



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGIA VEGETAL)**

**DISTRIBUIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RELAÇÃO A
VARIÁVEIS AMBIENTAIS EM ECOSISTEMAS LÓTICOS
DA BACIA DO RIO ITANHAÉM**

ROBERTO LEUNG

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Rio Claro, para a obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Área de Concentração: Biologia Vegetal)

Rio Claro
Estado de São Paulo - Brasil
Novembro de 2005

**Distribuição de Macrófitas Aquáticas em Relação a
Variáveis Ambientais em Ecossistemas Lóticos
da Bacia do Rio Itanhaém**

ROBERTO LEUNG

Orientador: Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo

**Tese apresentada ao Instituto de Biociências
da Universidade Estadual Paulista “Júlio de
Mesquita Filho”, Campus de Rio Claro, para
a obtenção do título de Doutor em Ciências
Biológicas (Área de Concentração: Biologia
Vegetal)**

**Rio Claro
Estado de São Paulo - Brasil
Novembro de 2005**

574.5263Leung, Roberto

L653d Distribuição de macrófitas aquáticas em relação a variáveis ambientais em ecossistemas lóticos da bacia do rio Itanhaém / Roberto Leung. – Rio Claro : [s.n.], 2005
132 f. : il., gráfs., tabs.

Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo

1. Ecologia aquática. 2. Estuário. 3. Vegetação ciliar. 4. Morfologia de canal. 5. Competição I. Título.

Los actos en ..el “teatro ecológico” se representan en varias escalas de espacio y tiempo. Para entender el drama, debemos verlo en la escala apropiada.

John A. Wiens (1989)



Cabomba furcata

Egeria densa

Pistia stratiotes

Salvinia molesta

Aos meus pais
Sr. Leung e Sra. Judy
À Cecilia

AGRADECIMENTOS

Sou grato a todos aqueles que contribuíram para a conclusão deste trabalho.

Ao *Prof. Dr. Antonio F. M. Camargo* pela orientação e pelo apoio em todas as etapas deste trabalho.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela Bolsa de Doutorado (Proc.00/10810-0) e pelo Auxílio à Pesquisa (Proc.00/12386-0), que permitiram a concretização deste projeto.

Aos assessores da FAPESP pelas sugestões e críticas construtivas que contribuíram para melhorar o trabalho.

Ao Centro de Pesquisas do Litoral da Prefeitura de Itanhaém pelo apoio logístico nas coletas realizadas neste município.

Ao *Sr. Carlos F. Sanches* - técnico do Laboratório de Ecologia Aquática, ao *Sr. Arthur C. F. Tavares*, ao *Sr. Sérgio Monteiro*, ao *Sr. Rogério E. Valério*, ao *Sr. José M. de Oliveira* e à *Sra. Neusa M. A. de Oliveira* pelo auxílio nas coletas de campo e/ou análise de laboratório.

Ao *Dr. Tarciso S. Filgueiras* do IBGE - Brasília, à *Dra. Aparecida D. de Faria* do INPA, ao *Dr. George Shepherd* e à *Dra. Maria do Carmo E. do Amaral* da UNICAMP, ao *Dr. Fabio A. Vitta* do Instituto Botânico - São Paulo pela identificação das macrófitas aquáticas.

Ao *Prof. Dr. Orlando Necchi Jr.* do Departamento de Botânica - UNESP Campus de São José do Rio Preto por disponibilizar o seu laboratório para a realização do experimento de estresse salino.

Ao *Prof. Dr. Massanori Takaki* do Departamento de Botânica - UNESP Campus de Rio Claro pelo seu auxílio prestado para a montagem e condução do experimento na casa de vegetação.

Ao *Prof. Dr. Tarlei A. Botrel* do Departamento de Engenharia Rural da ESALQ - USP pelo dimensionamento hidráulico do sistema de recirculação de água. Ao *Eng. Robert King* pelo projeto do controle automatizado. Ao *Sr. Marcos S. N. Cardoso* pelas sugestões que melhoraram o desempenho do sistema.

Ao *Prof. Dr. Quirino A. C. Carmello* do Departamento de Nutrição de Plantas da ESALQ - USP pelas sugestões no experimento de competição.

Ao *Prof. Dr. José A. Barela*, ao *Prof. Dr. Reinaldo Monteiro* e ao *Prof. Dr. Victor J. M. Cardoso* pelo auxílio prestado nos momentos em que estes se fizeram necessários.

Ao *Dr. Lucio A. Pereira* pela confecção do mapa digital da bacia do rio Itanhaém.

Aos *professores, funcionários e amigos* do Departamento de Ecologia - UNESP - Campus de Rio Claro pela acolhida e facilidades proporcionadas durante o convívio diário.

Aos *Srs. Anderson Rodrigues, Luiz F. Bonatti e Edward S. Bociej*, técnicos dos Departamentos de Biologia, de Zoologia e de Botânica - UNESP Campus de Rio Claro pelo fornecimento de água destilada.

Ao Sr. *Fohad Chacur* e à Sra. *Maria Aparecida M. Chacur* pelas sugestões e correções do português.

Aos *funcionários da biblioteca* pelo apoio nos levantamentos bibliográficos, na correção das referências e na elaboração da ficha catalográfica.

Aos *velhos e novos colegas do Laboratório de Ecologia Aquática* do Departamento de Ecologia - UNESP Campus de Rio Claro pelos momentos compartilhados.

À minha *família* pelo amor e incentivo sempre pronta a apoiar.

À *Cecilia* pelo seu amor, amizade, cumplicidade, companheirismo e pelo auxílio nas coletas de campo, nas análises laboratoriais, na condução dos experimentos e pelas sugestões que permitiram melhorar o trabalho.

A *Deus* pela proteção, saúde, força muito obrigado!

Se esquecer alguém, por favor, peço desculpas.

ÍNDICE

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	4
INTRODUÇÃO GERAL.....	7
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	12

Capítulo 1

DISTRIBUIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RELAÇÃO A VARIÁVEIS AMBIENTAIS DA ÁGUA E DO SEDIMENTO

1. RESUMO.....	16
2. INTRODUÇÃO.....	17
3. MATERIAL E MÉTODOS	
3.1 Área de estudo.....	18
3.2 Amostragem.....	19
3.3 Análise de Dados.....	23
4. RESULTADOS	
4.1 Amostragem.....	24
4.1.1 Amostragem Prévia.....	24
4.1.2 Amostragem Definitiva.....	28
4.2 Distribuição das Macrófitas Aquáticas.....	30
5. DISCUSSÃO.....	41
6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	46
7. APÊNDICE.....	52

Capítulo 2

DISTRIBUIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RELAÇÃO A VARIÁVEIS AMBIENTAIS DA MORFOLOGIA DO CANAL E DA VEGETAÇÃO CILIAR

1. RESUMO.....	54
2. INTRODUÇÃO.....	55
3. MATERIAL E MÉTODOS	
3.1 Área de Estudo.....	56
3.2 Amostragem.....	58
3.3 Análise dos Dados.....	59
4. RESULTADOS	
4.1 Trecho do Rio Itanhaém.....	60
4.2 Trecho do Rio Preto.....	64
4.3 Trecho do Rio Aguapeú.....	67
5. DISCUSSÃO.....	70
6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	74

Capítulo 3

ESTRESSE SALINO NA FOTOSÍNTESE E NO CRESCIMENTO DE *Cabomba furcata* E *Egeria densa*

1. RESUMO.....	77
2. INTRODUÇÃO.....	78
3. MATERIAL E MÉTODOS	
3.1 Descrição do Experimento.....	80
3.1.1 Estresse Salino na Fotossíntese.....	80
3.1.2 Estresse Salino no Crescimento.....	82
3.2 Análise de Dados.....	84
4. RESULTADOS	
4.1 Estresse Salino na Fotossíntese.....	85
4.2 Estresse Salino no Crescimento.....	90
5. DISCUSSÃO.....	93
6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	95

Capítulo 4

COMPETIÇÃO E COEXISTÊNCIA ENTRE DUAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS FLUTUANTES *Pistia stratiotes* E *Salvinia molesta*

1. RESUMO.....	98
2. INTRODUÇÃO.....	99
3. MATERIAL E MÉTODOS	
3.1 Sistema de Cultivo com Recirculação.....	101
3.2 Delineamento Experimental.....	103
3.3 Análise de Dados.....	104
4. RESULTADOS	
4.1 Competição em Baixa Concentração de Nutrientes.....	105
4.2 Competição em Alta Concentração de Nutrientes.....	108
5. DISCUSSÃO.....	113
6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	117
CONSIDERAÇÕES FINAIS	122
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	125

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi estudar a distribuição das macrófitas aquáticas em rios da planície costeira da bacia do rio Itanhaém. A abordagem adotada foi uma combinação de estudos observacionais e experimentais. No primeiro capítulo, estudou-se a distribuição das macrófitas aquáticas em relação a variáveis ambientais da água e do sedimento em 97 km de rios em duas estações do ano (verão e inverno). A salinidade foi a principal variável ambiental responsável pela separação das macrófitas aquáticas em duas comunidades distintas, a do estuário e a dos rios. As principais espécies que ocorreram no estuário foram *Spartina alterniflora*, *Crinum procerum* e *Scirpus californicus*, sendo que a primeira ocorreu em trechos de maior salinidade, a segunda em trechos com salinidade intermediária e a última em trechos de menor salinidade. As espécies de água doce mais frequentes foram *Egeria densa*, *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, e *Salvinia molesta*. *Egeria densa* tendeu a ocorrer em trechos com maior transparência, menor nitrogênio total e maior fração areia no sedimento. *Eichhornia azurea* tendeu a ocorrer em locais com alta transparência e baixas concentrações de nitrogênio total. *Pistia stratiotes* tendeu a ocorrer em trechos de rios com maiores concentrações de nitrogênio total na água. A frequência de ocorrência das principais espécies não diferiu entre o verão e o inverno, provavelmente devido a ausência de uma estação seca. No segundo capítulo, se estudou a ocorrência das macrófitas aquáticas em função da vegetação ciliar e da morfologia de canal em três trechos distintos de rios. No estuário do rio Itanhaém, a ocorrência de macrófitas aquáticas emergentes foi correlacionada com o sombreamento das árvores de mangue e a declividade da área litorânea. No rio Preto com uma densa floresta tropical ciliar, a ocorrência de macrófitas aquáticas foi correlacionada com a disponibilidade de luz e a presença de troncos e ramos de árvores ao longo do canal do rio em contato com a

superfície, que funcionavam como substrato de fixação de macrófitas aquáticas enraizadas com folhas flutuantes ou área de ancoragem para as macrófitas flutuantes livres. No rio Aguapeú com uma vegetação ciliar rala e uma área litorânea com alta declividade, a ocorrência de macrófitas enraizadas com folhas flutuantes foi associada com a disponibilidade de luz apenas. No terceiro capítulo, se estudou a influência da salinidade na taxa fotossintética líquida e no crescimento de duas espécies de macrófitas aquáticas submersas *Cabomba furcata* e *Egeria densa*. Nos experimentos de fotossíntese, rametes de *C. furcata* e *E. densa* foram submetidos a 5 salinidades (0‰, 1‰, 2‰, 4‰ e 8‰) por um período de 6h. Nos experimentos de crescimento, rametes das duas espécies foram cultivadas em solução nutritiva e submetidas aos mesmos tratamentos por um período de 30 dias. Houve uma depressão na taxa fotossintética líquida nas duas espécies de macrófitas aquáticas, sendo que a redução da fotossíntese líquida foi mais acentuada em *E. densa* do que em *C. furcata*. No entanto, no experimento de crescimento, as duas espécies foram tolerantes à baixa salinidade (1‰). O efeito da salinidade na diminuição do crescimento de *C. furcata* e *E. densa* não diferiu significativamente entre si. A salinidade na qual o crescimento das macrófitas cessa foi estimada em 7,6‰ para *C. furcata* e em 9,9‰ para *E. densa*, não diferindo significativamente entre si. As diferenças na distribuição entre *C. furcata* e *E. densa* não foram relacionadas com a tolerância ao estresse salino, portanto outras variáveis devem ser responsáveis pela distribuição destas espécies na bacia do Itanhaém. No quarto capítulo, se estudou a influência da concentração de nutrientes na água na competição entre duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*. As macrófitas aquáticas foram cultivadas em um sistema de recirculação de água em baixa e alta concentração de nutrientes durante oito semanas. Os tratamentos seguiram uma série de substituição com cultivos mistos e monoespecífico. As proporções entre as espécies no cultivo foram 4:0, 3:1, 1:1, 1:3 e 0:4. Quando cultivadas em baixa

concentração de nutrientes, as taxas de crescimento relativo nos cultivos mistos não diferiram significativamente das monoculturas, indicando uma ausência de competição por espaço entre as espécies. Quanto cultivadas em alta concentração de nutrientes, a taxa de crescimento relativo de *S. molesta* foi significativamente maior no cultivo monoespecífico do que nos cultivos mistos, indicando que esta espécie sofreu um efeito negativo devido à competição de *P. stratiotes*. Por outro lado, a taxa de crescimento relativo de *P. stratiotes* foi significativamente maior nos cultivos mistos do que no cultivo monoespecífico. Os resultados indicam que em baixa concentração de nutrientes, a capacidade competitiva de *P. stratiotes* foi reduzida facilitando a coexistência com *S. molesta*, enquanto que em alta concentração, a capacidade competitiva de *P. stratiotes* foi aumentada resultando em uma diminuição da taxa de crescimento relativo de *S. molesta*, podendo levar a exclusão competitiva de *S. molesta* se o experimento fosse continuado por um tempo maior. O experimento de competição em alta concentração de nutrientes mostrou que as macrófitas aquáticas flutuantes necessitam de uma restrição de espaço para que haja competição entre elas. Como o rio é um ambiente aberto, ao contrário de lagos, a restrição de espaço raramente ocorre, então a competição entre macrófitas flutuantes parece ser bastante minimizada.

