABSTRACT

The macrophytes plants are critical to the ecological functions of aquatic environments, giving sustainability to a large number of organism. The objectives were: (i) to evaluate the composition and distribution of macrophytes in water outcrops in the northeastern semi-arid region and (ii) determine whether the sediment seed bank is responsible for the restoration of aquatic vegetation of these places. Samples were collected in environments lotic (N = 2) and lentic (N = 7) in the year 2014. In each of the different environments were three samples at different points. And each point was used a square of 1m x 1m positioned each 2m along a transect and species located inside the square were recorded. Soil samples were collected for subsequent germination of the seed bank. The following abiotic water parameters were measured in situ at each point: transparency values of secchi disc, conductivity, nitrogen and phosphorus. The following statistical analyzes were performed for both data sampled in situ and the seed bank. For species richness, species accumulation curves were used. The variation in species composition between sampling sites was measured using a metric multidimensional scaling (MDS) and variation in species composition between sampling sites, according to environmental variables, by Canonical Analysis Coordinates Main. Was performed linear regressions with the species richness as the response variable and environmental variables as a predictor for the sampled in situ data. They recorded 49 species belonging to 22 families and 39 genera. The depth, radiation percentage in the sediment, environment type and the array index, explained species richness. The type of environment sampled, characterization array index and conductivity mainly explained the change in species composition. The richness and species composition vary between lentic and lotic environments, physical and chemical characteristics are important to determine the richness and composition of aquatic flora of these environments. The seed bank does not fully explain the composition of macrophytes meetings of the studied environments.

Keywords: Aquatic flora. Lentic and lotic environments. Disturbed areas. Species richness

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Brazilian Journal of Botany*. Disponível em: link.springer.com/journal/40415

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	10
REFERÊNCIAS.....	15
2 ASSEMBLEIAS DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS E SUA RELAÇÃO COM FATORES ABIÓTICOS NO SEMIÁRIDO NORDESTINO.....	17
RESUMO.....	17
ABSTRACT.....	18
2.1 INTRODUÇÃO.....	19
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	23
2.2.1 Área de estudo.....	23
2.2.2 Amostragem.....	28
2.2.3 Análises estatísticas.....	30
2.3 RESULTADOS.....	33
2.4 DISCUSSÃO E CONCLUSÃO.....	43
REFERÊNCIAS.....	49
3 SIMILARIDADE ENTRE ASSEMBLEIA DE MACRÓFITAS E BANCO DE SEMENTES EM AMBIENTES AQUÁTICOS SEMIÁRIDOS.....	54
RESUMO.....	54
ABSTRACT.....	55
3.1 INTRODUÇÃO.....	56
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	59
3.2.1 Área de estudo.....	59
3.2.2 Amostragem.....	59
3.2.3 Análises estatísticas.....	61
3.3 RESULTADOS.....	63
3.4 DISCUSSÃO E CONCLUSÃO.....	68
REFERÊNCIAS.....	71
4 CONCLUSÃO GERAL.....	74

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os ambientes lênticos de pequeno porte apresentam uma grande diversidade de espécies, no entanto, estas estão suscetíveis a distúrbios devido à reduzida dimensão dos *habitats* onde vivem ou ao ciclo de vida curto, como as que compõem o fitoplâncton. As macrófitas aquáticas são plantas essenciais às funções ecológicas dos ambientes aquáticos, dando sustentabilidade a um elevado número de organismos, diminuindo a turbulência das águas, sedimentando os materiais em suspensão, principalmente em locais onde a mata ciliar foi suprimida. Apresentam grande capacidade de adaptação à diferentes fatores ambientais e amplitude ecológica, habitando ambientes variados desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos, de água doce, salobra e salgada, ambientes de água estacionária e corrente. Desta forma, incluem vegetais desde macroalgas até plantas vasculares (Moura et al. 2009).

Entre as funções ecológicas mais importantes das macrófitas encontram-se a estabilização de sedimentos, estocagem e ciclagem de nutrientes, delimitação do crescimento excessivo do fitoplâncton, além de fazerem parte da cadeia alimentar de um número considerável de organismos herbívoros. Elas também são utilizadas como *habitat* para uma variedade de indivíduos aquáticos, incluindo peixes, zooplâncton e macroinvertebrados (Hoehne, 1948; Clark et al. 1981; Esteves e Camargo, 1986; Petre, 1987; Muthuri e Kinyamario, 1989; Horne e Goldman, 1994; Gaur et al. 1994; Thomaz e Bini, 1998; Esteves, 1998; Pedralli, 1999; Bianchini Jr. et al. 2002; Henry-Silva e Camargo, 2003; Pompêo, 2008, Biudes et al. 2008, Henry-Silva et al. 2010; Hicks e Frost, 2011; Pereira et al. 2012).

Algumas formas de vida, como as macrófitas aquáticas anfíbias, emergentes, submersas fixas e flutuantes fixas, são sedentárias, acumulam poluentes, são relativamente bem conhecidas taxonomicamente, resistem à manipulação e transporte, são de fácil

manutenção e coleta, e por essas razões são úteis como bioindicadores da qualidade da água em ambientes lênticos e lóticos (Pedralli, 2003).

Entre os trabalhos realizados sobre a aplicação das macrófitas aquáticas como bioindicadores, Pedralli (2003) analisou áreas úmidas de quatro bacias hidrográficas de Minas Gerais, nas quais identificou a presença de espécies como *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Ipomoea carnea* ssp. *fistulosa*, *Hedychium coronarium*, *Ceratophyllum demersum*, *Salvinia auriculata*, *Pontederia cordata* var. *cordata*, *Sagittaria montevidensis*, *Pennisetum purpureum*, *Paspalum conspersum*, *Echinodorus grandiflorus*, *Cyperus* spp., *Typha* spp. e *Polygonum* spp., indicando de forma geral, que a água é de baixa qualidade por apresentar elevadas concentrações de nutrientes, e que os usos podem estar comprometidos. Essa situação é mais crítica nas usinas hidrelétricas (UHEs), onde foi observado que a ocorrência dessas espécies está diretamente relacionada à progressiva eutrofização do reservatório, situação vivenciada em outras regiões do país (Pedralli, 2003).

Análises da qualidade da água e da diversidade de macrófitas realizadas em lagoas no Japão, utilizadas para irrigação, mostraram que a diversidade de formas de crescimento como, macrófitas de folhas flutuantes, submersas e emergentes está inversamente relacionada com a turbidez e concentração de nutrientes, e que macrófitas submersas são as mais afetadas pela qualidade da água. Esses efeitos negativos estão diretamente relacionados com o uso dessas lagoas, bem como com o processo de urbanização em torno delas (Akasaka et al. 2010). A capacidade que as macrófitas aquáticas possuem para colonizar ambientes aquáticos, com diferentes características físicas e químicas, está relacionada com suas adaptações morfofisiológicas. Outros fatores diretamente relacionados com a distribuição, crescimento e riqueza de espécies de macrófitas aquáticas, são a concentração de nutrientes e a radiação subaquática (Thomaz et al. 1999).

Além da eutrofização, a geomorfologia, a profundidade, a direção dos ventos e distribuição de nutrientes também afetam as comunidades de macrófitas. Estudos realizados no lago Võrtsjärv na Estônia, por exemplo, mostraram que as macrófitas de folhas flutuantes foram as mais afetadas pelo fator profundidade e as macrófitas emergentes pelas variações das características físicas e químicas da água (Feldmann e Nöges, 2007).

A interferência humana nos corpos d'água provoca alterações nas características abióticas dos ambientes aquáticos, provocando a depreciação da quantidade e qualidade da água dos mananciais e o comprometimento da fauna e flora a eles associadas. As adições de nutrientes, através de lançamentos de efluentes domésticos e industriais, ou por drenagens de áreas agrícolas, permitem o aumento de substâncias tais como fosfato, amônia e nitrato, que, em geral, são encontradas em baixas concentrações nos ambientes aquáticos. Como consequência, o aumento da disponibilidade de nutrientes provoca desequilíbrio, acelerando assim o crescimento da vegetação aquática indesejável (Esteves e Barbosa, 1986; Esteves, 2011).

A busca pelo conhecimento dos aspectos ecológicos das comunidades de macrófitas aquáticas analisando quais são os principais fatores que afetam o estabelecimento dessas plantas, vem resultando em um número considerável de estudos abordando a distribuição das espécies de macrófitas aquáticas, suas abundâncias, biomassa e densidade. Entender esses aspectos, e como as diferentes espécies de macrófitas respondem a estes, é de grande importância para a sua utilização como bioindicadoras no monitoramento da poluição das águas, no seu controle onde o crescimento excessivo é indesejável e no manejo e recuperação de áreas degradadas (Ali et al. 1999; Camargo et al. 2003; Pedralli, 2003).

As espécies de macrófitas aquáticas usualmente se alteram ao longo de gradientes de profundidade, um padrão conhecido como zonação. Em regiões húmidas semipermanentes, por exemplo, a profundidade da água raramente é constante ao longo do tempo. Grandes

flutuações são observadas no nível da água entre as estações do ano, e a duração dos períodos de seca e inundação pode ser tão importante para o estresse da vegetação quanto a profundidade da água (Brownlow et al. 1994).

A recolonização dessas áreas após o período de seca, na maioria dos casos depende dos bancos de sementes, principalmente naquelas que estão a grandes distâncias uma da outra, o que dificulta a dispersão das espécies entre as áreas (Brock, 1998). Estudos realizados sobre banco de sementes têm demonstrado que a composição de espécies da vegetação acima do solo às vezes difere muito dos bancos de sementes. Por isso, os bancos de sementes de regiões húmidas podem não refletir a composição da vegetação permanente (Van der Valk, 1981; Smith e Kadlec, 1983; Wilson et al. 1993).

No semiárido do Nordeste Brasileiro, corpos d'água, como rios temporários, açudes, pequenas lagoas e áreas de várzeas que se transformem pequenos pântanos no período de chuva estão submetidos a uma grande variação anual no regime de água, o que leva a maioria desses corpos d'água perderem todo seu potencial hídrico durante o período de estiagem. Essas condições de estresse hídrico provocam a eliminação da vegetação aquática nesses ambientes durante o período de seca. O objetivo desse estudo foi avaliar a composição e distribuição de macrófitas aquáticas em afloramentos hídricos na região do semiárido nordestino, suas relações com as características físicas e químicas da água e alterações provocadas pelo grau de trofia dos ambientes. Além disso, foi investigado se o banco de sementes do sedimento é responsável pelo restabelecimento da vegetação aquática. As hipóteses testadas foram que: i) na região do semiárido a riqueza e composição da flora de macrófitas podem ser explicados por fatores físicos e químicos da água; ii) o grau de antropização reduz a diversidade de espécies e muda a composição da flora aquática; iii) o banco de sementes deixado pela vegetação do período de cheia é responsável pela recolonização dessas áreas.

Esta tese foi estruturada em duas abordagens, sendo a primeira a amostragem das assembleias de macrófitas aquáticas de nove ambientes hídricos, dois lóticos e sete lênticos, nos municípios de Picos, Geminiano, Itainópolis e Sussuapara, no estado do Piauí, além das análises física e química da água desses ambientes. Os dados obtidos demonstraram que a riqueza e composição de espécies variam entre ambientes lênticos e lóticos e que índice da matriz, tipo de ambiente e condutividade são os principais fatores que explicam a composição das assembleias.

Para a segunda abordagem foi realizado experimento com sedimentos coletados em três dos nove locais de amostragem das assembleias de macrófitas, onde foi avaliado o potencial do banco de sementes, formado no sedimento desses ambientes, para a recolonização da vegetação aquática. Os dados obtidos demonstraram que o banco de sementes difere das comunidades no campo.

REFERÊNCIAS

- Akasaka M, Takamura N, Mitsuhashi H, Kadono Y. (2010) Effects of land use on aquatic macrophyte diversity and water quality of ponds. *Freshwater Biology*55: 909-922. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02334.x
- Ali MM, Murphy KJ, Abernethy VJ (1999) Macrophyte functional variables versus species assemblages as predictors of trophic status in flowing waters. *Hydrobiologia*415: 131-138. doi: 10.1007/978-94-017-0922-4_19
- Brock MA (1998) Are temporary wetlands resilient? Evidence from seed banks of Australian and South African wetlands. In: McComb AJ and Davis JA (Eds), *Wetlands for the Future: Contributions from INTECOL's V International, Wetlands Conference*. Gleneagles Publishing, Adelaide pp 193–206
- Brownlow MD, Sparrow AD, Ganf GG (1994) Classification of water regimes in systems of fluctuating water level. *Aust. J. Mar. Fresh. Res.* 45: 1375–1385
- Camargo AFM, Pezzato MM, Henry-Silva GG (2003) Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: Thomaz SM, Bini LM (eds.) *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas Maringá*, Eduem, pp 59-84
- Esteves FA (2011) Gênese dos ecossistemas lacustres. In: Esteves FA (coord.) *Fundamentos de Limnologia*. Interciência/FINEP. 3ed. Rio de Janeiro, pp 83-112
- Esteves FA, Barbosa FAR (1986) Eutrofização artificial: a doença dos lagos. *Ciência Hoje*, 5: 56-61
- Feldmann T, Nõges P (2007) Factors controlling macrophyte distribution in large shallow Lake Võrtsjärv. *Aquatic Botany*, 87: 15-21. doi:10.1016/j.aquabot.2007.01.004
- Hicks AL, Frost PC (2011) Shifts in aquatic macrophyte abundance and community composition in cottage developed lakes of the Canadian Shield. *Aquatic Botany*, 94: 9-16. doi: 10.1016/j.aquabot.2010.09.005
- Moura MAM, Franco DAS, Matallo MB (2009) Manejo integrado de macrófitas aquáticas. *Divulgação técnica, Biológico*, 71: 77-82.

Pedralli G (2003) Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: Thomaz SM, Bini LM (eds.) *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas* Maringá, Eduem, pp 171-188

Smith LM, Kadlec JA (1983) Seed banks and their role during drawdown of a North American marsh. *J Applied Ecol.* 20:673-684. doi: 10.2307/2403534

Thomaz SM, Bini LM, Souza MC, Kita KK, Camargo AFM (1999) Aquatic macrophytes of Itaipu reservoir, Brazil: Survey of species and ecological considerations. *Braz. Arch. Biol. Technol.*42: 15-22. doi: 10.1590/S1516-89131999000100003

Van Der Val AG (1981) Succession in wetlands: a Gleasonian approach. *Ecology* 62: 688-696. doi: 10.2307/1937737

Wilson SD, Moore DJ, Keddy PA (1993) Relationships of marsh seed banks to vegetation patterns along environmental gradients. *Freshwater biology*, 29: 361-37. doi: 10.1111/j.1365-2427.1993.tb00770.x

2 ASSEMBLEIAS DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS E SUA RELAÇÃO COM FATORES ABIÓTICOS NO SEMIÁRIDO NORDESTINO

RESUMO

A maioria dos ecossistemas lênticos e lóticos é colonizada, em maior ou menor grau, pelas macrófitas aquáticas. Essas plantas se distribuem de forma variada nos ambientes aquáticos, podendo ser encontradas nas margens e áreas mais rasas de rios, lagos, lagoas, reservatórios, banhados e cachoeiras. O estado de eutrofização, geomorfologia, profundidade, direção dos ventos e distribuição de nutrientes em ecossistemas aquáticos, podem afetar o estabelecimento das comunidades de macrófitas, permitindo a substituição de algumas espécies e outras se tornarem dominantes. O objetivo foi avaliar a composição e distribuição de macrófitas aquáticas em afloramentos hídricos na região do semiárido, suas relações com as características físicas e químicas da água e alterações provocadas pelo grau de trofia dos ambientes. A área estudada localiza-se na região Centro/Sul do estado do Piauí, semiárido Nordeste. As amostragens foram realizadas em ambientes aquáticos associados a dois rios. As coletas foram realizadas no período chuvoso do ano de 2014. Considerando todos os ambientes amostrados foi registrado um total de 49 espécies, pertencentes a 22 famílias e 39 gêneros, sendo os gêneros *Cyperus* e *Eleocharis* mais representativos, com 4 e 3 espécies respectivamente. A riqueza de espécies foi razoavelmente explicada pelas variáveis ambientais, profundidade, percentual de radiação no sedimento, tipo de ambiente e índice da matriz e a composição de espécies entre os locais amostrados apresentou uma ampla variação. Os ambientes analisados diferem quanto a composição e riqueza de espécies e a manutenção da diversidade regional depende da conservação de uma variedade de *habitats*.

Palavras-chave: Plantas aquáticas. Composição florística. Ambientes lênticos.

Eutrofização.

