



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA – PRPGP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO -
PPGEC**

THAINÁ ALVES LYCARIÃO

**FATORES CONTROLADORES DE *Najas arguta* Kunth E *Egeria*
densa Planch EM UM RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO DO
BRASIL**

CAMPINA GRANDE – PB

FEVEREIRO DE 2015

THAINÁ ALVES LYCARIÃO

**FATORES CONTROLADORES DE *Najas arguta* Kunth E *Egeria*
densa Planch EM UM RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO DO
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Estadual da Paraíba UEPB em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Ênio Wocyli Dantas -
UEPB

CAMPINA GRANDE – PB

FEVEREIRO DE 2015

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

L981f Lycarião, Thainá Alves.

Fatores controladores de *Najas arguta* Kunth e *Egeria densa* Planch em um reservatório no semiárido do Brasil [manuscrito] / Thainá Alves Lycarião. - 2015.
51 p. : il. color.

Digitado.

Dissertação (Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2015.

"Orientação: Prof. Dr. Ênio Wocyli Dantas, Departamento de Ciências Biológicas".

1. Ecologia aquática. 2. GLM. 3. Hydrocharitaceae. 4. Macrófitas. I. Título.

21. ed. CDD 577.6

THAINÁ ALVES LYCARIÃO

FATORES CONTROLADORES DE *Najas arguta*
Kunth E *Egeria densa* Planch EM RESERVATÓRIO
DO SEMIÁRIDO DO BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Biodiversidade.

Aprovada em: 24/ 02 / 2015.

BANCA EXAMINADORA



Dr. Ênio Wocylí Dantas – Presidente (UEPB)

Examinadores:



Dra. Luciana Gomes Barbosa (UEPB)



Dr. Cleber Ibraim Salimon (UEPB)



Dr. Hermes de Oliveira Machado Filho (IFPB) - Suplente



Dr. Sergio Romero da Silva Xavier (UEPB) - Suplente

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus por ter me concedido a oportunidade de trabalhar e conhecer tantas pessoas capacitadas que me ensinaram e me ajudaram durante toda a trajetória.

Agradeço a minha família, Silvana Alves, Jorge Lycarião, Viviane Queiroz, Ivonete Alves, Simone Alves, Nathália Vitória e Francisco Aurélio pelo carinho, dedicação, paciência e orações durante todo o mestrado.

Agradeço ao meu noivo, Eduardo Barbosa, por participar de mais um capítulo da minha vida, com o mesmo amor e paciência, me tranquilizando e apoiando nos momentos mais difíceis, como também dividindo nossas alegrias e conquistas.

Agradeço ao meu orientador Ênio Wocyli Dantas por permitir mais uma vez a minha participação em seus projetos, pelas palavras carinhosas e orientações, pela confiança que foi depositada durante todo o tempo de graduação até o mestrado. Com certeza, seus conselhos e lições foram tão valiosos que levarei comigo por toda a minha vida.

Agradeço as minhas amadas estagiárias e parceiros de coleta, Andreza Ximenes, Irma Carvalho, Natália Carvalho, Scarlet Ferreira, Tatiana Barbosa, Marcílio Xavier, Hermes Machado, Davi (barqueiro) e José de Deus por toda ajuda em campo como no laboratório. Sem dúvida, toda a colaboração de vocês foi fundamental para a construção desta dissertação.

Agradeço aos técnicos e professores da UEPB, Amanda Coutinho, Alena Sousa, Michelle Pedrosa, André Pontes, Climélia Nóbrega, Adriano Cordeiro, professor Etham Barbosa, professora Joseline Molozzi e todo o pessoal do laboratório de Botânica e Ecologia Aquática da UEPB pela ajuda nos materiais de coleta, triagem das amostras e colaborações no trabalho.

Meus sinceros agradecimentos aos meus amigos Juan Diego, Julia Lacet, Davi Freire, Camila Mendes, Milena Goetz, Alan Delon, Augusto Queiroz, Tássia Leite, Elania Lira, Thays Paulino e todos que estiveram comigo dando todo apoio, compartilhando risadas e tornando o momento mais feliz e divertido.

E por fim, agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida.

Que Deus abençoe a vida de cada um de vocês.

RESUMO

Entender a dinâmica dos ecossistemas em regiões do semiárido que apresentam extremos de seca e cheia pode ajudar a elucidar questões relacionadas ao padrão de interação existentes nesses ambientes, bem como essas relações podem afetar nas interações ecológicas dos organismos presentes no corpo aquático. Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo determinar as variáveis abióticas que atuam no desenvolvimento de *Najas arguta* (Kunth) e *Egeria densa* (Planch), ressaltando como estas variáveis influenciam na relação das duas macrófitas submersas em um reservatório no semiárido. Dados de biomassa de *N. arguta* e *E. densa* foram obtidos em seis bancos, localizados três em cada margem do reservatório. Em cada banco selecionou-se parcelas 100x50 metros, onde foram medidos dados abióticos e coletados plantas através de ganchos de 0,5m de diâmetro ($n=4$), nas profundidades 1m, 2m e 3m. Análise de Variância (ANOVA) fatorial a+b foi utilizada para testar a variação sazonal e espacial dos bancos e das variáveis ambientais, análise de regressão linear foi utilizada para entender a relação de dependência de *N. arguta* e *E. densa*. Modelos Lineares Generalizados (GLM) foram utilizados para selecionar as variáveis ambientais que explicam a ocorrência de *N. arguta*, *E. densa* e sua relação (*Najas:Egeria*). Os dados abióticos apresentaram baixo coeficiente de variação temporal ($<30\%$) devido à manutenção da condição de estiagem. *N. arguta* apresentou variação de biomassa entre os meses de agosto/13 e abril/14, com valores totais de 25.67 g.m^{-2} e 1.06 g.m^{-2} , respectivamente. Enquanto que *E. densa* manteve biomassa alta em todo período estudado. As macrófitas submersas apresentaram nichos diferenciados, mostrando haver uma competição de *E. densa* em relação *N. arguta*. O modelo preditivo para a biomassa de *N. arguta* mostrou que variáveis físicas e químicas tiveram mais influência na sua biomassa, enquanto que variáveis físicas, químicas e climatológicas se relacionaram mais com a biomassa de *E. densa*. A relação de *Najas:Egeria* foi influenciada pela condutividade, sólidos totais dissolvidos e nitrito. Por apresentar adaptações às condições do reservatório, *E. densa* manteve sua biomassa alta, ocupando nichos mais favoráveis e suprimindo o desenvolvimento de *N. arguta*.

Palavras-chave: competição, GLM, Hydrocharitaceae, macrófitas.

ABSTRACT

Understanding the dynamics of ecosystems in semiarid regions with dry and wet extremes may help elucidate issues related to the existing pattern of interaction in these environments, and these relationships can affect the ecological interactions of organisms present in the water body. Thus, this study aimed to determine the abiotic variables that act in development of *Najas arguta* (Kunth) and *Egeria densa* (Planch), highlighting how these variables influence the relationship of the two submerged macrophytes in a reservoir in semiarid region. *N. arguta* biomass data and *E. densa* were obtained in six stands, located three out of the reservoir shoreline. In each stands is selected parcels 100x50 meters, which have been measured abiotic data and collected plants through cross hooks (corer) 0.5m in diameter ($n = 4$) at depths 1m, 2m and 3m. Analysis of Variance (ANOVA) factor a + b was used to test the seasonal and spatial variation of stands and environmental variables, linear regression analysis was used to understand the dependence of *N. arguta* and *E. densa*. Generalized Linear Models (GLM) were used to select environmental variables that explain the occurrence of *N. arguta*, *E. densa* and its relationship (*Najas:Egeria*). Abiotic data showed low coefficients of temporal variation (<30%) due to continued drought conditions. *N. Arguta* presented a variation of biomass between the months of August / 13 and April / 14, with totals of 25.67 g.m⁻² and 1.06 g.m⁻², respectively. While *E. densa* maintained high biomass in the entire study period. The submerged plants had different niches, showing that *E. densa* competition relationship with *N. arguta*. The predictive model for biomass of *N. arguta* showed that physical and chemical variables had more influence in their biomass, whereas physical, chemical and climatic variables were related more to the biomass of *E. densa*. The relationship *Najas Egeria* was influenced by conductivity, total dissolved solids and nitrite. For presenting adaptations to the conditions of the reservoir, *E. densa* kept his high biomass, occupying more favorable niches and suppressing the development of *N. arguta*.

Keywords: competition, GLM, Hydrocharitaceae, macrophytes.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01: Localização do reservatório Camalaú e seus respectivos pontos de amostragem, estado da Paraíba, Nordeste do Brasil	35
Figura 02: Dados de temperatura (°C) e precipitação (mm) da estação mais próxima a Camalaú.	38
Figura 03: Biomassa de <i>Najas arguta</i> e <i>Egeria densa</i> em um ciclo anual.	40
Figura 04: Porcentagem da biomassa (g.m^{-2}) nas profundidades 1 metro, 2 metros e 3 metros.	41
Figura 05: Regressão linear entre a biomassa de <i>Najas arguta</i> e <i>Egeria densa</i>	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 01: Variáveis ambientais (média e desvio-padrão), assim como resultado ANOVA para a dimensão temporal do reservatório Camalaú, Paraíba, Brasil. Valores com p significativo (*) 39

Tabela 02: Tabela dos modelos preditivos (GLM) que influência *Najas arguta*, *Egeria densa* e a relação das duas macrófitas no reservatório Camalaú. Valores com p significativo (*) 42

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO GERAL	9
1.1 Implicações das regiões secas	9
1.2 Macrófitas aquáticas e sua importância ecológica	10
1.3 Crescimento e implicações da biomassa e densidade das macrófitas submersas ..	12
1.4 Fatores abióticos que influenciam as macrófitas submersas.....	14
1.5 Fatores bióticos que afetam as populações de macrófitas.....	15
1.6 Pesquisas sobre o gênero Egeria e Najas nos últimos anos.....	18
2. OBJETIVOS.....	21
2.1 Objetivo geral:	21
2.2 Objetivos específicos:	21
3. PERGUNTAS	21
4. HIPÓTESES.....	21
5. REFERENCIAS	22
1. INTRODUÇÃO.....	33
2. METODOLOGIA:.....	34
2.1 Área de estudo.....	34
2.2 Desenho amostral.....	35
2.3 Dados abióticos	36
2.4 Dados bióticos.....	36
2.5 Tratamento dos dados	36
3. RESULTADOS	37
3.1 Caracterização ambiental:	37
3.1.1. Condições climáticas.....	37
3.1.2. Variáveis físicas e químicas	38
3.2 Dados de Najas arguta e Egeria densa.....	40
3.2.1 Dados de biomassa	40
3.2.2 Biomassa e dados ambientais	41
4. DISCUSSÃO:	43
5. REFERENCIAS	47

1. INTRODUÇÃO GERAL:

1.1 Implicações das regiões secas

As regiões áridas e semiáridas representam 55% das terras do mundo, ocupando cerca de 2/3 da superfície total de 150 países (CÂNDIDO et al., 2005). Essas regiões apresentam como principal característica o pequeno volume de chuvas com distribuição irregular, concentradas em curto espaço de tempo. Nimer (1977) explica que a baixa amplitude térmica é a principal diferença climática entre as terras semiáridas brasileiras em comparação com as regiões semiáridas no mundo.

No Brasil, o semiárido abrange uma área de 969.589,4 km² do território nacional, abrangendo do norte do Ceará ao norte de Minas Gerais (BRASIL, 2005; SILVA & FILHO, 2006). O regime de chuvas é marcado pela escassez, que é acentuada pela irregularidade espacial e temporal. A maior parte da precipitação, geralmente ocorre em três meses, com média anual inferior a 800 mm, seguido por períodos de estiagem que podem durar de 1 a 11 meses (MALTCHIK & PEDRO, 2001; BRASIL, 2005; CIRILO et al., 2010). A elevada disponibilidade de radiação solar, associada à irregularidade do regime pluviométrico, contribui para o aumento das taxas de evaporação, as quais variam de 1000 a 2000 mm ano⁻¹, podendo chegar a 3000 mm ano⁻¹ em algumas regiões no interior do Nordeste (EMBRAPA, 2014).

Na tentativa de minimizar a escassez hídrica em regiões semiáridas, muitos reservatórios são construídos com o principal objetivo de armazenar água para usos múltiplos (BOUVY et al., 2000). Tais condições climáticas instáveis resultam em períodos de precipitação intensa e secas extremas, provocando por um lado inundações e erosões, e por outro lado redução do volume e da área desses ambientes aquáticos, maior tempo de residência e baixa vazão da água (GUNKEL et al., 2003). De acordo com Thormann et al. (1998), a diminuição do volume hídrico no período de escassez pode causar grandes impactos nos organismos aquáticos devido as diversas mudanças nas condições abióticas (como a concentração de nutrientes, aumento da salinidade e da turbidez) e nas condições hidrológicas (diminuição de área e da vazão e do aumento do tempo de residência da água). Como também pode levar o aumento das interações bióticas (competição, coexistência e predação) (WANTZEN et al., 2002).

Estudos realizados em ecossistemas aquáticos da região semiárida têm evidenciado grande biodiversidade de espécies, incluindo macrófitas aquáticas,

sugerindo que este padrão de diversidade está relacionada às condições extremas de seca e cheia (e.g. SILVA-FILHO & MALTCHIK, 2000; PEDRO et al., 2006; HENRY-SILVA et al., 2010). Entretanto, para Gunkel et al. (2003), os extremos hidrológicos limitam as espécies, favorecendo organismos com grande tolerância e desfavorecendo os indivíduos com baixa tolerância, desta forma, o ecossistema tenderá a apresentar uma baixa biodiversidade em decorrência das oscilações na composição das comunidades e aumento da biomassa dos organismos produtores, devido a elevada intensidade de radiação solar.

1.2 Macrófitas aquáticas e sua importância ecológica

Várias são as definições para o termo macrófita aquática. Dentre as diversas definições, podemos citar uma das primeiras proposta por Weaner & Clements (1938) que denomina macrófitas como plantas herbáceas que crescem na água, em solos cobertos por água ou em solos saturados por água. Em seguida, Cook et al. (1974) define macrófitas como vegetais vasculares cujas partes fotossintetizante ativas estão permanentemente, ou por alguns meses, a cada ano, submersas ou flutuantes e são visíveis a olho nu. O International Biological Program (IBP) veio padronizar a terminologia referente às macrófitas aquáticas. Para o IBP, o termo macrófitas aquáticas constitui uma designação geral para os vegetais que habitam desde brejos até ambientes totalmente submersos, sendo esta terminologia baseada no contexto ecológico, independentemente, em primeira instância, de aspectos taxonômicos (ESTEVES, 1998).