ABSTRACT

The aim of this research was to study the distribution of aquatic macrophytes in coastal plain rivers of Itanhaém basin. The research approach was based on observational and experimental studies. In the first chapter, the distribution of aquatic macrophyte was correlated to water and sediment environmental variables in 97 km of rivers and in two periods (summer and winter). Salinity was the most important environmental variable to separate the aquatic macrophytes in two distinct communities: estuarine and freshwater communities. The main species found in the estuary were *Spartina alterniflora*, *Crinum procerum* and *Scirpus californicus*. The first species was found in water with higher salinity, the second in water with intermediate salinity and the latter in less saline water. The most frequent freshwater species were *Egeria densa*, *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* and *Salvinia molesta*. *Egeria densa* tended to be present in river sections with high water transparency, low total nitrogen, and high sand fraction in sediment. *Eichhornia azurea* tended to occur in sections with high water transparency and low total nitrogen. *Pistia stratiotes* tended to occur in river sections with high total nitrogen. The frequency of occurrence aquatic macrophytes did not significantly differed between summer and winter, due probably to the absence of a dry season. In the second chapter, we investigated the influence of riparian vegetation and stream channel morphology on aquatic macrophyte distribution in three streams with distinguished landscape. In the estuary of Itanhaém River, the occurrence of emergent macrophytes was correlated with mangrove shading and slope of littoral region. In Preto River with a dense tropical riparian forest, the occurrence of aquatic macrophyte was correlated ($p < 0.001$) with light availability and presence of branches and trunks of trees laying across the stream channel in contact with water surface, which function as substratum for fixation of rooted

macrophytes with floating leaves or anchorage for free-floating ones. In Aguapeú River with low density riparian vegetation and littoral region with steep slope, the occurrence of rooted macrophytes with floating leaves was associated with light availability only. In the third chapter, the influence of salinity on net photosynthetic rate and growth of two submersed aquatic macrophytes *Cabomba furcata* and *Egeria densa* was studied. In the photosynthesis experiment, *C. furcata* and *E. densa* received 5 salinities (0‰, 1‰, 2‰, 4‰ e 8‰) for a period of 6h. In the growth experiment, individuals of both species were cultivated in nutrient solution with the same 5 salinities for a period of 30 days. There was a depression of net photosynthetic rate in both species of aquatic macrophytes, but it was more intense in *E. densa* than *C. furcata*. In the growth experiment, both species were tolerant to low salinity (1‰). The effect of salinity on growth decrease was not significant different between *C. furcata* and *E. densa*. The salinity in which the growth of aquatic macrophyte ceases was estimated as 7,6‰ for *C. furcata* and 9,9‰ for *E. densa*, but they did not differed significantly. The difference in distribution between *C. furcata* and *E. densa* was not related to their salinity tolerance, so other variables may be related to the distribution of these species in Itanhaém basin. In the fourth chapter, the influence of nutrient concentration in water on competition between two floating aquatic macrophyte *Pistia stratiotes* and *Salvinia molesta* was studied. The aquatic macrophytes were cultivated in low and high nutrient concentrations in a water recirculation system for 8 weeks. The treatments were a replacement series with monospecific and mixed cultures. The proportions between two species were: 4:0, 3:1, 1:1, 1:3 and 0:4. When cultivated in low nutrient concentration, the relative growth rates in the mixed cultures did not differed significantly from the growth rates in monospecific cultures. This result indicates that there was not a competition for space between both species. When cultivated in high nutrient concentration, the relative growth rate of *S. molesta* was significantly higher in

monospecific culture than mixed cultures, indicating that this species was under a negative effect exerted by *P. stratiotes*. On other hand, the relative growth rates of *P. stratiotes* were significantly higher in mixed cultures than monospecific one. The result shows that in low nutrient concentration, the capacity to compete of *P. stratiotes* was lowered allowing it to coexist with *S. molesta*. However, in high nutrient concentration, the capacity to compete of *P. stratiotes* was increased leading to a negative effect over *S. molesta* with a decrease of its relative growth rate. This situation could lead to a competitive exclusion of *S. molesta* if the experiment were continued for a long time. The experiment in high nutrient concentration showed that a space restriction is necessary for competition between free-floating aquatic macrophytes. Because rivers are open systems, there is not a space restriction, so the competition between free-floating aquatic macrophytes seems to be very infrequent.

INTRODUÇÃO GERAL

As macrófitas aquáticas desempenham um importante papel ecológico e são de interesse fundamental no manejo dos ecossistemas aquáticos. Contribuem para a produção primária, são refúgios para peixes, zooplâncton e macroinvertebrados, participam da ciclagem de nutrientes, diminuem a velocidade de corrente em rios aumentando a sedimentação de material em suspensão (Wetzel 1975, Esteves 1988, Camargo e Esteves 1995, Matthews 1998, Thomaz e Bini 2003). No entanto, constituem um problema quando apresentam um crescimento maior que o desejado (Pieterse e Murphy 1990), como em algumas represas hidrelétricas (Marcondes *et al.* 2003), ou quando são introduzidas fora de seu ambiente natural, alterando a dinâmica original da comunidade (Boylen *et al.* 1999). Por outro lado, também são utilizados para auxiliar a recuperação de ambientes degradados (Scheffer 1998).

Uma questão central no estudo das macrófitas aquáticas é estabelecer as variáveis ambientais que determinam a sua distribuição e abundância. Apesar do grande número de trabalhos, nem sempre é possível inferir com precisão necessária sobre as várias mudanças que ocorrem na assembléia de macrófitas aquáticas em um determinado espaço e tempo a partir de conceitos científicos, principalmente, quando as alterações no sistema são tênues (Searcy-Bernal 1994, Ricklefs e Miller 2000). Esta situação ocorre devido à complexidade dos ecossistemas, ao pouco conhecimento que se tem de sua dinâmica em escalas espaciais e temporais adequadas e ao pequeno tamanho da amostragem (Cairns 1990, Duarte e Kalff 1990, Schneider 1994, Searcy-Bernal 1994). No entanto, padrões gerais de distribuição existem e podem ser relacionados com variáveis abióticas como luminosidade, nutrientes disponíveis no sedimento e na água, temperatura, pH, concentração de CO₂, alcalinidade, salinidade, velocidade da corrente entre outros. As várias espécies de macrófitas aquáticas

exploram diferentes nichos ecológicos particionando o habitat de forma a minimizar a competição (French e Chambers 1996). Como consequência, há freqüentemente uma sucessão de espécies ao longo de gradientes ambientais (Collot *et al.* 1983, Ward e Talbot 1984).

A intensidade luminosa é um das principais variáveis abióticas que determinam a distribuição das macrófitas aquáticas submersas e está intimamente relacionada com a profundidade do substrato e a transparência da água. A zonação das macrófitas aquáticas em lagos é bastante conhecida. Collot *et al.* (1983) observaram no Lago Titicaca no Peru uma clara seqüência de táxons conforme a profundidade do substrato: *Lilaeopsis* e *Hydrocotyle* ocorreram na região rasa (0,0 - 0,2 m); *Myriophyllum* e *Elodea*, na região rasa à intermediária (0,2 - 2,5 m); *Schenoplectus tatora* na região intermediária (2,5 - 5,5 m); Characeae e *Potamogeton*, na região profunda (4,5 - 9,5 m). Ward e Talbot (1984) também verificaram uma zonação no Lago Alexandria na Nova Zelândia onde *Isoetes alpinus* se distribui da parte rasa à intermediária (0,7 - 4,0 m), *Myriophyllum triphyllum* e *Nitella hookeri* na parte intermediária (2,0 - 6,0 m) e *Chara globularis* e *Chara corallina* na parte profunda (4,0 - 11,0 m). A profundidade máxima de colonização de uma espécie é em grande parte função da transparência da água e da adaptação de cada espécie para explorar diferentes intensidades luminosas (Duarte e Kalff 1986, 1987).

A velocidade de corrente é importante para a ocorrência e distribuição de macrófitas aquáticas em ambientes lóticos. No Rio Nechako, no Canadá, os musgos estão adaptados a altas velocidades de corrente ($>0,6 \text{ m s}^{-1}$). Algumas macrófitas aquáticas estão adaptadas a velocidades de corrente intermediárias como *Ranunculus aquatilis* ($0,4 - 0,6 \text{ m s}^{-1}$), e outras a baixas velocidades de corrente como *Potamogeton richardsonii*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton berchtoldii*, *Myriophyllum exalbescens* e *Ceratophyllum demersum* ($0,0 - 0,2 \text{ m s}^{-1}$) (French e Chambers 1996).

As concentrações de nutrientes na água e no sedimento, principalmente do nitrogênio e do fósforo, são fatores determinantes na distribuição das macrófitas aquáticas (Bini *et al.* 1999). Macrófitas flutuantes ocorrem frequentemente em locais com alta concentração de nutrientes na água e as macrófitas emersas nos locais com alta concentração de nutrientes no sedimento. Bini *et al.* (1999) observaram no reservatório de Itaipu que *Salvinia auriculata*, *Lemna minor*, *Spirodela cf. polyrhiza* e *Pistia stratiotes* ocorreram em águas com altas concentrações de fósforo total, nitrogênio total Kjeldahl e altos valores de condutividade elétrica. Por outro lado, macrófitas aquáticas emergentes como *Commelina nudiflora*, *Urochloa plantaginea* e *Polygonum hydropiperoides* ocorreram em locais ricos em fósforo no sedimento, e espécies submersas como *Potamogeton obtusifolius*, *Potamogeton pusillus*, *Ludwigia*, *Egeria najas* e *Egeria densa* tenderam a ocorrer em locais com baixa concentração de nutrientes tanto na água quanto no sedimento.

A influência da alcalinidade na distribuição de macrófitas aquáticas submersas está relacionada com a capacidade fisiológica de certas espécies em utilizar o bicarbonato como fonte de carbono para a fotossíntese além do CO₂. Essa capacidade é mais importante nos ambientes lacustres do que em ambientes lóticos (Vestergaard e Sand-Jensen 2000). Riis *et al.* (2000), estudando macrófitas aquáticas em rios da Dinamarca, verificaram que *Potamogeton* estava associado a alcalinidades altas (3,50 meq L⁻¹); *Sparganium*, *Callitriche*, e *Batrachium*, a alcalinidades médias (2,36; 1,16; 2,44 meq L⁻¹ respectivamente); e *Myriophyllum alterniflorum*, a alcalinidades baixas (0,64 meq L⁻¹).

Algumas espécies são adaptadas a ambientes extremamente ácidos como *Juncus bulbosus*, *Anisothecium vaginale*, *Polytrichum longisetum* e *Bryum* sp. que têm dominado rios acidificados antropicamente na Dinamarca (Sand-Jensen e Rasmussen 1978).

Em ecossistemas estuarinos, a influência da salinidade na distribuição das macrófitas aquáticas é importante. As macrófitas aquáticas estuarinas possuem adaptações fisiológicas para enfrentar a pressão osmótica exercida pela salinidade. No entanto, estas adaptações consomem certa quantidade de energia da planta, diminuindo, assim o seu crescimento, mas possibilitando que elas colonizem outras áreas que as macrófitas aquáticas sem as adaptações não poderiam (Larcher 2000, La Peyre *et al.* 2001). Howard e Mendelssohn (1999) verificaram, em laboratório, diferentes tolerâncias ao estresse salino de várias espécies de macrófitas aquáticas estuarinas do Golfo do México. As espécies mais tolerantes em ordem decrescente foram: *Scirpus americanus*, *Eleocharis palustris*, *Sagittaria lancifolia* e *Panicum hemitomon*. Esta ordem coincidiu com a seqüência de ocorrência das espécies no estuário ao longo do gradiente de salinidade.

Embora menos estudadas, as interações biológicas também desempenham um papel importante na distribuição das macrófitas aquáticas (Snow e Vince 1984, Bertness 1991, La Peyre *et al.* 2001). Em pântanos salgados, nas regiões de menor salinidade, a competição interespecífica é importante para determinar os padrões de distribuição das espécies, enquanto que, em trechos do estuário com alta salinidade, a competição é um fator secundário (Snow e Vince 1984, Bertness 1991, La Peyre *et al.* 2001). Os autores citados verificaram que em ambientes com baixa salinidade, a competição tende a ser mais acentuada favorecendo as espécies com maior capacidade competitiva.

A bacia do rio Itanhaém é rica em diversidade biológica e ambiental, com estuário, rios de água doce com água branca, preta e clara, rios poluídos e conservados, e tem sido local de intensas pesquisas limnológicas que vão desde os estudos da influência da fisiografia nas características químicas da água, da produção primária, da paleolimnologia passando pelos estudos das diferentes comunidades de macrófitas aquáticas, peixes, plâncton, bentos, além de estudos de microbiologia aquática (Rizzo 1994, Camargo *et al.*

1995, Camargo *et al.* 1996, Camargo *et al.* 1997a 1997b, Oliveira 1999, Camargo e Florentino 2000, Pereira e Camargo 2004, Leung e Camargo 2005). A riqueza de ambientes e das comunidades biológicas faz da bacia do rio Itanhaém um local ideal para estudos ecológicos.

O objetivo deste trabalho foi determinar as variáveis ambientais abióticas e bióticas que estão correlacionadas com a distribuição das macrófitas aquáticas em rios da planície da bacia do Itanhaém. As informações geradas ampliarão o conhecimento sobre a ecologia de macrófitas aquáticas e poderão ser utilizadas como subsídio para a elaboração de programas de manejo, conservação ou recuperação da área de estudo e de outras bacias com características semelhantes.