2 MACROPHYTE ASSEMBLY AND THEIR RELATIONSHIP WITH ABIOTIC FACTORS IN THE SEMIARID NORTHEAST

ABSTRACT

Most lentic and lotic ecosystems is colonized to a greater or lesser extent, by macrophytes. These plants are distributed in different ways in aquatic environments, and can be found on the banks and shallow areas of rivers, lakes, ponds, reservoirs, wetlands and waterfalls. The state of eutrophication, geomorphology, depth, wind direction and distribution of nutrients in aquatic ecosystems can affect the establishment of macrophyte communities, allowing the replacement of some species and others become dominant. The aim of this study was to evaluate the composition and distribution of macrophytes in water outcrops in semi-arid region, its relations with the physical and chemical characteristics of water and changes caused by the trophic level environments. The area studied is located in the Central / South of Piauí state, semi-arid Northeast and the samplings were carried out in aquatic environments associated with two rivers. Samples were collected in the rainy season (January-June) 2014. Considering all the sampled environments was recorded a total of 49 species belonging to 22 families and 39 genera, and the *Cyperus* and *Eleocharis* genres the most representative, with 4 and 3 species, respectively. Species richness was reasonably explained by environmental variables, depth, radiation percentage in the sediment, type of environment and the array index and the species composition between sampling sites showed a wide variation. The environments analyzed differ in composition and richness, and the maintenance of regional diversity depends on the conservation of a variety of *habitats*.

Keywords: Aquatic plants. Floristic composition. Lentic environments. Eutrophication.

2.1 INTRODUÇÃO

As macrófitas são importantes componentes estruturais de vários ambientes aquáticos, contribuindo para a estruturação e funcionamento desses ecossistemas (Pompêo 2008; Hicks e Frost 2011). Essas plantas proporcionam biomassa para um elevado número de organismos, diminuindo a turbulência das águas e sedimentando os materiais em suspensão, principalmente em locais onde a mata ciliar foi suprimida (Moura et al. 2009).

A maioria dos ecossistemas lênticos e lóticos é colonizada, em maior ou menor grau, pelas macrófitas aquáticas. Esse evento favorece a heterogeneidade espacial destes ambientes, criando condições de *habitat* para diversos vertebrados e invertebrados, ali existentes (Esteves e Camargo 1986). A comunidade de macrófitas aquáticas também promove o controle de vetores de doenças de veiculação hídrica (Esteves 2011).

Essas plantas se distribuem de forma heterogênea nos ambientes aquáticos, podendo ser encontradas nas margens e áreas mais rasas de rios, lagos, lagoas, reservatório, banhados e cachoeiras. Normalmente formam uma zonação a partir da margem em direção a região pelágica do curso d'água, iniciando essa distribuição pelas anfíbias e emersas, seguidas pelas folhas flutuantes, finalizando com as submersas enraizadas (Pedralli 2003; Thomaz e Esteves 2011). Dessa forma, as zonas litorâneas se caracterizam como regiões de grande produtividade e diversidade biológica, graças à produção primária das macrófitas e outros organismos, como os do perifíton e fitoplâncton (Wetzel 1993).

A capacidade que as macrófitas aquáticas possuem para colonizar ambientes aquáticos, com diferentes características físicas e químicas, está relacionada com suas adaptações morfofisiológicas, como as apresentadas pelas macrófitas submersas, que utilizam o metabolismo C₄ para fotossíntese, absorvem o CO₂ da água intersticial do sedimento e as macrófitas fixas de folhas flutuantes, que desenvolveram folhas aéreas (Pierini e Thomaz 2004). Outros fatores diretamente relacionados com a distribuição,

crescimento e riqueza de espécies dessas plantas são a estrutura dos *habitats*, padrão de flutuação dos níveis da água e luz (Thomaz 2002), bem como, a composição dos sedimentos e a ação de herbívoros (Bianchini Júnior 2003).

As diferentes formas de crescimento das espécies de macrófitas são controladas por um conjunto de variáveis que devem ser analisadas de forma separada e que alterações antropogênicas da paisagem devem ser consideradas, pois podem mudar os padrões de distribuição dos indivíduos nas paisagens naturais (Cheruvilil e Soranno 2008). Em lagos temperados, por exemplo, há uma considerável influência da variação anual da temperatura sobre a biomassa e distribuição de macrófitas submersas, podendo haver um aumento de mais de 100% de área colonizada e mais de 1000% no valor de biomassa, no período de temperaturas mais elevadas (Rooney e Kalff 2000).

O estado de eutrofização, geomorfologia, profundidade, direção dos ventos e distribuição de nutrientes em ecossistemas aquáticos, podem afetar a composição e a riqueza de espécies. Variações das características físicas e químicas da água podem favorecer espécies flutuantes, enquanto que variações na profundidade podem atuar sobre macrófitas emergentes (Feldmann e Nöges 2007). Concentrações de nitrogênio e fósforo, clorofila *a* e material em suspensão, são indicadores das características tróficas dos ambientes que podem influenciar na composição das comunidades de macrófitas em corpos d'água com pouca profundidade (Pereira et al. 2012). No entanto, algumas pesquisas têm mostrado que em lagos, os efeitos das práticas de usos da terra, como, aplicação de herbicidas e pesticidas, pastoreio das plantas e depósitos de resíduos, interferem de forma mais severa sobre a cobertura, riqueza e diversidade de macrófitas aquáticas do que os processos de eutrofização causados pelo aumento nos níveis de concentração de fósforo (Pozo et al. 2010).

Algumas espécies de macrófitas submersas são tolerantes à eutrofização. *Egeria najas*, por exemplo, tem seu desenvolvimento favorecido em águas com elevadas

concentrações de íons bicarbonato, no entanto, flutuações nos regimes de inundações podem provocar modificações na área de colonização dessa espécie (Bini e Thomaz 2005). Profundidade, duração e frequência dos períodos de inundação são importantes para determinar a composição das comunidades vegetais, sendo que em alguns casos, a profundidade tem menor influência (Casanova e Brock 2000).

Além dos fatores mencionados acima, perda de *habitat*, pastoreio, pressão antrópica e mudanças climáticas globais também influenciam a composição das assembleias de macrófitas (Zhongqiang et al. 2006). No entanto, nenhum desses fatores é mais ameaçador à biodiversidade de plantas aquáticas do que a perda de seus *habitats* pela alteração do regime hidrológico (Zhongqiang et al. 2006). Outro fator que pode causar mudanças nas comunidades de macrófitas aquáticas são as condições de transparência da água, bem como a variação na abundância de algas filamentosas ao longo do ano (Hansel-Welch et al. 2003).

As regiões áridas e semiáridas no mundo vêm ao longo dos tempos sendo cada vez mais afetadas pelas ações antrópicas, que provoca impactos tais como a retirada da vegetação nativa, degradação do solo, desertificação e mudanças climáticas globais (Schlesing et al. 1990). No Brasil essa área representa 18,2% do território brasileiro e 70,6% da região Nordeste (Diniz 1995).

Estudos relacionados aos ambientes aquáticos e seus componentes, na região do semiárido são de grande relevância por se tratar de uma região com uma densa rede de afloramentos hídricos intermitentes, com poucos corpos aquáticos perenes. Isso se deve em parte, à variabilidade temporal da precipitação pluviométrica, em decorrência da incidência de chuvas apenas em curtos períodos e irregularmente distribuídas no tempo e no espaço, e um longo período de estação seca. Esses eventos resultam em variações nas condições edáficas desses ambientes e, portanto, alteram a composição e estrutura das comunidades aí existentes. Esses afloramentos hídricos são amplamente utilizados pela população local para

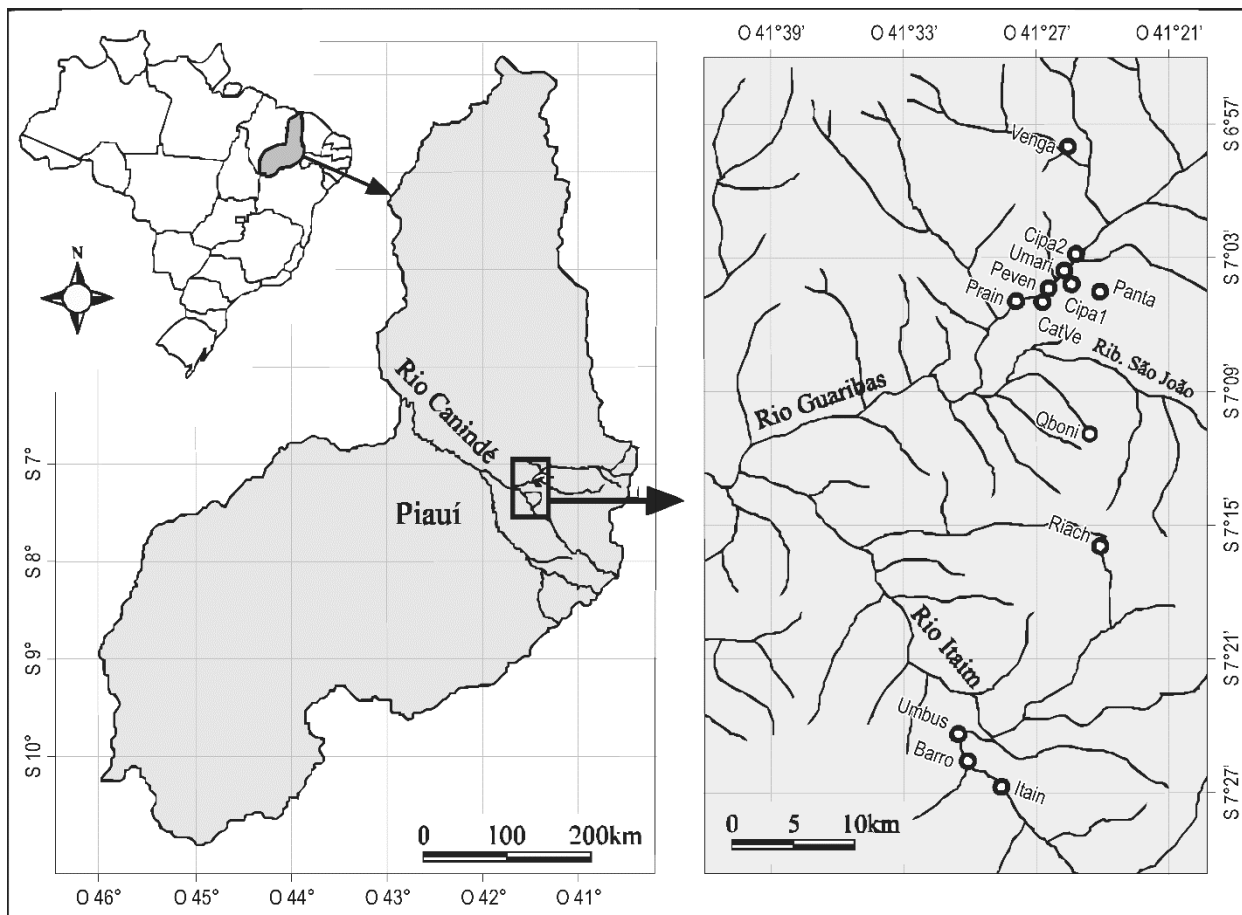
diferentes atividades, tais como, plantio de arroz, hortaliças e verduras que também contribuem para alterações nos seus componentes bióticos e abióticos. O objetivo desse estudo foi avaliar a composição e distribuição de macrófitas aquáticas em afloramentos hídricos na região do semiárido, suas relações com as características físicas e químicas da água e com as alterações provocadas pelas condições de antropização dos ambientes. Testamos as hipóteses de que, i) na região do semiárido a riqueza e composição da flora de macrófitas são afetadas por fatores físicos e químicos e ii) as condições de antropização contribuem para a redução da diversidade de espécies e para alterações na composição da flora aquática.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

A área estudada localiza-se na região Centro/Sul do estado do Piauí, semiárido Nordestino (Figura 1). O clima é caracterizado segundo Köppen do tipo Bsh – quente e semiárido, com estações chuvosas no verão. A precipitação média anual é 679mm por ano e a umidade relativa do ar permanece em torno de 60% com decréscimo no período de estiagem. O período chuvoso se estende de janeiro a junho. Geralmente, os rios da região apresentam elevado volume de água nesse período, porém de curta duração, pois as maiores precipitações ocorrem nos meses de fevereiro e março. Nos outros meses do ano o volume de água diminui consideravelmente, e em muitas regiões os rios secam totalmente.

As amostragens foram realizadas em ambientes lênticos e lóticos associados a dois rios, Guaribas e Itaim, que desembocam no rio Canindé, um dos principais afluentes do rio Parnaíba (Figura 1). Treze locais (6 lóticos e 7 lênticos; Figura 2) foram distribuídos em uma área de 660 km², incluindo trechos dos rios Guaribas e Itaim e afloramentos hídricos com diferentes níveis de influência da zona rural e zona urbana (Tabela 1)



Fonte: Jaime Luís L. Pereira

Figura 1. Mapa das áreas de estudo com os locais de coletas.

Os afloramentos dos povoados Riachão e Queimada Bonita, segundo informações dos moradores locais tiveram origem na década de 50, período em que o Departamento Nacional de Obras Contra a Seca – DNOCS realizava obras na região para minimizar os problemas de escassez de água. Quando da construção da rodovia, em vários locais ao longo de suas margens, a água da chuva ficava acumulada. Esses locais passaram a ser cuidados pela população para servir como bebedouros para os animais ao longo dos anos, pois quando o período de chuva é regular, ocorre o acúmulo de água que permanece, embora em menor volume, por todo período de estiagem.

Tabela 1.

Tabela com os locais de coletas e suas características

Coordenada	Altitude	Ambiente (sigla)	Município	Povoado	Zona urbana/rural	Origem / Formação	Breve descrição do local
07°03'397"S;41°25'586"W	206m	Rio Guaribas (RG)	Picos	Umari	Transição	Área utilizada como vazante, para o cultivo de hortaliças, sendo a principal o plantio de alho até o início da década de 1980, quando da construção da barragem de Bocaina. Atualmente alguns ribeirinhos utilizam as margens do rio para plantio de batata doce, pimentão.	Próximo à zona urbana da cidade de Picos.
07°04'459"S; 41°26'329"W	206m	Rio Guaribas (RG)	Picos	Posto Evêncio	Transição	Área utilizada como vazante, para o cultivo de hortaliças, sendo a principal o plantio de alho até o início da década de 1980, quando da construção da barragem de Bocaina.	Início da zona urbana da cidade de Picos.
07°04'551"S; 41°27'814"W	206m	Rio Guaribas (RG)	Picos	Prainha	Zona urbana	Área utilizada para lazer pela população da cidade, mas nos últimos anos vem sendo utilizada como local de despejo de dejetos dos mais variados tipos, inclusive hospitalar.	Zona central da cidade de Picos
07°16'577"S; 41°24'180"W	200m	Afloramento Riachão (AR)	Itainópolis	Riachão	Zona rural	Local utilizado como bebedouro por animais da região. Não há atividades humanas nesse local.	Zona rural do município de Itainópolis, localizado à margem da rodovia que dá acesso a cidade de Itainópolis.
07°04'579"S; 40°26'693"W	206m	Afloramento Cata-vento (AC)	Picos	Bairro Cata-vento	Zona urbana	Local era utilizado para plantio de arroz há seis anos atrás.	Zona urbana da cidade de Picos, próximo a área residencial e comercial.
07°11'675"S; 41°24'505"W	260m	Afloramento Queimada Bonita (AQ)	Geminiano	Queimada Bonita	Zona urbana	Local utilizado como bebedouro por animais da região. Não há atividades humanas nesse local.	Zona urbana da cidade de Geminiano, à margens da rodovia que dá acesso ao município de Itainópolis.
07°04'025"S; 41°25'404"W	206m	Afloramento Cipaúba1 (AC1)	Picos	Cipaúba	Zona rural	Local utilizado como bebedouro por animais da região. Não há atividades humanas nesse local.	Zona rural da cidade de Picos. O afloramento fica próximo à margem de uma estrada carrossal utilizada pela população do povoado.
07°03'090" S; 41°24'698"W	206m	Afloramento Cipaúba2 (AC2)	Picos	Cipaúba	Zona rural	Local utilizado como bebedouro por animais da região. Não há atividades humanas nesse local.	Zona rural da cidade de Picos. O afloramento fica próximo à margem esquerda do rio Guaribas.

07°04'471" S; 41°24'100"W	206m	Afloramento Pantanal (AP)	Picos	Pantanal	Zona urbana	Local utilizado como bebedouro por animais da região. Não há atividades humanas nesse local.	Zona urbana da cidade de Picos. O afloramento fica às margens da rodovia que dá acesso ao bairro Pantanal, zona sul da cidade.
06°57'716" S; 41°35'799"W	240m	Afloramento Várzea do engano (AV)	Sussuapara	Várzea do engano	Zona rural	Local utilizado como bebedouro por animais da região. Não há atividades humanas nesse local.	Zona rural do município de Sussuapara. Afloramento fica à margem da rodovia que dá acesso à cidade de São José do Piauí.
07°25'145" S; 41°30'338"W	200m	Rio Itaim (RI)	Itainópolis	Umbus	Zona rural	Local utilizado pela população para o cultivo de hortaliças às margens do rio	Zona rural do município de Itainópolis, há 5km da zona urbana da cidade.
07°25'831" S; 41°29'636"W	200m	Rio Itaim (RI)	Itainópolis	Barrocas	Zona rural	Local utilizado pela população para o cultivo de hortaliças às margens do rio	Zona rural do município de Itainópolis, próximo à zona urbana da cidade.
07°26'986" S; 41°28'580"W	200m	Rio Itaim (RI)	Itainópolis	Itainópolis	Zona urbana	Área de lazer mas recebe dejetos de vários tipos, vindos das residências e comércios próximos às margens do rio.	Zona central da cidade de Itainópolis.