Pelo seu enfoque ecológico, mas não taxonômico, a terminologia de macrófitas aquáticas inclui vegetais de diferentes grupos, sendo eles macroalgas (p.e. gêneros *Chara* e *Nitella*), briófitas (p.e. gêneros *Fontinalis* e *Ricciocarpus*), pteridófitas (p.e. gênero *Azolla* e *Salvinia*) e angiospermas (p.e. gênero *Nymphaea* e *Egeria*) (Esteves, 2011). Essas macrófitas apresentam grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica, o que possibilita a colonização de uma mesma espécie em diversos ambientes aquáticos, desde água doce aos de água salgada, ou até mesmo locais secos por longos períodos de tempo. Devido a essas dificuldades, alguns pesquisadores tendem a optar a realizar seus estudos considerando as espécies euhidrófitas, ou seja, espécies com folhas submersas ou flutuantes (DENNY, 1985; MURPHY et al., 2003).

A distribuição das plantas aquáticas nos corpos aquáticos é variável, dependendo das adaptações da espécie e da região que ela se encontra no ambiente aquático.

Seguindo estas características, Irgang et al. (1984), Pott & Pott (2000), Pedralli (2003) e Esteves (2011), classificam as macrófitas segundo sua forma de vida como: macrófitas anfíbias (espécies que colonizam ambientes encharcados, já quase terrestres), macrófitas emersas (plantas enraizadas no sedimento, porém com folhas fora da água), macrófitas com folhas flutuantes (plantas com folhas flutuando na superfície da água e conectadas aos rizomas e raízes através de pecíolos longos e flexíveis), macrófitas flutuantes livres (plantas que flutuam livremente e cuja raízes permanecem na subsuperfície, mas sem se fixarem a nenhum substrato, ocorrem em locais protegidos de vento ou de pouca correnteza), macrófitas submersas enraizadas (plantas enraizadas no sedimento que crescem totalmente sob a superfície, a exceção de estruturas reprodutivas, que em várias espécies permanecem emersas), macrófitas submersas livres (plantas com rizóides pouco desenvolvidos e que permanecem na subsuperfície da água, geralmente presas aos pecíolos e talos de outras macrófitas aquáticas, ou a outras estruturas submersas, em sua maioria emitem flores emersas) e macrófitas epífitas (plantas que usam outras espécies de macrófitas aquáticas como substrato).

Os estudos sobre ecologia de ambientes aquáticos continentais teve início em regiões temperadas, e somente após algumas décadas passaram a ser realizados nos trópicos (THOMAZ & BINI, 2003). Em vista disso, estudos sobre comunidades planctônicas e bentônicas eram chaves no entendimento na dinâmica de ecossistemas lacustres, em geral profundos e com predomínio da região pelágica (ESTEVES, 2011). Apenas na década de 60, os estudos em ecossistemas aquáticos passaram a considerar as plantas aquáticas, entretanto na década de 90 pesquisas realizadas principalmente em regiões temperadas (p.e. PIECZYNSKA, 1976; ESTEVES, 1979; MITSCH & GOSSCLINK, 1986, entre outros) e regiões tropicais (p.e. HOWARD-WILLIAMS & LENTON, 1975; GAUDET & KENYA, 1976; HOWARD-WILLIAMS & JUNK, 1977; MENEZES et al., 1993, entre outros) mostraram que as macrófitas aquáticas representam uma comunidade produtiva, e através da sua atividade metabólica são capazes de produzir grandes interferências no ambiente (ESTEVES, 1998).

A importância ecológica das macrófitas aquáticas tem sido enfatizada por vários pesquisadores, e está relacionada basicamente ao aumento da heterogeneidade espacial, que proporciona a criação de habitats para macroinvertebrados e zooplâncton (p.e. MASCLAUX et al., 2014; PIERRE & KOVALENKO, 2014; RAGONHA & TAKEDA, 2014), aumento da estabilidade da região litorânea e proteção das margens

(SAND-JENSEN, 1998), proporciona a retenção de nutrientes e poluentes (p.e. ENGELHARDT & RITCHIE, 2001; SILVA et al., 2014), influenciam características físico-químicas dos corpos aquáticos (PAGIORO & THOMAZ, 1999). Além disso, em regiões tropicais estes vegetais são à base de teias alimentares para os herbívoros e os detritívoros (p.e. DUARTE et al., 1994; CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2006).

No Brasil, a importância das macrófitas aquáticas com os ambientes aquáticos tem sido evidenciada por um grande número de estudos referentes à composição e distribuição (p.e. FORTNEY et al., 2004; ROLON et al., 2008, MOURA-JÚNIOR), composição química e valores da biomassa (p.e. CAMARGO & ESTEVES, 1996; BIÚDES & CAMARGO, 2006; HENRY-SILVA & CAMARGO, 2006), taxa de crescimento (p.e. RUBIM & CAMARGO, 2001; THOMAZ, 2006), às interações biológicas (p.e. BENASSI & CAMARGO, 2000; BOSCHILLA et al., 2008; MARQUES-SILVA & THOMAZ, 2009; MICHELAN et al., 2010) e decomposição das macrófitas (p.e. ESTEVES & BARBIERI, 1983; FERREIRA & ESTEVES, 1992; CARVALHO et al., 2005). Esses estudos proporcionam conhecimento dos fatores ecológicos que podem atuar como condicionantes no crescimento das macrófitas aquáticas.

1.3 Crescimento e implicações da biomassa e densidade das macrófitas submersas

Em condições ideais, as plantas aquáticas possuem elevadas taxas de produtividade primária, podendo ocupar um ecossistema aquático, ou partes representativas dele em reduzido período de tempo. A produtividade elevada das macrófitas pode estar relacionada a vários fatores, como: os tipos diferentes de espécies, os tipos biológicos, as características abióticas (p.e. concentração de nutrientes da água para flutuantes, do sedimento para espécies enraizadas, radiação subaquática para submersas) e os processos ecológicos (competição, coexistência e predação) (CAMARGO et al., 2003).

A produtividade primária de espécies de macrófitas aquáticas de diferentes formas biológicas apresenta grande variação interespecífica, sendo as plantas emersas e flutuantes as mais produtivas, principalmente quando comparadas com espécies submersas (BARKO & SMART, 1983; ESTEVES, 2011). De acordo com Wetzel (2001), as regiões litorâneas colonizadas por macrófitas emersas têm sido consideradas

os habitats com maior produtividade primária. As espécies flutuantes livres também crescem aceleradamente quando as concentrações de nutrientes são favoráveis. Estudos utilizando espécies flutuantes como *Salvinia* spp e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, mostraram que estas apresentaram tempo de duplicação em biomassa entre 3 a 5 dias em águas tropicais com condições ótimas (TALLING & LEMOALLE, 1998; THOMAZ et al., 2006; BIANCHINI JR. et al., 2010). Em comparação com as outras formas biológicas, as plantas submersas tornam-se menos produtivas (WETZEL, 2001), porém em condições ótimas de radiação subaquática, estas plantas podem alcançar elevadas taxas de crescimento. Segundo Oliveira et al. (2005), a *Egeria densa* Planch. apresenta uma capacidade de ganho de biomassa diário de $5,75 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ in natura, e pode dobrar em biomassa a cada 8,5 a 31,5 dias (BIANCHINI JR., 2003).

A densidade da biomassa esta relacionada com o peso máximo que os indivíduos podem atingir, sendo considerada uma importante característica ecológica das populações de macrófitas, e permanece intimamente relacionada com a influência das plantas sobre a extinção de luz dentro dos bancos (OWENS et al., 1967). Sob condições de altas densidades, o crescimento das plantas, eventualmente, resulta em competição por espaço e alguma mortalidade das plantas (DUARTE & KALF, 1987).

Duarte e Kalf (1990), explicam que existe uma estreita correspondência entre o padrão de floração e a densidade da biomassa. As espécies de plantas submersas que têm que alcançar a superfície para a floração e polinização (p.e. *Myriophyllum spicatum* L., *Potamogeton praelongus* Wulfen) possuem menor densidade. Enquanto os valores mais elevados pertencem às espécies que não atingem a superfície durante o seu ciclo de vida ou espécies sem flores (p.e. *Chara* spp., *Isoetes* spp.). As plantas que apresentam polinização subaquática (p.e. *Najas arguta* Kunth, *Ceratophyllum demersum* L.) ou que apresentam flores na superfície ligada a um pedúnculo (p.e. *Vallisneria americana* Michx) apresentam valores de densidade intermediária. As únicas exceções a esse padrão são as *Elodea* e *Egeria*, que têm flores na superfície e ainda têm uma densidade muito elevada.

As espécies com grande densidade de biomassa estão sujeitos a uma alta extinção de luz dentro dos bancos, dessa forma, estas plantas são facilmente autossombreadas, comparando com espécies que apresentam biomassa e densidade baixa que tem uma entrada de luz maior no estande. Além disso, as espécies que

apresentam este padrão tendem a crescer mais comparando com as espécies que apresentam biomassa e densidades altas, diminuindo dessa forma a competição intraespecífica por luz (OZIMEK, 1978; OWENS et al., 1967).

1.4 Fatores abióticos que influenciam as macrófitas submersas

De acordo com Wetzel (1993), as respostas fisiológicas das macrófitas aquáticas em relação à temperatura podem variar intra e interespecificamente, dependendo da localização geográfica ou da sazonalidade. Para Berry & Björkman (1980), a temperatura é um dos fatores que determinam a velocidade dos processos metabólicos, sendo considerada importante no controle do crescimento e da atividade fotossintética das plantas aquáticas (CAMARGO et al., 2003). Existem algumas indicações com base em dados de distribuição geográfica (SCULTHORPE, 1967; HOLMQUIST, 1971) e em dados de crescimento sazonal (BOYLEN & SHELDON, 1976; HAAG & GORHAM, 1977) que diferentes espécies de macrófitas possuem intervalos distintos e discretos de tolerância térmica. Como exemplo, o estudo de Barko & Smart (1981), evidenciou que temperaturas em torno de 16°C a 28°C não afetaram o crescimento de *Egeria densa* Planch, mas temperaturas acima de 28°C aparentemente promove o declínio da sua biomassa, em contrapartida, altas temperaturas influenciaram de forma positiva no aumento e na reprodução da *Hydrilla verticillata* (L. f.) Royle. Essas diferenças de amplitude térmica tolerada pelas macrófitas podem afetar as relações de competição, e ser um importante fator para coexistência das espécies.

A disponibilidade de luz e a profundidade são consideradas um dos principais fatores controladores da distribuição, abundância e produtividade das macrófitas aquáticas submersas (BARKO et al., 1986; COLARES et al., 2007). Investigações de Spence (1967) propôs que a zonação das espécies de macrófitas ao longo da profundidade é determinada primeiramente pelo regime de luz. Ikusima (1966) mostrou em seu experimento que a taxa de fotossíntese da *Vallisneria spiralis* (L.) Makino, é diferente em prol da profundidade e disponibilidade de luz. O aumento da turbidez pode resultar na diminuição da biomassa das plantas aquáticas submersas (ROBEL, 1961). Fatores como florações de algas na coluna d'água ou crescimento do perifíton na superfície foliar das macrófitas impedem a absorção da radiação subaquática, levando a diminuição das populações das espécies submersas. Entretanto, algumas espécies podem tolerar a baixa disponibilidade de luz e adaptar-se a situação.

Isto ocorre quando estas reduzem a capacidade fotossintética e ajustam as taxas de respiração (WESTLAKE, 1981), inibem a produção da biomassa algal e estabelecem um estado de águas claras (SCHEFFER et al., 1993), ou até mesmo desenvolvem adaptações morfológicas para otimizar a captura de luz e absorção do carbono inorgânico dissolvido (SPENCE & DALE, 1978).

Muitos estudos focaram na importância do carbono inorgânico dissolvido como nutriente limitante para fotossíntese e crescimento das macrófitas submersas (e.g. WETZEL & GRACE, 1983). Experimentos de Madsen & Søndergaard (1983), demonstraram que o fluxo moderado da água proporciona uma redução da zona de interface sobre as folhas, proporcionando maior renovação da água e disponibilidade de carbono inorgânico e nutrientes. A disponibilidade do carbono inorgânico para os vegetais aquáticos também está relacionado com o pH do ambiente aquático, podendo este ser encontrado na água como CO_2 , H_2CO_3 , HCO_3^- e CO_3^{2-} (ESTEVES, 2011). Geralmente, o CO_2 é considerado o preferido na fotossíntese das macrófitas submersas (VAN et al., 1976). Entretanto, em águas com pH próximo a 7,0 há maior disponibilidade de HCO_3^- (SAND-JENSEN, 1983), sendo este utilizado por várias espécies quando as concentrações de CO_2 são baixas. Estudos laboratoriais de Pierini & Thomaz (2006), constataram que as espécies de *Egeria najas* Planch e *Egeria densa* Planch utilizam como fonte preferencial o CO_2 para realizar a fotossíntese, porém quando a disponibilidade do CO_2 é reduzida, estas plantas aumentaram a utilização do HCO_3^- . Tal capacidade adaptativa é significativa para a permanência das espécies em condições pouco favoráveis, e sem dúvida influencia na distribuição das espécies de macrófitas.

1.5 Fatores bióticos que afetam as populações de macrófitas

Além dos efeitos de variáveis abióticas, as macrófitas aquáticas também são afetadas por interações biológicas, destacando a competição e facilitação. Dentre esses fatores, a competição tem sido largamente investigada em diferentes regiões, e a mesma pode ocorrer entre espécies do mesmo tipo biológico ou entre espécies de diferentes tipos biológicos (ESTEVES, 2011). De acordo com Cherret (1989), a competição é classificada entre os conceitos mais importantes da ecologia. Sua essência baseia-se na interferência que ocorre entre indivíduos da mesma espécie (intraespecífica) ou de espécies diferentes (interespecífica) que sofrem redução na fecundidade, sobrevivência

ou crescimento como resultado da exploração de recursos (MCCREARY, 1991). Tais efeitos competitivos podem afetar a dinâmica populacional, como também as distribuições das espécies e sua evolução.

Amarasekare (2002), explica que a competição pode ocorrer em duas formas, sendo a primeira por exploração, onde envolve interações negativas indiretas decorrentes da utilização de um recurso comum, reduzindo a abundância deste recurso e afetando os outros competidores (CASE & GILPIN, 1974; VANCE, 1984). A segunda por interferência, onde as interações negativas diretas são decorrentes da territorialidade, crescimento excessivo e alelopatia. Cada consumidor altera a capacidade dos outros para explorar o recurso em qualquer nível de abundância (SCHOENER, 1983). As espécies competidoras podem excluir outras espécies de habitats particulares, de modo que elas não coexistam, ou podem coexistir mediante a utilização do habitat de maneira distinta. Estudos de Michelan et al. (2010), mostra uma competição por recurso entre espécies de diferentes tipos biológicos (macrófitas flutuantes livres competem com macrófitas submersas enraizadas), quando a primeira domina o ecossistema, limita a radiação subaquática para a segunda espécie, impedindo seu desenvolvimento. Dessa forma, o desenvolvimento de macrófitas flutuantes livres pode eliminar populações de macrófitas submersas. Em ambientes favoráveis, de alta produtividade, a competição tende a aumentar correspondendo ao aumento da biomassa das plantas (GRIME, 1979). Já em ambientes com baixa produtividade, a capacidade competitiva não será vantajosa. Em vez disso, características que conferem tolerância ao estresse determinarão a dominância e a persistência dos indivíduos (GUREVITCH et al., 2009).