A abordagem adotada foi uma combinação de pesquisas observacionais (Capítulos 1 e 2) e experimentos em laboratório (Capítulos 3 e 4). As pesquisas observacionais permitem encontrar padrões de distribuição das macrófitas e gerar hipóteses que explicassem esses padrões. Enquanto que as pesquisas experimentais permitem testar algumas hipóteses em condições controladas (Gould 2002). No Capítulo 1, as variáveis ambientais relacionadas com água e sedimento foram correlacionadas com a distribuição espacial das macrófitas aquáticas no verão e no inverno. No Capítulo 2, as variáveis relacionadas com a morfologia de canal, velocidade de corrente e vegetação ciliar foram correlacionadas com a distribuição das macrófitas aquáticas em três rios inseridos em diferentes paisagens. No Capítulo 3, a performance de duas espécies de macrófitas aquáticas submersas foi testada em função da salinidade. No Capítulo 4, a competição entre duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes foram testadas em função da concentração de nutrientes na água.

2. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- Bertness, M. D. 1991. Interspecific interactions among high marsh perennials in a New England salt marsh. *Ecology* **72**: 125-137.
- Bini, L. M., S. M. Thomaz, K. J. Murphy, e A. F. M. Camargo. 1999. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia* **415**: 147-154.
- Boylen, C. W., L. W. Eichler, e J. D. Madsen. 1999. Loss of native aquatic plant species in a community dominated by Eurasian watermilfoil. *Hydrobiologia* **415**: 207-211.
- Cairns, J. C. 1990. Lack of theoretical basis for predicting rate and pathways of recovery. *Environmental Management* **14**: 517-526.
- Camargo, A. F. M., L. M. Bini, e S. E. R. Prado. 1995. Variação nictemeral de alguns parâmetros limnológicos em dois ecossistemas lóticos do litoral sul paulista. Páginas 75-85 in F. A. Esteves, editor. *Oecologia Brasiliensis: estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas brasileiros*. Rio de Janeiro
- Camargo, A. F. M., e F. A. Esteves. 1995. Influence of water level variation on fertilization of an oxbow lake of Rio Mogi-Guaçu, State of São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* **299**: 185-193.
- Camargo, A. F. M., R. A. R. Ferreira, A. Schiavetti, e L. M. Bini. 1996. Influence of physiography and human activity on limnological characteristics of lotic ecosystems of the south coast of São Paulo, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* **8**: 231-243.
- Camargo, A. F. M., P. R. Nucci, L. M. Bini, e U. L. Silva Jr. 1997a. The influence of the geology on the limnological characteristics of some lotic ecosystems of the Itanhaém River Basin, SP - Brazil. *Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie* **26**: 860-864.
- Camargo, A. F. M., A. Schiavetti, e M. Cetra. 1997b. Efeito da mineração de areia sobre a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em um ecossistema lótico do litoral sul paulista. *Revista Brasileira de Ecologia* **1**: 54-59.
- Camargo, A. F. M., e E. R. Florentino. 2000. Population dynamics and net primary production of the aquatic macrophyte *Nymphaea rudgeana* C. F. Mey in lotic

- environment of Itanhaém River basin (SP, Brazil). *Revista Brasileira de Biologia* **60**: 83-92.
- Collot, D., F. Koriyama, e E. Garcia. 1983. Repartitions, biomasses et productions des macrophytes du lac Titicaca. *Revue D' Hydrobiologie Tropicale* **16**: 241-261.
- Duarte, C. M., e J. Kalff. 1986. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnology and Oceanography* **31**: 1072-1080.
- Duarte, C. M., e J. Kalff. 1987. Latitudinal influences on the depths of maximum colonization and maximum biomass of submerged angiosperms in lakes. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science* **44**: 1759-1764.
- Duarte, C. M., e J. Kalff. 1990. Patterns in the submerged macrophyte biomass of lake and the importance of the scale of analysis in the interpretation. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science* **47**: 356-363.
- Esteves, F. A. 1988. *Fundamentos de Limnologia*. Interciência/FINEP, Rio de Janeiro.
- French, T. D., e P. A. Chambers. 1996. Habitat partitioning in riverine macrophyte communities. *Freshwater Biology* **36**: 509-520.
- Gould, J. E. 2002. *Concise handbook of experimental methods for the behavioral and biological sciences*. CRC Press, Boca Raton.
- Howard, R. J., e I. A. Mendelssohn. 1999. Salinity as a constraint on growth of oligohaline marsh macrophytes. I. Species variation in stress tolerance. *American Journal of Botany* **86**: 785-794.
- La Peyre, M. K., J. B. Grace, E. Hahn, e I. A. Mendelssohn. 2001. The importance of competition in regulating plant species abundance along a salinity gradient. *Ecology* **82**: 62-69.
- Larcher, W. 2000. *Ecofisiologia Vegetal*. Rima, São Carlos.
- Leung, R., e A. F. M. Camargo. 2005. Marine influence on fish assemblage in coastal streams of Itanhaém River basin, Southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* **17**: 219-232.
- Marcondes, D. A., A. L. Mustafá, e R. H. Tanaka. 2003. Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupia. Páginas 299-317 *in* S. M. Thomaz, e L. M.

- Bini, editores. *Ecologia e manejo de Macrófitas Aquáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Matthews, W. J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Oliveira, D. 1999. *Análise ambiental dos canais da bacia hidrográfica do Rio Itanhaém - SP, Brasil com base em tecamebas e foraminíferos*. Dissertação. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, Brasil.
- Pereira, P. E. S., e A. F. M. Camargo. 2004. Efeito da salinidade e do esgoto orgânico sobre a comunidade zooplanctônica, com ênfase nos copépodes do estuário do rio Itanhaém, Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum* **26**: 9-17.
- Pieterse, A. H., e K. J. Murphy. 1990. *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford University Press, Oxford.
- Ricklefs, R. E., e G. L. Miller. 2000. *Ecology*. W. H. Freeman and Company, New York.
- Riis, R., K. Sand-Jensen, e O. Vestergaard. 2000. Plant communities in lowland Danish streams: species composition and environmental factors. *Aquatic Botany* **66**: 255-272.
- Rizzo, A. E. 1994. *Análise microbiológica e impactos provocados pelo lançamento de esgotos na bacia hidrográfica do Rio Itanhaém, litoral sul paulista*. Trabalho de Formatura. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, Brasil.
- Sand-Jensen, K., e L. Rasmussen. 1978. Macrophytes and chemistry of acidic streams from lignite mining areas. *Botanisk Tidsskrift* **72**: 105-112.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Schneider, D. C. 1994. *Quantitative ecology: spatial and temporal scaling*. Academic Press, San Diego.
- Searcy-Bernal, R. 1994. Statistical power and aquacultural research. *Aquaculture* **127**: 371-388.
- Snow, A. A., e S. W. Vince. 1984. Plant zonation in an Alaska salt marsh: II. An experimental study of the role of edaphic conditions. *Journal of Ecology* **72**: 669-684.
- Thomaz, S. M., e L. M. Bini. 2003. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

- Vestergaard, O., e K. Sand-Jensen. 2000. Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant distribution in Danish lakes. *Aquatic Botany* **67**: 85-107.
- Ward, J., e J. Talbot. 1984. Distribution of aquatic macrophytes in Lake Alexandrina, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **18**: 211-220.
- Wetzel, R. 1975. *Limnology*. W. B. Saunders, Philadelphia.

Capítulo 1

DISTRIBUIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RELAÇÃO A VARIÁVEIS AMBIENTAIS DA ÁGUA E DO SEDIMENTO

1. RESUMO

O objetivo deste trabalho foi determinar a distribuição das macrófitas aquáticas em relação às variáveis ambientais relacionadas com a água e o sedimento em rios da planície costeira da bacia do rio Itanhaém. A área de estudo formada por 97 km de rios foi estratificada através de uma amostragem prévia. Duas amostragem definitivas foram realizadas, uma de verão e outra de inverno. A salinidade foi a principal variável ambiental responsável pela separação das macrófitas aquáticas na área de estudo em duas comunidades, a do estuário e a dos rios. As principais espécies que ocorreram no estuário foram *Spartina alterniflora*, *Crinum procerum* e *Scirpus californicus*, sendo a primeira mais tolerante à salinidade, a segunda intermediária e a última menos tolerante. *S. alterniflora* e *C. procerum* ocorreram trechos com maior salinidade, nitrogênio total na água e menor transparência. As espécies de água doce com maior ocorrência foram *Egeria densa*, *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, e *Salvinia molesta*. *Egeria densa* tendeu a ocorrer em trechos com maior transparência, menor nitrogênio total e maior fração areia no sedimento. *Eichhornia azurea* tendeu a ocorrer em locais com alta transparência e baixas concentrações de nitrogênio total. *Pistia stratiotes* tendeu a ocorrer em trechos de rios com maiores concentrações de nitrogênio total na água. A frequência de ocorrência das principais espécies não diferiu entre o verão e o inverno, provavelmente devido a ausência de uma estação seca.

PALAVRAS-CHAVE: salinidade, bacia do Itanhaém, turbidez, nutrientes, estuário

2. INTRODUÇÃO

A distribuição das macrófitas aquáticas em relação a variáveis ambientais abióticas é um dos temas mais tradicionais na ecologia de macrófitas tanto em ambientes lênticos, lóticos ou marinhos (Earle e Kershaw 1989, Onaindia *et al.* 1996, Gafny e Gasith 1999). A importância de cada variável, que influencia a distribuição, pode mudar entre os diferentes ambientes. A velocidade de corrente é uma variável tradicionalmente associada com a distribuição de macrófitas em ambientes lóticos. Diferentes espécies possuem diferentes adaptações a diferentes velocidades de corrente. Em ambientes de cabeceira com alta correnteza, normalmente os musgos se desenvolvem aderidos firmemente às rochas (French e Chambers 1996). Conforme se desce o riacho, a velocidade de corrente tende a diminuir e outras espécies mais adaptadas a menor velocidade de corrente passam a colonizar as margens. A luminosidade é importante para explicar a ocorrência de macrófitas aquáticas submersas. Em lagos com alta transparência, é comum ocorrer uma sucessão de diferentes espécies de macrófitas aquáticas ao longo do gradiente de luz (Collot *et al.* 1983, Ward e Talbot 1984). Diversas variáveis ambientais podem influenciar a distribuição das macrófitas aquáticas em diferentes ambientes: temperatura (Holm 1977), pH (Sand-Jensen e Rasmussen 1978), alcalinidade (Riis *et al.* 2000), concentração de CO₂ (Vestergaard e Sand-Jensen 2000), salinidade (Earle e Kershaw 1989), nutrientes na água e no sedimento (Srivastava *et al.* 1995, Bini *et al.* 1999), e presença de substrato de fixação (Hynes 1970).

A bacia hidrográfica do Itanhaém possuiu uma planície costeira com rios ricos em espécies de macrófitas aquáticas (Pereira 2002a). A diversidade ambiental também é grande com estuário, rios com águas brancas, pretas ou claras e com rios poluídos ou conservados (Camargo *et al.* 1996). A vegetação ciliar varia deste a floresta de mangue, passa por restinga à floresta atlântica (Ponçano *et al.* 1981). A grande diversidade ambiental e biológica torna esta área propícia para estudar as variáveis ambientais que influenciam a

distribuição de macrófitas aquáticas em ecossistemas litorâneos. O objetivo deste estudo é determinar as variáveis ambientais da água e do sedimento correlacionadas com a distribuição das macrófitas aquáticas nos rios da planície litorânea da bacia do Itanhaém.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A área de estudo se localizou na bacia do rio Itanhaém, litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil (Fig. 1) e correspondeu a 97 km de canais de rio. De acordo com Ponçano *et al.* (1981), três unidades geomorfológicas podem ser reconhecidas na bacia: (I) região alta e escarpada em uma área montanhosa (700-800 m) em terrenos Pré-cambrianos com alta declividade (>30 %), alta densidade de drenagem e alta velocidade de corrente, coberto pela Mata Atlântica; (II) região de planície costeira com terraços marinhos em terrenos Holocenos, Pleistocenos ou Quaternários, baixa densidade de drenagem com rios meandrícos e baixa velocidade de corrente, coberto por Mata Atlântica ou restinga; (III) região de planície marinha próximo ao nível do mar em terrenos Holocenos, com baixa densidade de drenagem, baixa velocidade de corrente e coberto por restinga ou vegetação de mangue. A área montanhosa fica distante da linha da costa permitindo a formação de uma planície costeira extensa. A precipitação média anual varia entre 1500 mm e 2000 mm. A temperatura média anual é maior que 20°C. De acordo com o sistema de Köppen, o clima na região de planície é classificado como Af, clima tropical úmido sem estação seca, e em direção à região montanhosa o clima é Cfa, ameno de média latitude sem estação seca e com verão quente.