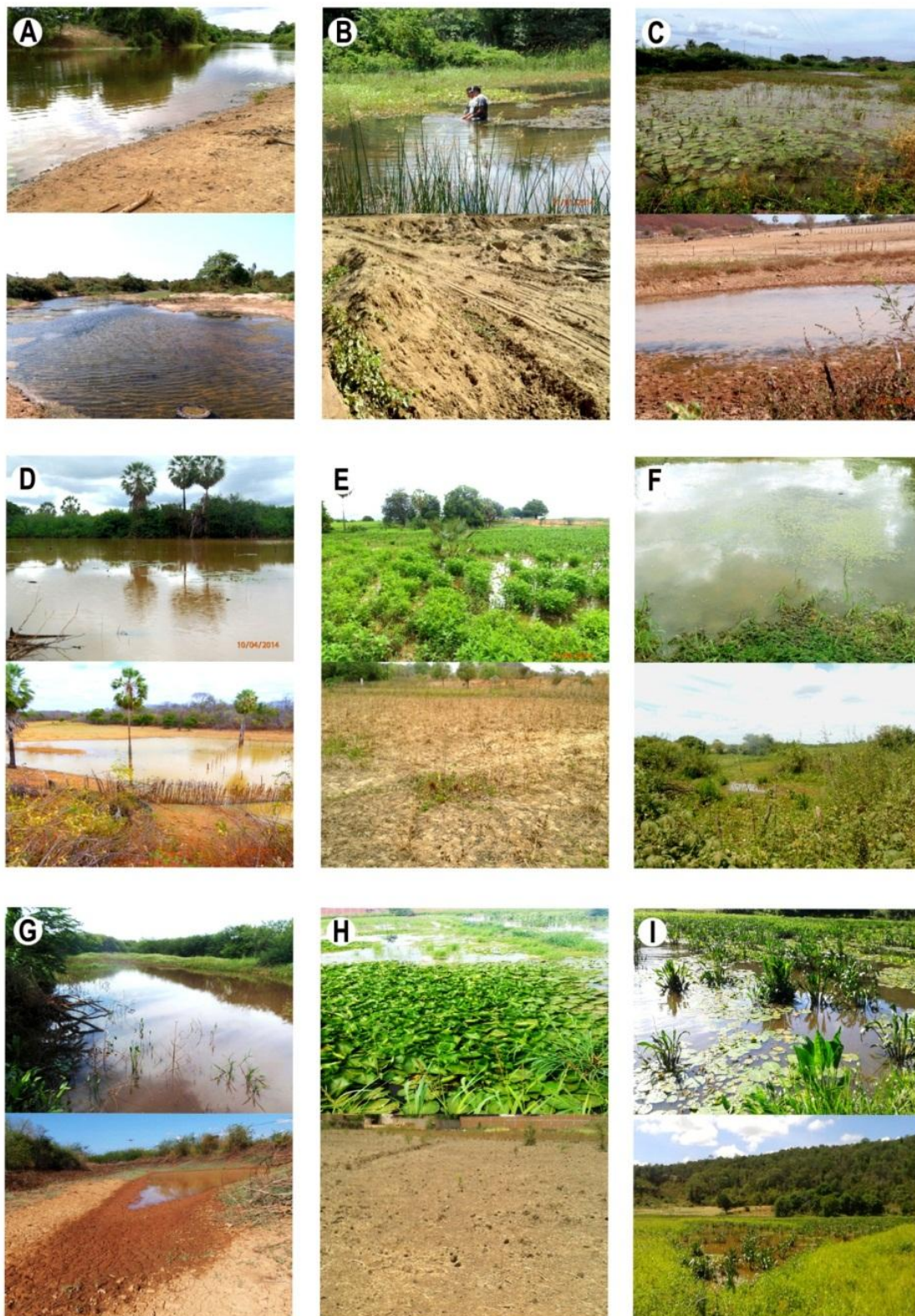


Figura 2. Imagens dos locais de coleta, representando as condições dos ambientes nos períodos de chuva e estiagem: Rio Itaim (A), Rio Guaribas (B), Povoado Riachão (C), Povoado Queimada Bonita (D), Cipaúba1 (E), Copaúba2 (F), Pantanal (G), Cata Vento (H) e Povoado Várzea do Engano (I).

Os afloramentos localizados no povoado Cipaúba se formam em áreas de várzeas, comuns no relevo do município. Também são utilizadas pela população como local de pastejo e bebedouro de bovinos e caprinos, embora alguns fiquem totalmente secos no período de estiagem, como foi observado para Cipaúba¹. O afloramento localizado no bairro Pantanal, apesar de ser localizado na zona urbana, fica em uma área onde não há residências próximas. O do bairro Cata-vento, próximo ao centro da cidade, localiza-se por trás de um posto de gasolina. Segundo informação do proprietário do terreno, a área era utilizada para o plantio de arroz e que essa atividade foi encerrada há seis anos.

No município de Sussuapara o afloramento encontra-se à margem da rodovia no povoado Várzea do Engano, em uma área de várzea, cercado por formações rochosas, sem habitações nas proximidades.

2.2.2 Amostragem

As coletas foram realizadas no período chuvoso (janeiro a junho) de 2014. Em cada local, as coletas foram realizadas em 3 diferentes pontos, totalizando um esforço amostral de 39 pontos amostrais. Em cada ponto amostral, um transecto foi estabelecido e posicionado perpendicularmente à margem, atingindo o comprimento máximo de 40m onde o ambiente aquático apresentava largura superior a essa medida. Onde menor, o transecto correspondeu à largura total do curso d'água. Os pontos de amostragem em cada local foram separados por 15m. Um quadrado de 1m x 1m foi posicionado a cada 2m ao longo de cada transecto, as espécies localizadas no interior do quadrado foram registradas e a cobertura das plantas em cada quadrado foi estimada em porcentagem. As plantas não identificadas em campo foram coletadas, armazenadas em sacos plásticos e levadas ao laboratório para identificação com auxílio da literatura especializada. Vouchers das espécies amostradas tiveram identificação confirmada por especialistas e foram tombados no herbário da Universidade Estadual de

Maringá – UEM sob os números de tombos HUEM 30035 – 30058, 30060-30084, 30093-30094 e 30101.

Para caracterizar as condições físicas, químicas e morfológicas dos ambientes aquáticos alguns parâmetros foram estimados. A profundidade foi medida em cada quadrado e uma média foi calculada para cada transecto. O percentual de radiação no sedimento foi obtido para cada transecto por meio da equação descrita em Esteves e Barbieri (2011), utilizando a profundidade do disco de Secchi para estimativas do coeficiente de atenuação da radiação (Padial e Thomaz 2009). A condutividade foi medida em cada transecto, assim como a largura do corpo d'água, medida a qual seguiu o eixo do transecto até a margem oposta. Para a determinação das concentrações de nitrogênio e fósforo (N:P), foram coletadas amostras de água à sub-superfície da coluna d'água. A água coletada foi colocada em garrafas plásticas de um litro, esterilizadas. As garrafas foram acondicionadas em isopor com gelo e transportadas para o laboratório de Ecologia da UFPI/CSHNB. No laboratório as garrafas foram mantidas em freezer até as análises da água serem realizadas. As análises de Fósforo Total foram feitas no laboratório de Ecologia da UFPI/CSHNB utilizando-se o método de Determinação de Fósforo Total (amostras não filtradas) de Mackereth et al. (1978) e as análise de Nitrogênio Total foram feitas no Laboratório de Limnologia da UEM/Maringá utilizando-se o método de Determinação de Nitrogênio Total pelo Fia (Gine et al. 1980).

Aspectos da paisagem foram quantificados para a determinação de um índice de uso da matriz. Para tanto, foram obtidas imagens padronizadas dos locais amostrados pelo Google Earth, considerando uma mesma escala, a partir das quais foram estimadas as coberturas por zona urbana, plantações, agropecuária e mata. As coberturas de cada descritor foram classificadas em categorias equivalentes à ausência (0), pouca cobertura (1) e grande cobertura (2). A informação dos descritores foi sumarizada por meio de uma análise de componentes principais (PCA) e os escores do primeiro eixo foram retidos. Como variáveis respostas foram

consideradas a riqueza de espécies de macrófitas (acumulada e por unidade amostral), estimativa de cobertura vegetal (computada somente para a totalidade de espécies e composição de espécies).

Antes de realizar as análises estatísticas, as ocorrências das espécies de macrófitas nos quadrados foram combinadas dentro de seus respectivos transectos, os quais foram considerados como as unidades amostrais. Também foram obtidas a riqueza de espécies por transecto e a média da cobertura estimada nos quadrados por transecto. Essa abordagem permite o controle da zonação ao longo da região litorânea, evitando que esse aspecto atue como um fator de interferência na explicação da estrutura da assembleia de macrófitas aquáticas pelos fatores ambientais. Variáveis foram transformadas $\ln(x+1)$ para melhorar a linearidade e aprimorar o ajuste à distribuições normais dos dados quando necessário (largura, profundidade, N:P, percentual de radiação no sedimento, número de quadrados no transecto e riqueza de espécies).

2.2.3 Análises estatísticas

Para descrever as ocorrências das espécies de macrófitas foi realizada uma abordagem descritiva utilizando índices de frequência de ocorrência. Esse índice foi obtido pela razão entre o número de transectos em que uma determinada espécie ocorreu e o número total de transectos amostrados.

Para descrever a riqueza de espécies de macrófitas foram utilizadas curvas de acumulação de espécies. As curvas de acumulação permitem observar a tendência com que novas espécies são registradas em função do esforço amostral, além de permitirem o ajuste da riqueza de espécies antes de comparações (procedimento de rarefação), evitando viés causados por diferenças no esforço amostral (Gotelli e Colwell 2001). Foram utilizados estimadores de riqueza de espécies (ICE, Chao2, Jackknife 1 e Jackknife 2) para estimar a riqueza total de espécies na área amostrada (Magurran 2004). Curva de acumulação e estimadores foram

calculados para o total de transectos amostrados, para os transectos amostrados em rios e para os transectos amostrados em afloramentos. Comparações foram realizadas utilizando intervalos de confiança 95%. As análises foram realizadas nos softwares EstimateS (Colwell 2013) e SPADE (Chao e Shen 2009).

Para medir a associação da riqueza de espécies e as variáveis ambientais foram utilizadas regressões lineares. Considerando que as variáveis podem apresentar tanto efeitos isolados quanto efeitos combinados, as interpretações foram baseadas na abordagem de todos os subconjuntos (*all subset approach*) considerando o Critério de Informação de Akaike (AIC). Essa abordagem consiste em construir modelos considerando todas as possíveis combinações entre variáveis explanatórias e ranqueá-los quanto ao AIC, que indica a parcimônia entre a complexidade e ajuste do modelo (Burnham e Anderson 2002). A interpretação dos dados foi baseada na inferência multi-modelos. Essa interpretação consistiu em testar a contribuição relativa média das variáveis entre os modelos gerados, depois de ponderá-las pelo peso de AIC (Burnham e Anderson 2002). Para evitar qualquer viés causado pela diferença no esforço amostral, dadas as diferenças no tamanho dos estandes amostrados, o número de quadrados amostrados em cada transecto foi incluído em todos os modelos gerados para explicar a riqueza de espécies.

Para sumarizar a variação na composição de espécies entre os locais amostrados foi utilizado um escalonamento multidimensional métrico (MDS – *metric dimensional scaling*). Essa ordenação foi baseada na matriz de similaridade de Sørensen obtida a partir da matriz de presença e ausência das espécies nos diferentes transectos amostrados. Para controlar o possível efeito de diferenças no esforço amostral entre os transectos, a ordenação foi condicionada pelo número de quadrados amostrados, de forma similar à abordagem empregada nas regressões lineares.

De forma complementar, para sumarizar a variação na composição de espécies entre os locais amostrados em função das variáveis ambientais foi utilizado uma Análise Canônica de Coordenadas Principais (Anderson e Willis 2003). Essa abordagem também, foi aplicada sobre uma matriz de similaridade de Sørensen obtida a partir da matriz de presença e ausência das espécies. Da mesma forma que na MDS, possíveis efeitos do esforço amostral foram controlados. Para selecionar as principais variáveis relacionadas a mudanças na composição de espécies foram utilizados procedimentos de *backward* e *for ward stepwise* (9999 aleatorizações) considerando a otimização do AIC do modelo. Valores de R^2_{adj} foram obtidos para indicar o ajuste do modelo final e a contribuição relativa das variáveis foi obtida por meio de coeficientes de regressão padronizados.

2.3 RESULTADOS

Considerando todos os ambientes amostrados foi registrado um total de 49 espécies, pertencentes a 22 famílias e 39 gêneros, sendo os gêneros *Cyperus* e *Eleocharis* mais representativos, com 4 e 3 espécies respectivamente (Tabela 1). Das 49 espécies, 29 foram registradas nos afloramentos hídricos e 33 foram registradas em rios (Figura 1). Para os afloramentos hídricos, 16 espécies foram registradas como exclusivas.

Dentre estas, *Echinodorus subalatus* (Mart.) Griseb., *Neptunia plena* (L.) Benth., *Nymphaea lingulata* L., *Luziola* cf. *peruviana* Juss. Ex Gmel., *Heteranthera rotundifolia* (Kunth) Griseb. e *Nymphaea lasiophylla* (Mart. & Zucc.) Kuntze. Dentre as 19 espécies exclusivas para os rios encontram-se *Salvinia auriculata* Aubl., *Neptunia oleracea* Lour., *Pithophora* sp, *Aeschynomene sensitiva* Sw., *Hydrothrix gardneri* Hook. f., *Chara* cf. *guainenses* R.M.T Bicudo, *Eichhornia crassipes* (Mart), *Commelina* sp e *Hydrocotyle bonariensis* Lam.

Tabela 1. Lista de famílias, espécies e forma de vida de macrófitas aquáticas do semiárido Nordeste, com informações sobre o tipo de ecossistema/habitat onde são encontradas. Legenda: (A) Anfíbias; (EM) Emergentes; (FL) Flutuante livres; (FF) Flutuante fixas; (SF) submersa fixas; (SL) Submersas livres; Ecossistema lântico (a); Ecossistema lótico (b).