Embora os estudos de competição tenham sido exaustivamente explorados, Sans et al. (2002) ressalta que as interações entre as espécies não são rígidas, e é comum que estas mudem ao longo do ciclo de vida. Ecólogos começaram a reconhecer que os organismos interagem formando um espectro de interações negativas, neutras e até positivas (e.g. BRÖNMARK et al., 1991; BERTNESS & CALLAWAY, 1994; BULLERI et al., 2008). Para Callaway & Walker (1997), estas interações negativas e positivas não ocorrem isoladamente na natureza, porém estas co-ocorrem na mesma comunidade, possivelmente com os mesmos indivíduos, criando desta maneira efeitos complexos e variados.

A facilitação é o efeito positivo de uma espécie sobre o estabelecimento ou crescimento de outra espécie (HOLMGREN et. al., 1997). Apesar dessa relação ter sido negligenciada em prol da competição durante muito tempo, nas últimas décadas ela vem recebendo crescente atenção dos estudiosos. Para Callaway (2007), a noção de interação positiva está equivocada no meio acadêmico. Quando os experimentos de campo são bem realizados, a facilitação pode ser a grande responsável por processos de organização da comunidade vegetal.

De acordo com Holmgren et al. (1997), interações de facilitação tem sido demonstrada em ampla variedade de ecossistemas, mas a maioria das evidências vem de ecossistemas onde as plantas estão expostas a estresses severos. Estudos sobre a facilitação são registrados com maior frequência em comunidades vegetais terrestres (e.g. CALLAWAY, 1998; CARDINALE et al., 2002; GÓMEZ-APARICIO et al., 2008). Porém, esta interação também foi evidenciada em ambientes aquáticos e pode ser importante para o crescimento populacional de algumas espécies. Dentre eles estão os estudos de Espinar et al. (2002) que observou o efeito da facilitação no estabelecimento de macrófitas em um pântano no Mediterrâneo; e Bagousse-Pinguet et al. (2012), que ressaltou a facilitação indireta na sobrevivência e crescimento das macrófitas em ambientes eutróficos. Já Agami & Reddy (1991), observaram no experimento realizado com *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms e *Hydrocotyle umbellata* L., que em condições de limitação de nutrientes, o crescimento destas macrófitas foi maior em culturas mistas do que quando as mesmas foram cultivadas sozinhas. Embora o processo de facilitação tenha reconhecimento significativo como força motriz do processo de sucessão, entender o papel das interações positivas nas populações ainda necessita de análises experimentais para melhor compreensão das condições em que estas interações tornam-se significativas.

Muitas investigações têm se dedicado à compreensão dos mecanismos que geram a variação no crescimento de plantas como resultado da competição sob diferentes disponibilidades de recurso (KEDDY, 2001). Segundo Tillman & Pacala (1993), a interação negativa limita a diversidade local. Alguns modelos têm mostrado que as comunidades de competidores são cada vez mais resistentes à entrada de novas espécies. A competição tem sido apontada como uma importante interação que afeta os atributos de comunidades de macrófitas aquáticas. Uma investigação realizada por Keddy (2000) mostrou que a eutrofização proporciona condições favoráveis para que

uma ou poucas espécies dominem e excluam as demais espécies, reduzindo a riqueza. Estudo realizado por Michelan et al. (2010) em ambientes oligotróficos e mesotróficos verificou que a diversidade de plantas aquáticas foi reduzida pela presença de uma dominante. Mas para Chambers & Prepas (1990), a competição tem reduzida importância para a coexistência das espécies em comunidades de plantas submersas. Eles atribuíram à heterogeneidade espacial ou a abundância de recursos um papel primordial para a coexistência das macrófitas submersas. Segundo Mulder et al. (2001), a facilitação favorece o aumento da riqueza de espécies de plantas. Ele argumenta que o estresse ambiental cria condições para que a facilitação atue, dessa forma, esta interação positiva possibilita a adição de outras espécies, bem como sua coexistência.

1.6 Pesquisas sobre o gênero *Egeria* e *Najas* nos últimos anos

O gênero *Egeria* possui duas espécies bem definidas e amplamente simpátricas na América do Sul, sendo estas duas espécies descritas em 1849 por Planchon. *Egeria* tornou-se uma planta popular devido ao seu cultivo em aquários, como também pela sua utilização nas investigações experimentais em laboratórios. *Egeria* é considerada uma planta nativa do Brasil, seguindo Uruguai, Argentina e Paraguai, no Chile e Colômbia acredita-se que estas plantas foram introduzidas (COOK & URMI-KÖNIG, 1984).

Diversos estudos sobre o gênero *Egeria* proporcionou uma gama de informações para o conhecimento das espécies. Durante os últimos anos, observaram-se inúmeras pesquisas sobre temas ecológicos e fisiológicos relacionando o gênero *Egeria*. Dentre eles, podemos citar o estudo de Souza et al. (2010), que verificou como o regime hidrológico influenciou a distribuição e a abundância da macrófita nativa *Egeria najas* Planch e a invasora *Hydrilla verticillata* (L. f.) Royle.

Tais pesquisadores verificaram que *E. najas* apresentou biomassas altas em lagos, porém em regiões de rio, *H. verticillata* obteve melhor desenvolvimento, suprimindo o desenvolvimento da macrófita nativa. Períodos de cheia afetaram negativamente as duas plantas, porém a *E. najas* apresentou maiores taxas de aumento da biomassa após o distúrbio da cheia. Por sua vez, Ellawala et al. (2011), observaram as respostas visíveis de *E. densa* a diferentes níveis de turbulência. Eles constataram que a *E. densa* sobreviveu as condições de turbulência fornecida, porém sob estas condições, tal planta tendeu a diminuir o crescimento.

Enfoque ecológico com o gênero *Egeria* no semiárido se restringe a estudos de riqueza e distribuição. Como exemplo, podemos citar Moura-Júnior et al. (2013), onde estes encontraram *Egeria* em quatro estados do Nordeste, sendo eles, Ceará, Paraíba, Pernambuco e Sergipe. Eles ressaltam que tais estados apresentam similaridade na composição e distribuição devido às características hidrológicas e limnológicas serem semelhantes dos ambientes. Apesar de ser extremamente estudada, conhecimentos sobre como estas espécies se relacionam com outras plantas nativas em ambientes aquáticos localizados em regiões semiáridas ainda se tornam vagos.

Najas é um gênero cosmopolita de plantas aquáticas, apresentando maior diversidade em regiões tropicais e subtropicais (HAYNES & WENTZ, 1974), abrigando cerca de cinquenta táxons (específicos e intraespecíficos) (HAYNES, 1979). Tal gênero se subdivide em dois subgêneros: *Najas* e *Caulinia*, onde o primeiro inclui *Najas marina* L. e é caracterizado por ser dióico e apresentar dentes em seus entrenós e na lâmina foliar. Já o segundo subgênero *Caulinia* inclui todo o resto das espécies, sendo caracterizado por serem monoicas e geralmente não apresentam dentes nos entrenós e na lâmina foliar (CRUZ et al., 1998). A identificação das espécies do gênero *Najas* pode ser difícil, refletindo um número incomum de casos em coleções específicas que representam mais de um dos táxons reconhecidos (LOWDEN, 1986).

Diferente da *Egeria*, o gênero *Najas* não recebeu crescente atenção. Estudos sobre taxonomia e distribuição do gênero (e.g. WENTZ & STUCKEY, 1971; HAYNES & WENTZ, 1974; LOWDEN, 1986; RODRÍGUEZ & BERAZAÍN, 2003) são os mais frequentes na literatura. Doravante, outras pesquisas de cunho ecológico foram desenvolvidas, como por exemplo, o estudo de Agami & Waisel (1985), onde estes verificaram o crescimento de *Najas marina* L. na presença de outras três espécies. Os pesquisadores constataram que a presença de *Potamogeton lucens* L. e *Scirpus litoralis* Schrad. não afetou o desenvolvimento de *N. marina*. Entretanto, *Myriophyllum spicatum* L. e *N. marina* apresentaram uma relação bilateral negativa de natureza alelopática. Em um estudo posterior, Agami & Waisel (2002), constataram que *N. marina* e *M. spicatum* apresentam uma relação de competição, onde tanto *N. marina* quanto *M. spicatum*, interferiram no crescimento da outra, porém o efeito inibitório de *M. spicatum* diminui com o aumento da biomassa de *N. marina*.

Uma pesquisa realizada em campo por Sanderson e Asaeda (2008) revelou os mecanismos que afetam a biomassa e distribuição das carófitas e *N. marina*. Tal pesquisa despontou que *Nitella hyalina* (D.C) C. Agardh e *Chara fibrosa* C. Agardh ex Bruzelius emend. R.D.Wood apresentam distribuição entre 0,5 – 4 metros de profundidade, entretanto *N. hyalina* apresenta baixa biomassa em profundidades superiores a 2 metros. A restrição do desenvolvimento de *N. hyalina* em profundidades maiores permite o crescimento e desenvolvimento da *N. marina*, apresentando alta biomassa em profundidades de 2 - 3 metros. Conforme os autores, esta espécie apresenta grande variabilidade sazonal, porém a força do vento arrastando as plantas e interferindo na claridade da água, causa estresse na fase inicial do ciclo de crescimento das *N. marina*.

Algumas investigações foram realizadas com *Najas* no semiárido do Brasil. Dentre eles, podemos citar Pedro et al. (2006), onde estes retrataram a dinâmica das respostas de resistência e resiliência das plantas aquáticas aos eventos de seca e cheia. Tais pesquisadores evidenciaram que *Najas* apresentaram alta capacidade de resistência e resiliência aos distúrbios. Investigações associando outras comunidades também foram observadas. Como exemplo, Santana et al. (2009), que observaram a dinâmica e a composição da comunidade de macroinvertebrados associados a *Najas*, mostrando que tal planta proporciona refúgio e alimentação para as comunidades de macroinvertebrado.

Observa-se que existem lacunas na literatura sobre relações de plantas nativas em ambientes aquáticos no semiárido. Contudo, estudos sobre relações de plantas aquáticas submersas são comumente realizados em mesocosmos. Tendo em vista a complexidade da realização desse tipo investigação in situ, estes ainda se fazem necessários para um melhor entendimento de como estas plantas se relacionam sem a manipulação de variáveis. Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo estudar in situ os efeitos das relações ecológicas e dos fatores abióticos na manutenção e estrutura dos bancos de *Egeria densa* (Planch) e *Najas arguta* (Kunth).

2. OBJETIVOS:

2.1 Objetivo geral:

- Determinar as variáveis abióticas que atuam nos padrões de biomassa de *Najas arguta* (Kunth) e *Egeria densa* (Planch), ressaltando como estas variáveis influenciam na relação das duas espécies nativas de macrófitas submersas em um reservatório no semiárido.

2.2 Objetivos específicos:

- Monitorar a dinâmica das populações de *Egeria densa* e *Najas arguta*, observando a biomassa dos bancos.
- Determinar os parâmetros abióticos que possam interferir na biomassa dos bancos, bem como no padrão de interação das plantas aquáticas.

3. PERGUNTAS:

- Que condições abióticas interferem na biomassa e na relação de *Egeria densa* e *Najas arguta*?

4. HIPÓTESES:

- A concentração de nutrientes na coluna d'água e a disponibilidade de luz favorece a competição, fazendo com que *E. densa* seja dominante e suprima o crescimento e o desenvolvimento *N. arguta*.
- Cada margem do reservatório apresenta características espaço-temporal distinta, refletindo no crescimento diferenciado dos bancos.

5. **REFERENCIAS:**

- AGAMI, M. & REDDY, K. R. Interrelationships between *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Hydrocotyle umbellata* L. **Aquatic Botany**, v. 39, p. 147-157, 1991.
- AGAMI, M. & WAISEL, Y. Inter-relationships between *Najas marina* L. and three other species of aquatic macrophytes. **Hydrobiologia**, v. 126, p. 169-173, 1985.
- AGAMI, M. & WAISEL, Y. Competitive relationships between two water plant species: *Najas marina* L. and *Myriophyllum spicatum* L. **Hydrobiologia**, v. 482, p. 197-200, 2002.
- AMARASEKARE, P. Interference competition and species coexistence. **Proceedings of the Royal Society Biological Sciences**, n. 269, p. 2541-2550, 2002.
- BAGOUSSE-PINGUET, Y. LE; LIANCOURT, P. & STRAILE, D. Indirect facilitation promotes macrophytes survival and growth in freshwater ecosystems threatened by eutrophication. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 2, p. 530-538, 2012.
- BARKO, J. W.; ADAMS, M. S. & CLESCERI, N. L. Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation: a review. **Journal Aquatic Plant Management**, n. 24, p. 1-10, 1986
- BARKO, J. W. & SMART, R. M. Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. **Ecological Monographs**, v. 51, n. 2, p. 219-236, 1981.
- BARKO, J. W. & SMART, R. M. Effects of organic matter additions to sediment in the growth of aquatic plants. **Journal of Ecology**, v. 71, p. 161-175, 1983.
- BENASSI, R. F. & CAMARGO, A. F. M. 2000. Avaliação do processo competitivo entre duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* D.S. Mitchell. **Revista Iniciação Científica**, v. 1, n. 0, p. 59-66, 2000.
- BERRY, J. & BJÖRKMAN, O. Photosynthetic response and adaptation to temperature in higher plants. **Annual Review of Plant Physiology**, v. 31, p. 491-534, 1980.
- BERTNESS, M. D. & CALLAWAY, R. M. Positive interactions in communities. **Ecology & Evolution**, v. 9, n. 5, p. 191-193, 1994.
- BIANCHINI JR., I. J. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, p. 85-126, 2003.
- BIANCHINI JR., I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; MILAN, J. A. M.; RODRIGUES, C. J. & DIAS, J. H. P. Grow of hydrilla verticillata (L.f.) royle under controlled conditions. **Hydrobiologia**, v. 644, p. 301-312, 2010.
- BIANCHINI JR., I.; PACOBAHYBA, L. D. & CUNHA-SANTINO, M. B. Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 14, n. 3, p. 27-34, 2002.

- BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; MURPHY, K. J. & CAMARGO, A. F. M. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. **Hydrobiologia**, n. 415, p. 147-154, 1999.
- BIÚDES, J. F. V. & CAMARGO, A. F. M. Changes in biomassa, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaém river Basin (SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 3, p. 781-789, 2006.
- BOSCHILLA, S. M.; OLIVEIRA, E. F. & THOMAZ, S. M. Do aquatic macrophytes co-occur randomly? Na analysis of null models in a tropical floodplain. **Oecologia**, v. 156, n. 1, p. 203-214, 2008.
- BOUVY, M.; FALÇÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M. & MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 23, p. 13-27, 2000.
- BOYLEN, C. W. & SHELDON, R. B. Submergent macrophytes: growth under winter ice cover. **Science**, v. 194, p. 841-842, 1976.
- BRÖNMARK, C.; RUNDLE, S. D. & ERLANDSSON, A. Interactions between freshwater snails and tadpoles: Competition and facilitation. **Oecologia**, v. 87, p. 8-18, 1991.
- BULLERI, F.; BRUNO, J. F.; BENNEDITTI-CECCHI, L. Beyond competition: Incorporating positive interactions between species to predict ecosystem invisibility. **PLOS Biology**, v. 6, n. 6, p. 1136-1140, 2008.
- CALLAWAY, R. M. Competition and facilitation on elevation gradients in subalpine forests of the northern Rocky Mountains, USA. **Oikos**, n. 82, p. 561-573, 1998.
- CALLAWAY, R. M. **Positive interactions and interdependence in plant communities**. 1ª Ed, The Netherlands: Springer, 411, 2007.
- CALLAWAY, R. M. & WALKER, L. R. Competition and Facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. **Ecology**, v. 78, n. 7, p. 1958-1965, 1997.
- CAMARGO, A. F. M.; HENRY-SILVA, G. G & PEZZATO, M. M. Crescimento e produção primária de macrófitas aquáticas em zonas litorâneas. In: HENRY, R. (Ed.) **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. Fundibio: Rima, São Carlos, p. 213-232, 2003.
- CAMARGO, A. F. M. & ESTEVES, F. A. Influence of water level variation on biomass and chemical composition of the aquatic macrophyte *Eichhornia azurea* (Kunth) in an oxbow lake of the Rio Mogi-Guaçu (São Paulo, Brazil). **Archiv Für Hydrobiologie**, v. 135, n. 3, p. 423-432, 1996.
- CARDINALE, B. J.; PALMER, M. A. & COLLINS, S. L. Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. **Nature**, n. 415, p. 426-429, 2002.

CARVALHO, P.; THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. Effects of temperature on decomposition of a potential nuisance species: the submerged aquatic macrophyte *Egeria najas* Planchon (Hydrocharitaceae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 1, p. 51-60, 2005.

CASE, T. J. & GILPIN, M. E. Interference competition and niche theory. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 71, n. 8, p. 3073-3077, 1979.

COLARES, I. G.; SCHILEE, M. D. B.; SANTOS, L. C. dos & MAGALHÃES, U. A. S. Variação da biomassa e produtividade de *Potamogeton pectinatus* L. (Potamogetonaceae) na Lagoa Verde, Rio Grande, RS. **Iheringia Série Botânica**, v. 62, n. 1-2, p. 131-137, 2007.

COOK, C. D. K. & URMI-KÖNIG, K. A revision of the genus *Egeria* (Hydrocharitaceae). **Aquatic Botany**, v. 19, p. 73-96, 1984.

CRUZ, A. J. U.; HERNÁNDEZ, E. V.; CARBÓ, R. N. & LÓPEZ, M. L. Las Najadaceae de Cuba. **Anales del Jardín Botánico de Madrid**, v. 56, p. 85-93, 1998.

CUNHA-SANTINO, M. B. & BIANCHINI JR., I. Modelos matemáticos aplicados aos estudos de decomposição de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasilensis**, v. 10, n. 2, p. 154-164, 2006.

DUARTE, C. M. & KALFF, J. Biomass density and the relationship between submerged macrophyte biomass and plant growth form. **Hydrobiologia**, v. 196, p. 17-23, 1990.

DUARTE, C. M. & KALFF, J. Weight-density relationships of submerged macrophytes: the importance of light and growth form. **Oecologia**, v. 72, p. 612-617, 1987.

DUARTE, C. M.; PLANAS, D. & PEÑUELAS, J. Macrophytes, talking control of an ancestral home. In: MARGALEF, R. **Limnology now: a paradigm of planetary problems**. Amsterdam, Elsevier, p. 59-79, 1994.

ENGELHARDT, K. A. M. & RITCHIE, M. E. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. **Nature**, v. 411, p. 687-689, 2001.

ESPINAR, J. L.; GARCÍA, L. V.; MURILLO, P. G. & TOJA, J. Submerged macrophyte zonation in a Mediterranean salt marsh: A facilitation effect from established helophytes. **Journal of Vegetation Science**, v. 13, n. 6, p. 831-840, 2002.

ESTEVEES, F. A. Die bedeutung der aquatischen makrophyten für den stoffhaushalt des schöhsees. II die organischen hauptbestandteile und energiegehalt der aquatischen makrophyten. **Archvi Fur Hydrobiologie**, n. 57, p. 144-187, 1979.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência, 2ª ed., Rio de Janeiro, 1998.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência, 3ª Ed, Rio de Janeiro, 2011.

- ESTEVEES, F. A. & BARBIERI, R. Dry weight and chemical changes during decomposition of tropical macrophytes in Lobo reservoir – São Paulo, Brazil. **Aquatic Botany**, v.16, p. 285-295, 1983.
- FERREIRA, C. M. L. & ESTEVES, F. A. Decomposition of *Potamogeton stenostachys* K. Schum and evaluation of its detritus as a potential energy source in a tropical coastal lagoon. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, v. 18, p. 47-54, 1992.
- FORTNEY, R. H.; BENEDICT, M.; GOTTGENS, J. F.; WALTERS, T. L.; LEADY, B. S. & RENTCH, J. Aquatic plant community composition and distribution along an inundation gradient at two ecologically-distinct sites in the Pantanal regions of Brazil. **Wetland Ecology and Management**, n. 12, p. 575-585, 2004.
- GAUDET, J. & KENYA, N. Nutrient relationships in the detritus of tropical swamp. **Archiv für Hydrobiologie**, n. 78, v. 213-239, 1976.
- GÓMEZ-APARICIO, L.; ZAMORA, H.; CASTRO, J & HÓDAR, J. A. Facilitation of tree saplings by nurse: Microhabitat amelioration or protection against herbivores? **Journal of Vegetation Science**, v. 19, n. 2, p. 161-172, 2008.
- GRIME, J. P. **Plant strategies and vegetation processes**. John Wiley & Sons, Chichester, 1979.
- GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M. & FOX, G. A. **Ecologia vegetal**. 2ª Ed. Porto Alegre: Artmed, p. 574, 2009.
- HAAG, R. W. & GORHAM, P. R. Effects of thermal effluent on standing crop and net production of *Elodia Canadensis* and other submerged macrophytes in Lake Wabamun, Alberta. **Journal of Applied Ecology**, v. 14, p. 835-851, 1977.
- HARNES, R. R. Revision of North and Central American *Najas* (Najadaceae). **SIDA**, v. 8, p. 34-56, 1979.
- HAYNES, R. R. & WENTZ, W. A. Notes on the genus *Najas* (Najadaceae). **SIDA, Contributions to Botany**, v. 5, p. 259-264, 1974.
- HENRY-SILVA, G. G. & CAMARGO, A.F. M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, v. 63, p. 433-438, 2006.
- HOLMGREN, M.; SCHEFFER, M. & HUSTON, M. A. The interplay of facilitation and competition in plant communities. **Ecology**, v. 78, n. 7, p. 1966-1975, 1997.
- HOLMQUIST, C. Northerly localities for three aquatic plants, *Lemna triscula* L., *Ceratophyllum demersum* L., and *Myriophyllum spicatum* L. **Botaniska Notiser**, n. 124, p. 335-342, 1971.
- HOWARDS-WILLIAMS, C. & JUNK, W. The chemical composition of Central Amazonian aquatic macrophytes with special reference to their role in the ecosystem. **Archiv für Hydrobiologie**, n. 79, v. 446-464, 1977.

HOWARDS-WILLIAMS, C. & LENTON, G. M. The role of the littoral zone in the functioning of a shallow tropical lake ecosystem. **Freshwater Biology**, v. 5, p. 445-459, 1975.

IKUSIMA, I. Ecological studies on the productivity of aquatic plant communities 2. Seasonal changes in standing crop and productivity of a natural submerged community of *Vallisneria denseserrulata*. **Botanical Magazine Tokyo**, n. 79, p. 7-19, 1966.

IRGANG, B. E.; PEDRALLI, G. & WAECHTER, J. L. Macrófitas aquáticas da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Rossléria**, Porto Alegre, v.6, n.1, p.395-404, 1984.

ELLAWALA, K. C.; ASAEDA, T. & KAWAMURA, K. The effect of flow turbulence on plant growth and several growth regulators in *Egeria densa* Planchon. **Flora**, v. 206, p. 1085-1091, 2011.

KEDDY, P. A. **Competition**. 2ª Ed, Kluwer: Dordrecht, 2001.

KEDDY, P. A. **Wetland ecology: principles and conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 614, 2000.

KOWATA, H.; NAGAKAWA, Y.; SAKURAI, N.; HOKURA, A.; TERADA, Y.; HASEGAWA, H. & HARADA, E. Radiocesium accumulation in *Egeria densa*, a submerged plant – possible mechanism of cesium absorption. **Journal of Analytical Atomic Spectrometry**, v. 29, p. 868-874, 2014.

LOWDEN, R. M. Taxonomy of the genus *Najas* L. (Najadaceae) in the Neotropics. **Aquatic Botany**, v. 24, p. 147-184, 1986.

MADSEN, T. V. & SØNDERGAARD, M. The effects of current velocity on the photosynthesis of *Callitriche stagnalis* Scop. **Aquatic Botany**, v. 15, p. 187-193, 1983.

MARQUES-SILVA, G. G. & THOMAZ, S. M. Biological interactions in the co-occurrence of *Eichhornia azurea* and free-floating macrophytes. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 31, n. 4, p. 355-361, 2009.

MASCLAUX, H.; BOURDIER, G.; RIERA, P.; KAINZ, M. J.; JOUVE, L.; DUFFAUD, E. & BEC, A. Resource partitioning among cladocerans in a littoral macrophyte zone: implications for the transfer of essential compounds. **Aquatic Sciences**, v. 76, p. 73-81, 2014.

MCCREARY, N. J. Competition as a mechanism of submersed macrophyte community structure. **Aquatic Botany**, v. 41, p. 177-193, 1991.

MENEZES, C. F. S.; ESTEVES, F. A. & ANESIO, A. M. Influência da variação artificial do nível da água da represa do lobo (SP) sobre a biomassa e produção primária de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze e *Pontederia cordata* L. **Acta Limnológica Brasiliensia**, n. 6, p. 163-172, 1993.

MICHELAN, T. S.; THOMAZ, S. M.; MORMUL, R. P. & CARVALHO, P. Effects of an exotic invasive macrophyte (tropical signalgrass) on native plant community composition, species richness and functional diversity. **Freshwater Biology**, n. 55, p. 1315-1326, 2010.

MITSCH, W. J. & GOSSCLINK, J. G. **Wetlands**. New York, Van Nostrand Reinhol, 539 p., 1986.

MONÇÃO, F. S.; SANTOS, A. M. dos & BINI, L. M. Aquatic macrophytes traits and habitat utilization in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 102, p. 50-55, 2012.

MOURA-JÚNIOR, E. G. de.; LIMA, L. F.; SILVA, S. S. L.; PAIVA, R. M. S. de.; FERREIRA, F. A.; ZICKEL, C. S. & POTT, A. Aquatic macrophytes of Northeastern Brazil: checklist, richness, distribution and life forms. **Check List: Journal of Species List and Distribution**, v. 9, p. 208-312, 2013.

MOURA-JÚNIOR, E. G. de.; SILVA, S. S.; LIMA, L. F.; LIMA, P. B.; ALMEIDA JR, E. B. de.; PESSOA, L. M.; SANTOS-FILHO, F. S.; MEDEIROS, D. P. W. de.; PIMENTEL, R. M. de M. & ZICKEL, C. S. Diversidade de plantas aquáticas vasculares em açudes do Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), Recife-PE. **Revista Geográfica (Recife)**, v. 26, n. 3, p. 278-293, 2009.

OLIVEIRA, N. M. B; SAMPAIO, E. V. S. B.; PEREIRA, S. M. B. & MOURA-JUNIOR, A. M. Capacidade de regeneração de *Egeria* densa nos reservatórios de Paulo Afonso, BA. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 363-369, 2005.

OZIMEK, T. Effect of municipal sewage on the submerged macrophytes of a lake littoral. **Ekologia Polska**, v. 26, p. 3-39, 1978.

OWENS, M.; LEARNER, M. A & MARIS, P. J. Determination of the biomass of aquatic plants using an optical method. **Journal of Ecology**, v. 54, p. 671-676, 1967.

PAGIORO, T. A. & THOMAZ, S. M. Influence of the decomposition of *Eichhornia azurea* on selected abiotic limnological variables of different environments of the floodplain of the high Paraná river. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 11, n. 2, p. 157-171, 1999.

PALMA, A. T.; SCHWARZ, A. O. & FARIÑA, J. M. Experimental evidence of the tolerance to chlorate of the aquatic macrophyte *Egeria densa* in a Ramsar wetland in southern Chile. **Wetlands**, v. 33, p. 129-140, 2013.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos. In THOMAZ S.; BINI, L. M., editores. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, p. 171-188, 2003.

PEDRO, F.; MALTCHIK, L. & BIANCHINI JR, I. Hydrologic cycle and dynamics of aquatic macrophytes in two intermittent Rivers of the semi-arid region of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p. 575-585, 2006.