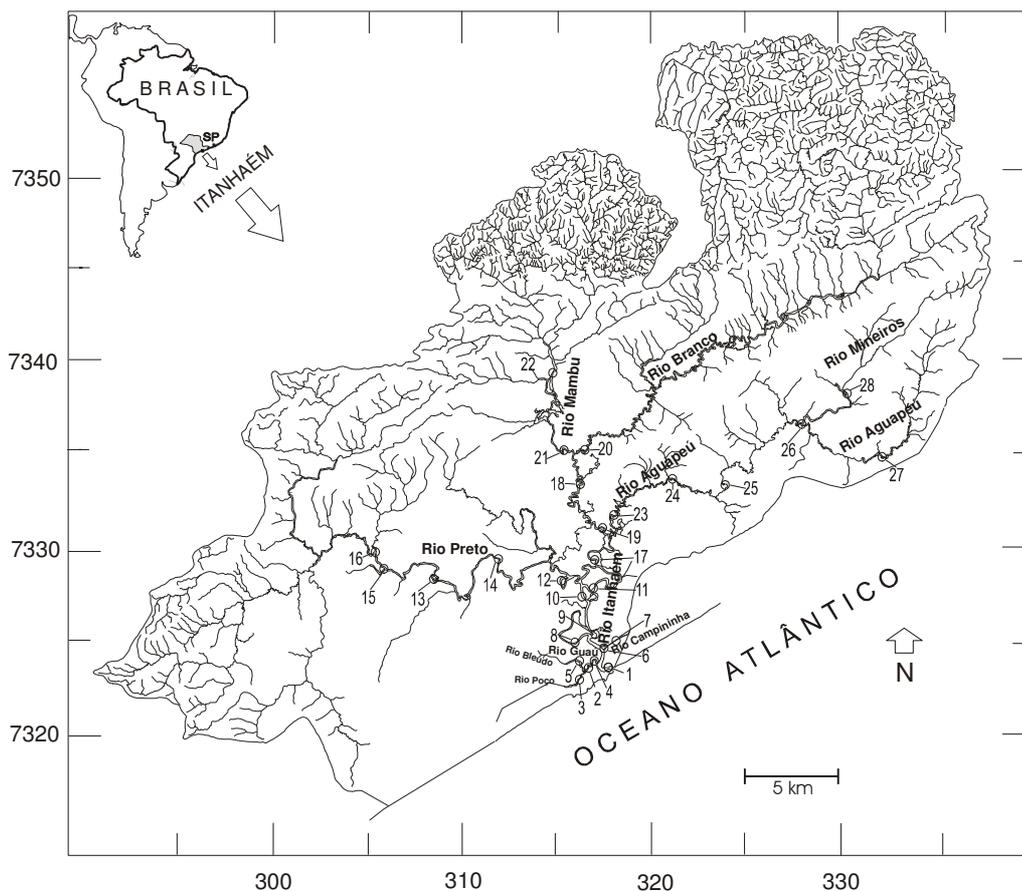


Figura 1. Mapa da bacia do rio Itanhaém com os pontos de coleta de água e sedimento da coleta prévia. Coordenadas reais em UTM (*Universal Transverse Mercator*).

3.2 Amostragem

O mapa da bacia hidrográfica, digitalizado e georeferenciado por Pereira (2002a) e o GPS foram utilizados para a determinação e localização dos pontos de amostragem. As coletas foram realizadas com o auxílio de um barco alumínio equipado com motor de popa.

O delineamento amostral adotado foi aleatório, estratificado e em dois níveis (Krebs 1989, Orr 1995). O trabalho de campo foi dividido em duas fases (Fig. 2). Na primeira fase, estabeleceu-se a estratificação da área de estudo, separando-a em subáreas homogêneas através de uma amostragem prévia. A amostragem estratificada tem uma alta eficiência em ambientes com grande heterogeneidade ambiental como é a bacia do Rio Itanhaém. Na segunda fase, realizou-se a amostragem aleatória, estratificada em dois níveis.

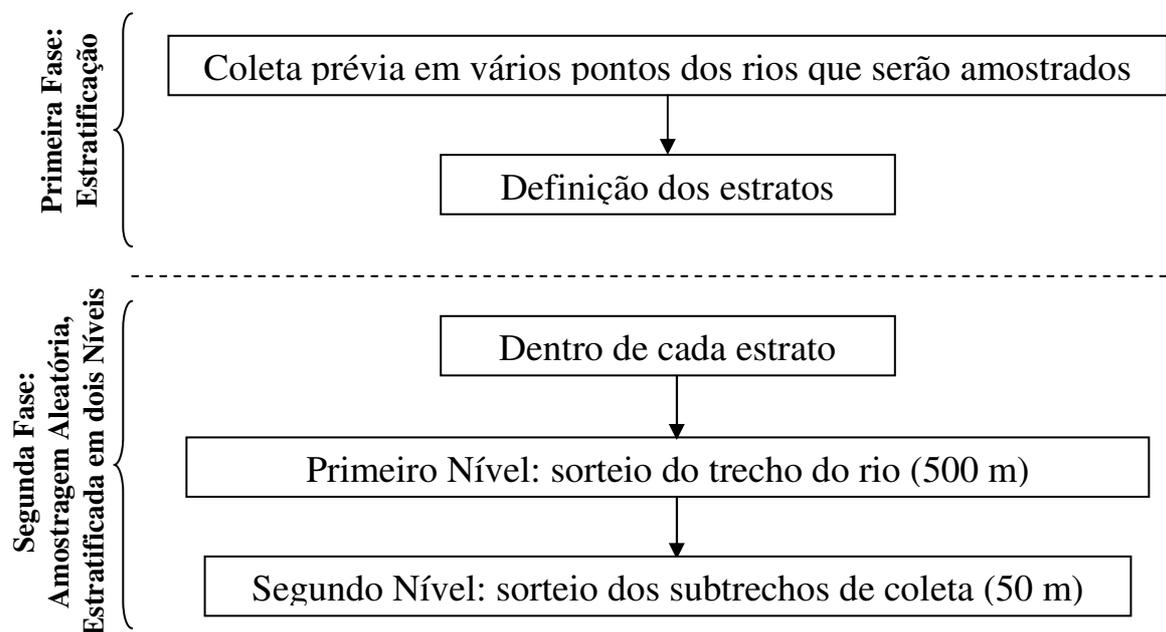


Figura 2. Esquema de amostragem dividido em duas fases: (1) Estratificação da área de estudo; (2) Amostragem aleatória, estratificada em dois níveis.

A amostragem prévia para definição dos estratos foi realizada em 28 pontos (Fig.1). Os parâmetros medidos foram: (A) da água - temperatura, pH, condutividade, salinidade, turbidez, O₂, alcalinidade, material em suspensão, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, ortofosfato e fósforo total; (B) do sedimento - matéria orgânica, nitrogênio total e fósforo total.

Na segunda fase, cada estrato recebeu um número de pontos de coleta proporcional ao seu tamanho em termos de quilômetros lineares de canal conforme equação adaptada de Krebs (1989):

$$NP = TP \frac{CE}{CT}$$

onde: NP = número de pontos de coleta no estrato;

TP = total de pontos de coleta na bacia;

CE = comprimento de canal no estrato (km);

CT = comprimento total de canal na área de estudo (km).

Supondo-se que foram calculados n pontos para o estrato X , a etapa seguinte foi localizar estes n pontos no mapa através de um sorteio, que foi realizado em dois níveis para facilitar o processo de amostragem (Fig. 2). No primeiro nível, escolheram-se aleatoriamente trechos de 500m dentro de cada estrato. No segundo nível, o trecho sorteado foi subdividido em 20 subtrechos de 50m, 10 subtrechos em cada margem, que foram sorteados, a fim de fornecer um ponto de coleta de água, sedimento e macrófita aquática (Fig. 3).

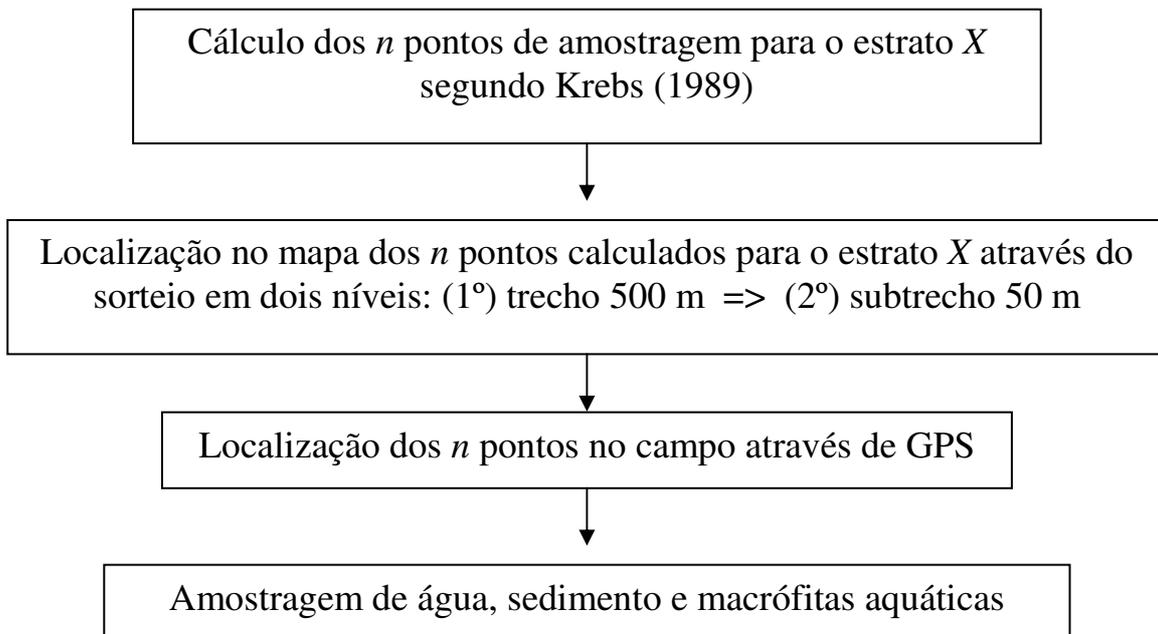


Figura 3. Etapas da amostragem definitiva.

As variáveis da água medidas foram temperatura, oxigênio, pH, condutividade e salinidade com equipamento Horiba Water Quality Checker modelo U10, e radiação na superfície e a 20 cm de profundidade com radiômetro subaquático Li-Cor Quantum LI-192SA. Amostras de água foram coletadas para determinação de alcalinidade, nitrogênio total Kejadahl (Mackereth *et al.* 1978) e fósforo total (Golterman *et al.* 1978). Alíquotas das amostras de água foram filtradas (Watman filter GF/C) para determinação de nitrogênio amoniacal (Koroleff 1976), nitrito, nitrato (Mackereth *et al.* 1978) e ortofosfato (Golterman *et al.* 1978). O material em suspensão foi determinado por gravimetria com filtragem de um volume conhecido de amostra através de um filtro GF/C previamente seco em estufa (105°C, 24h) (Mudroch e Macknight 1991). A velocidade de corrente foi medida por um fluxômetro General Oceanics 2030R6 com rotor de alta resolução para medidas em baixa velocidade (6-100 cm s⁻¹). O coeficiente de extinção da luz foi calculado segundo equação descrita em Esteves (1988).

O sedimento foi amostrado com draga nos pontos de amostragem de macrófitas aquáticas, acondicionado em frascos e congelados. No laboratório, determinou-se a granulometria, a matéria orgânica (Suguió 1973), o teor de nitrogênio Kejadahl e o teor de fósforo (Strickland e Parsons 1960).

As macrófitas aquáticas encontradas nos pontos de coleta foram anotadas e o local de ocorrência foi determinado através de um sistema de posicionamento global Garmin GPS II Plus. Várias espécies de macrófitas aquáticas já eram conhecidas em estudo anterior realizado por Pereira (2002b) e as espécies desconhecidas foram herborizadas e enviadas a especialistas para identificação.

3.3 Análise de Dados

Uma análise de fator e uma análise de agrupamento hierárquico aglomerativo combinadas foram utilizadas para se estabelecer os estratos (Johnson e Wichern 1992, Manly 1994, Hair *et al.* 1998). A análise de fator foi empregada para ordenar os pontos amostrados em relação aos gradientes ambientais e a análise de agrupamento foi empregada para separar os pontos em grupos que serviram de base para se estabelecer os estratos. Na análise de fator, a rotação *varimax* foi utilizada para simplificar a estrutura dos dados e facilitar a interpretação dos resultados (Hair *et al.* 1998). A análise de agrupamento foi realizada empregando-se a distância euclidiana e o algoritmo de agrupamento pela média (Johnson e Wichern 1992) a partir dos valores calculados nos três primeiros eixos da análise de fator (Manly 1994).

A presença das macrófitas aquáticas foi correlacionada com as variáveis ambientais através de uma análise de correspondência canônica, que é adequada para o estudo de variáveis que se dividem naturalmente em dois grupos, biológico e ambiental (Ter Braak 1986, Ter Braak e Prentice 1988). Uma análise exploratória foi realizada para se determinar a estrutura de correlação dos dados (Tukey 1977) e selecionar as variáveis ambientais que foram utilizadas na análise. Ter Braak (1986) e Ter Braak e Prentice (1988) recomendam que se utilize o menor número de variáveis ambientais e que estas não sejam correlacionadas para que a análise de correspondência canônica seja mais eficiente. Somente as espécies mais frequentes durante as amostragens (>5 ocorrência em cada estação do ano, verão ou inverno) foram consideradas.

Utilizou-se teste de chi-quadrado para verificar se houve diferença entre as frequências de ocorrência das espécies de macrófitas aquáticas entre verão e inverno, (Sokal e Rohlf 1995).

4. RESULTADOS

4.1 Amostragem

4.1.1 Amostragem Prévia

Na análise de fator, os pontos da amostragem prévia foram ordenados em função de três gradientes ambientais: poluição, influência marinha, e matéria orgânica no sedimento (Fig. 4), que juntos explicaram 74,2% da variância total dos dados (Tab. 1). Estes gradientes foram identificados através da análise das correlações entre as variáveis ambientais e os fatores 1, 2 e 3 (Tab. 1 e Fig. 4). Verifica-se que o fator 1 foi correlacionado com baixa concentração de oxigênio, alta alcalinidade e alta concentração de nitrito, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, ortofosfato e fósforo total, sendo, portanto, interpretado como poluição orgânica. O fator 2 foi correlacionado com alto pH, condutividade, salinidade e material em suspensão, sendo, portanto, interpretado como influência marinha. O fator 3 foi correlacionado com altas concentrações de nitrogênio e fósforo no sedimento e alta porcentagem de matéria orgânica, sendo, portanto interpretado como matéria orgânica no sedimento.