Família/Espécies	FV	HAB
Araliaceae		
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam	EM	b
Araceae		
<i>Pistia stratiotes</i> L	FL	a,b
<i>Lemna aequinoctialis</i> Welw	FL	a
Alismataceae		
<i>Echinodorus subalatus</i> (Mart.) Griseb	EM	a
Azollaceae		
<i>Azolla</i> cf. <i>Caroliniana</i> Willd	FL	a
Charophyceae		
<i>Nitella</i> cf. <i>cernua</i> A. Braun	SF	a,b
<i>Chara</i> cf. <i>guairensis</i> R.M.T. Bicudo	SF	a,b

Tabela 1. (Continuação)

Família/Espécies	FV	HAB
Commelinaceae		
<i>Commelina sp</i>	A	a,b
Cyperaceae		
<i>Cyperus esculentus</i> L.	A	b
<i>Cyperus articulatus</i> L.	A	b
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	A	b
<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl)	A	a
<i>Eleocharis cf. nudipes</i> (Kunth) Palla	A	a
<i>Eleocharis geniculata</i> (L)	A	a
<i>Pycnus macrostachyos</i> (Lam.) J. Raynal	A	a
Clonvolvulaceae		
<i>Ipomea sp</i>	A	b
<i>Merremia macrocalyx</i> (Ruiz Pav.) O'Donell	A	a
Fabaceae		
<i>Aeschynomene sensitiva</i> Sw	A	b
<i>Aeschynomene cf. Rudis</i> Benth	A	a
<i>Neptunia oleracea</i> Lour.	FF	b
<i>Neptunia plena</i> (L.) Benth	A	a
Marsileaceae		
<i>Marsilea cf. Deflexa</i> A. Braun	FF	a
Menyanthaceae		
<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze	FF	a
Molluginaceae		
<i>Glinus radiatus</i> (Ruiz & Pav.) Rohrb	A	b
Najadaceae		
<i>Najas sp</i>	SF	b
Nymphaeaceae		
<i>Nymphaea lingulata</i> Wiersema	FF	a
<i>Nymphaea lasiophylla</i> Mart.	FF	a
Onagraceae		
<i>Ludwigia helmintorrhiza</i> (Mart.) Hara	FF	b
<i>Ludwigia sp</i>	A	a,b
Poaceae		
<i>Steinchis malaxum</i> (Sw.) Zuloaga	A	b
<i>Echinochloa crusgalli</i> (L.) P. Beauv.	A	b
<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link.	A	a
<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Rudge) Nees	A	b

Tabela 1. (Continuação)

Família/Espécies	FV	HAB
<i>Paspalum morichalense</i> Davidse, Zuloaga & Filgueira.	A	b
<i>Paspalidium geminatum</i> (Forssk.) Stapf	A	b
<i>Paspalum</i> sp	A	b
<i>Luziola</i> cf. <i>peruviana</i> Juss. ex Gmel	A	b
Polygonaceae		
<i>Polygonum punctatum</i> Elliot.	EM	b
Pontederiaceae		
<i>Hydrothrix gardneri</i> Hook f	SF	b
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart)	FL	b
<i>Heteranthera rotundifolia</i> (Kunth) Griseb	EM	a
Potamogetonaceae		
<i>Potamogeton pusillus</i> L.	SF	b
Rubiaceae		
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schltdl.) Steud.	A	a,b
Salviniaceae		
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl	FL	a,b

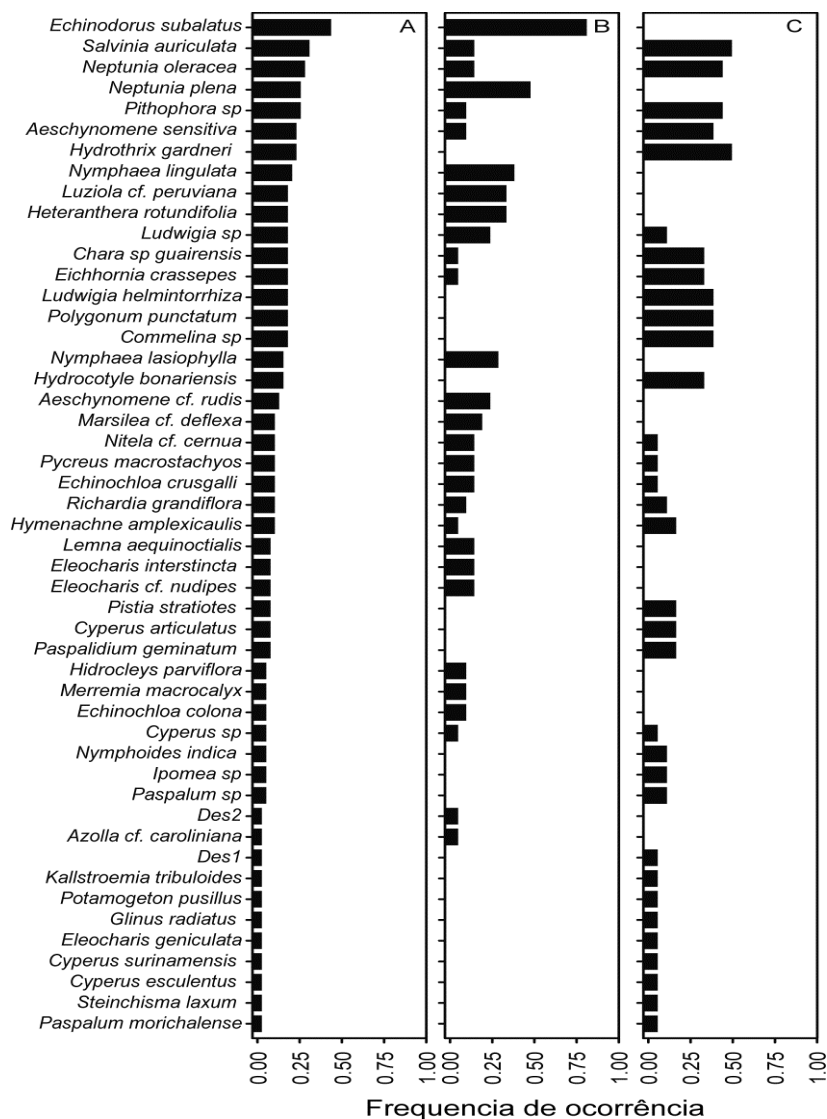


Figura. 1. Frequência de ocorrência das espécies de macrófitas registradas considerando o total de transectos amostrados (A), os transectos amostrados nos afloramentos hídricos (B) e os transectos amostrados em rios (C).

A frequência de ocorrência das espécies entre os ambientes diferiu (Figura 1). Nos ambientes lóticos, espécies como *Salvinia auriculata*, *Neptunia oleracea*, *Aeschynomene sensitiva*, *Hydrothrix gardneri*, *Pithophora sp*, *Ludwigia helminthorhiza*, *Polygonum punctatum*, *Chara cf. guairensis*, *Eichhornia crassipes*, *Commelina sp* e *Hydrocotyle bonariensis* são as mais registradas ao longo dos cursos d'água. Nos ambientes lênticos, *Echinodorus subalatus*, *Neptunia plena*, *Luziola cf. peruviana*, *Heteranthera rotundifolia*, *Nymphaea lasiophylla* e *Aeschynomene cf. rudis* são as espécies com maior registro de ocorrência.

Os dados representados na curva de acumulação evidenciam tendências assintóticas (Figura 2). Considerando todos os transectos, o número de espécies registradas aproxima-se da estimativa de riqueza total para a área (Tabela 2). As estimativas de riqueza total foram consideravelmente consistentes e demonstram que em média de 7 a 14 espécies não registradas podem ser encontradas com o aumento do esforço amostral. Nos rios, em média o número de espécies não registradas variou de 12 a 20. Em lagoas, em média o número de espécies não registradas variou de 2 a 6.

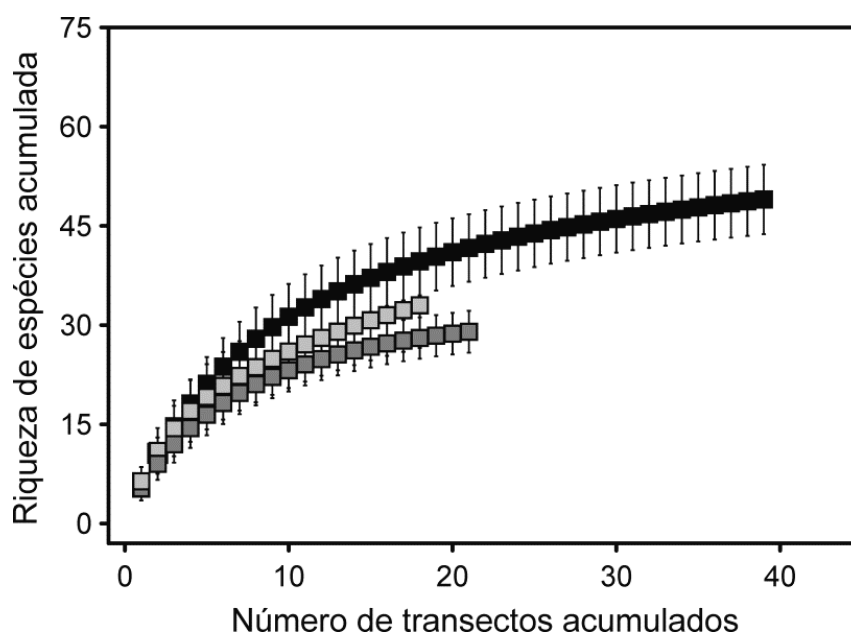


Figura 2. Curvas de acumulação de espécies de macrófitas registradas. A curva em preto considera o total de transectos amostrados, enquanto as curvas em cinza claro e em cinza escuro consideram os transectos amostrados em rios e afloramentos hídricos, respectivamente.

A riqueza de espécies foi razoavelmente explicada pelas variáveis ambientais ($R^2_{\text{adj}} = 0.67$). O índice de uso da matriz indicou o aumento na cobertura por zonas de mata (correlação de Spearman: 0.88) com valores mais positivos e aumento na cobertura por plantações (-0.84) e zonas urbanas (-0.61) com valores mais negativos. As variáveis mais importantes para explicar a riqueza de espécies foram profundidade, percentual de radiação no sedimento, tipo de ambiente e índice da matriz (Figura 3). Dentre essas variáveis, a riqueza de espécies apresentou associação positiva com o percentual de radiação no sedimento ($\beta = 0.436$; 95% CI = 0.196 - 0.676). Em contraste a riqueza de espécies apresentou associações negativas com a

profundidade ($\beta = -0.471$; 95% CI = -0.692 – -0.251), tipo de ambiente ($\beta = -0.397$; 95% CI = -0.673 – -0.121) e índice da matriz ($\beta = -0.411$; 95% CI = -0.707 – -0.115). Esses dois últimos dados indicam que a riqueza de espécies aumenta em rios, comparativamente a lagoas, e em locais menos antropizados, comparativamente a locais mais antropizados. As variáveis mais importantes para explicar a cobertura média foram índice da matriz, largura e condutividade. Os dados indicam que a cobertura média de macrófitas aumenta em relação a proporção de zonas de plantações, zonas urbanas e a largura do corpo d'água. A relação negativa entre a cobertura média de macrófitas aquáticas indicam que locais que apresentam as maiores coberturas de macrófitas são os com menor condutividade.

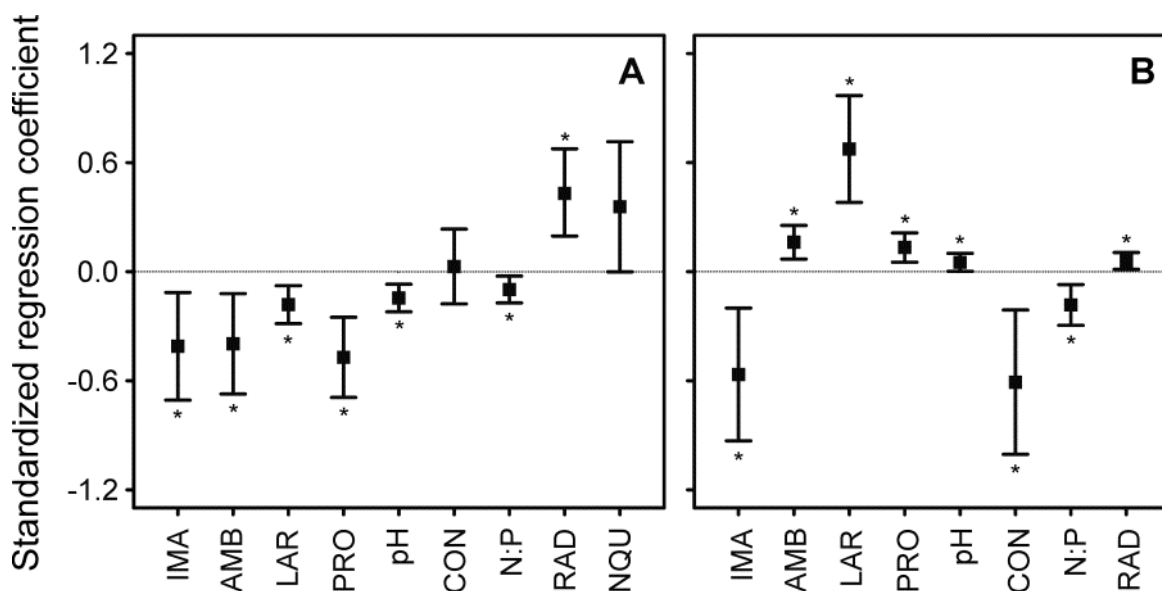
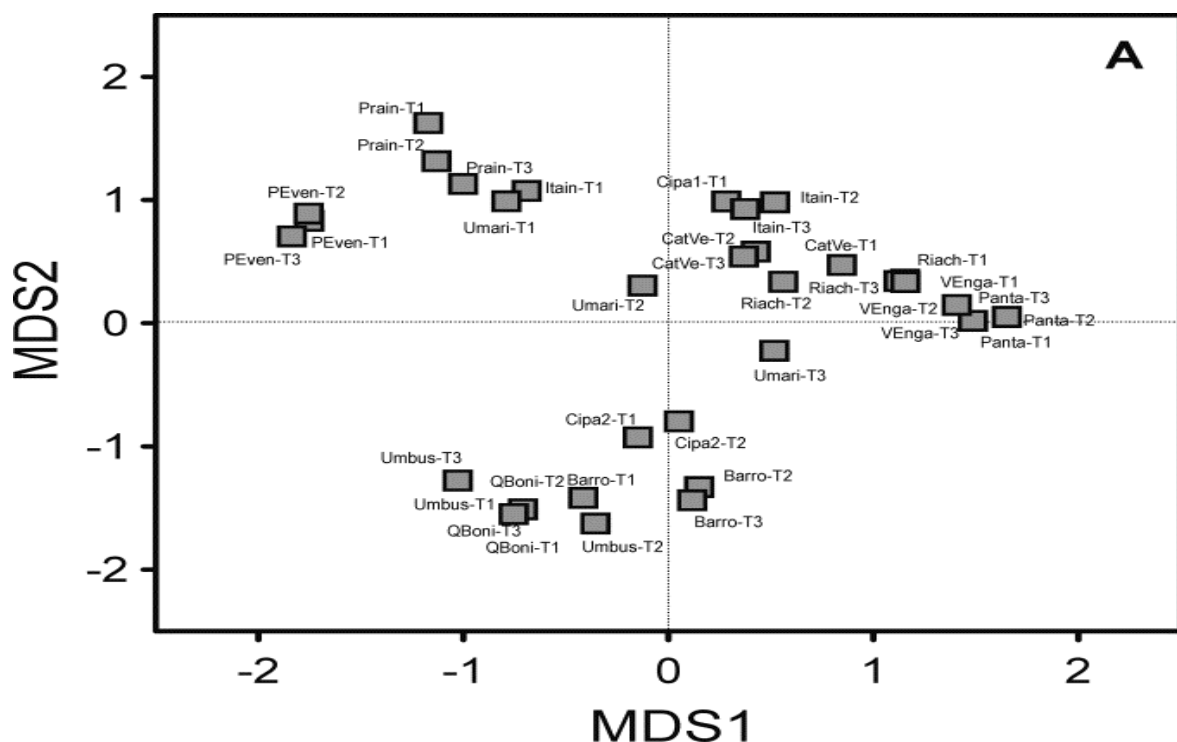


Figura 3. Coeficientes de regressão padronizados ponderados pelo peso de Akaike entre os modelos gerados pela abordagem de todos os subconjuntos para explicar a riqueza de espécies. (A) cobertura vegetal média (B). As siglas representam as seguintes variáveis ambientais: índice de caracterização da matriz (IMA), tipo de ambiente amostrado (AMB), largura do corpo d'água (LAR), profundidade (PRO), condutividade (CON), razão nitrogênio-fósforo (N:P), percentual de radiação no sedimento (RAD) e número de quadrados no transectos (NQU).

Tabela 2. Estimativa de riqueza total para a área de estudo.

Ambiente	Número de transectos	Riqueza de espécies		Estimadores de riqueza de espécies			
		Número de espécies registradas	Riqueza de espécies rarefeita	ICE	Chao2	Jackknife1	Jackknife2
Rios	18	33.0 (26.6–39.4)	33.0 (26.6–39.4)	46.3 (37.6–71.1)	45.3 (36.3–78.1)	45.3 (38.8–59.0)	52.7 (42.0–76.0)
Lagoas	21	29.0 (25.8–32.2)	28.1 (24.9–31.2)	32.8 (29.9–44.5)	31.0 (29.3–41.9)	34.7 (31.0–45.5)	35.0 (30.3–57.2)
Total	39	49.0 (43.8–54.3)	39.6 (34.5–44.8)	55.8 (51.2–69.6)	55.7 (50.7–76.0)	59.7 (53.8–73.0)	63.7 (54.5–88.2)

A composição de espécies entre os locais amostrados apresentou uma ampla variação como evidenciado pela MDS (inércia total = 34.85). Os dois primeiros eixos em conjunto explicaram 32% da variação na composição de espécies (Figura 4). O aumento dos valores do eixo 1 esteve relacionado à ocorrência de *Echinodorus subalatus* ($\sigma = 0.7$) e *Nymphaea lingulata* (0.6), enquanto que a redução nesses valores esteve relacionada com a ocorrência de *Aeschynomene sensitiva* (-0.7), *Polygonum punctatum* (-0.7), *Neptunia oleracea* (-0.7), *Ludwigia helminorrhiza* (-0.6), *Eichhornia crassipes* (-0.6) e *Salvinia auriculata* (-0.6). No eixo 2, o aumento dos valores esteve relacionado com ocorrência de *Pithophorasp* (0.7), *Ludwigia helminorrhiza* (0.6), *Aeschynomene sensitiva* (0.6), *Polygonum punctatum* (0.6) e *Eichhornia crassipes* (0.6), enquanto que a redução esteve relacionada com a ocorrência de *Chara guairensis* (-0.6). No espaço formado pelo eixo 1 e eixo 2 é possível notar a formação de 3 grupos distintos. Esses grupos separam rios e afloramentos hídricos. O primeiro e o terceiro são formados por transectos localizados nos afloramentos hídricos; o segundo é formado por transectos localizados nos rios Guaribas e Itaim.