- PIERINI, S. A. & THOMAZ, S. M. Effects of inorganic carbon source on photosynthetic rates of *Egeria najas* Planchon and *Egeria densa* Planchon (Hydrocharitaceae). **Aquatic Botany**, v. 78, p. 135-146, 2006.
- POTT, V. J. & POTT, A. **Plantas Aquáticas do Pantanal**. Brasília, DF: EMBRAPA/Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá – MS), 2000.
- PIECCZYNSKA, E. **Select problems of lake littoral ecology**. University Warsaw, Polonia, 1976.
- PIERRE, J. I. St. & KOVALENKO, K. E. Effect of habitat complexity attributes on species richness. **Ecosphere**, v. 5, n. 2, p. 1-10, 2014.
- RAGONHA, F. H. & TAKEDA, A. M. Does richness of Oligochaeta (Annelida) follows a linear distribution with habitats structural heterogeneity in aquatic sediments?. **Journal of Limnology**, v. 73, n. 1, p. 146-156, 2014.
- ROBEL, R. J. Water depth and turbidity in relation to growth of sago pond weed. **Journal of Wildlife Management**, v. 25, p. 436-438, 1961.
- RODRIGUES, R. B. & THOMAZ, S.M. Photosynthetic and growth responses of *Egeria densa* to photosynthetic active radiation. **Aquatic Botany**, v. 92, p. 281-284, 2010.
- RODRÍGUEZ, R. R. & BERAZAÍN, F. A. Actualización taxonômica y localización geográfica de espécies amenazadas y endêmicas em Cuba. **Revista Del Jardín Botánico Nacional**, v. 24, p. 81-128.
- ROLON, A. S.; LACERDA, T.; MALTCHIK, L. & GUADAGNIN, D. L. Influence of area, habitat and water chemistry on richness and composition of macrophyte assemblages in southern Brazilian wetlands. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, p. 221-228, 2008.
- RUBIM, M. A. L. & CAMARGO, A. F. M. Taxa de crescimento específico da macrófita aquática *Salvinia molesta* Mitchell em um braço do Rio Preto, Itanhaém, São Paulo. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 13, p. 75-83, 2001.
- SAND-JENSEN, K. Photosynthetic carbon sources of stream macrophytes. **Journal of Experimental Botany**, v. 34, p. 198-210, 1983.
- SAND-JENSEN, K. Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. **Freshwater Biology**, v. 39, n. 4, p. 663-679, 1998.
- SANDERSON, B. G. & ASAEDA, T. Mechanisms affecting biomass and distribution of charophytes and *Najas marina* in Myall Lake, New South Wales, Australia. **Hydrobiologia**, v. 608, p. 99-119, 2008.
- SANS, F. X.; ESCARRÉ, J.; LEPART, J. & HOPKINS, F. Positive vs. negative interactions in *Picris hieracioides* L., a mid-successional species of Mediterranean secondary succession. **Plant Ecology**, v. 162, p. 109-122, 2002.

SANTANA, A. C. D.; SOUZA, A. H. F. F. de; RIBEIRO, L. L. & ABILIO, F. J. P. Macroinvertebrados associados à macrófita aquática *Najas marina* L. do riacho Avelós, na região semi-árida do Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 9, p. 32-46, 2009.

SCHEFFER, M.; BAKEMA, A. H. & WORTELBOER, F. G. Mega-plant a simulation model of the dynamics of submerged plants. **Aquatic Botany**, v. 45, p. 341-356, 1993.

SCHOENER, T. W. Field experiments on interspecific competition. **American Naturalist**, v. 122, p. 240-285, 1983.

SCULTHORPE, C. D. **The biology of aquatic vascular plants**. St. Martin's Press: New York, USA, 1967.

SILVA, A. D. R. da; SANTOS, R. B. dos; BRUNO, A. M. S. S.; GENTELINI, A. L. SILVA, A. H. G. da & SOARES, E. C. Eficiência do aguapé sobre variáveis limnológicas em canais de abastecimento utilizados no cultivo de tambaqui. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 2, p. 255-262, 2014.

SOUZA, W. T. Z.; THOMAZ, S. M. & MURPHY, K. J. Response of native *Egeria najas* Planch. And invasive *Hydrilla verticillata* (L.f) Royle to alteres hydroecological regime in a subtropical river. **Aquatic Botany**, v. 92, p. 40-48, 2010.

SPENCE, D. H. N. Factors controlling the distribution of freshwater macrophytes, with particular reference to Scottish lochs. **Journal of Ecology**, v. 55, p. 147-170, 1967.

SPENCE, D. H. N. & DALE, H. M. Variations in the shallow water form of *Potamogeton richardsonii* induced by some environmental factors. **Freshwater Biology**, n. 8, p. 251-268, 1978.

TALLING, J. F. & LEMOALLE, J. **Ecological dynamics of tropical inland waters**. Cambridge: Cambridge University Press, 1998.

THOMAZ, S. M. Fatores que afetam a distribuição e o desenvolvimento de macrófitas aquáticas em reservatório: uma análise em diferentes escalas. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R. & JORCIN, A. (Orgs.). **Ecologia de reservatório: impactos potenciais, ações de manejo e sistema cascata**. São Carlos: Rima, 2ª ed., p. 165-181, 2006.

THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidas no Brasil. In: THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. (Org.) **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**, Editora da Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2003.

THOMAZ, S. M.; PAGIORO, T. A.; BINI, L. M. & MURPHY, K. J. Effects of reservoir drawdown on biomass of three species of aquatic macrophytes in a large sub-tropical reservoir (Itaipu, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 570, p. 43-59, 2006.

TILLMAN, D. & PALACA, S. The maintenance of species richness in plant communities. In: RICKLEFS, R. E & SCHLUTER, D. (Eds.). **Species diversity in ecological communities**. University of Chicago Press: Chicago, pp. 13-25. 1993.

VAN, T. K.; HALLER, W. T. & BOWES, G. Comparison of the photosynthetic characteristics of three submersed aquatic plants. **Plant Physiology**, n. 58, p. 761-768, 1976.

VANCE, R. R. Interference competition and the coexistence of two competitors on a single limiting resource. **Ecology**, v. 65, p. 1349-1357, 1984.

WENTZ, W. A. & STUCKEY, R. L. The changing distribution of the genus *Najas* (Najadaceae) in OHIO. **The Ohio Journal of Science**, v. 71, p. 292-302, 1971

WESTLAKE, D. F. Temporal changes in aquatic macrophytes and their environment. In: HOESTLANDT, H. (Ed.) **Dynamique de populations et qualite' de L'Eau**. Gauthier-villars: Paris, p. 110-138, 1981.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 1993.

WETZEL, R.G. **Limnology: lake and river ecosystems**. Ed. 3, San Diego: Academic Press, 2001.

WETZEL, R. G. & GRACE, J. B. Aquatic plant communities. In: LEMON, E. R. (Ed.) **CO₂ and plants**. AAAS Selected Symposium Series. Westview Press: Inc. Boulder, p. 223-280, 1983.



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa – PRPGP
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação - PPGEC

Manuscrito a ser submetido a revista Aquatic Botany.

**FATORES CONTROLADORES DE *Najas arguta* Kunth E *Egeria*
densa Planch EM UM RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO DO
BRASIL**

Thainá Alves Lycarião¹ e Ênio Wocyli Dantas¹

1. Universidade Estadual da Paraíba – UEPB – Campus I, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação – PPGEC, Rua das Baraúnas, 351, Campus Universitário I da UEPB, CEP: 58.429-600, Campina Grande, Paraíba, Brazil. Phone: +55 83 3315 3300, Ramal 3512.

Email: thain4h@gmail.com
eniowocyli@yahoo.com.br

RESUMO: O presente trabalho teve como objetivo determinar as variáveis abióticas que atuam no desenvolvimento de *Najas arguta* (Kunth) e *Egeria densa* (Planch), ressaltando como estas variáveis influenciam na relação das duas macrófitas submersas em um reservatório no semiárido. Dados de biomassa de *N. arguta* e *E. densa* foram obtidos em seis bancos, localizados três em cada margem do reservatório. Em cada banco selecionou-se parcelas 100x50 metros, onde foram medidos dados abióticos e coletados plantas através de ganchos de 0,5m de diâmetro (n=4), nas profundidades 1m, 2m e 3m. Análise de Variância (ANOVA) fatorial a+b foi utilizada para testar a variação sazonal e espacial dos bancos e das variáveis ambientais, análise de regressão linear foi utilizada para entender a relação de dependência de *N. arguta* e *E. densa*. Modelos Lineares Generalizados (GLM) foram utilizados para selecionar as variáveis ambientais que explicam a ocorrência de *N. arguta*, *E. densa* e sua relação (*Najas:Egeria*). Os dados abióticos apresentaram baixo coeficiente de variação temporal (<30%) devido à manutenção da condição de estiagem. *N. arguta* apresentou variação de biomassa entre os meses de agosto/13 e abril/14, com valores totais de 25.67 g.m⁻² e 1.06 g.m⁻², respectivamente. Enquanto que *E. densa* manteve biomassa alta em todo período estudado. As macrófitas submersas apresentaram nichos diferenciados, mostrando haver uma competição de *E. densa* em relação *N. arguta*. O modelo preditivo para a biomassa de *N. arguta* mostrou que variáveis físicas e químicas tiveram mais influencia na sua biomassa, enquanto que variáveis físicas, químicas e climatológicas se relacionaram mais com a biomassa de *E. densa*. A relação de *Najas:Egeria* foi influenciada pela condutividade, sólidos totais dissolvidos e nitrito. Por apresentar adaptações às condições do reservatório, *E. densa* manteve sua biomassa alta, ocupando nichos mais favoráveis e suprimindo o desenvolvimento de *N. arguta*.

Palavras-chave: competição, GLM, Hydrocharitaceae, macrófitas.

1. INTRODUÇÃO:

O crescimento abundante de macrófitas aquáticas é uma característica comum de grandes sistemas de reservatórios, especialmente em represamentos que não tem formas complexas com extensas áreas (BINI et al., 1999). Em condições ideais, as plantas aquáticas possuem elevadas taxas de produtividade primária, sendo esta influenciada pelas características abióticas, como temperatura, radiação, turbidez, disponibilidade de nutrientes e carbono inorgânico (BIUDES & CAMARGO, 2008; BORNETTE & PUIJALON, 2011) e pelos processos ecológicos de competição, coexistência e predação (CAMARGO et al., 2003).

A competição tem sido apontada como uma importante interação que afeta os atributos de comunidades de macrófitas aquáticas. Muitas investigações têm se dedicado à compreensão dos mecanismos que geram a variação no crescimento de plantas como resultado da competição sob diferentes disponibilidades de recursos (KEDDY, 2001). Entretanto, as interações entre as espécies não são rígidas, e é comum que estas mudem ao longo do ciclo de vida (SANS et al., 2002). Ecólogos reconhecem que os organismos interagem formando um espectro de interações negativas, neutras e até positivas (e.g. BERTNESS & CALLAWAY, 1994; BULLERI et al., 2008). Dessa forma, o estresse ambiental cria condições para que a facilitação atue, dessa forma, esta interação positiva possibilita a adição de outras espécies, bem como sua coexistência (MULDER et al., 2001).

As regiões semiáridas brasileiras abrigam uma área de 969.589,4 km² do território nacional, onde a maior parte da precipitação ocorre em três meses, com média anual inferior a 800 mm, seguido por longos períodos de estiagem que podem durar de 1 a 11 meses (MALTCHIK & PEDRO, 2001; CIRILO et al., 2010). Na tentativa de minimizar a escassez hídrica em regiões semiáridas, muitos reservatórios são construídos com o principal objetivo de armazenar água para usos múltiplos (BOUVY et al., 2000). A diminuição do volume hídrico no período de escassez pode causar grandes impactos nos organismos aquáticos devido as diversas mudanças nas condições abióticas (como a concentração de nutrientes, aumento da salinidade e da turbidez) e nas condições hidrológicas (diminuição de área e da vazão e do aumento do tempo de residência da água) (THORMANN et al., 1998). Como também pode levar o aumento das interações bióticas (competição, coexistência e predação) (WANTZEN et al., 2002).

O gênero *Egeria* Planch. possui duas espécies bem definida e amplamente simpátricas na América do Sul, sendo introduzida em quase todos os continentes, enquanto *Najas* L. é considerada cosmopolita, apresentando maior diversidade em regiões tropicais e subtropicais (COOK & URMI-KÖNIG, 1984; LOWDEN, 1986). Diversos estudos sobre *Egeria* proporcionou uma gama de informações para o conhecimento das espécies. Durante os últimos anos, observa-se pesquisas abordando temas ecológicos e fisiológicos (e.g. SOUZA et al., 2010; ELLAWALA et al., 2011), contrastando com *Najas*, onde estudos sobre taxonomia e distribuição em relação a investigações ecológicas são mais frequentes na literatura (e.g. HAYNES & WENTZ, 1974; LOWDEN, 1986; RODRÍGUEZ & BERAZAÍN, 2003; AGAMI & WASEL, 2002; SANDERSON E ASAEDA, 2008).

Enfoque ecológico com *Egeria* e *Najas* no semiárido se restringe a investigações sobre riqueza, distribuição, respostas de resistência e resiliência (PEDRO et al., 2006; TABOSA et al., 2012; MOURA-JÚNIOR et al. 2013), não sendo verificado sua co-ocorrência. Observa-se que existem lacunas na literatura sobre relações de macrófitas em ambientes aquáticos no semiárido, bem como a geração de modelos preditivos que podem influenciar a biomassa destas plantas nestes ecossistemas. Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo determinar as variáveis abióticas que atuam nos padrões de biomassa de *Najas arguta* (Kunth) e *Egeria densa* (Planch), ressaltando como estas variáveis influenciam na relação das duas espécies nativas de macrófitas submersas em um reservatório no semiárido.

2. METODOLOGIA:

2.1 Área de estudo

O reservatório de Camalaú (7°53'33.94''S 36°50'39.16''W) está localizado na região do semiárido do estado da Paraíba, integrando a Bacia do rio Alto Paraíba. Sua construção foi em 1990, com área de 19.005.95 m² e capacidade de suportar volume máximo de 48.107.240 m³ de água. O ambiente apresenta profundidade média de 25 metros e tempo de residência da água em torno de 3-5 anos. Atualmente, o reservatório é utilizado para abastecimento, piscicultura, pesca e irrigação. De acordo com a classificação de Köppen-Geiger (KÖPPEN, 1936), a região apresenta clima BSh, ou seja, semiárido quente, com uma precipitação média de 400mm/ano e uma temperatura

mínima do ar entre 18 e 22°C (Junho e Agosto) e temperatura máxima entre 28 e 31°C (Novembro e Dezembro) (AESAs, 2014).

2.2 Desenho amostral

Foram selecionados seis bancos de macrófitas distribuídos por todo reservatório, sendo estes localizados três em cada margem do ambiente. Dentro de cada banco, foram definidos parcelas 100x50 metros, onde foram coletados dados abióticos e bióticos, com repetição bimensal (Agosto/2013 à Agosto/2014), perfazendo um estudo anual (figura 01).

Dados abióticos foram mensurados na profundidade 3 metros ($Z = 3\text{m}$) dentro de cada banco. Para os dados bióticos, foi utilizado um gancho de ferro (corer) que auxiliou na captura das plantas, este apresenta diâmetro de 0,5m. Sendo assim, a biomassa foi capturada em três profundidades ($Z = 1\text{m}$, 2m e 3m), onde se realizou quatro arremessos por profundidade.