A análise de agrupamento separou os pontos em seis grupos (Fig. 5). Estes grupos podem ser identificados pela intersecção entre o dendrograma e a linha de corte que passa no nível de 1,7. Os grupos formados foram: (a) não poluído, não salobro e alta matéria orgânica no sedimento, (b) não poluído e não salobro, (c) poluído e/ou salobro com alto material em suspensão. Os três grupos restantes foram considerados *outliers*, pois possuem características bem distintas em relação aos grupos descritos anteriormente.

Confrontando-se os resultados da Fig. 4 e 5 com o mapa da Fig. 1, verifica-se que: (a) os pontos “não poluídos, não salobro e alta matéria orgânica no sedimento” foram formados pelo rio Aguapeú a montante do rio Mineiros; (b) os pontos “não poluídos e não salobro” foram formados por trechos dos rios Itanhaém, Preto, Branco, Aguapeú e Mineiros; (c) os pontos “poluídos e/ou salobro com alto material em suspensão” foram formados por trechos dos rios Itanhaém, Guaú, Campininha e Poço; e (d) os pontos *outliers* foram formados pelo ponto 1 - foz do rio Itanhaém com alta salinidade e material em suspensão, e pelos pontos 5 e 7 - pontos altamente poluídos nos rios Bleudo e Campininha.

A partir da análise dos resultados, estabeleceram-se três estratos na área de estudo (Fig. 6): I - trechos com influência marinha e/ou poluídos; II - trechos de água doce com pouca ou nenhuma influência marinha e não poluídos; III - trechos de água doce com nenhuma influência marinha, não poluída e com alta matéria orgânica no sedimento.

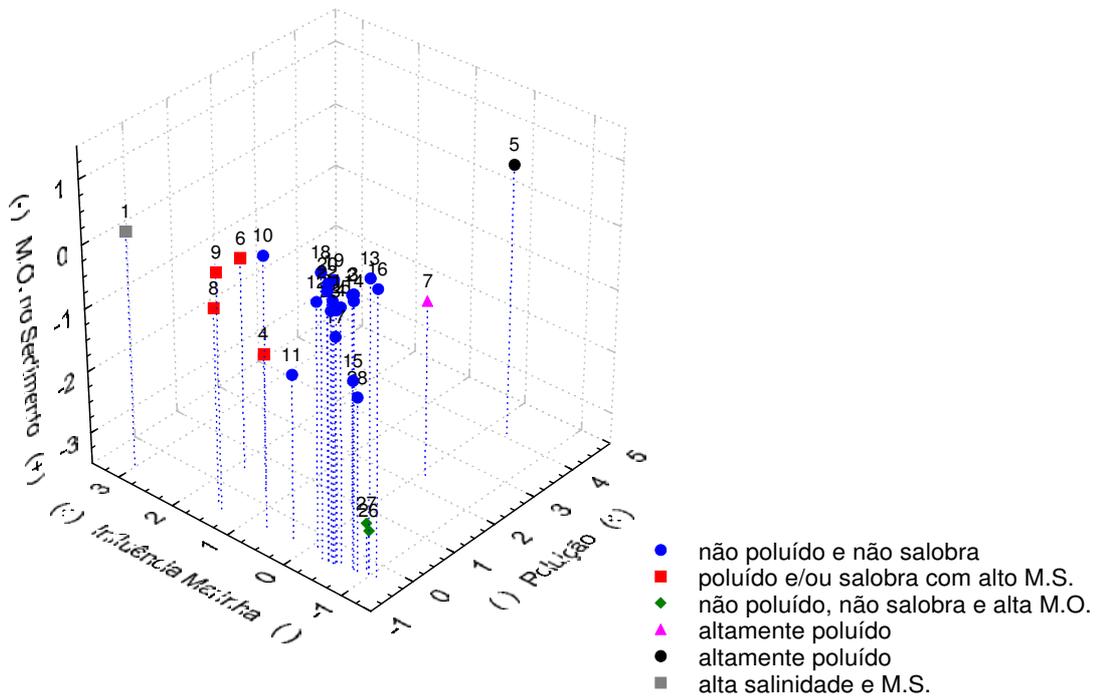


Figura 4. Ordenação pela análise de fator dos 28 pontos da amostragem previa da área de estudo em relação às variáveis da água e do sedimento. M.S. = material em suspensão, M.O. = matéria orgânica no sedimento.

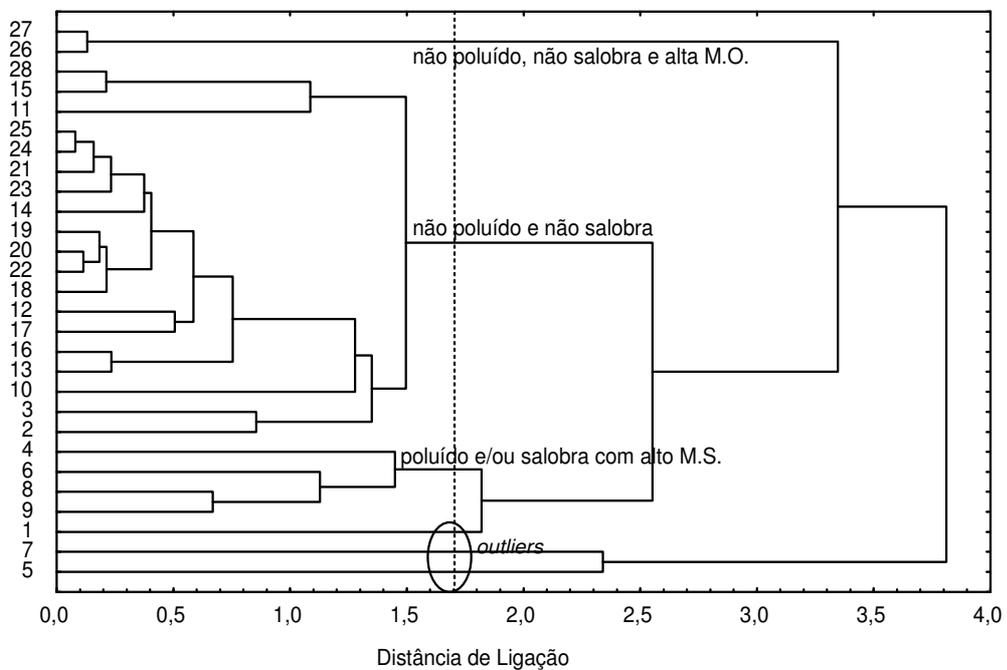


Figura 5. Agrupamento dos 28 pontos de amostragem em função dos gradientes ambientais da análise de fator (poluição, influência marinha e matéria orgânica no sedimento). A linha tracejada indica a distância de corte para a formação dos grupos.

Tabela 1. Correlação entre as variáveis ambientais e os fatores 1, 2 e 3 da análise de fator. As duas últimas linhas indicam a variância explicada por cada fator. Correlações maiores que 0,7 em valor absoluto foram destacados em negrito.

Variáveis Ambientais	Fator 1 (Poluição Orgânica)	Fator 2 (Influência Marinha)	Fator 3 (Matéria Orgânica no Sedimento)
Temperatura	0,033	0,266	0,247
pH	0,257	0,857	0,033
Condutividade	0,141	0,930	-0,151
Salinidade	-0,042	0,929	-0,125
Turbidez	-0,003	0,402	0,115
Oxigênio	-0,708	-0,128	0,419
Alcalinidade	0,872	0,477	-0,039
Material em Suspensão	0,174	0,907	-0,025
Nitrito	0,865	0,020	0,080
Nitrato	-0,355	-0,318	0,273
Nitrogênio Amoniacal	0,818	0,263	-0,052
Nitrogênio Total	0,947	-0,012	0,099
Ortofosfato	0,962	0,008	0,012
Fósforo Total	0,961	0,027	0,003
Matéria Orgânica no Sedimento	-0,120	-0,059	-0,935
Fósforo no Sedimento	0,126	0,186	-0,875
Nitrogênio no Sedimento	0,040	-0,095	-0,947
Variância Explicada	5,705	3,979	2,920
Proporção da Variância Total	33,6%	23,4%	17,2%

4.1.2 Amostragem Definitiva

Para se executar o primeiro nível de sorteio da amostragem aleatória, estratificada, em dois níveis, os rios estudados foram subdivididos em 194 trechos de 500m (31 no estrato I, 152 no estrato II, e 11 no estrato III) como mostra a Fig. 6. Setenta e cinco trechos foram sorteados: 12 no estrato I, 58 no estrato II, e 5 no estrato III. A quantidade de trechos sorteados em cada estrato foi proporcional ao que cada um representou em relação ao total da área estudada em termos de extensão de canais de rio: o estrato I representou 16,0%; o estrato II, 78,3%; e o estrato III, 5,7%.

Após o sorteio dos trechos, procedeu-se a segunda etapa da amostragem com o sorteio dos subtrechos. O trecho sorteado foi subdividido em 10 subtrechos de 50m em cada margem. Estes, por sua vez, foram sorteados a fim de fornecer um ponto de coleta de água, sedimento e macrófita aquática. Caso o subtrecho sorteado não possuísse macrófita aquática, um novo subtrecho seria sorteado dentro do trecho escolhido até que se encontrasse um com macrófita.

Duas amostragens foram realizadas, uma de verão e outra de inverno. Como elas foram independentes uma da outra, os trechos e subtrechos sorteados não foram necessariamente coincidentes.

4.2 Distribuição das Macrófitas Aquáticas

Um total de 40 espécies pertencentes a 21 famílias foram identificadas (Tab. 3). A distribuição das espécies mais frequentes foi resumida na Tab. 4. As variáveis físicas e químicas da água e do sedimento para cada estrato estudado foram apresentadas na Tab. 5. As mesmas variáveis físicas e químicas nos locais de ocorrência das macrófitas aquáticas foram apresentadas na Tab. 6.

A caracterização limnológica realizada durante a amostragem prévia para a estratificação da área de estudo se confirmou também nas coletas definitivas de água e sedimento. O estrato I se caracterizou por possuir uma maior influência marinha e/ou da poluição (Tab. 5) com maior salinidade, condutividade, pH, alcalinidade e coeficiente de extinção da luz, e com maiores concentrações de material em suspensão e de nitrogênio e fósforo na água. Os estratos II e III se caracterizam por possuírem pouca ou nenhuma influência marinha ou da poluição com valores mais baixos de salinidade, condutividade, pH, alcalinidade e coeficiente de extinção da luz e com menores concentrações de nitrogênio e fósforo na água (Tab. 5). O estrato III difere do estrato II por possuir uma maior proporção de matéria orgânica no sedimento.

As macrófitas aquáticas que ocorreram no estrato I foram *Crinum procerum*, *Spartina alterniflora*, *Scirpus californicus*, *Polygonum ferrugineum*, *Hydrocotyle bonariensis*, *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* (Tab. 4). *Spartina alterniflora*, *C. procerum* e *S. californicus* são típicas de estuário e são mais tolerantes à salinidade.

As espécies de água doce mais frequentes foram *Egeria densa*, *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, e *Salvinia molesta* (Tab. 4 e 6).

Tabela 3. Espécies de macrófitas aquáticas encontradas agrupadas por família.

Família	Espécie	Família	Espécie
Amaranthaceae	<i>Alternanthera philoxiroides</i>	Lentibulariaceae	<i>Utricularia foliosa</i>
Amaryllidaceae	<i>Crinum procerum</i>	Menyanthaceae	<i>Nymphoides indica</i>
Apiaceae	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	Najadaceae	<i>Najas</i> sp
Araceae	<i>Pistia stratiotes</i>	Nymphaeaceae	<i>Nymphaea rudgeana</i>
Axollaceae	<i>Azolla</i> sp	Onagraceae	<i>Ludwigia elegans</i>
Cabombaceae	<i>Cabomba furcata</i>	Poaceae	<i>Hymenachne amplexicaulis</i>
Cyperaceae	<i>Calyptocarya</i> sp		<i>Hymenachne donacifolia</i>
	<i>Cyperus giganteus</i>		<i>Echinochloa polystachya</i>
	<i>Eleocharis montana</i>		<i>Eriochloa polystachya</i>
	<i>Eleocharis interstincta</i>		<i>Panicum pernambucense</i>
	<i>Fuirema umbellata</i>		<i>Panicum pilosum</i>
	<i>Fuirema robusta</i>		<i>Panicum repens</i>
	<i>Oxycaryum cubense</i>		<i>Spartina alterniflora</i>
	<i>Rhynchospora</i> sp	Polygonaceae	<i>Polygonum ferrugineum</i>
	<i>Scirpus californicus</i>		<i>Polygonum acuminatum</i>
Haloragaceae	<i>Myriophyllum brasiliensis</i>	Pontederiaceae	<i>Eichhornia azurea</i>
Hydrocharitaceae	<i>Apalanthe granatensis</i>		<i>Eichhornia crassipes</i>
	<i>Limnobium leviagatum</i>	Ricciaceae	<i>Ricciocarpus natans</i>
	<i>Egeria densa</i>	Salvinaceae	<i>Salvinia molesta</i>
Lemnaceae	<i>Lemna minor</i>	Scrophulariaceae	<i>Bacopa</i> sp

Tabela 4. Distribuição das macrófitas aquáticas analisadas nos rios estudados em cada estrato e estação do ano; 1 = presença.