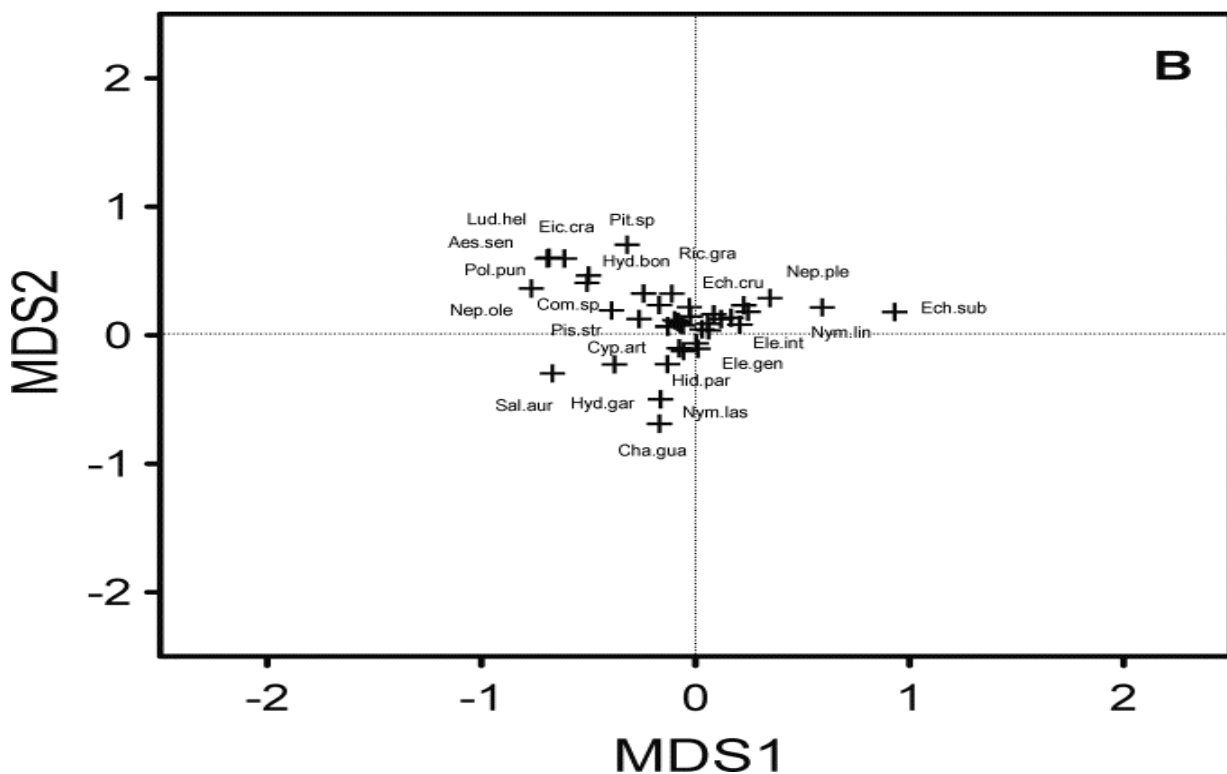


Figura 4. Escalonamento Multidimensional Métrico para descrever a variação na composição de espécies.

Os fatores ambientais explicaram cerca de 41 % da inércia total da composição de espécies entre os locais amostrados. As variáveis selecionadas como as mais relacionadas à mudança na composição de espécies incluíram o tipo de ambiente amostrado, índice de caracterização da matriz, condutividade, percentual de radiação no sedimento, largura do corpo d'água, pH e N:P (Figura 5). Os dois primeiros eixos em conjunto representaram 35% da variação na composição de espécies. O primeiro eixo, em particular, apresentou maiores contribuições do tipo de ambiente amostrado ($\beta = 0.19$), índice de caracterização da matriz ($\beta = 0.11$), largura do corpo d'água ($\beta = 0.09$) e condutividade ($\beta = 0.08$) para explicar a variação na composição de espécies. O eixo 2 apresentou maiores contribuições da condutividade ($\beta = 0.27$), índice de caracterização da matriz ($\beta = 0.24$), largura do corpo d'água ($\beta = 0.20$), N:P ($\beta = 0.11$) e percentual de radiação no sedimento ($\beta = 0.11$) para explicar a variação na composição espécies.

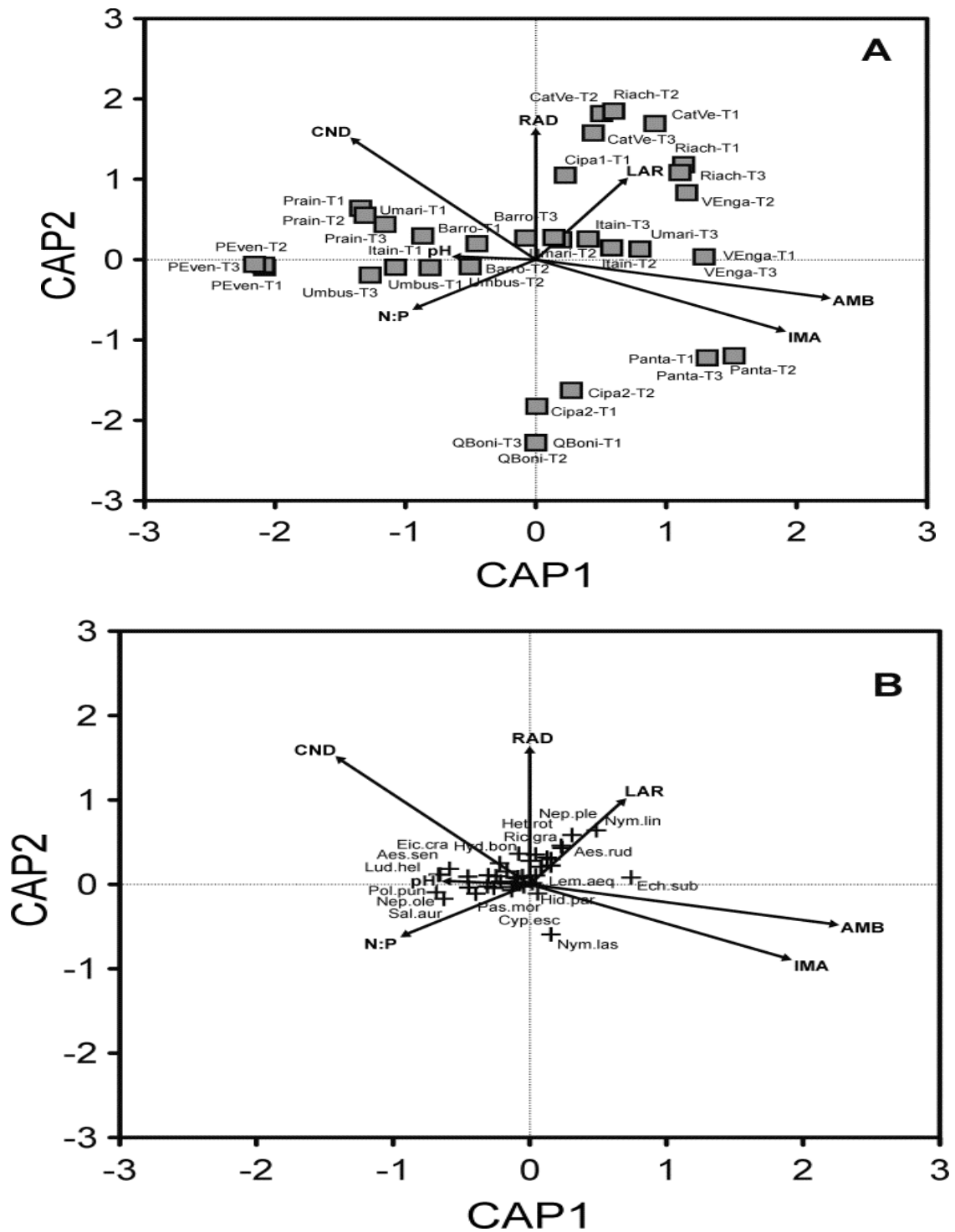


Figura 5. Análise Canônica de Coordenadas Principais para descrever a variação na composição de espécies em função das variáveis ambientais. As siglas representam as seguintes variáveis ambientais: tipo de ambiente amostrado (AMB), índice de caracterização da matriz (IMA), largura do corpo d'água (LAR) percentual de radiação no sedimento (RAD), condutividade (CND) e razão nitrogênio-fósforo (N:P).

2.4. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO

A riqueza e composição de espécies variam entre ambientes lênticos e lóticos, comprovando que as características físicas e químicas dos locais estudados são importantes para determinar a riqueza e composição da flora aquática desses ambientes. O que, portanto, evidencia que o grau de antropização, indicado pelo índice da matriz e pelos nutrientes, é um dos principais fatores que afetam a riqueza, composição e biomassa das assembleias de macrófitas. Porém, as assembleias também variam de acordo com o tipo de ambientes investigado, diferindo entre ambientes lênticos e lóticos.

Os ambientes lóticos, diferente dos lênticos, possuem fluxo contínuo que contribui para dispersão de plantas ao longo de suas margens e leito. As espécies com registro de maior frequência para os ambientes lóticos estudados têm como característica reprodutiva a produção de sementes, esporos e propágulos (Pott e Pott 2000; Lorenzi 2008), que são facilmente carregados pelo fluxo dos rios. Além disso, esses ambientes permanecem por um período maior com maior volume de água que os ambientes lênticos contribuindo para o estabelecimento e desenvolvimento das espécies ao longo dos rios. A riqueza de espécies para os ambientes estudados se aproxima da assíntota (Figura 2). Curvas de diversidade ao atingirem a assintótica indicam que a diversidade das assembleias amostradas, considerando o índice de medida a qual foi submetida, foi alcançada (Magurran 2013). Além disso, as curvas de acumulação de espécies para os ambientes representam as diferenças na riqueza de espécies entre os ambientes lênticos e lóticos, bem como a abrangência da diversidade de espécies para os locais amostrados (Figura 2). Os ambientes lóticos apresentam maior riqueza de espécies. As famílias Poaceae e Cyperaceae são as que mais contribuem com espécies para os dois tipos de ambientes. Poaceae com 8 espécies para os rios e Cyperaceae com 7 para os afloramentos. Ambas as famílias contribuíram com 6 espécies para os ambientes lóticos. Esses dados assemelham-se a estudos realizados em outras bacias

hidrográficas no Brasil (Pott e Pott 2000; Bove et al. 2003; Rebellato e Nunes da Cunha 2005; Tavares et al. 2007; Cervi et al. 2009; Leite et al. 2009; Henry-Silva et al. 2010; Lima et al. 2011; Mormul et al. 2013; Campelo et al. 2013; Alves-da-Silva et al. 2014).

A riqueza de espécie nesses ambientes, portanto, teve uma grande contribuição de espécies de macrófitas anfíbias, pertencentes a essas famílias. Além das espécies de Poaceae e Cyperaceae, outras espécies também consideradas anfíbias, como, *Ludwigia* sp, *Polygonum punctatum*, *Commelina* sp, *Aeschynomene sensitiva*, ocorreram na área. Formas de vida de macrófitas aquáticas como, macrófitas flutuantes livres, flutuantes fixas, submersas fixas, emergentes foram registradas para os ambientes. Também ocorrem espécies que conseguem permanecer em áreas inundadas durante o período de maior precipitação, como é o caso de *Ipomea* sp, *Aeschynomene sensitiva*, *Glinus radiatus*, *Kallistroemia tribuloides*, *Richardia grandiflora*, *Merremia macrocalyx*, denominadas “anfíbias ocasionais”. Essas espécies, mais frequentes em ambientes lênticos, não são plantas que estão adaptadas a ambientes aquáticos, mas sim, resistentes a um certo período de alagamento (Alves et al. 2011).

Outro fator que pode explicar a diferença na riqueza de espécie entre os ambientes é o fato dos ambientes lênticos (afloramentos) estarem sob condições mais limitantes de disponibilidade de água, por dependerem exclusivamente do regime de chuvas para aumentar seu volume de água, sendo que a maioria deles seca completamente durante o período de estiagem, submetendo a vegetação a condições de total estresse hídrico. Essa situação se agravou nos últimos anos com a escassez de chuvas na região. A presença de água durante todo o ano nos rios, diferentemente da característica perene dos ambientes lênticos, deve ser determinante para a maior riqueza de espécies nos primeiros e pela sua flora diferenciada do segundo tipo de ambientes. Além disso, a maior conectividade entre as

estações de amostragem nos rios deve ser importante para a maior similaridade entre elas (ver Figura 4).

É importante ressaltar que alguns dos ambientes lênticos, tanto na zona rural como na urbana, em anos anteriores, foram utilizados para o cultivo agrícola. O tipo de uso desses ambientes pode comprometer a diversidade de macrófitas aquáticas (Akasaka et al. 2010). De fato, de acordo com nossos dados, o índice de utilização da matriz, que reflete as ações antropogênicas, foi um dos principais fatores determinantes da riqueza e da estrutura das assembleias de macrófitas.

Além do tipo de ambiente e do grau de antropização, o percentual de radiação no sedimento foi um importante fator relacionado com a riqueza de espécies (Figura 3). De fato, os ambientes com maior riqueza de espécies, na maioria dos locais amostrados, foram aqueles cuja incidência de luminosidade atingia toda a coluna de água. Esses ambientes encontram-se em estágio avançado de assoreamento, em função das práticas de usos de suas margens e leito no período de estiagem. Essas práticas contribuem para o aumento de sedimento no leito dos rios diminuindo consideravelmente a profundidade, permitindo que a incidência de luz solar seja total na coluna d'água. Outra característica observada é que a vegetação aquática nesses ambientes se concentra próximo às suas margens, portanto em menor profundidade. A vegetação herbácea é predominante na mata ciliar, na maioria composta por plantas de hábito rastejante, não havendo, portanto, o sombreamento causado pela vegetação ciliar, o que também pode contribuir para uma maior incidência de luz na água. Bando et al. (2015) observaram que sombreamento da mata ciliar reduz a incidência de luz e afeta de forma negativa as macrófitas. Em virtude das escassas chuvas nos últimos anos, o volume de água nesses ambientes diminuiu consideravelmente, contribuindo também com o aumento do percentual de radiação no sedimento. Por outro lado, nos ambientes lênticos amostrados, predominam macrófitas flutuantes fixas formando uma camada de

folhas na superfície da água, o que reduz a ocorrência de macrófitas submersas. No entanto, a ocorrência de macrófitas submersas não é afetada somente pelo sombreamento ou profundidade, mas também pela qualidade da água, turbidez e concentração de nutrientes são fatores que podem contribuir para ocorrência dessas plantas nos corpos d'água. Akasaka et al. (2010) observou que a ocorrência de macrófitas submersas foi negativamente afetada pelo aumento da turbidez e elevada concentração de nutrientes, associados à urbanização da periferia dos ambientes aquáticos, dificultando, segundo os autores, o estabelecimento de macrófitas submersas.

O padrão de aumento na cobertura média de macrófitas com a proporção de zonas de plantações e zonas urbanas sugere que a abundância de macrófitas é favorecida por alterações antrópicas da paisagem que causam eutrofização dos corpos aquáticos. Ou seja, lugares com maior proporção de zonas de plantações e zonas urbanas promovem maior aporte de nutrientes, o crescimento de plantas é estimulado. A relação negativa da cobertura média de macrófitas com a condutividade sugere modificações nas variáveis ambientais pelas plantas, no sentido de que altos níveis de desenvolvimento das macrófitas são capazes de diminuir os teores de nutrientes da coluna d'água, causando um declínio dos valores de condutividade. Isso pode ser explicado pela presença nesses ambientes, de espécies de plantas como *Eichhornia crassipes*, *Salvinia auriculata* e *Pistia stratiotes*, consideradas como espécies filtradoras.

Como pode ser observado, os resultados mostram que variáveis ambientais como, tipo de ambiente, condutividade e concentração de nutrientes (Figura 5), contribuem para a variação na composição de espécies nos ambientes estudados.