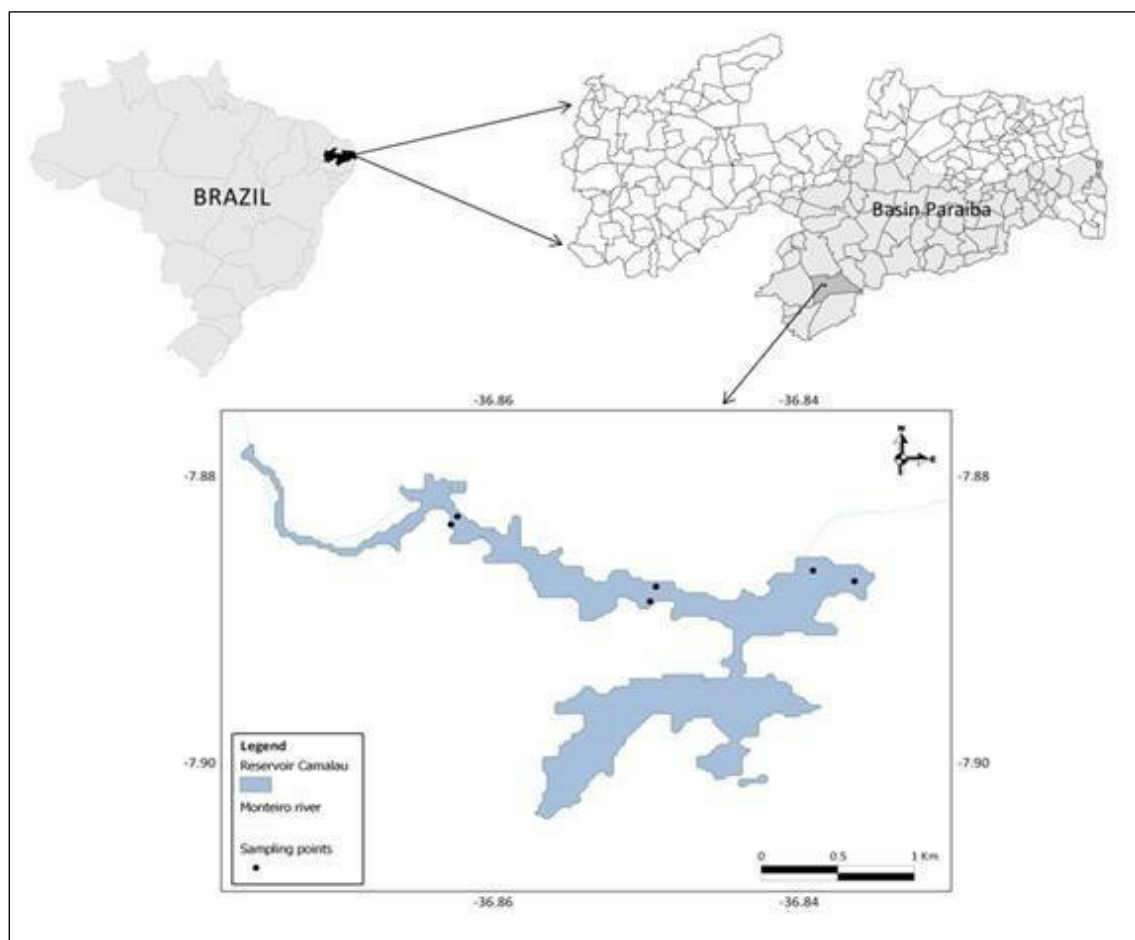


Figura 01: Localização do reservatório Camalaú e seus respectivos pontos de amostragem, estado da Paraíba, Nordeste do Brasil.

2.3 Dados abióticos

Em cada local amostrado, foram mensuradas as seguintes variáveis: temperatura da água (°C), pH, oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), turbidez (NTU), sólidos totais dissolvidos (mg.L^{-1}), usando uma sonda multiparamétrica (Horiba/U-50). A transparência da água foi estimada utilizando o disco de Secchi, onde foi estabelecida a zona eufótica (COLE, 1994). Para análises químicas, amostras da água foram coletadas e analisadas em laboratório para determinar a concentração total de fósforo ($\mu\text{g/L}$), nitrogênio total ($\mu\text{g/L}$), nitrito ($\mu\text{g/L}$), nitrato ($\mu\text{g/L}$), amônia ($\mu\text{g/L}$) e ortofosfato ($\mu\text{g/L}$) (ALPHA et al., 1992).

Os dados climatológicos foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET da estação meteorológica mais próxima do ecossistema, sendo eles: temperatura do ar (°C), precipitação pluviométrica (mm) e radiação solar (kJ/m^2).

2.4 Dados bióticos

Foram coletados indivíduos férteis (FIDALGO & BONONI, 1984) para identificação das espécies. Para determinação da biomassa, as macrófitas capturadas pelo corer foram acondicionadas em sacolas plásticas identificadas por numeração de cada profundidade. O material foi triado, separando as partes de biomassa (brotos verdes e saudáveis), onde foi lavado em água corrente para retirada do perifíton e levado a estufa elétrica de secagem com circulação (Cienlab) à 60°C para obtenção da biomassa seca. Em seguida, estas amostras foram pesadas na balança de precisão CELTAC® – FA2104N, com erro de 0,0001g para a obtenção do peso seco (g.m^{-2}).

2.5 Tratamento dos dados

Foi realizada Análise de Variância (ANOVA) fatorial a+b para testar a variação sazonal e espacial dos bancos e das variáveis ambientais. Dois fatores foram selecionados: os meses (Ago/13, Out/13, Dez/13, Fev/14, Abr/14, Jun/14 e Ago/14) e os bancos (b1, b2, b3, b4, b5, b6), utilizando o teste Tukey (1953) para verificar as possíveis diferenças. A matriz biótica foi tratada com a transformação de $\log_{(x+1)}$ para entender a relação de dependência das *Najas arguta* e *Egeria densa*, utilizando o teste de regressão linear. Os testes utilizaram o nível de significância de $p \leq 0,05$.

Para entender a interação de *Najas arguta* e *Egeria densa*, foi feito a proporção da biomassa *Najas*:*Egeria* (N:E), onde valores próximos a 1, indica melhor desenvolvimento de N. *arguta* e valores abaixo de 0 indica melhor desenvolvimento de

E. densa. Os valores de *Najas* permaneceram no numerador devido ao táxon não ser encontrado em todos os bancos, mostrando dessa forma a relação real de N:E. A limitação de nutrientes (nitrogênio e fósforo) foi feita baseada na razão molar N:P, onde concentrações abaixo de 20 indicam um ambiente limitado por nitrogênio, enquanto concentrações acima de 38 indica limitação por fósforo (SAKAMOTO, 1966).

Com o objetivo de selecionar as variáveis ambientais (radiação, temperatura do ar, precipitação, transparência, temperatura da água, pH, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, nitrito, nitrato, amônia, ortofosfato, fósforo total e nitrogênio total) e/ou possível efeito da planta (*N. arguta* e *E. densa*) que influenciam a biomassa das mesmas, foi realizado o teste de Modelos Lineares Generalizados (GLM) (McCULLAGH & NELDER, 1989), selecionando os modelos parcimoniosos mais explicativos das duas espécies de plantas aquáticas. Os valores de proporção N:E junto com as variáveis ambientais também foram utilizados, afim de averiguar quais variáveis melhor explicam a interação das macrófitas aquáticas. Para realização do teste, foi utilizada a família Gaussian uma vez que as variáveis dependentes apresentavam dados contínuos. Todas as análises estatísticas foram efetuadas no programa R (v. 3.1.2).

3. RESULTADOS:

3.1 Caracterização ambiental:

3.1.1. Condições climáticas

As condições climáticas no período estudado (figura 02) apresentaram maiores valores de precipitação pluviométrica (mm) em dezembro/2013, correspondendo um período atípico, e entre os meses fevereiro a maio de 2014, caracterizando o período chuvoso da região. A temperatura variou entre 32.2 °C no mês de janeiro/14 e 23.7 °C em julho/14. Com relação aos últimos dez anos, os valores de precipitação do período estudado mostraram-se dentro da média histórica (626.5 mm), enquanto a temperatura do ar no período amostrado apresentou acréscimo de quase 3°C em relação à média histórica (24.9°C).

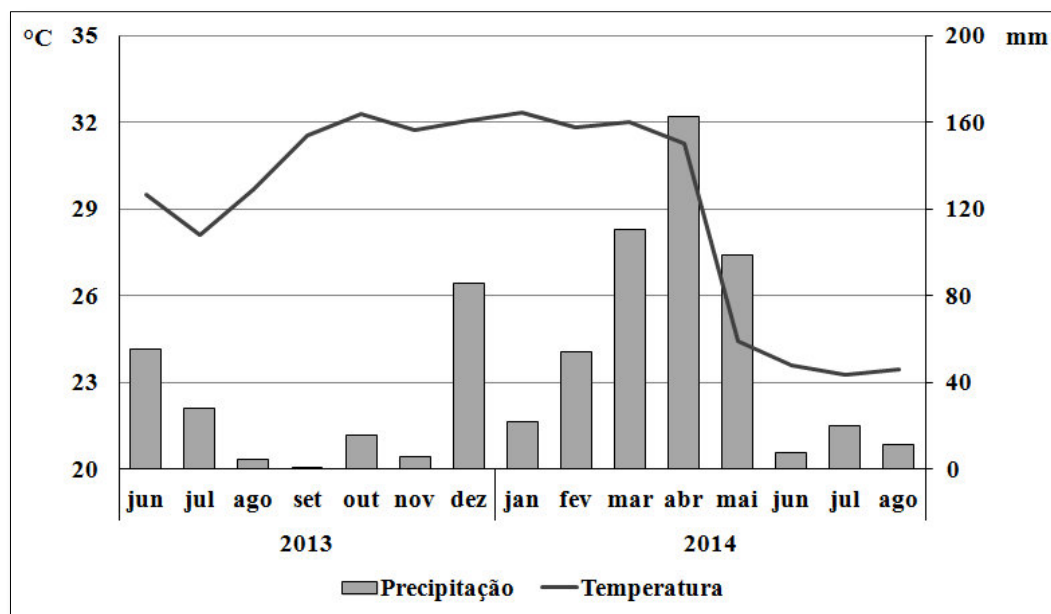


Figura 02: Dados de temperatura (°C) e precipitação (mm) da estação mais próxima a Camalaú.

3.1.2. Variáveis físicas e químicas

Durante o período estudado, o reservatório apresentou volume em torno de 12.615.837 m³ e 16.472.162 m³, mantendo a zona eufótica acima de 3.0 metros (tabela 01). O ambiente apresentou-se predominantemente alcalino (7.70 – 9.47), com temperaturas em torno dos 25°C e água bem oxigenada (> 3.0 mg/L), exceto para o mês de outubro/13 que apresentou baixa concentração (2.41 mg/L). A condutividade e os sólidos totais dissolvidos apresentaram menores valores nos meses de fevereiro a junho/14, como também foram os únicos a apresentarem diferença significativa entre os bancos ($F = 3063.22$ e $F = 3332.96$; $p < 0.005$, respectivamente), mostrando que os bancos 4 e 6 foram os mais diferentes. Os meses mais chuvosos (fevereiro e abril/14) apresentou o aumento da turbidez (> 50 NTU), como também, a redução dos valores de nitrito (< 1.10 µg/L), nitrato (< 30 µg/L) e nitrogênio total (< 150 µg/L). Em contrapartida, os valores de amônia (> 50 µg/L) apresentaram aumento a partir dos mesmos meses. Quanto ao ortofosfato, abril/14 apresentou seu menor valor detectado no ambiente (1.17 µm/L, Tukey: $p < 0.005$), já o fósforo total apresentou valores acima de 20 µg/L, ressaltando os meses com menor precipitação (agosto e outubro/13), onde a quantidade detectável foi acima de 60 µm/L.

Tabela 01: Variáveis ambientais (média e desvio-padrão), assim como resultado da ANOVA para a dimensão temporal do reservatório Camalaú, Paraíba, Brasil. ** valores com p significativo.

Variáveis ambientais	Agosto/13	Outubro/13	Dezembro/13	Fevereiro/14	Abril/14	Junho/14	Agosto/14	F
Volume (m³)	15.250.146	14.250.314	12.615.837	15.583.423	15.916.700	16.472.162	15.842.639	-
Secchi (m)	1.49 ± 0.15	1.38 ± 0.39	1.68 ± 0.28	1.44 ± 0.22	1.25 ± 0.11	1.94 ± 0.24	1.96 ± 0.16	10.38 *
Temperatura (°C)	26.17 ± 0.97	25.90 ± 0.32	27.26 ± 0.62	28.58 ± 0.57	28.87 ± 0.63	25.52 ± 0.75	23.98 ± 0.30	42.05 *
pH	9.43 ± 0.16	9.26 ± 0.08	9.47 ± 0.17	9.45 ± 0.35	9.31 ± 0.67	8.37 ± 0.21	7.70 ± 0.22	23.98 *
Condutividade (mS/cm)	0.91 ± 0.01	0.97 ± 0.01	1.04 ± 0.01	0.79 ± 0.00	0.76 ± 0.00	0.81 ± 0.00	1.07 ± 0.01	3063.22*
Turbidez (NTU)	6.55 ± 10.38	37.73 ± 7.02	6.72 ± 10.02	54.24 ± 11.58	53.10 ± 3.95	4.43 ± 10.24	1.00 ± 0.00	52.33 *
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5.46 ± 0.75	2.41 ± 0.85	7.47 ± 2.11	6.02 ± 3.08	6.25 ± 1.05	9.52 ± 1.92	8.58 ± 1.07	10.23 *
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	0.58 ± 0.00	0.62 ± 0.01	0.67 ± 0.00	0.51 ± 0.00	0.48 ± 0.00	0.52 ± 0.00	0.68 ± 0.01	3332.97*
Nitrito (µg/L)	1.25 ± 0.42	1.46 ± 0.44	1.99 ± 2.63	1.07 ± 0.25	0.60 ± 0.22	2.23 ± 0.89	7.47 ± 0.78	26.97 *
Nitrato (µg/L)	49.85 ± 28.98	54.16 ± 12.80	34.10 ± 10.91	27.76 ± 3.81	26.93 ± 4.08	41.24 ± 19.92	114.58 ± 7.54	23.09 *
Amônia (µg/L)	20.33 ± 5.65	32.00 ± 15.13	34.50 ± 5.01	77.83 ± 14.65	34.33 ± 4.68	94.50 ± 39.29	78.67 ± 10.17	19.63 *
Ortofosfato (µg/L)	18.17 ± 17.22	35.67 ± 13.93	21.50 ± 3.16	32.33 ± 14.29	1.17 ± 2.61	23.17 ± 8.76	10.43 ± 5.44	6.83*
Fósforo total (µm/L)	60.33 ± 13.39	67.42 ± 29.00	37.00 ± 3.54	58.25 ± 12.72	39.50 ± 5.24	33.67 ± 3.03	22.83 ± 4.08	9.61*
Nitrogênio total (µg/L)	229.36 ± 34.08	236.36 ± 26.65	187.77 ± 6.86	149.78 ± 20.92	129.45 ± 56.14	304.00 ± 15.88	323.35 ± 9.57	39.72 *

3.2 Dados de *Najas arguta* e *Egeria densa*:

3.2.1 Dados de biomassa

Averiguam-se que os meses de agosto/13 e abril/14 apresentaram maior e menor biomassa total de *N. arguta* no ambiente, atingindo valores totais de 25.67 g/m² e 1.06 g/m², respectivamente ($F_{N.arguta} = 4.762$; $p < 0.005$) (figura 03). Apesar de não apresentar variação espaço-temporal, a biomassa de *E. densa* manteve-se elevada em todo período, com valores médios entre 180,71 g/m² e 495,87 g/m² em dezembro/13 e agosto/14, respectivamente. Durante o período estudado, foi observado que *N. arguta* ocorreu nas profundidades de 2 a 3 metros, exceto no mês de outubro/13 e junho/14 que apresentou maior biomassa na profundidade de 1 metro (figura 04). Enquanto *E. densa* ocorreu preferencialmente nas profundidades de 1 e 2 metros, porém sendo encontrada também na profundidade de 3 metros.