Espécies	VERÃO - Estratos:							INVERNO - Estratos:								
	I			II				I			II			III		
	Itanhaém	Guaú/Bleudo	Campininha	Preto	Branco	Aguapeú	Mineiros	Aguapeú	Itanhaém	Guaú/Bleudo	Campininha	Preto	Branco	Aguapeú	Mineiros	Aguapeú
<i>C. procerum</i>	1			1	1	1			1			1				
<i>E. densa</i>				1	1	1						1	1	1		
<i>E. azurea</i>				1	1	1	1	1				1	1	1	1	1
<i>E. crassipes</i>				1	1	1	1	1	1			1	1	1	1	1
<i>E. montana</i>				1		1		1				1		1	1	
<i>H. bonariensis</i>					1	1			1				1	1		
<i>L. minor</i>				1	1	1						1		1		1
<i>O. cubense</i>				1	1	1	1	1				1	1	1	1	
<i>P. stratiotes</i>		1			1	1		1	1	1		1	1	1		1
<i>P. ferrugineum</i>		1			1	1	1	1				1	1	1	1	1
<i>S. molesta</i>				1	1	1	1	1	1			1	1	1	1	1
<i>S. californicus</i>				1	1	1			1			1	1	1		
<i>S. alterniflora</i>	1	1	1		1				1				1			
<i>U. foliosa</i>				1	1	1	1					1	1	1	1	

Tabela 5. Média e desvio-padrão das variáveis físicas e químicas da água e do sedimento nos diferentes estratos. MS = material em suspensão, NA = nitrogênio amoniacal, NT = nitrogênio total, PT = fósforo total, K = coeficiente de extinção da luz, MO = matéria orgânica.

Variáveis	VERÃO - Estratos:			INVERNO - Estratos:		
	I	II	III	I	II	III
Água						
Temperatura (°C)	26,13±0,81	24,09±1,81	22,54±1,01	18,48±1,04	17,00±0,82	18,84±0,82
PH	7,40±0,41	6,26±0,85	5,38±0,12	7,56±0,21	6,46±0,35	6,13±0,11
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	12239±6515	756±1569	30,00±1,00	7400±4143	936±2244	38,00±2,92
Salinidade (‰)	7,1±3,9	0,4±0,8	0,0±0,0	4,1±2,5	0,4±1,1	0,0±0,0
Oxigênio (mg L^{-1})	3,31±2,54	5,74±1,12	3,60±0,82	5,38±2,87	7,56±0,85	7,24±0,28
Alcalinidade (meq L^{-1})	1,12±0,59	0,24±0,26	0,23±0,02	0,65±0,38	0,15±0,07	0,17±0,01
MS (mg L^{-1})	26,65±10,32	6,80±6,79	2,53±1,64	16,03±20,53	3,10±2,40	3,35±1,11
NA ($\mu\text{g L}^{-1}$)	102,12±105,5	13,16±26,21	8,29±5,34	63,38±90,68	2,21±4,01	2,74±0,86
NO ₂ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	5,38±5,32	7,67±3,73	7,20±0,73	5,78±3,92	4,68±1,91	8,73±10,71
NO ₃ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	35,25±13,73	53,40±17,15	30,52±16,14	48,61±17,50	68,07±26,28	71,05±15,67
PO ₄ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	126,83±265,4	5,11±13,95	2,14±0,32	52,33±53,70	14,38±10,10	16,11±1,32
NT (mg L^{-1})	2,19±3,17	0,39±0,35	0,25±0,02	1,13±0,91	0,32±0,13	0,27±0,02
PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	189,11±294,2	19,55±19,81	15,42±7,97	106,28±96,12	33,31±11,67	34,89±11,08
K (m^{-1})	7,46±6,27	4,03±2,15	4,34±2,64	3,79±1,75	2,14±0,87	1,52±0,80
Velocidade (cm s^{-1})	5,86±9,17	6,77±9,52	6,33±6,43	1,79±4,71	6,39±9,47	11,65±5,77
Sedimento						
MO (%)	14,35±9,13	6,89±5,46	36,69±10,28	9,05±9,14	9,66±8,46	34,96±5,75
NT (%)	0,20±0,13	0,13±0,09	0,67±0,25	0,15±0,16	0,15±0,17	0,80±0,18
PT (%)	0,11±0,09	0,04±0,04	0,06±0,04	0,10±0,08	0,06±0,04	0,14±0,09
Areia (%)	47,26±33,21	71,29±21,93	40,32±28,78	57,47±34,58	54,10±27,10	13,47±9,46
Silte/Argila (%)	52,74±33,21	28,71±21,93	59,68±28,78	42,53±34,58	45,90±27,10	86,53±9,46

O teste de chi-quadrado mostrou que não houve diferença significativa entre as proporções ($\chi^2=6,84$; $g.l.=13$; $p>0,05$) de ocorrência das espécies de macrófitas aquáticas entre o verão e o inverno (Tab. 6). A frequência de ocorrência das macrófitas foi muito próxima entre os dois períodos amostrados.

A matriz de correlação entre as variáveis da água e do sedimento é apresentada na Tab. 7 e foi utilizada para se selecionar as variáveis que foram utilizadas na análise de correspondência canônica. Dentro de um grupo de variáveis altamente correlacionadas, escolheu-se apenas uma variável para a análise. Por exemplo, analisando a Tab. 7, verifica-se que há uma alta correlação ($>0,50$ em valores absolutos) entre as variáveis salinidade e condutividade, salinidade e material em suspensão, então a salinidade pode representar

tanto a condutividade quanto o material em suspensão na análise de correspondência canônica, não sendo necessário utilizar as três variáveis simultaneamente. Este mesmo raciocínio foi utilizado para analisar as outras variáveis. Ao final, 8 variáveis foram selecionadas para a análise: temperatura, salinidade, nitrogênio total da água, nitrato, coeficiente de extinção da luz, velocidade de corrente, matéria orgânica e fração areia do sedimento.

As espécies de macrófitas aquáticas analisadas se dividiram em dois grupos: as de estuário com tolerância à salinidade (localizaram-se no mesmo sentido do vetor salinidade, no lado positivo do eixo 1), e as de água doce com baixa ou nenhuma tolerância à salinidade (oposto ao vetor salinidade, no lado negativo do eixo 1) (Fig. 7). Entre as espécies de estuário, *S. alterniflora* foi a mais tolerante à salinidade, seguido por *C. procerum* e, por último, *Scirpus californicus*, tanto na coleta de verão quanto na coleta de inverno.

Verifica-se que, na análise com as 14 espécies, o primeiro par de eixos canônicos foi responsável pela maior proporção da variância explicada dos dados (Tab. 8). A proporção da variância explicada pelo segundo par de eixos canônicos foi muito menor (Tab. 8). A consequência desse resultado é que o eixo 1 tem um peso muito maior do que o eixo 2 para explicar a ordenação das espécies. O eixo canônico 1 foi associado com o vetor salinidade, que possui uma grande projeção sobre o eixo 1 (Fig. 7). Já o eixo 2 está mais associado com a temperatura, tanto no verão quanto no inverno, e com a matéria orgânica no sedimento apenas no inverno, estas variáveis possuem uma grande projeção sobre o eixo 2 (Fig. 7). Resultados adicionais da análise de correspondência canônica se encontram no Apêndice no final do capítulo.

Tabela 6A. Mediana (Med.), mínimo (Min.) e máximo (Max.) das variáveis físicas e químicas da água e do sedimento nos locais de amostragem de macrófitas aquáticas na coleta de verão. Abreviação das variáveis ver Tab. 7.

Espécies		ÁGUA															SEDIMENTO				
		Ocorrência(N;%)	Temp ¹	pH	Cond. ²	Sal. ³	Oxig. ⁴	Alca. ⁵	MS ⁴	NA ⁶	NO ₂ ⁶	NO ₃ ⁶	NT ⁴	PO ₄ ⁶	PT ⁴	K ⁹	Vel. ⁷	MO ⁸	NTS ⁸	PTS ⁸	Areia ⁸
<i>C. procerum</i> 16 (6,2%)	Med.	25,0	6,7	2805,0	1,4	5,2	0,3	10,5	17,6	7,8	40,6	0,5	3,5	21,5	4,5	0,0	7,0	0,2	0,0	65,9	34,1
	Min.	21,5	4,6	31,0	0,0	3,4	0,1	1,2	1,4	3,0	25,0	0,2	0,0	10,1	1,0	0,0	0,6	0,1	0,0	0,5	5,7
	Max.	28,2	7,8	18800,0	11,2	6,5	1,3	34,3	126,7	23,6	78,1	1,3	29,6	100,1	10,6	19,6	26,9	0,4	0,2	94,3	99,5
<i>E. densa</i> 30 (11,6%)	Med.	24,4	6,4	31,0	0,0	6,2	0,2	3,7	3,5	7,3	51,4	0,3	3,0	11,1	3,9	0,0	5,3	0,1	0,0	79,0	21,0
	Min.	21,4	4,4	18,0	0,0	3,8	0,0	1,2	0,1	2,6	5,4	0,1	0,5	4,3	1,8	0,0	1,5	0,0	0,0	24,1	2,1
	Max.	30,9	7,3	258,0	0,1	8,0	1,3	11,5	14,5	13,6	89,0	2,2	4,0	51,6	8,9	27,8	19,0	0,3	0,1	97,9	75,9
<i>E. azurea</i> 36 (14,0%)	Med.	23,7	5,8	33,5	0,0	5,5	0,2	3,3	4,2	6,7	57,3	0,3	2,4	11,5	3,3	5,7	5,0	0,1	0,0	80,0	20,0
	Min.	20,6	4,4	22,0	0,0	2,7	0,0	1,2	0,1	2,7	26,8	0,1	0,0	4,3	1,8	0,0	1,5	0,0	0,0	13,4	4,1
	Max.	27,0	7,2	1220,0	0,5	7,4	0,3	11,0	22,1	13,6	101,6	2,2	105,4	51,6	8,9	40,0	47,9	1,0	0,1	95,9	86,6
<i>E. crassipes</i> 38 (14,7%)	Med.	24,3	6,4	36,5	0,0	5,7	0,2	3,3	5,2	7,2	49,3	0,3	2,4	12,9	3,7	0,0	5,9	0,1	0,0	73,4	26,6
	Min.	21,0	4,4	22,0	0,0	2,7	0,0	1,2	0,1	2,7	4,4	0,1	0,0	4,3	1,8	0,0	1,2	0,0	0,0	13,4	5,1
	Max.	27,0	7,3	4000,0	2,1	7,4	0,8	34,0	102,0	23,6	101,6	2,2	105,4	81,0	13,4	40,0	47,9	1,0	0,2	94,9	86,6
<i>E. montana</i> 6 (2,3%)	Med.	24,4	6,0	31,0	0,0	4,9	0,2	2,6	4,8	6,6	49,0	0,4	2,8	10,8	3,0	6,8	3,9	0,1	0,0	86,7	13,3
	Min.	20,6	5,0	28,0	0,0	4,5	0,1	1,5	1,9	5,6	26,8	0,2	2,2	6,9	2,3	0,0	2,3	0,0	0,0	18,6	4,1
	Max.	24,6	6,6	45,0	0,0	6,7	0,2	10,7	8,2	9,4	76,9	2,2	3,9	51,6	4,5	27,8	44,7	1,0	0,1	95,9	81,4
<i>H. bonariensis</i> 7 (2,7%)	Med.	24,4	7,0	45,0	0,0	5,7	0,2	7,0	6,0	8,7	54,9	0,3	3,5	38,5	4,2	0,0	7,4	0,1	0,0	64,3	35,7
	Min.	23,6	6,5	21,0	0,0	3,5	0,1	3,3	0,5	4,2	34,9	0,1	0,9	8,7	1,9	0,0	2,3	0,0	0,0	6,3	2,1
	Max.	24,7	7,3	3710,0	1,8	7,2	1,3	34,0	105,0	23,6	76,6	1,3	29,6	97,3	10,6	32,3	18,9	0,3	0,2	97,9	93,7
<i>L. minor</i> 6 (2,3%)	Med.	24,0	6,6	45,0	0,0	5,9	0,2	7,0	5,0	6,9	58,3	0,3	3,4	24,2	2,7	9,7	6,5	0,1	0,0	72,1	27,9
	Min.	23,1	6,5	18,0	0,0	4,4	0,1	3,3	1,0	4,2	5,4	0,1	1,8	15,1	1,0	0,0	0,6	0,1	0,0	16,6	23,0
	Max.	28,2	7,0	2710,0	1,4	8,0	0,8	17,0	126,7	10,2	76,6	1,2	21,7	84,2	4,1	32,3	14,3	0,2	0,1	77,0	83,4
<i>O. cubense</i> 11 (4,3%)	Med.	22,3	5,5	30,0	0,0	4,7	0,1	3,0	4,0	6,1	47,5	0,3	1,8	9,4	2,3	5,9	8,1	0,1	0,0	72,0	28,0
	Min.	20,6	4,6	23,0	0,0	3,8	0,0	1,5	1,5	2,7	26,8	0,2	0,0	6,6	1,8	0,0	3,7	0,1	0,0	13,4	11,6
	Max.	26,0	7,0	154,0	0,0	7,4	0,2	11,0	22,1	12,6	89,0	0,4	3,9	18,9	8,9	40,0	44,7	1,0	0,1	88,4	86,6
<i>P. stratiotes</i> 17 (6,6%)	Med.	24,6	6,6	55,0	0,0	5,9	0,2	6,0	6,3	6,8	41,4	0,3	3,2	24,3	3,3	5,9	5,7	0,1	0,0	68,0	32,0
	Min.	22,0	5,4	30,0	0,0	0,4	0,2	1,3	1,7	2,3	4,4	0,1	0,4	9,0	1,9	0,0	0,6	0,1	0,0	6,3	7,7
	Max.	27,2	7,3	3710,0	1,8	7,0	1,3	34,0	191,1	23,6	101,6	2,2	215,4	380,0	11,7	32,3	47,9	0,8	0,2	92,3	93,7
<i>P. ferrugineum</i> 11 (4,3%)	Med.	24,4	6,6	30,0	0,0	4,4	0,2	5,0	9,1	7,8	41,4	0,3	2,2	13,3	2,5	7,7	5,2	0,1	0,0	77,0	23,0
	Min.	21,2	5,2	20,0	0,0	0,6	0,1	2,3	0,1	2,6	4,4	0,1	0,5	4,4	1,8	0,0	0,6	0,1	0,0	13,4	10,0
	Max.	25,5	7,2	2700,0	1,3	7,5	1,0	17,0	132,0	18,2	62,3	1,8	72,2	117,9	11,7	18,8	32,8	0,5	0,1	90,0	86,6
<i>S. molesta</i> 47 (18,2%)	Med.	24,3	6,3	37,0	0,0	5,6	0,2	4,0	5,9	7,8	47,6	0,3	3,0	13,9	4,0	0,0	5,8	0,1	0,0	76,3	23,7
	Min.	20,6	4,4	22,0	0,0	2,7	0,0	1,2	0,1	2,7	4,4	0,1	0,0	4,3	1,0	0,0	0,6	0,0	0,0	6,3	5,1
	Max.	28,2	7,3	6400,0	3,4	7,4	1,3	34,0	126,7	23,6	89,0	1,3	105,4	97,3	13,4	40,0	44,7	1,0	0,2	94,9	93,7
<i>S. californicus</i> 13 (5,0%)	Med.	24,4	6,7	1380,0	0,6	5,7	0,2	6,7	6,3	7,2	56,8	0,3	2,6	14,0	4,5	0,0	5,7	0,1	0,0	71,8	28,2
	Min.	21,7	4,4	31,0	0,0	4,3	0,0	1,2	2,0	2,8	30,3	0,1	0,0	6,6	1,9	0,0	1,2	0,0	0,0	20,6	5,8
	Max.	27,2	7,3	7100,0	3,8	6,5	0,7	34,0	102,0	23,6	101,6	1,1	4,0	64,6	13,4	19,6	11,9	0,2	0,1	94,2	79,4
<i>S. alterniflora</i> 12 (4,7%)	Med.	26,4	7,6	14800,0	8,7	5,1	0,9	27,5	33,7	4,4	32,6	0,6	0,0	29,6	5,0	0,0	17,4	0,2	0,1	41,6	58,4
	Min.	24,3	6,8	7100,0	3,8	0,0	0,6	14,5	2,3	0,0	18,0	0,2	0,0	8,7	2,2	0,0	5,3	0,1	0,0	0,5	1,8
	Max.	27,0	7,8	19100,0	11,4	5,8	2,9	50,3	277,1	11,8	68,7	11,9	960,8	1063,2	26,2	25,8	26,9	0,4	0,2	98,2	99,5
<i>U. foliosa</i> 8 (3,1%)	Med.	24,4	6,9	1610,0	0,8	4,8	0,3	8,3	9,3	8,5	44,6	0,5	2,0	19,0	3,5	0,0	5,8	0,1	0,0	76,6	23,4
	Min.	21,0	5,0	27,0	0,0	3,7	0,1	2,0	1,9	2,7	31,8	0,2	0,0	9,0	1,0	0,0	0,6	0,1	0,0	6,3	11,6
	Max.	28,2	7,3	3710,0	1,8	7,0	1,3	34,0	126,7	23,6	101,6	1,3	29,6	97,3	10,6	16,3	18,9	0,3	0,2	88,4	93,7