A composição de espécies difere significativamente entre os ambientes e dentro dos ambientes, tanto lóticos como lênticos (Figura 4). Espécies de macrófitas flutuantes, como *Eichhornia crassipes*, *Ludwigia helminthorhiza*, *Pithophora* sp e *Neptunia oleracea* têm

importância maior para o rio Guaribas, enquanto que espécies de macrófitas submersas, como *Chara guairensis* *Hydrotrix gardnerie* a flutuante *Salvinia auriculata* têm maior importância para o rio Itaim. As macrófitas flutuantes e as submersas são características de ambientes com elevado teor de nutrientes e águas com pouca correnteza (Pott e Pott 2000), características presentes nos dois rios amostrados. A presença de espécies como *Eichhornia crassipes*, *Salvinia auriculata*, *Paspalum* sp, *Polygonum* sp e *Cyperus* sp, no geral indica condições de eutrofização (Pedralli 2003). Essa constatação está de acordo com o que foi observado, pois a condutividade e o teor de nitrogênio e fósforo contribuíram para a variação na composição dessas espécies nesses ambientes (Figura 5). Os rios Guaribas e Itaim recebem cargas elevadas de matéria orgânica de origem doméstica e comercial, pois os municípios de Picos e Itainópolis, não possuem tratamento adequado para os resíduos sólidos e líquidos, o que pode ter contribuído diretamente para a maior presença de macrófitas flutuantes nessas estações de amostragem.

Nos ambientes lênticos, para os afloramentos Cipaúba1, Riachão, Cata-vento, Várzea do Engano e Pantanal, as espécies com maior valor de importância foram *Echinodorus subalatus*, que pode se comportar como emergente ou anfíbia, dependendo da condição do curso d'água e *Nymphae alingulata*, uma flutuante fixa. Para os afloramentos Queimada Bonita e Cipaúba2 *Nymphaea lasiophylla*, uma emergente de folhas flutuantes apresenta maior valor de importância. Dos afloramentos estudados, apenas Queimada Bonita e Cipaúba2 não secam totalmente no período da seca e são os que apresentam profundidade acima de 1m, o que pode favorecer o estabelecimento dessas espécies em detrimento dos outros tipos funcionais. Ambientes rasos favorecem as espécies anfíbias e ambientes profundidades, as espécies flutuantes (Casanova et al. 2000). Vários estudos (Rolon et al. 2011; Pivari et al. 2011; Henry-Silva et al. 2010; Mormul et al. 2010; Pott e Pott 1997) têm se referido a macrófitas anfíbias e emergentes como espécies predominantes em áreas

úmidas, Neotropicais. O fato desses ambientes estarem sujeitos a regimes sazonais de inundações (Junk e Piedade 1993; Bove et al. 2003), como é o caso de vários ambientes lânticos aqui investigados, favorece o estabelecimento dessas espécies que estão adaptadas tanto para ambientes terrestres como aquáticos.

A variação na composição de espécies nesses ambientes também está relacionada com o percentual de radiação subaquática (Figura 5). Os ambientes como Cata-vento e Várzea do Engano, onde a profundidade máxima é inferior a 50cm, foram colonizados por espécies emergentes, mais adaptadas a essas condições. Queimada Bonita e Riachão, afloramentos mais profundos, as assembleias de macrófitas são compostas por espécies de folhas flutuantes, capazes de germinar e se estabelecerem em regiões com maior volume de água.

Os resultados obtidos corroboram com a hipótese de que os ambientes analisados diferem quanto a composição e riqueza de espécies e, portanto, a manutenção da diversidade regional depende da conservação de uma variedade de *habitats*. Também podemos afirmar que os nutrientes e o grau de antropização são importantes determinantes da estrutura e riqueza das assembleias de macrófitas. A manutenção de assembleias de macrófitas relativamente integras, com maior diversidade de espécies, requer medidas que reduzam os aportes de nutrientes e do uso dos entornos dos ambientes aquáticos.

REFERÊNCIAS

Akasaka M, Takamura N, Mitsunashi H, Kadono Y (2010) Effects of land use on aquatic macrophyte diversity and water quality of ponds. *Freshwater Biology* 55: 909-922

Alves JAA, Tavares AS, Trevisan R (2011) Composição e distribuição de macrófitas aquáticas na lagoa da Restinga do Massiambu, Área de Proteção Ambiental Entorno Costeiro, SC. *Rodriguésia* 62(4): 785-801

Alves-da-Silva SC, Bona C, Moço MCC, Cervi AC (2014) Floristic survey and species richness of aquatic macrophytes in water supply reservoirs. *Check List* 10: 1324-1330

Anderson MJ, Willis TJ (2003) Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology*, 84: 511-525

Bando FM, Michelin TS, Cunha ER, Figueiredo BRS, Thomaz SM (2015) Macrophyte species richness and composition are correlated with canopy openness and water depth in tropical floodplain lakes. *Braz. J. Bot*, 38:289-294

Bianchini Junior, I (2003) Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: Thomaz SM, Bini LM (eds.) *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas Maringá*, Eduem, pp 86-126

Bini LM, Thomaz SM (2005) Prediction of *Egeria najas* and *Egeria densa* occurrence in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay). *Aquatic Botany*, 83: 227-238

Bove CP, Gil ASB, Moreira CB, dos Anjos RFB (2003) hidrófitas fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta bot. bras.* 17: 119-135

Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information – Theoretic Approach*, 2nd ed. Springer, 515p

Campelo MJA, Siqueira Filho JAVM (2013) structure community of aquatic macrophytes in springs of the semiarid, northeast Brazil. *International Journal of Scientific Knowledge*, 4: 14-22

Casanova MT, Brock MA (2000) How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecology* 147:237-250

Cervi AC, Cleusa BC, Moço MCC, Linsingen LV (2009) Macrófitas aquáticas do Município de General Carneiro, Paraná, Brasil. *Biota Neotrop.* 9:3 214-222

Chao A, Shen T, (2009) SPADE - Species Prediction And Diversity Estimation. Version chao.stat.nthu.edu.tw/.

Cheruvilil, KS, Seranno PA (2008) Relationships between lake macrophyte cover and lake and landscape features. *Aquatic Botany* 88: 219-227

Colwell RK (2013) EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.

Del Pozo R, Fernández-Aláez C, Fernández-Aláez M (2010) An assessment of macrophyte community metrics in the determination of the ecological condition and total phosphorus concentration of Mediterranean ponds. *Aquatic Botany* 92: 55-62

Diniz CR (1995) Aspectos sanitários de corpos lênticos temporários para consumo humano. Dissertação, Universidade Federal da Paraíba

Esteves FA (2011) Gênese dos ecossistemas lacustres. In: Esteves FA (coord.) *Fundamentos de Limnologia*. Interciência/FINEP. 3ed. Rio de Janeiro, pp 83-112

Esteves FA, Camargo AFM (1986) Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. *Acta Limnol. Bras.* 1: 273-298

Esteves FA, Barbieri RA (2011) Radiação Solar e seus Efeitos em Ecossistemas Aquáticos Continentais. In: Esteves FA (Org.) Fundamentos de Limnologia. 3ed. Rio de Janeiro: Interciência, pp. 137-166

Feldmann T, Nöges P (2007) Factors controlling macrophyte distribution in large shallow Lake Vörtsjärv. *Aquatic Botany* 87: 15-21

Gine MF, Bergamin, FH, Zagatto EAG, Reis BF (1980) Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flow injection analysis. *Anal. Chim. Acta* 114:191-197

Gotelli NJ, Colwell RK (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pit falls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol Lett* 4:379-391

Hansel-Welch N, Butler MG, Carlson TJ, Hanson MA (2003) Changes in macrophyte community structure in Lake Christina (Minnesota), a large shallow lake, following biomanipulation. *Aquatic Botany* 75: 323-337

Henry-Silva GG, Moura RST, Dantas LLO (2010) Richness and Distribution of Aquatic Macrophytes in Brazilian Semi-arid Aquatic Ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22:147-156

Hicks AL, Frost PC (2011) Shifts in aquatic macrophyte abundance and community composition in cottages developed lakes of the Canadian Shield. *Aquatic Botany* 94: 9-16

Leite KRB, França F, Scatena VL (2009) Anatomia de espécies anfíbias de Cyperaceae de lagoas do semiárido, BA, Brasil. *Acta bot. bras.* 23: 786-796

Lima LF, Silva SSL, Moura-Júnior EG de M, Zickel CS (2011) Floristic composition and identification keys for aquatic macrophytes from in reservoirs in Pernambuco state *Rodriguésia* 6: 771-783

Lorenze H (2008) Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. Instituto Plantarum, Nova Odessa

Mackereth FYH, Heron J, Talling JF (1978) Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshw. Biological Assoc.* 36:1-120

Magurran AE (2004) *Measuring biological diversity*. Blackwell, Oxford

Magurran AE (2013) *Medindo a diversidade biológica*. Ed. da UFPR. Curitiba

Mormul RP, Ferreira FA, Michelin TS, Carvalho P, Silveira MJ, Thomaz SM (2010) Aquatic Macrophytes in the Large, Sub-tropical Itaipu Reservoir, Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 58:1437-1452.

Mormull RP, Thomaz SM, Vieira LJS (2013) Richness and composition of macrophyte assemblages in four Amazonian lakes. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 35: 343-350

Moura MAM, Franco DAS, Matallo MB (2009) Manejo integrado de macrófitas aquáticas. *Divulgação técnica Biológico* 71: 77-82

Padial AA, Thomaz SM (2008) Prediction of the light attenuation coefficient through the Secchi disk depth- empirical modeling in two large Neotropical ecosystems. *Limnology* 9:143-151 doi: 10.1007/s10201-008-0246-4

Paz J, Bove CP (2007) Hidrófitas vasculares da lagoa de Carapebus, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 495-497.

Pedralli G (2003) Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: Thomaz SM, Bini LM (eds.) *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas Maringá*, Eduem, pp 171-188

Pereira SA, Trindade CRT, Albertoni EF, Palma-Silva C (2012) Aquatic macrophytes as indicators of water quality in subtropical shallow lakes, Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 24: 52-63

Pierini AS, Thomaz, SM (2004) Adaptações de plantas submersas à absorção do carbono inorgânico. *Acta bot. bras.* 18: 629-641

Pivari MO, Oliveira VB, Costa FM, Ferreira RM, Salino A (2011) Macrófitas aquáticas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* 62:759-77

Pott JV, Pott A (1997) Checklist das macrófitas aquáticas do Pantanal, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 11: 215-227

Pott JV, Pott A (2000) Plantas aquáticas do Pantanal. Embrapa. Brasília

Rebellato L, Cunha CN da (2005) Efeito do “fluxo sazonal mínimo da inundação” sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. *Acta bot. bras.* 19: 789-799

Rolon AS, Rocha O, Maltchik L (2011) Diversidade de macrófitas aquáticas do Parque Nacional da Lagoa do Peixe. *Neotropical Biology and Conservation* 6: 5-12

Rooney N, Kalff J (2000) Inter-annual variation in submerged macrophytes community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. *Aquatic Botany* 68: 321-335

Schlesinger WH, Reynolds JF, Cunningham LG, Huenneke LF, Jarrell WM, Virginia RA (1990) Biological Feedbacks in Global Desertification. *Science* 247: 1043-1048

Tavares AS, Araújo AC, Guimarães FB (2007) Cyperaceae ocorrentes na Baixada do Maciambú, Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, Palhoça, SC. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 186-188

Thomaz SM (2002) Ecological Factors Associated to Aquatic Macrophyte Colonization and Growth and Management Challenges. *Planta Daninha* 20: 21-33

Thomaz SM, Esteves FA (2011) Comunidade de macrófitas aquáticas. In: Esteves FA (coord.) *Fundamentos de Limnologia*. Interciência/FINEP. 3ed. Rio de Janeiro, pp 461-521

Wetzel RG (1993) *Limnologia*. Fundação Calouste Goulbekian, Lisboa

3 SIMILARIDADE ENTRE ASSEMBLEIA DE MACRÓFITAS E BANCO DE SEMENTES EM AMBIENTES AQUÁTICOS SEMIÁRIDOS

RESUMO

A recolonização em áreas úmidas das regiões semiáridas, após o período de seca, na maioria dos casos depende dos bancos de sementes, principalmente se elas estão isoladas, o que dificulta a dispersão das espécies entre diferentes áreas. O objetivo desse estudo foi verificar se nesses ambientes o banco de sementes do sedimento é o responsável pelo restabelecimento da vegetação aquática. As amostras de solo para a germinação do banco de semente foram retiradas em dois ambientes lênticos e um lótico. O sedimento coletado foi colocado em sacos plásticos devidamente identificados e levados à casa de vegetação, colocado em bandejas plásticas com etiquetas identificando o local de coleta. As bandejas foram irrigadas diariamente para que fosse mantida a lâmina de água de aproximadamente 5 cm sobre o sedimento, por um período de três meses. A composição de espécies demonstrou diferenças significativas entre os registros de campo e o banco de sementes. Os resultados indicam que o banco de sementes dos ambientes do semiárido que investigamos não explica inteiramente a composição das assembleias de macrófitas desses ambientes.

Palavras-chave: Memória ecológica. Germinação. Colonização. Áreas úmidas.

3 SIMILARITY BETWEEN MACROPHYTES ASSEMBLY AND SEED BANK IN AQUATIC ENVIRONMENTS SEMI-ARID

ABSTRACT

The recolonization in wetlands of semiarid regions, after the drought, in most cases depends on the seed banks, especially if they are isolated, which makes the dispersion of species between different areas. The aim of this study was to determine whether these environments the sediment seed bank is responsible for the restoration of aquatic vegetation. Soil samples for seed bank germination were taken in two lentic and lotic. The collected sediment was placed in labeled plastic bags and taken to a greenhouse, placed in plastic trays with labels identifying the collection site. The trays were watered daily to which was maintained at a water depth of about 5 cm above the sediment, for a period of three months. The species composition showed significant differences between the field records and the seed bank. Our results indicate that the seed bank of the semi-arid environments investigated does not fully explain the composition of macrophytes assemblages of these environments.

Keywords: Ecological memory. Germination. Colonization. Wetlands.

3.1 INTRODUÇÃO

As espécies de macrófitas aquáticas distribuem-se de forma diferenciada ao longo de gradientes de profundidade, o que resulta em padrões de zonação espacial no sentido margem – região pelágica. Em regiões húmidas semipermanentes, por exemplo, a profundidade da água raramente é constante ao longo do tempo. Grandes flutuações são observadas no nível da água entre as estações do ano e a duração dos períodos de seca e inundação pode ser tão importante para o estresse da vegetação quanto a profundidade da água (Brownlow et al. 1994). O regime hídrico influencia a dinâmica da vegetação em regiões húmidas ao redor do mundo. Nestas regiões o regime hídrico pode ser definido pelo padrão de profundidade, duração, frequência, tempo e variabilidade dos eventos de inundação. A presença e ausência de água nesses ambientes é que determina quais espécies germinam, estabelecem e se reproduzem (Crosslé et al. 2002).

O regime hídrico é um dos principais determinantes do desenvolvimento da comunidade vegetal e dos padrões de zoneamento de plantas em zonas úmidas, os quais podem mudar entre as estações do ano, devido as flutuações nos níveis da água no tempo e no espaço. A variedade de zonas úmidas e a grande variação interanual do regime de água resulta na diversidade de comunidades vegetais (Casanova et al. 2000).

A recolonização dessas áreas após o período de seca, na maioria dos casos depende dos bancos de sementes, principalmente se elas estão isoladas, o que dificulta a dispersão das espécies entre diferentes áreas (Brock 1998). Zonas úmidas têm bancos de sementes persistentes, nos quais muitas espécies de plantas sobrevivem por longos períodos no solo seco (Leck e Brock 2000). Com o retorno de inundações, as espécies germinam rapidamente a partir dos bancos de sementes presentes na área alagada (Brock 1991). A estrutura do solo e composição do banco de sementes determinam o potencial para a futura vegetação das áreas úmidas existentes. As condições que são impostas aos bancos de sementes, como por

exemplo, o regime hídrico, determinam quais espécies serão recrutadas para a vegetação (Keddy 1992), bem como as que irão contribuir novamente com sementes para ele (Casanova et al. 2000).

Alguns estudos têm demonstrado que a composição de espécies dos bancos de sementes aquáticas pode não refletir a composição da vegetação permanente (Van der Valk 1981, Smith e Kadlec 1985, Wilson et al. 1993). As sementes persistem no sedimento como um registro da vegetação anterior, por serem na maioria das vezes mais tolerantes a condições adversas do que a planta no estágio adulto (Hilt et al. 2006). Informações sobre bancos de sementes são importantes para a recuperação e gestão de zonas úmidas, no entanto, o papel que desempenham nas margens dos cursos d'água tem recebido pouca atenção (Keddy et al. 1982, Smith e Kadlec 1985, Wilson et al. 1993).

Van der Valk (1981) propõe que a contribuição de bancos de sementes para a vegetação está relacionada com a profundidade da água e com exigências específicas das espécies para o estabelecimento. Sendo assim, as condições do regime de água impostas às regiões alagadas determinam a probabilidade de germinação das sementes e o estabelecimento de plântulas. Segundo o autor, em baixos níveis de água, a vegetação seria composta por espécies emergentes, que são capazes de germinar e se estabelecer nessas condições, a partir de banco de sementes. Com o aumento do volume de água, a maioria das espécies emergentes seria substituída por espécies flutuantes livres, espécies de folhas flutuantes e espécies submersas, que podem germinar e se estabelecer em condições de alagamento.