A relação N:E apresentou valores menores que 1, mostrando que existe uma dominância de *E. densa* em relação a *N. arguta*. A análise de regressão linear mostrou-se significativa ($p < 0.05$; $F = 4.779$), ressaltando o que a biomassa de *N. arguta* é influenciada negativamente na presença de *E. densa* (figura 05), enaltecendo o poder competitivo de *E. densa* em relação a *N. arguta*. Com relação a razão molar N:P, o ambiente apresentou apenas limitação por nitrogênio durante o período amostrado (< 20 [base molar]).

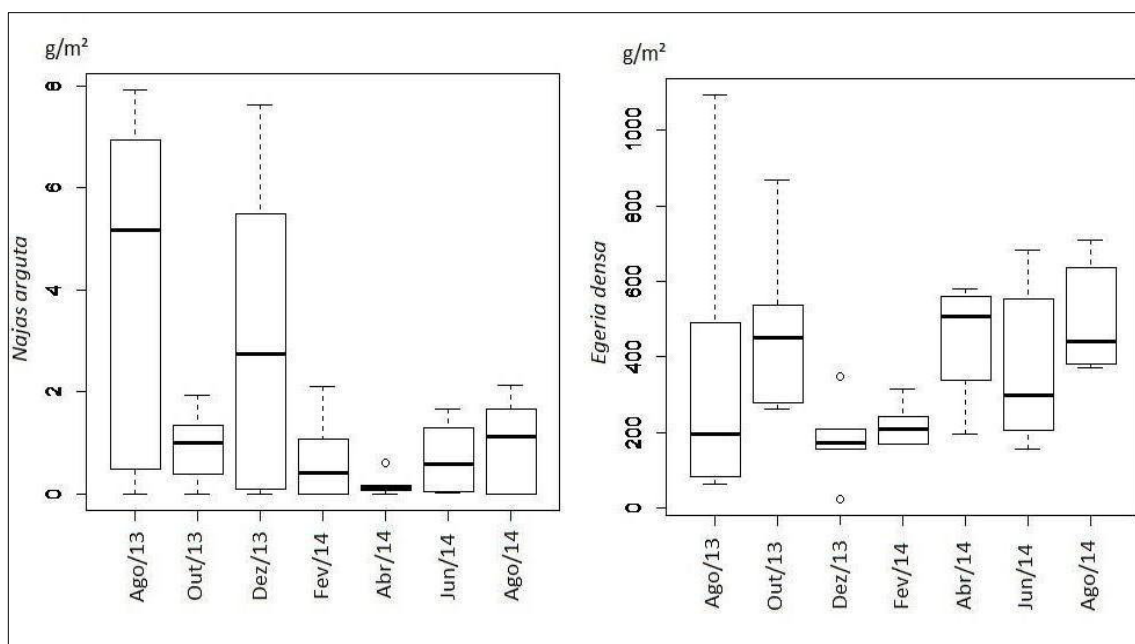


Figura 03: Médias da biomassa de *Najas arguta* e *Egeria densa* em um ciclo anual.

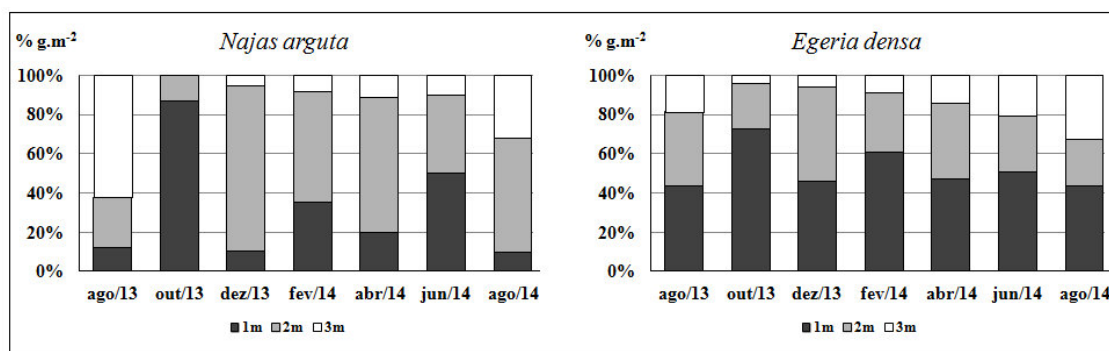


Figura 04: Porcentagem da biomassa (g.m⁻²) nas profundidades 1 metro, 2 metros e 3 metros.

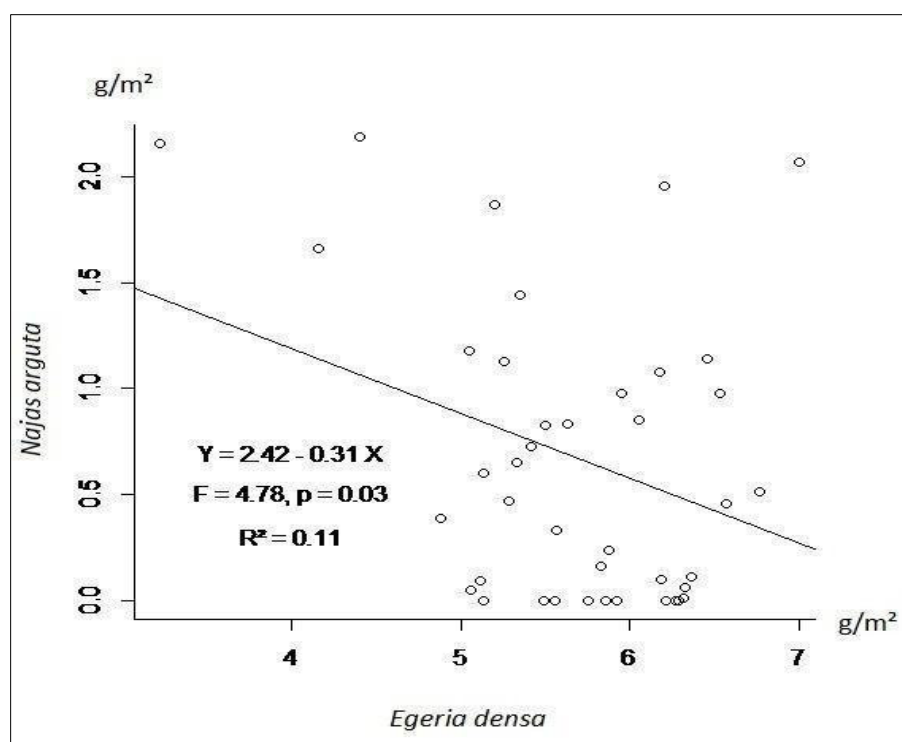


Figura 05: Regressão linear entre a biomassa de *Najas arguta* e *Egeria densa*.

3.2.2 Biomassa e dados ambientais

Todos os possíveis modelos descritores que influenciam a biomassa de *N. arguta*, *E. densa* e a proporção destas, gerados na análise de GLM utilizando AIC, estão disponíveis na tabela 02. Os fatores ambientais que compõem os modelos mais parcimoniosos da biomassa de *N. arguta* foram condutividade elétrica, turbidez, nitrito, nitrogênio total e radiação, onde este modelo apresentou 69% de explicação. Os fatores ambientais que elucidam a variação da biomassa de *E. densa* foram sólidos totais dissolvidos, nitrato, ortofosfato, fósforo total, nitrogênio total, temperatura do ar,

radiação e precipitação ($R^2 = 0.19$). As variáveis preditoras selecionadas que influenciam a relação de N:E foram condutividade, sólidos totais dissolvidos e nitrito ($R^2 = 0.27$).

Observa-se que a radiação foi uma variável preditora para ambos os modelos de *N. arguta* e *E. densa*, entretanto, sua influência na biomassa destas plantas acontece de forma diferenciada. Para *N. arguta*, esta variável exerce influência negativa ($E_{\text{radiação}} = -0.01$) na biomassa, enquanto para *E. densa*, a mesma variável influencia de forma positiva ($E_{\text{radiação}} = 3.44$). Na proporção de N:E, pode-se destacar a influência positiva que a condutividade elétrica ($E_{\text{condutividade}} = 9731.67$) exerce no desenvolvimento de *N. arguta*, enquanto os sólidos totais e o nitrito atuam inibindo ($E_{\text{sólidos}} = -14751.46$; $E_{\text{nitrito}} = -11.17$) o desenvolvimento da mesma e favorecendo o aumento da biomassa de *E. densa*.

Tabela 02: Tabela dos modelos preditivos (GLM) que influência *Najas arguta*, *Egeria densa* e a relação das duas macrófitas aquáticas no reservatório Camalaú. Valores significativos (*).

Variável	Fator descritor	Estimativa	R^2	AIC	p-valor
<i>Najas arguta</i>	Condutividade elétrica	9.154	0.47	165.98	0.005*
	Turbidez	-0.042			0.05*
	Nitrito	-0.640			0.005*
	Nitrogênio total	-0.014			0.05*
	Radiação	-0.011			0.005*
	Intercepto	9.928			0.05*
<i>Egeria densa</i>	Sólidos totais dissolvidos	2937.83	0.19	575.35	0.17
	Nitrato	4.23			0.05*
	Ortofosfato	-3.80			0.12
	Fósforo total	6.16			0.05*
	Nitrogênio total	-2.49			0.05*
	Temperatura do ar	-374.97			0.05*
	Radiação	3.44			0.05*
	Precipitação	4.11			0.06
	Intercepto	4372.62			0.005*
<i>Najas:Egeria</i>	Condutividade	9731.67	0.27	441.32	0.005*
	Sólidos totais dissolvidos	-14751.46			0.005*
	Nitrito	-11.169			0.005*
	Intercepto	-221.89			0.005*

4. DISCUSSÃO:

Várias espécies de macrófitas submersas apresentam vasta distribuição e, consequentemente, ampla tolerância às variações ambientais (COOK, 1990). Diversos estudos em reservatório mostraram que *E. densa* apresenta grande potencial de ocupação, desenvolvimento e regeneração nestes ambientes aquáticos, tratando-a como uma planta daninha (MARCONDES et al., 2003; OLIVEIRA, et al., 2005; PITELLI, et al., 2008). Em Camalaú, o desenvolvimento de *E. densa* atingiu valores elevados da biomassa, corroborando com a ideia que as condições do meio são favoráveis para o seu crescimento e aumento da biomassa.

Contudo, comparando ao desenvolvimento de *E. densa*, *N. arguta* não obteve biomassa elevada no período estudo. Bennike et al. (2001), explica que as espécies pertencentes ao gênero *Najas* são consideradas plantas anuais e termófilas, conseguindo crescer em corpos aquáticos de altas temperaturas. Entretanto, observou-se no presente estudo os meses em que a temperatura da água obteve valores em torno de 28°C, a biomassa desta planta aquática atingiu os menores valores.

Todavia, fatores como pressão competitiva pode ter sido importante para o declínio da biomassa de *N. arguta*, uma vez que a regressão linear mostrou relação negativa do crescimento desta macrófita na presença de *E. densa*. Investigações apontam que plantas do gênero *Egeria* apresentam grande capacidade competitiva e plasticidade fisiológica, conseguindo crescer em baixos níveis de luz e carbono inorgânico (PIERINI & THOMAZ, 2004; MONY et al., 2007; SOUSA et al., 2010). Apesar da literatura apontar o crescimento bem sucedido de *Najas* na presença de outras (AGAMI & WASEL, 1985), efeitos inibitórios de origem alelopática podem interferir no crescimento das espécies de *Najas* (AGAMI & WASEL, 2002). O mesmo autor explica que o aumento da biomassa de *Najas* pode diminuir o efeito da competição por efeito da alelopátia.

Além disso, o reservatório de Camalaú apresentou um pH alcalino durante todo o período de coleta. Nestas condições, a disponibilidade de CO₂, que é a forma mais assimilável para as macrófitas, torna-se inviabilizada, com consequente aumento da disponibilidade de HCO₃⁻. Pierini & Thomaz (2006), esclarecem que *E. densa* assimila

HCO_3^- quando a disponibilidade de CO_2 na água é pequena. Tal capacidade adaptativa somada ao grande crescimento de *E. densa*, a torna uma forte competidora, formando bancos densos em regiões mais favoráveis, limitando o crescimento de *N. arguta* em regiões desfavoráveis.

As espécies competidoras podem excluir outras espécies de habitats particulares, de modo que elas não coexistam, ou podem coexistir mediante a utilização do habitat de maneira diferenciada. De acordo com Spence (1967), a zonation das espécies de macrófitas ao longo da profundidade é determinada primeiramente pelo regime de luz. Mesmo com transparência acima de 1 metro e zona eufótica acima de 3 metros, o sombreamento das copas formadas por *E. densa* somado a turbidez do ambiente fez com que tal fator correlacionasse de forma negativa com *N. arguta*. Resultado semelhante foi observado por Sanderson & Asaeda (2008), onde constatou que a turbidez é um dos fatores que causa estresse em *N. marina*, interferindo no seu crescimento. Todavia, algumas espécies podem tolerar a baixa disponibilidade de luz, adaptando-se a situação ou ocupando áreas mais adequadas, como no caso de *E. densa* que apresentou relação positiva com a radiação.

Os fatores abióticos também podem influenciar de forma distinta as diferentes espécies. Como apresentado no modelo, foi observado que a condutividade elétrica correlaciona de forma positiva o desenvolvimento de *N. arguta*. Resultado oposto ao nosso foi observado por Titus & Hoover (1993), onde relataram que alta condutividade elétrica associada ao valor baixo do pH (<5) atuaram de forma negativa no crescimento e reprodução de *N. flexilis*. A relação de *N. arguta* com a condutividade pode estar relacionada ao pH do ambiente, uma vez que águas alcalinas (>9) favorece a concentração do íon OH^- , aumentando também a condutividade elétrica da água (ESTEVES et al., 2011), favorecendo desta forma *N. arguta*.