Unidades: ¹°C; ²µS cm⁻¹; ³‰; ⁴mg L⁻¹; ⁵meq L⁻¹; ⁶µg L⁻¹; ⁷cm s⁻¹; ⁸%PS; ⁹m⁻¹.

Tabela 6B. Mediana (Med.), mínimo (Min.) e máximo (Max.) das variáveis físicas e químicas da água e do sedimento nos locais de amostragem de macrófitas aquáticas na coleta de inverno. Abreviação das variáveis ver Tab. 7.

Espécies		ÁGUA															SEDIMENTO				
		Ocorrência(N;%)	Temp ¹	pH	Cond. ²	Sal. ³	Oxig. ⁴	Alca. ⁵	MS ⁴	NA ⁶	NO ₂ ⁶	NO ₃ ⁶	NT ⁴	PO ₄ ⁶	PT ⁴	K ⁹	Vel. ⁷	MO ⁸	NTS ⁸	PTS ⁸	Areia ⁸
<i>C. procerum</i> 10 (4,3%)	Med.	17,6	6,8	4460,0	1,7	7,3	0,3	5,6	1,8	5,4	53,9	0,5	11,9	27,0	2,5	0,0	8,3	0,1	0,0	31,4	68,6
	Min.	16,6	5,7	55,0	0,0	5,0	0,1	2,8	0,0	3,7	38,9	0,2	3,4	21,0	1,6	0,0	1,7	0,0	0,0	0,8	1,8
	Max.	20,1	7,9	13150,0	7,8	9,3	0,9	19,7	28,9	7,5	86,5	0,9	33,7	126,3	5,2	10,6	22,9	0,4	0,2	98,2	99,2
<i>E. densa</i> 28 (12,2%)	Med.	16,6	6,6	29,0	0,0	8,1	0,1	2,0	1,3	4,5	73,5	0,3	11,6	28,8	1,8	0,0	4,8	0,1	0,0	70,9	29,1
	Min.	16,1	6,1	22,0	0,0	5,6	0,1	0,7	0,0	2,2	27,5	0,2	3,1	16,8	0,7	0,0	1,2	0,0	0,0	8,5	6,0
	Max.	17,3	6,9	1270,0	0,5	9,1	0,2	12,3	7,1	13,8	133,3	0,4	46,4	54,6	3,5	31,0	27,0	0,5	0,1	94,0	91,5
<i>E. azurea</i> 32 (13,9%)	Med.	16,8	6,3	32,5	0,0	7,5	0,1	2,2	1,1	4,2	58,0	0,3	14,7	32,4	2,1	0,0	8,9	0,1	0,0	53,4	46,6
	Min.	15,8	5,6	22,0	0,0	5,6	0,1	0,7	0,0	2,4	27,5	0,2	3,1	16,8	0,5	0,0	2,4	0,0	0,0	1,1	13,7
	Max.	19,5	6,9	1270,0	0,5	8,7	0,2	12,3	7,1	27,8	123,7	0,4	63,0	54,6	4,1	28,5	44,9	1,1	0,3	86,3	98,9
<i>E. crassipes</i> 30 (13,0%)	Med.	16,8	6,5	34,0	0,0	7,5	0,1	2,3	1,1	4,5	62,8	0,3	14,5	32,4	2,1	0,0	8,5	0,1	0,1	55,9	44,1
	Min.	15,9	5,8	23,0	0,0	0,7	0,1	0,7	0,0	2,2	27,5	0,1	3,1	16,8	0,5	0,0	2,4	0,0	0,0	4,7	13,7
	Max.	19,5	7,8	5390,0	0,5	8,5	1,0	12,3	182,9	15,3	109,7	2,5	153,5	222,4	5,5	28,5	34,0	0,7	0,2	86,3	95,3
<i>E. montana</i> 5 (2,2%)	Med.	18,0	6,2	29,0	0,0	7,2	0,1	1,5	0,7	3,6	55,5	0,3	12,5	37,6	2,2	0,0	12,8	0,2	0,1	23,6	76,4
	Min.	15,9	6,0	22,0	0,0	6,7	0,1	1,3	0,0	3,6	42,9	0,3	10,9	20,5	1,2	0,0	1,2	0,0	0,0	8,5	8,4
	Max.	19,1	6,5	31,0	2,8	8,3	0,2	4,0	1,2	8,4	68,8	0,3	63,0	50,2	2,7	32,9	31,7	0,7	0,2	91,6	91,5
<i>H. bonariensis</i> 8 (3,5%)	Med.	16,6	6,7	34,5	0,0	7,1	0,1	3,0	1,5	5,0	60,5	0,3	20,5	42,4	2,8	0,0	7,0	0,1	0,1	53,5	46,5
	Min.	15,8	6,5	29,0	0,0	1,2	0,1	1,0	0,0	4,3	31,5	0,3	3,9	36,9	1,8	0,0	4,2	0,0	0,0	28,1	20,2
	Max.	20,5	7,4	2960,0	0,0	8,0	1,1	11,3	259,2	6,0	88,1	3,3	120,6	296,0	4,6	14,2	8,5	0,1	0,1	79,8	71,9
<i>L. minor</i> 9 (3,9%)	Med.	16,4	6,4	32,0	0,0	7,2	0,1	2,0	0,9	4,5	53,1	0,3	16,6	41,3	2,6	13,6	11,0	0,2	0,1	58,3	41,7
	Min.	15,8	5,6	29,0	0,0	5,6	0,1	1,0	0,0	3,2	42,1	0,2	13,1	16,8	1,0	0,0	4,6	0,1	0,0	13,3	20,2
	Max.	19,3	6,7	39,0	1,4	8,3	0,2	12,3	2,5	27,8	75,7	0,3	33,4	47,9	3,3	24,3	44,9	1,1	0,2	79,8	86,7
<i>O. cubense</i> 7 (3,0%)	Med.	16,7	6,4	29,0	0,0	7,3	0,1	2,0	0,7	4,1	55,5	0,3	14,0	29,4	2,1	0,0	9,0	0,2	0,0	70,0	30,0
	Min.	15,9	5,9	23,0	0,0	5,6	0,1	0,7	0,0	3,0	31,4	0,2	3,1	19,8	0,9	0,0	1,2	0,0	0,0	8,5	8,4
	Max.	17,9	6,8	1270,0	0,0	8,1	0,1	12,3	5,1	13,8	82,3	0,4	17,7	46,5	2,9	32,9	28,9	0,6	0,1	91,6	91,5
<i>P. stratiotes</i> 23 (10,0%)	Med.	16,8	6,7	57,0	0,0	7,2	0,1	3,7	1,8	4,5	57,9	0,3	14,7	41,8	2,9	3,3	6,3	0,1	0,0	53,5	46,5
	Min.	15,8	5,6	29,0	0,0	0,7	0,1	0,8	0,0	2,4	38,7	0,3	3,1	22,2	0,9	0,0	2,4	0,0	0,0	0,8	16,5
	Max.	19,3	7,8	6290,0	3,3	8,3	1,0	10,7	184,4	27,8	95,3	2,5	153,5	241,2	7,5	28,5	44,9	1,1	0,2	83,6	99,2
<i>P. ferrugineum</i> 11 (4,8%)	Med.	16,9	6,6	33,0	0,0	7,4	0,1	2,0	1,5	4,5	66,1	0,3	15,2	43,1	2,1	8,6	12,0	0,2	0,1	44,4	55,6
	Min.	16,3	5,9	24,0	0,0	6,4	0,1	0,7	0,0	3,1	31,4	0,2	7,2	24,6	0,5	0,0	4,2	0,0	0,0	7,8	17,0
	Max.	19,3	6,7	1152,0	0,2	8,3	0,2	7,0	7,1	27,8	95,3	0,4	46,4	51,8	3,0	20,7	44,9	1,1	0,2	83,0	92,2
<i>S. molesta</i> 36 (15,7%)	Med.	16,9	6,5	33,0	0,0	7,5	0,1	2,3	1,3	4,2	57,7	0,3	13,1	28,8	2,4	0,0	8,2	0,1	0,0	53,5	46,5
	Min.	15,8	5,6	22,0	0,0	5,0	0,1	0,7	0,0	2,4	27,5	0,1	1,6	16,8	0,5	0,0	1,7	0,0	0,0	0,8	13,2
	Max.	19,1	7,7	7740,0	4,3	8,5	0,3	9,7	28,9	13,8	116,4	0,9	33,7	80,7	4,5	28,5	42,0	0,8	0,2	86,8	99,2
<i>S. californicus</i> 13 (5,7%)	Med.	16,9	6,6	1950,0	0,4	7,4	0,2	3,0	1,6	4,7	59,1	0,3	12,0	28,2	2,2	0,0	7,9	0,1	0,0	53,3	46,7
	Min.	16,3	6,2	29,0	0,0	6,5	0,1	0,7	0,0	2,5	27,5	0,2	2,1	19,0	1,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,8	1,8
	Max.	18,4	7,5	7800,0	4,3	8,5	0,3	7,3	7,1	13,8	95,3	0,8	16,0	45,5	3,5	10,8	13,8	0,3	0,1	98,2	99,2
<i>S. alterniflora</i> 7 (3,0%)	Med.	18,3	7,4	8530,0	4,7	7,0	0,4	9,7	4,8	3,0	57,5	0,6	28,9	40,0	2,6	0,0	3,5	0,1	0,1	62,6	37,4
	Min.	17,2	7,2	4410,0	2,4	5,4	0,3	6,3	3,1	2,6	12,7	0,5	1,6	23,7	1,3	0,0	2,3	0,0	0,0	0,9	13,7
	Max.	19,2	7,8	15000,0	8,7	7,3	1,2	80,0	48,4	5,3	81,8	1,2	132,1	98,2	4,5	5,7	24,6	0,4	0,2	86,3	99,2
<i>U. foliosa</i> 11 (4,8%)	Med.	16,9	6,6	37,0	0,0	7,4	0,1	2,7	1,4	4,6	63,2	0,3	12,1	34,7	1,8	0,0	7,9	0,1	0,1	47,0	53,0
	Min.	16,6	5,6	22,0	0,0	5,8	0,1	1,3	0,0	3,2	27,5	0,2	3,9	21,0	0,5	0,0	2,1	0,0	0,0	8,5	1,8
	Max.	18,5	6,9	2750,0	1,4	8,5	0,2	4,7	7,1	8,8	95,3	0,4	63,0	54,6	3,5	24,3	31,7	0,7	0,2	98,2	91,5

Unidades: ¹°C; ²µS cm⁻¹; ³‰; ⁴mg L⁻¹; ⁵meq L⁻¹; ⁶µg L⁻¹; ⁷cm s⁻¹; ⁸%PS; ⁹m⁻¹.