Em geral, a profundidade de distribuição das sementes no sedimento reflete o equilíbrio entre a entrada de sementes oriundas da vegetação estabelecida e saída de sementes por fatores como predação ou perda da viabilidade (Xiao et al. 2013). O banco de sementes em *habitat* degradados pode ser considerado como uma potencial fonte de material

para a rápida recolonização das comunidades vegetais. No entanto, este banco de sementes pode diminuir com o tempo após a vegetação desaparecer (Hilt et al. 2006).

No semiárido do Nordeste Brasileiro, corpos d'água, como rios temporários, açudes, pequenas lagoas e áreas de várzeas que se transformam em pequenos pântanos estão submetidos a uma grande variação anual do regime hídrico. Durante a estiagem, alguns secam totalmente enquanto outros permanecem com uma reduzida lâmina de água, sendo que esse estresse hídrico provoca a eliminação da vegetação aquática nesses ambientes durante o período de seca. Além disso, muitas dessas áreas durante o período de alagamento, por serem geralmente de pouca profundidade, são utilizadas como áreas de agricultura de subsistência pela população de seu entorno. Essa prática contribui para uma retirada prematura da vegetação aquática que se estabelece no período de chuvas. O objetivo desse estudo foi verificar se o banco de sementes do sedimento é o responsável pelo restabelecimento da vegetação aquática nesses ambientes. Testamos a hipótese de que a recolonização dessas áreas só é possível pela existência de um banco de sementes deixado pela vegetação que se estabelece no período de chuvas.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

As amostras de solo para a germinação do banco de semente foram retiradas em três ambientes: no afloramento do povoado Queimada Bonita, zona rural do município de Geminiano (07°11'67''S 41°24'50''W), no afloramento do bairro Cata-vento (07°04'57''S 40°26'69''W) na zona urbana da cidade de Picos. No rio Guaribas o solo foi coletado em dois locais, no povoado Umari (07°03'39''S 41°25'58''W), no bairro Bomba (Prainha) (07°04'55''S 1°27'81''W), zonas rural e urbana do município de Picos, respectivamente.

3.2.2 Amostragem

A amostragem para o banco de sementes foi realizada em dezembro de 2014 nos mesmos pontos onde foram montados os transectos para a coletas das macrófitas (ver tópico 1), caracterizando um delineamento amostral pareado. Em cada local foram definidos três transectos de 20 m de comprimento na largura do curso d'água, distando 15 m entre si. Em cada transectos foram lançados três pontos de coleta de sedimento, distando 5 m um do outro a partir da margem do curso d'água. Em cada ponto foi lançado um quadrado de cano PVC de 50 cm x 50 cm. Dentro do quadrado foram feitos dois círculos de 20cm de diâmetro, com um cavador fez-se a coleta do sedimento a 10 cm e 20 cm de profundidade, totalizando seis amostras por transecto, dezoito amostras por local de coleta e setenta e duas no total. O sedimento coletado em cada profundidade foi colocado em sacos plásticos devidamente identificados e levados à casa de vegetação da Universidade Federal do Piauí, campus de Picos, onde foi peneirado para retirada de raízes, pedras e outros materiais. Após ser peneirado o solo foi colocado em bandejas plásticas etiquetadas.

As bandejas foram irrigadas diariamente para que fosse mantida a lâmina de água de aproximadamente 5 cm sobre o sedimento. A germinação iniciou aproximadamente duas

semanas após o início da irrigação (Figura 01). O experimento foi monitorado por três meses e a maioria das plantas que germinaram foram identificadas até o menor nível taxonômico possível.



Figura 1. Germinação do banco de semente do sedimento dos afloramentos hídricos do Povoado Queimada Bonita (A), zona rural do município de Geminiano e do bairro Cata-vento (B), zona urbana de Picos; do Rio Guaribas (C), no Povoado Umari, zona rural e no bairro Bomba (Prainha) (D), zona urbana do município de Picos.

Antes de realizar as análises estatísticas, as ocorrências das espécies de macrófitas nos quadrados foram combinadas dentro de seus respectivos transectos, os quais foram considerados como as unidades amostrais. Essa abordagem permite o controle da zonação ao longo da região litorânea, evitando que esse aspecto atue como um fator de confundimento na explicação da estrutura tanto da assembleia de macrófitas quanto do banco de sementes.

3.2.3 Análises estatísticas

Para descrever as ocorrências das espécies de macrófitas foi realizada uma abordagem descritiva utilizando índices de frequência de ocorrência. Esse índice foi obtido pela razão entre o número de transectos em que uma determinada espécie ocorreu e o número total de transectos amostrados.

Para descrever a riqueza de espécies de macrófitas foram utilizadas curvas de acumulação de espécies. As curvas de acumulação permitem observar a tendência com que novas espécies são registradas em função do esforço amostral, além de permitirem o ajuste da riqueza de espécies antes de comparações (procedimento de rarefação), evitando vieses causados por diferenças no esforço amostral (Gotelli e Colwell 2001). Foram utilizados estimadores de riqueza de espécies (ICE, Chao 2, Jacknife 1 e Jacknife 2) para estimar a riqueza total de espécies na área amostrada (Magurran 2004). Tanto, curvas de acumulação quanto estimadores, foram calculadas para as macrófitas amostradas em campo e para as macrófitas que germinaram a partir do banco de sementes. Comparações foram realizadas utilizando intervalos de confiança 95%. As análises foram realizadas nos softwares EstimateS (Colwell 2013) e SPADE (Chao e Shen 2009).

Para comparar a composição de espécie entre as macrófitas amostradas em campo e as macrófitas germinadas do banco de sementes foi utilizada uma PERMANOVA (Anderson 2001). Nessa análise, ‘plantas amostradas em campo’ e ‘banco de sementes’ foram consideradas como níveis de um estágio de vida. A comparação multivariada das espécies foi realizada sobre uma matriz de dissimilaridade de Sørensen obtida a partir da matriz de presença e ausência das espécies nos diferentes transectos amostrados. Para o controle estatístico do delineamento amostral pareado, a identidade do transecto foi considerada como uma variável aleatória no modelo. Com o objetivo de sumarizar a variação na composição de espécies entre as macrófitas amostradas em campo e que germinaram do

banco de sementes foi utilizado um escalonamento multidimensional métrico (MDS – *metric dimensional scaling*). Essa ordenação foi baseada na matriz de similaridade de Sørensen obtida a partir da matriz de presença e ausência das espécies nos diferentes transectos amostrados. A ordenação foi condicionada pela identidade do transecto de modo a controlar o efeito do delineamento amostral pareado sobre a composição de espécies. A PERMANOVA foi conduzida no suplemento PERMANOVA+ 1.0.3 (Anderson et al. 2008) do software PRIMER 6.1.13 (Clarke e Gorley 2006) e a MDS foi conduzida no pacote vegan (Oksanen et al. 2013) do software R cran.

Para investigar mais detalhadamente as diferenças na composição de espécies entre os registros de campo e o banco de sementes quanto à substituição e aninhamento foram utilizados métodos de particionamento da diversidade beta (Baselga 2010). A partição da diversidade beta entre os componentes de “turnover” e aninhamento pode indicar o quanto a composição das espécies de plantas adultas mudam em relação ao banco de sementes e o quanto, em termos de espécies, as plantas ou o banco de sementes são subconjuntos uns dos outros. Para tanto foram calculadas as dissimilaridades entre as espécies registradas em campo e as registradas a partir do banco de sementes para cada transecto utilizando os componentes de substituição e aninhamento de Sørensen (Baselga 2010). Para testar a diferença entre os componentes de substituição e aninhamento ao longo dos transectos amostrados utilizamos um teste t pareado, pois os valores de substituição e aninhamento derivam da mesma informação obtida no transecto.

3.3 RESULTADOS

Foi registrado um total de 33 espécies considerando todos os ambientes amostrados, das quais 16 espécies germinaram do banco de sementes e 31 foram registradas nas amostragens de campo. Duas espécies foram exclusivas da germinação do banco de sementes (*Hymenachne amplexicaulis*, *Nymphoides indica*), enquanto 17 foram exclusivas das amostragens de campo (*Azolla* cf. *caroliniana*, Indet sp2, *Glinusradiatus*, *Kallstroemia tribuloides*, *Marsilea* cf. *deflexa*, *Merremia macrocalyx*, *Pycreus macrostachyos*, *Salvinia auriculata*, *Echinodorus subalatus*, *Eichhornia crassipes*, *Neptunia oleracea*, *Neptunia plena*, *Nymphaea lasiophylla*, *Commelina* sp, *Hydrocotyle bonariensis*, *Polygonum punctatum* e *Richardia grandiflora*) (Figura 2).

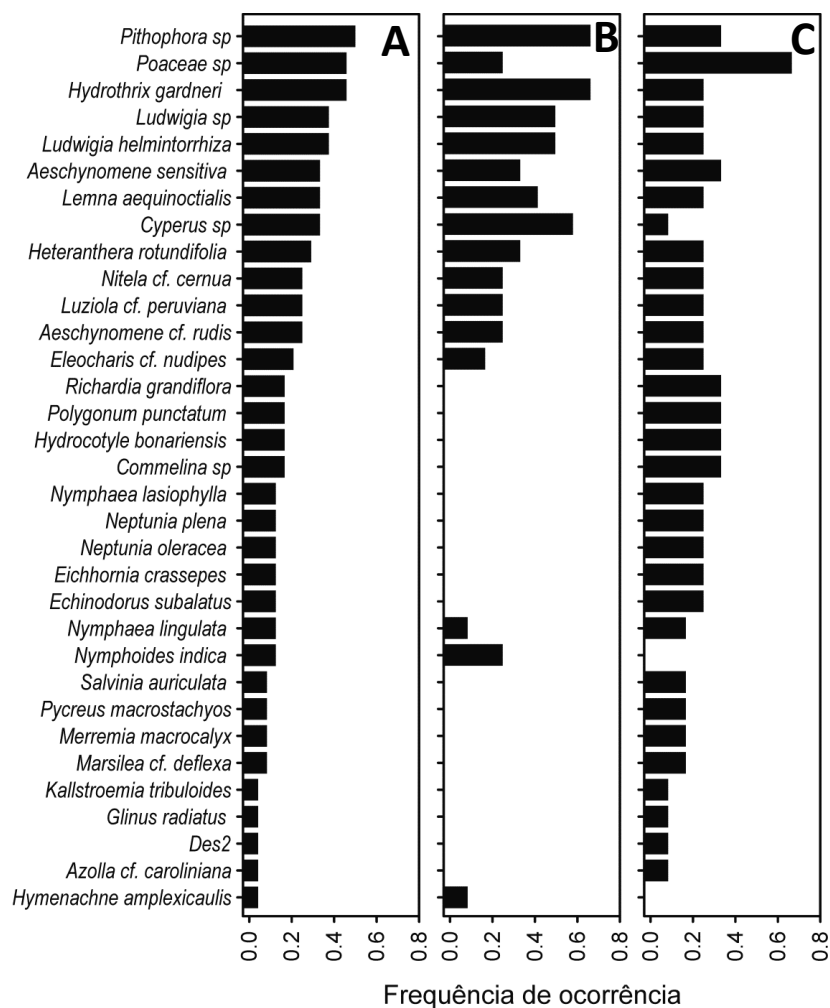


Figura 2. Frequência de ocorrência das espécies de macrófitas registradas considerando o total de transectos amostrados e amostras do banco de sementes (A), somente o banco de sementes amostrado nos transectos (B) e somente as espécies registradas nos transectos (C).

Os dados demonstrados pela curva de acumulação evidenciaram tendências assintóticas (Figura 3). Considerando todos os transectos, o número de espécies registradas aproximou-se da estimativa de riqueza total para a área (Tabela 1). As estimativas de riqueza para as macrófitas registradas no banco de sementes foram consideravelmente consistentes e demonstraram que em média de 1 à 2 espécies não registradas podem ser encontradas com o aumento do esforço amostral (Tabela 1). Considerando as macrófitas amostradas em campo, em média o número de espécies não registradas variou de 2 à 6 (Tabela 1).

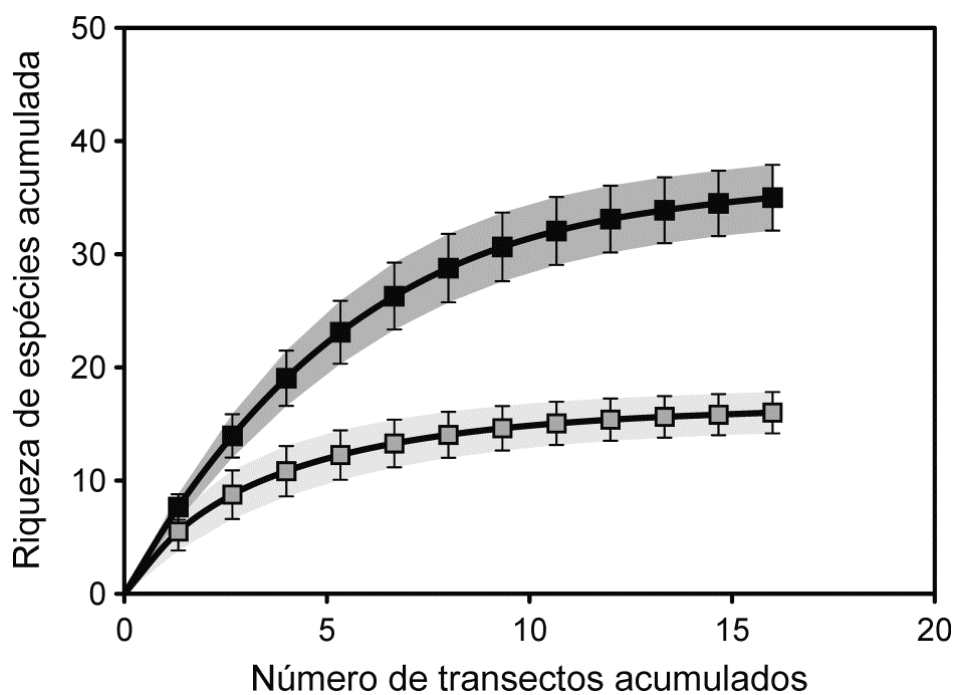
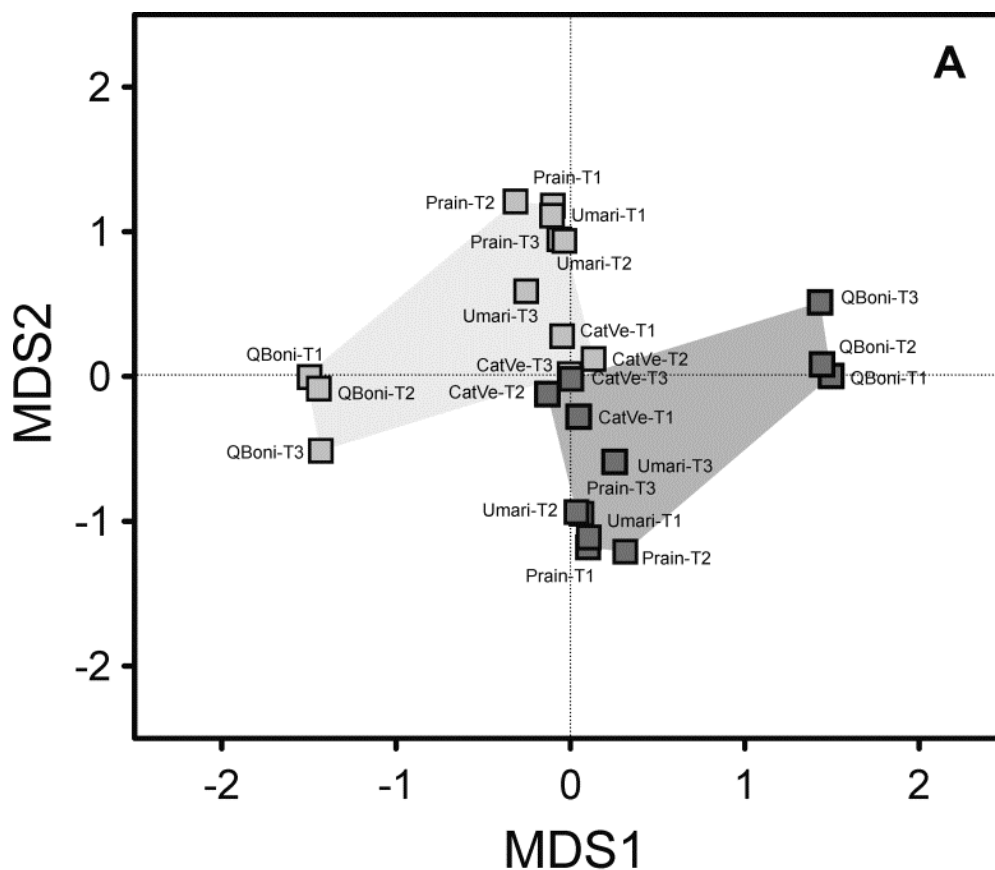


Figura 3. Curvas de acumulação de espécies de macrófitas registradas em campo (cinza escuro) e de macrófitas que germinaram do banco de sementes (cinza claro).