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no meio aquático, sendo considerado um dos componentes básicos da biomassa dos organismos produtores (BARKO & SMART, 1981; HUNG et al., 2007). Ambientes em regiões tropicais e semiáridas tendem a ser limitado por nitrogênio, uma vez que temperaturas elevadas atuam fortemente nas taxas de desnitrificação do corpo aquático, fazendo com que tal nutriente seja eliminado do ambiente, limitando dessa forma os produtores primários (PINAY et al., 2007; HERRMAN et al., 2008). Apesar do reservatório Camalaú ser

limitado por nitrogênio, as macrófitas submersas são capazes de extrair nitrogênio tanto da coluna d'água, quanto do sedimento onde são encontradas, mostrando uma capacidade competitiva com as algas que apresentam limitação de crescimento em ambientes com pouco nitrogênio (YARROW et al., 2009).

O nitrito pode atuar de forma tóxica para os organismos aquáticos (RUSSO et al., 1981; RUSSO, 1985). O fato do nitrito se correlacionar de forma negativa com *N. arguta* sugere que tal espécie seja sensível às concentrações encontrada no ambiente estudado, sendo um dos fatores controladores que impedem o seu desenvolvimento. Por outro lado, as concentrações de nitrato foram mais favoráveis para o desenvolvimento de *E. densa*. Diferente dos nossos resultados, Feijóo et al. (2002), mostrou que *E. densa* apresenta preferência na absorção na coluna d'água por amônia ao invés de nitrato. Apesar do estudo de Pistori et al. (2004) apresentarem valores nitrato semelhantes ao nosso, os mesmos esclarecem que *E. densa* tem grande capacidade de crescimento mesmo em água com pequena disponibilidade de nitrogênio e fósforo.

De acordo com Pelton et al. (1998), a água pode ser a principal fonte de fósforo em alguns ambientes aquáticos. De acordo com os resultados observados, Camalaú não apresentou limitação por fósforo, sendo este nutriente um dos responsáveis pelo aumento da biomassa de *E. densa*. Feijóo et al. (2002) ressalta que o fósforo é essencial para o crescimento de *E. densa*, com isso, esta macrófita apresenta mecanismos de captação e retenção mais eficiente para fósforo do que para o nitrogênio. Nascimento et al. (2008) comenta o papel da precipitação no aumento biomassa de *E. densa*, uma vez que este fator possibilita a remoção e transporte de nutrientes para o ambiente aquático.

A temperatura pode ser o fator mais crítico, impactando o metabolismo de *E. densa* (BARKO & INTELIGENTE, 1981). Temperatura acima de 32°C proporciona mudanças fisiológicas na planta, como número reduzido de brotos e diminuição no seu comprimento (YARROW et al., 2009). Em Camalaú, a temperatura do ar manteve-se em torno de 30°C, se relacionando de forma negativa com a biomassa de *E. densa*, contudo, não foi um fator preponderante para limitar a produção desta macrófita submersa.

. Desta forma, concluímos que os valores mais elevados de biomassa de *E. densa* comparados a *N. arguta* pode ter relação aos fatores intrínsecos da espécie, uma vez que as características adaptativas de *E. densa*, como melhor assimilação de CO_2 e HCO_3^- em

meio alcalino, tolerância à limitação de nitrogênio e temperaturas altas, a tornam uma planta extremamente adaptada ao meio sendo considerada daninha. Devido as suas limitações, frente a uma forte pressão competitiva e profundidades desfavoráveis ao desenvolvimento, *N. arguta* mostrou grande tolerância, permanecendo no ambiente mesmo com valores de biomassa baixa.

5. REFERENCIAS:

AESA, 2010. Comitê do Rio Paraíba. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba.

AGAMI, M. & REDDY, K.R., 1991. Interrelationships between *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Mart.) Solms and *Hydrocotyle umbrell*a L. *Aquatic Botany* 39, 147-157.

AGAMI, M. & WAISEL, Y., 2002. Competitive relationships between two water plant species: *Najas marina* L. and *Myriophyllum spicatum* L. *Hydrobiologia* 482, 197-200.

APG III, 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161, 105-121.

BAGOUSSE-PINGUET, Y. LE; LIANCOURT, P. & STRAILE, D., 2012. Indirect facilitation promotes macrophytes survival and growth in freshwater ecosystems threatened by eutrophication. *Journal of Ecology* 100, 530-538.

BARKO, J. & SMART, R.M., 1981. Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. *Ecological Monographs* 51, 219-235.

BENNIKE, O.; JENSEN, J. B. & LEMKE, W., 2001. Late Quaternary records of *Najas* spp. (Najadaceae) from the southwestern Baltic region. *Review of Palaeobotany and Palynology* 114, 259-267.

BERTNESS, M.D. & CALLAWAY, R.M., 1994. Positive interactions in communities. *Ecology & Evolution* 9, 191-193.

BINI, L. M.; THOMAZ, S.M.; MURPHY, K.J. & CAMARGO, A.F.M., 1999. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia* 415, 147-154.

BIUDES, J.F.V. & CAMARGO, A.F.M., 2008. Estudos dos fatores limitantes à produção primária por macrófitas aquáticas no Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 12, 7-19.

BOUVY, M.; FALÇÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M. & MOURA, A., 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology* 23, 13-27.

BULLERI, F.; BRUNO, J.F.; BENNEDITTI-CECCHI, L., 2008. Beyond competition: Incorporating positive interactions between species to predict ecosystem invisibility. *PLOS Biology* 6, 1136-1140.

- CAMARGO, A.F.M.; HENRY-SILVA, G.G. & PEZZATO, M.M., 2003. Crescimento e produção primária de macrófitas aquáticas em zonas litorâneas. In: HENRY, R. (Ed.) Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. Fundibio: Rima, São Carlos, 213-232.
- CIRILO, J.A., MONTENEGRO, S.M.G.L. & CAMPOS, J.N.B., 2010. A questão da água no semiárido brasileiro. In: Bicudo, C. E. de M.; Tundisi, J. G. & Scheuenstuhl, M. C. B. (Org.). Águas do Brasil análises estratégicas. 1 ed, São Paulo: Instituto de Botânica 1, 81-91.
- CLARKE, K.R. & GORLEY, R.N., 2006. PRIMER v6: User manual/tutorial, PRIMER E, Plymouth, UK.
- COOK, C. D. K., 1990. Origin, autecology and spread of the world's most troublesome aquatic weeds. In: PIETERSE, A. H. & MURPHY, K. J. Aquatic weed-the ecology and management of nuisance aquatic vegetation. New York: Oxford University Press, 31-38.
- COOK, C.D.K. & URMI-KÖNIG, K., 1984. A revision of the genus *Egeria* (Hydrocharitaceae). Aquatic Botany 19, 73-96.
- ELLAWALA, K.C.; ASAEDA, T. & KAWAMURA, K., 2011. The effect of flow turbulence on plant growth and several growth regulators in *Egeria densa* Planchon. Flora 206, 1085-1091.
- FEIJÓO, C.; GARCÍA, M. E.; MOMO, F. & TOJA, J., 2002. Nutrient absorption by the submerged macrophyte *Egeria densa* Planch: effect of ammonium and phosphorus availability in the water column on growth and nutrient uptake. Limnetica 21, 93-104.
- FIDALGO, O & BONONI, V.R.L., 1984. Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico. Instituto de Botânica, São Paulo.
- GUISAN, A.; THEURILLAT, J. P. & KIENAST, F., 1998. Predicting the distribution of plant species in an alpine environment. Journal of Vegetation Science 9, 65-74.
- HAYNES, R.R. & WENTZ, W.A., 1974. Notes on the genus *Najas* (Najadaceae). SIDA, Contributions to Botany 5, 259-264.
- HERRMAN, K.; BOUCHARD, V. & MOORE, R., 2008. Factors affecting denitrification in agricultural headwater streams in northeast Ohio, USA. Hydrobiologia 598, 305-314.
- HUNG, N.; ASAEDA, T. & MANATUNGE, J., 2007. Modeling interactions of submersed plant biomass and environmental factors in a stream using structural equation modeling. Hydrobiologia 583, 183-193.
- KEDDY, P.A., 2001. Competition. 2ª Ed, Kluwer: Dordrecht.
- KEDDY, P.A., 2000. Wetland ecology: principles and conservation. Cambridge: Cambridge University Press, 614.

- LOWDEN, R.M., 1986. Taxonomy of the genus *Najas* L. (Najadaceae) in the Neotropics. *Aquatic Botany* 24, 147-184.
- MALTCHIK, L. & PEDRO, F., 2001. Responses of aquatic macrophytes to disturbance by flash floods in a Brazilian semiarid intermittent stream. *Biotropica* 33, 566-572.
- MARCONDES, D. A.S.; VELINI, E. D.; MARTINS, D.; TANAKA, R. H.; CARVALHO, F. T.; CAVENAGHI, A. L. & BRONHARA, A. A., 2003. Eficiência de fluridone no controle de plantas aquáticas submersas no reservatório de Jupia. *Planta Daninha* 21, 69-77.
- MCCULLAGH, P. & NELDER, J. A., 1989. Generalized linear models. Chapman and Hall, London.
- MICHELAN, T.S.; THOMAZ, S.M.; MORMUL, R.P. & CARVALHO, P., 2010. Effects of an exotic invasive macrophyte (tropical signalgrass) on native plant community composition, species richness and functional diversity. *Freshwater Biology* 55, 1315-1326.
- MOURA-JÚNIOR, E.G. de.; LIMA, L.F.; SILVA, S.S.L.; PAIVA, R.M.S. de.; FERREIRA, F.A.; ZICKEL, C.S. & POTT, A., 2013. Aquatic macrophytes of Northeastern Brazil: checklist, richness, distribution and life forms. *Check List: Journal of Species List and Distribution* 9, 208-312.
- MULDER, C.P.H.; ULIASSI, D.D. & DOAK, D.F., 2001. Physical stress and diversity-productivity relationships: the role of positive interactions. *National Academy of Sciences* 98, 6704-6708.
- OLIVEIRA, N. M. B.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PEREIRA, S. M. B. & MOURA JÚNIOR, A. M., 2005. Capacidade de regeneração de *Egeria densa* nos reservatórios de Paulo Afonso, BA. *Planta Daninha* 23, 363-369.
- PEDRO, F.; MALTCHIK, L. & BIANCHINI JR, I., 2006. Hydrologic cycle and dynamics of aquatic macrophytes in two intermittent Rivers of the semi-arid region of Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66, 575-585.
- PELTON, D. K.; LEVINE S. N. & BRANER, M., 1998. Measurements of phosphorus uptake by macrophytes and epiphytes from the LaPlatte River (VT) using ^{32}P in stream microcosms. *Freshwater Biology* 39, 285-299.
- PIERINI, S. A. & THOMAZ, S. M., 2006. Effects of inorganic carbon source on photosynthetic rates of *Egeria najas* Planchon and *Egeria densa* Planchon (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany* 78, 135-146.
- PINAY, G.; GUMIERO, B.; TABACCHI, E.; GIMENEZ, O.; TABACCHI-PLANTY, A. M.; HEFTING, M. M.; BURT, T. P.; BLACK, V. A.; NILSSON, C.; IORDACHE, V.; BUREAU, F.; VOUGHT, L.; PETTS, G. E. & DÉCAMPS, H., 2007. Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes. *Freshwater Biology* 52, 252-266.

- PISTORI, R. E. T.; CAMARGO, A. F. M. & HENRY-SILVA, G. G., 2004. Relative growth rate and doubling time of the submerged aquatic macrophyte *Egeria densa* Planch. *Acta Limnologica Brasiliensia* 16, 77-84.
- PITELLI, R. L. C. M.; TOFFANELI, C. M.; VIEIRA, E. A.; PITELLI, R. A. & VELINI, E. D., 2008. Dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana, RJ. *Planta Daninha* 26, 473-480.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing., 2014. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- RODRÍGUEZ, R.R. & BERAZAÍN, F.A., 2003. Actualización taxonômica y localización geográfica de espécies amenazadas y endêmicas em Cuba. *Revista Del Jardín Botánico Nacional* 24, 81-128.
- RUSSO, R.C., 1985. Ammonia, nitrite and nitrate. In: RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R. *Fundamentals of aquatic toxicology*. Washington DC: Hemisphere Publishing Corporation, 455-471.
- RUSSO, R.C.; THURSTON, R.V. & EMERSON, K., 1981. Acute toxicity of nitrite to rainbow trout (*Salmo gairdneri*): effects of pH, nitrite species, and anion species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38, 387-93.
- SANDERSON, B.G. & ASAEDA, T., 2008. Mechanisms affecting biomass and distribution of charophytes and *Najas marina* in Myall Lake, New South Wales, Australia. *Hydrobiologia* 608, 99-119.
- SANS, F.X.; ESCARRÉ, J.; LEPART, J. & HOPKINS, F., 2002. Positive vs. negative interactions in *Picris hieracioides* L., a mid-successional species of Mediterranean secondary succession. *Plant Ecology* 162, 109-122.
- SAKAMOTO, M., 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Archiv für Hydrobiologie* 62, 1-28.
- SAND-JENSEN, K., 1983. Photosynthetic carbon sources of stream macrophytes. *Journal of Experimental Botany* 34, 198-210.
- SOUZA, V.C. & LORENZI, H., 2008. *Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II*. 2ª ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum.
- SOUZA, W.T.Z.; THOMAZ, S.M. & MURPHY, K. J., 2010. Response of native *Egeria najas* Planch. And invasive *Hydrilla verticillata* (L.f) Royle to alteres hydroecological regime in a subtropical river. *Aquatic Botany* 92, 40-48.
- TABOSA, A.B.; MATIAS, L.Q. & MARTINS, F.R., 2012. Live fast and die young: the aquatic macrophyte dynamics in a temprary pool in the Brazilian semiarid region. *Aquatic Botany* 102, 71-78.
- TITUS, J. E. & HOOVER, D. T., 1993. Reproduction in two submersed macrophytes declines progressively at low pH. *Freshwater Biology* 30, 63-72.

THOMAZ, S.M.; BINI, L.M.; PAGIORO, T.A., 2003. Macrófitas aquáticas em Itaipu: ecologia e perspectivas para o manejo. In: THOMAZ, S.M. & BINI, L.M. (eds.), Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. EDUEM, Maringá. 341p.

THORMANN, M.; BAYLEY, S. & SZUMIGALSKI, A., 1998. Effects of hydrologic changes on aboveground production and surface water chemistry in two boreal peatlands in Alberta: implications for global warming. *Hydrobiologia* 362, 171-183.

TUKEY, J. W., 1953. The problem of the multiple comparisons. Unpublished manuscript, Princeton University.

WANTZEN, K.M., MACHADO, F.A. de., VOSS, M., BORISS, H. & JUNK, W.J., 2002. Seasonal isotopic shifts in fish of the Pantanal wetland, Brazil. *Aquatic Sciences* 64, 239-251.

YARROW, M.; MARÍN, V. H.; FINLANYSON, M.; TIRONI, A.; DELGADO, L. E. & FISCHER, F., 2009. The ecology of *Egeria densa* Planchon (Liliopsida: Alismatales): a wetland ecosystem engineer? *Revista Chilena de Historia Natural* 82, 299-313.