Tabela 1. Estimativa de riqueza total para a área de estudo.

Ambiente	Número de transectos	Riqueza de espécies		Estimadores de riqueza de espécies			
		Número de espécies registradas	Riqueza de espécies rarefeita	ICE	Chao 2	Jackknife 1	Jackknife 2
Banco de sementes	12	16.0 (14.2–17.8)	16.0 (14.2–17.8)	16.9 (16.1–23.3)	16.3 (16.0–21.6)	17.8 (16.3–25.6)	18.0 (16.2–33.1)
Macrófitas	12	35.0 (32.1–37.9)	35.0 (32.1–37.9)	37.0 (35.4–44.0)	36.7 (35.3–46.2)	40.5 (36.9–51.1)	40.2 (36.0–61.9)

A composição de espécies demonstrou diferenças significativas entre os registros de campo e o banco de sementes ($F_{(1,23)} = 4.73$; $p = 0.003$). Essa diferença foi também evidenciada pela ordenação resultante do procedimento da MDS (Fig. 4). A formação de um grupo mais central no eixo 1, indica que Cata-Vento, Umari e Prainha compartilham uma maior semelhança em termos de composição de espécies entre as macrófitas registradas em campo e as que germinaram do banco de sementes. Em contraste, Queimada Bonita demonstra a maior diferença na composição de espécies entre as macrófitas registradas em campo e as que germinaram do banco de sementes (Fig. 4).



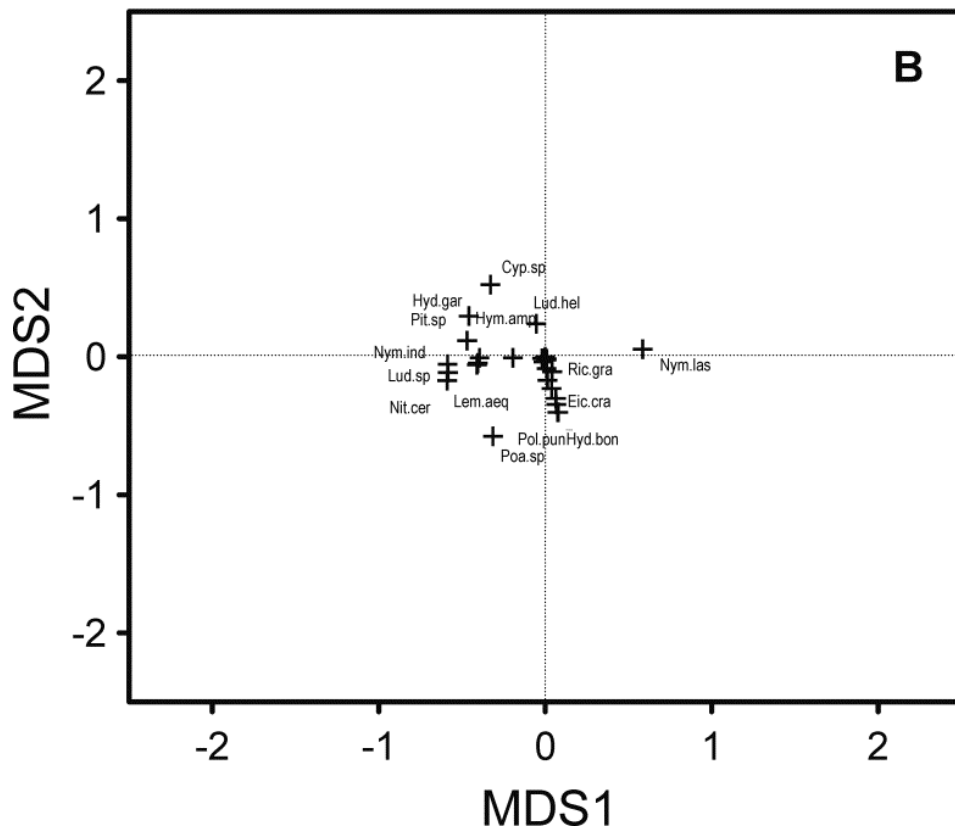


Figura 4. Escalonamento dimensional métrico (*Metric dimensional scaling* - MDS) espécies de macrófitas registradas em campo (cinza escuro) e de macrófitas que germinaram do banco de sementes (cinza claro). Na figura 'A' e 'B' são mostrados os escores para os locais e espécies, respectivamente.

Quanto ao particionamento da diferença na composição evidenciada pela PERMANOVA e MDS, a contribuição do componente de substituição foi muito maior que a contribuição do componente de aninhamento (Figura 5). Esse padrão foi confirmado pelo teste t pareado ($t=2.23$; $p=0.047$).

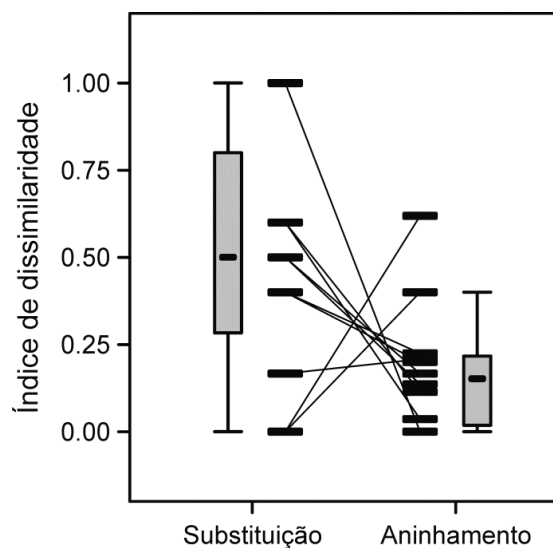


Figura 5. Particionamento da diversidade beta das espécies registradas no campo e no banco de sementes, quanto ao turnover e ao aninhamento.

3.4 DISCUSSÃO E CONCLUSÃO

A germinação do banco de sementes demonstrar haver uma reduzida riqueza de espécies comparativamente aos bancos de macrófitas dos locais de onde os bancos foram amostrados. Além disso, a composição da assembleia resultante dos bancos de sementes também diferiu daquela observada *in situ* e os padrões de substituição de espécies foram mais importantes do que o de aninhamento, quando os dados de campo foram confrontados com os dados do banco de sementes. No entanto, aproximadamente a metade das espécies registradas *in situ* germinaram a partir do banco de sementes. Em conjunto, os resultados obtidos demonstram que o banco de sementes tem uma participação limitada na recuperação das assembleias de macrófitas e que outros fatores, também, devem influenciar na composição das assembleias de macrófitas dos ambientes amostrados.

Uma das possíveis razões para as diferenças observadas entre o banco de sementes e as amostras dos afloramentos podem ser relacionadas ao potencial de germinação das sementes. A não germinação de um número considerável de espécies em função da viabilidade de suas sementes no solo tem sido demonstrado em outros estudos (Casanova et al. 1990, Boedeltje et al. 2003, Amiaud et al. 2004).

Outra razão para as diferenças pode ser a colonização dos *habitats* aquáticos por espécies que migram de outros locais. No caso das macrófitas, o transporte de propágulos por animais, como por exemplo aves aquáticas, é um importante mecanismo de dispersão (Chambers et al. 2008). Embora seja difícil afirmar a ocorrência desse mecanismo, não se pode descartá-lo para explicar a ocorrência de espécies no banco de sementes que não foram constatadas nos ambientes investigados.

A curva de acumulação de espécies mostra que a riqueza de espécies para macrófitas amostradas em campo é maior que para macrófitas que germinaram no banco de sementes (Figura 2). A diferença na riqueza de espécies pode ser atribuída ao fato de os

ambientes amostrados estarem sujeitos a flutuações nas condições de umidade, o que pode comprometer a formação de banco de sementes. Ambientes sujeitos a diferentes regimes hídricos podem possibilitar a formação de diferentes comunidades somente se o banco de sementes apresentar potencial para diferentes comunidades de plantas se desenvolverem (Casanova et al. 2000). Nas regiões úmidas, flutuações nos regimes de inundação e seca alteram consideravelmente a qualidade da água (Casanova et al. 1990, Wilson 1993, Grillas et al. 1993, Cellot et al. 1998, Crossolé et al. 2002, Porter et al. 2007), resultando na formação de comunidades de plantas aquáticas distintas dos seus bancos de sementes.

Outro aspecto que deve ser considerado para explicar os resultados é que algumas espécies de macrófitas não são capazes de preservar diásporos no sedimento por longos períodos. Para ambientes temporários, como os desse estudo, isso é particularmente importante. Nas macrófitas, em geral, a contribuição da reprodução vegetativa é muito maior que a sexuada, o que pode ser mais vantajoso para a planta investir em estruturas de resistência que na reprodução sexuada. Reprodução vegetativa parece ser a maneira mais eficaz de recolonização utilizada pelas espécies vegetais em áreas alteradas (Amiaud et al. 2004). A importância do banco de sementes, no entanto, varia de acordo com o tipo biológico das espécies de macrófitas. Por exemplo, o banco de sementes tem importância maior para plantas submersas, pois morrem no período de seca, enquanto as plantas emergentes, em número considerável têm estruturas vegetativas capazes de sobreviver aos períodos de seca (Grillas et al. 1993).

A maior semelhança na composição de espécies entre as macrófitas registradas no campo e as que germinaram do banco de sementes, para as coletas feitas na Prainha e Umari (Figura 4) pode ser explicada pelo fato dos dois locais estarem associados ao rio Guaribas. Com relação à semelhança entre estes locais e o observado em Cata-vento, embora sejam ambientes próximos, não tem conexão entre eles, no entanto, essa semelhança pode ser

justificada pelo fato desses ambientes estarem sob elevado estresse hídrico, condições de antropização semelhante, permanecendo no sedimento apenas sementes daquelas espécies mais resistentes aos impactos que estão submetidos, pois as espécies que germinaram nesses ambientes na maioria são plantas emergentes anfíbias. O afloramento observado em Queimada Bonita é o que mais diverge em características, em relação aos outros, no período das coletas de campo, somente uma espécie foi registrada nesse ambiente, *Nymphaea lasiophylla*. É o afloramento com maior profundidade, 1,24m, solo totalmente argiloso liberando muito material em suspensão na coluna d'água, o que aumenta a turbidez da água dificultando a incidência de luz no sedimento, o que dificulta a germinação de plantas submersas, adaptadas a águas claras (Casanova et al. 1990) e emergentes anfíbias adaptadas às áreas mais rasas dos cursos d'água (Pott et al. 1999), como as que germinaram no banco de sementes.

As medidas de aninhamento e “turnover” realizadas para comparar os transectos de plantas adultas com os transectos de bancos de sementes (Figura 5) mostraram que nos ambientes estudados, a diferença na composição das comunidades de plantas ocorre mais por substituição do que por aninhamento. Assim os resultados da análise de aninhamento também demonstram que a germinação pode ocorrer por banco de sementes formados por propágulos provenientes de outros locais, transportados por diferentes formas de dispersão e que podem permanecer nesses ambientes até as condições para germinação serem favoráveis.

Em suma, os resultados indicam que o banco de sementes dos ambientes do semiárido que investigamos não explica inteiramente a composição das assembleias de macrófitas desses ambientes. Outros fatores importantes, incluindo a capacidade de brotamento das plantas, sazonalidade de produção de sementes e dispersão a partir de outros ambientes devem ser utilizados para explicar as diferenças entre as composições de espécies

desses ecossistemas. Portanto, o estudo desses mecanismos torna-se promissor para explicar em maior profundidade a razão das diferenças encontradas.

REFERÊNCIAS

Amiaud B, Touzard B (2004) The relationships between soil seed bank, aboveground vegetation and disturbances in old embanked marshlands of Western France. *Flora* 199: 25-35

Anderson MJ, (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26: 32-46

Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134-143

Boedeltje G, Bakker JP, Heerdt GNJ (2003) Potential role of propagule banks in the development of aquatic vegetation in backwaters along navigation canals. *Aquatic Botany* 77: 53-69

Brock M A (1998) Are temporary wetlands resilient? Evidence from seed banks of Australian and South African wetlands. In: McComb AJ, Davis JA (Eds) *Wetlands for the Future: Contributions from INTECOL's V International Wetlands Conference*. Gleneagles Publishing, Adelaide pp 193-206.

Brock MA (1991) Mechanisms for maintaining persistent populations of *Myriophyllum variifolium* J. Hooker in a fluctuating shallow Australian lake. *Aquatic Bot.* 39: 211-219.

Brownlow MD, Sparrow AD, Ganf GG (1994) Classification of water regimes in systems of fluctuating water level. *Aust. J. Mar. Fresh. Res.* 45: 1375-1385.

Casanova M, Brock MA (1990) Charophyte Germination and Establishment from the Seed Bank of an Australian Temporary Lake. *Aquatic Botany*, 36: 247-254

Casanova MT, Brock MA (2000) How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecology* 147: 237-250

Cellot B, Mouillot F, Henry CP (1998) Flood drift and propagule bank of aquatic macrophytes in a riverine wetland. *Journal of Vegetation Science* 9: 631-640

Chambers PA, Lacoul P, Murphy KJ, Thomaz SM (2008) Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 9-26

Chao A, Shen T, (2009) SPADE - Species Prediction and Diversity Estimation. Version chao.stat.nthu.edu.tw/.

Clarke KR, Gorley RN (2006) Primer v6: user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth

Colwell RK (2013) EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version9.

Crosslé K, Brock MA (2002) How do water regime and clipping influence wetland plant establishment from seed banks and subsequent reproduction? *Aquat. Bot.* 74: 43-56.

Gotelli NJ, Colwell RK (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol Lett* 4: 379-391

Grillas P, Garcia-Murillo P, Geertz-Hansen O, Marbfi N, Montes C, Duarte CM, 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

Hilt S, Grossb EM, Hupfera M, Morscheidc H, Mählmann J (2006) Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – A guideline and state of the art in Germany. *Limnologica* 36: 155-171

Keddy AP (1992) Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3:157-164

Keddy PA, Reznicek AA (1982) The role of seed banks in the persistence of ontario's coastal plain flora'. *Amer. J. Bot.* 69: 13-22

Leck MA, Brock MA (2000) Ecological and evolutionary trends in wetlands: evidence from seeds and seed banks in New South Wales, Australia and New Jersey, USA. *Plant Species Biol.* 15: 97-112.

Magurran AE (2004) *Measuring biological diversity*. Blackwell, Oxford

Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin RP et al. (2013) *Vegan: Community Ecology Package* R package version 2.0-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Porter JL, Kingsford RT, Brock MA (2007) Seed banks in arid wetlands with contrasting flooding, salinity and turbidity regimes. *Plant Ecol.* 188: 215-234

Pott VJ, Cervi AC, Bueno NC, Pott A, (1999) Dinâmica da vegetação aquática de uma lagoa permanente da Fazenda Nhumirim, Pantanal da Nhecolândia, MS. In *Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal, Manejo e Conservação*, Corumbá: Embrapa Pantanal, pp 227-235.

Smith LM, Kadlec JA (1985) The effects of disturbance on marsh seed banks. *Can. J. Bot.* 63: 2133-2137

Van Der Val AG (1981) Succession in wetlands: a gleasonian approach. *Ecology* 62: 688-696

Wilson SD, Moore DRJ, Keddy PA (1993) Relationships of marsh seed banks to vegetation patterns along environmental gradients. *Freshwater Biol.* 29: 361-370.

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

4 CONCLUSÃO GERAL

Os ambientes analisados são diferentes com relação a composição e riqueza de espécies, o que sugere que a manutenção da diversidade regional depende da conservação de uma variedade de *habitats*. As análises físico-químicas da água comprovam que os nutrientes e o grau de antropização contribuem para determinar a estrutura e riqueza das assembleias de macrófitas. Portanto, a manutenção de assembleias de macrófitas relativamente integras, com maior diversidade de espécies, requer medidas que reduzam os aportes de nutrientes e do uso dos entornos dos ambientes aquáticos. Os dados obtidos a partir do banco de sementes dos ambientes do semi-árido que investigamos não explica inteiramente a composição das assembleias de macrófitas desses ambientes. Portanto, podemos concluir que outros fatores importantes, incluindo a capacidade de brotamento das plantas, sazonalidade de produção de sementes e dispersão a partir de outros ambientes devem ser utilizados para explicar as diferenças entre as composições de espécies desses ecossistemas. Portanto, o estudo desses mecanismos torna-se promissor para explicar em maior profundidade a razão das diferenças encontradas.