As espécies de macrófitas aquáticas de água doce ficaram comprimidas à esquerda nos gráficos da Fig. 7 pelas espécies tolerantes à água salobra, *S. alterniflora*, *C. procerum* e *S. californicus*, portanto estas espécies foram retiradas da análise para evidenciar os padrões das macrófitas de água doce. Na análise de correspondência canônica com 11 espécies, a variância explicada pelo eixo 1 foi ligeiramente maior do que a variância explicada pelo eixo 2 (Tab. 8), desta forma ambos os eixos tiveram aproximadamente pesos semelhantes na interpretação da ordenação das espécies. As variáveis ambientais associadas com a ordenação das espécies podem ser identificadas facilmente pelo tamanho e direção dos vetores nos gráficos da Fig. 8.

Analisando-se os gráficos da Fig. 8, verifica-se que algumas espécies apresentaram padrões de distribuição semelhantes entre as estações. Por exemplo, *E. densa* foi encontrada em todos os rios do estrato II, exceto no rio Mineiros (Tab. 4). Esta espécie tendeu a ocorrer em trechos de rios com maior proporção de areia no sedimento, com água mais transparente (menor coeficiente de extinção da luz), temperaturas mais baixas, menores concentrações de nitrogênio total e maiores de nitrato (Fig. 8).

Outra espécie que apresentou padrão semelhante entre as estações foi *P. stratiotes* que tendeu a ocorrer em trechos de rios com maiores concentrações de nitrogênio total na água (Fig. 8).

Tabela 7. Matriz de correlação das variáveis ambientais da água e do sedimento. Temp. = temperatura, Cond. = condutividade, Sal. = salinidade, Oxiq. = oxigênio, Alca. = alcalinidade, MS = material em suspensão, NA = nitrogênio amoniacal, NO₂ = nitrito, NO₃ = nitrato, PO₄ = ortofosfato, NT = nitrogênio total, PT = fósforo total, K = coeficiente de extinção da luz, Vel. = velocidade de corrente, MO = matéria orgânica, NTS = nitrogênio total no sedimento, PTS = fósforo total no sedimento, Areia = fração areia, S/A = fração silte e argila.

		ÁGUA															SEDIMENTO				
	Variáveis	Temp.	pH	Cond.	Sal.	Oxiq.	Alca.	MS	NA	NO ₂	NO ₃	PO ₄	NT	PT	K	Vel.	MO	NTS	PTS	Areia	S/A
	ÁGUA	Temp.	1,00	0,07	0,26	0,28	-0,51	0,35	0,38	0,24	0,22	-0,38	0,09	0,19	0,10	0,39	-0,02	-0,04	-0,01	-0,06	0,17
pH		0,07	1,00	0,58	0,58	0,04	0,50	0,53	0,34	-0,29	-0,10	0,17	0,26	0,27	0,03	-0,19	-0,16	-0,22	0,25	-0,12	0,12
Cond.		0,26	0,58	1,00	0,99	-0,25	0,62	0,77	0,31	-0,07	-0,27	0,17	0,27	0,23	0,21	-0,18	0,10	0,00	0,41	-0,21	0,21
Sal.		0,28	0,58	0,99	1,00	-0,25	0,61	0,77	0,30	-0,08	-0,27	0,17	0,26	0,22	0,21	-0,17	0,12	0,02	0,41	-0,21	0,21
Oxiq.		-0,51	0,04	-0,25	-0,25	1,00	-0,60	-0,34	-0,74	-0,30	0,42	-0,44	-0,56	-0,53	-0,63	0,01	-0,20	-0,18	-0,23	0,12	-0,12
Alca.		0,35	0,50	0,62	0,61	-0,60	1,00	0,62	0,79	0,00	-0,29	0,68	0,76	0,77	0,62	-0,07	0,15	0,08	0,48	-0,26	0,26
MS		0,38	0,53	0,77	0,77	-0,34	0,62	1,00	0,36	0,07	-0,24	0,15	0,22	0,22	0,28	-0,11	0,12	0,06	0,40	-0,21	0,21
NA		0,24	0,34	0,31	0,30	-0,74	0,79	0,36	1,00	0,07	-0,26	0,66	0,79	0,81	0,58	-0,05	0,11	0,06	0,42	-0,19	0,19
NO ₂		0,22	-0,29	-0,07	-0,08	-0,30	0,00	0,07	0,07	1,00	-0,17	-0,13	-0,07	-0,10	0,24	-0,03	0,10	0,18	0,04	-0,06	0,06
NO ₃		-0,38	-0,10	-0,27	-0,27	0,42	-0,29	-0,24	-0,26	-0,17	1,00	-0,17	-0,23	-0,20	-0,31	0,17	-0,18	-0,18	-0,04	0,07	-0,07
PO ₄		0,09	0,17	0,17	0,17	-0,44	0,68	0,15	0,66	-0,13	-0,17	1,00	0,93	0,95	0,67	-0,05	0,14	0,10	0,33	-0,16	0,16
NT		0,19	0,26	0,27	0,26	-0,56	0,76	0,22	0,79	-0,07	-0,23	0,93	1,00	0,95	0,70	-0,07	0,10	0,05	0,34	-0,16	0,16
PT		0,10	0,27	0,23	0,22	-0,53	0,77	0,22	0,81	-0,10	-0,20	0,95	0,95	1,00	0,69	-0,02	0,12	0,07	0,38	-0,18	0,18
K		0,39	0,03	0,21	0,21	-0,63	0,62	0,28	0,58	0,24	-0,31	0,67	0,70	0,69	1,00	-0,09	0,06	0,02	0,21	-0,10	0,10
Vel.	-0,02	-0,19	-0,18	-0,17	0,01	-0,07	-0,11	-0,05	-0,03	0,17	-0,05	-0,07	-0,02	-0,09	1,00	-0,08	-0,06	-0,13	0,12	-0,12	
SEDIMENTO	MO	-0,04	-0,16	0,10	0,12	-0,20	0,15	0,12	0,11	0,10	-0,18	0,14	0,10	0,12	0,06	-0,08	1,00	0,94	0,66	-0,68	0,68
	NTS	-0,01	-0,22	0,00	0,02	-0,18	0,08	0,06	0,06	0,18	-0,18	0,10	0,05	0,07	0,02	-0,06	0,94	1,00	0,57	-0,62	0,62
	PTS	-0,06	0,25	0,41	0,41	-0,23	0,48	0,40	0,42	0,04	-0,04	0,33	0,34	0,38	0,21	-0,13	0,66	0,57	1,00	-0,72	0,72
	Areia	0,17	-0,12	-0,21	-0,21	0,12	-0,26	-0,21	-0,19	-0,06	0,07	-0,16	-0,16	-0,18	-0,10	0,12	-0,68	-0,62	-0,72	1,00	-1,00
	S/A	-0,17	0,12	0,21	0,21	-0,12	0,26	0,21	0,19	0,06	-0,07	0,16	0,16	0,18	0,10	-0,12	0,68	0,62	0,72	-1,00	1,00

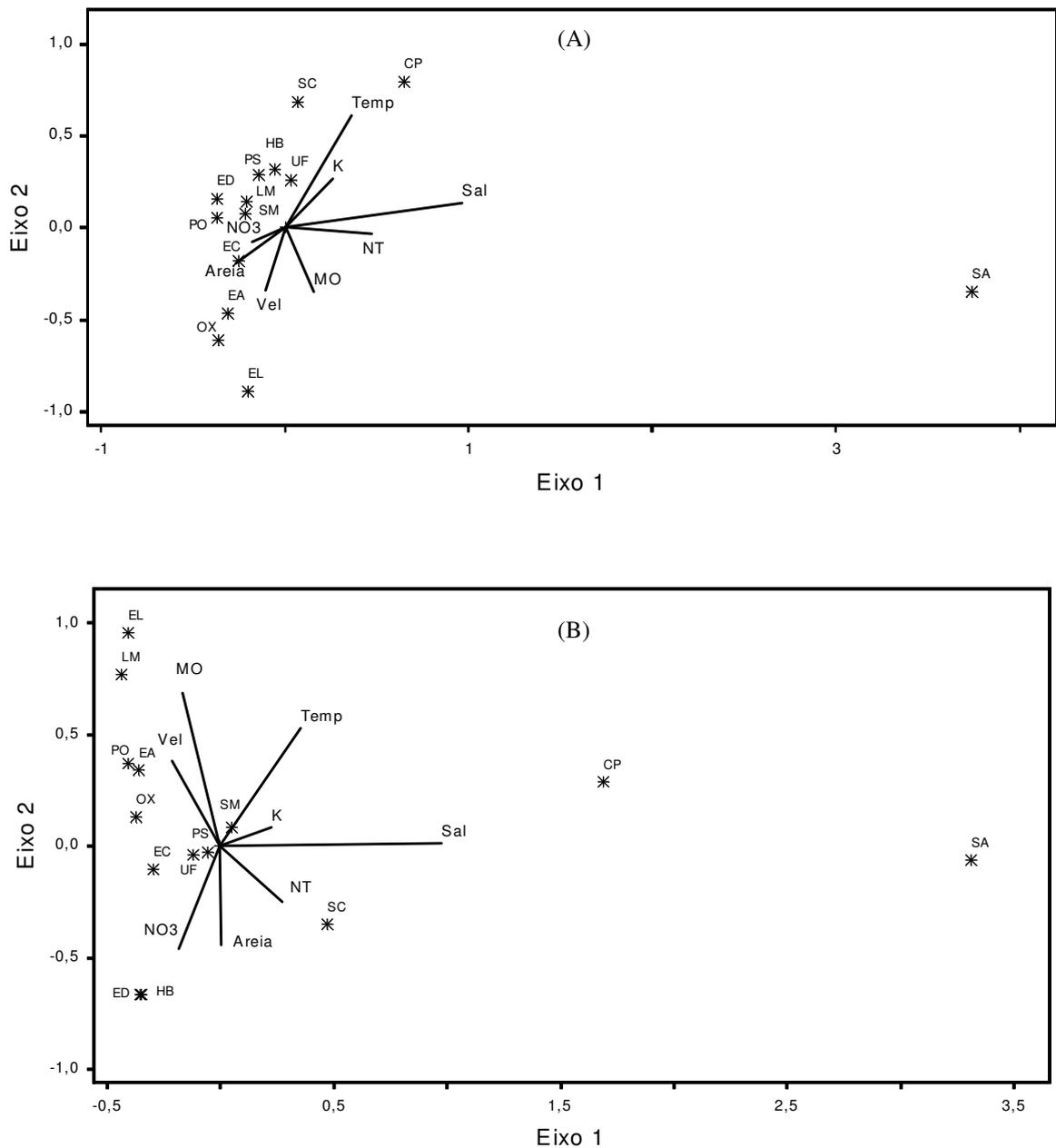


Figura 7. Ordenação: das espécies de macrófitas aquáticas (*) em função dos gradientes ambientais: (A) verão e (B) inverno. CP = *Crinum procerum*, ED = *Egeria densa*, EA = *Eichhornia azurea*, EC = *Eichhornia crassipes*, EL = *Eleocharis montana*, HB = *Hydrocotyle bonariensis*, LM = *Lemna minor*, OX = *Oxycaryum cubense*, PS = *Pistia stratiotes*, PO = *Polygonum ferrugineum*, SM = *Salvinia molesta*, SC = *Scirpus californicus*, SA = *Spartina alterniflora* e UF = *Utricularia foliosa*. Temp = temperatura, K = coeficiente de extinção da luz, Sal = salinidade, NO₃ = nitrato, NT = nitrogênio total da água, MO = matéria orgânica no sedimento, Vel = velocidade de corrente, Areia = fração areia do sedimento.

Tabela 8. Resultados da análise de correspondência canônica para a ordenação das espécies de macrófitas aquáticas em relação aos gradientes ambientais na análise com 14 e 11 espécies.

Análise de Correspondência	14 Espécies				11 Espécies			
	Verão		Inverno		Verão		Inverno	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Autovalor	0,737	0,152	0,545	0,148	0,158	0,106	0,162	0,136
% Variância Explicada	22,4	4,6	14,0	3,8	7,5	5,0	6,7	5,6
% Variância Acumulada	22,4	27,0	14,0	17,8	7,5	12,5	6,7	12,3
Significância do Autovalor ⁽¹⁾	0,01	⁽²⁾	0,01	⁽²⁾	0,02	⁽²⁾	0,01	⁽²⁾
Correlação Esp.-Amb. ⁽³⁾ Pearson	0,922	0,621	0,849	0,679	0,664	0,659	0,692	0,733
Correlação Esp.-Amb. ⁽³⁾ Kendall	0,497	0,479	0,555	0,556	0,348	0,353	0,61	0,5
Significância da Correlação ⁽¹⁾	0,01	⁽²⁾	0,01	⁽²⁾	0,02	⁽²⁾	0,04	⁽²⁾

(1) Teste de Monte Carlo;

(2) a significância não é calculada para o Eixo 2, porque utilizar o teste de Monte Carlo para este eixo pode resultar em valores de *p* enviesado (P. Legendre, comunicação pessoal);

(3) Esp.-Amb. = espécie-ambiente.

Eichhornia azurea foi encontrada em todos os rios estudados de água doce dos estratos II e III (Tab. 4) e tendeu a ocorrer em locais com alta transparência e baixas concentrações de nitrogênio total (Fig. 8).

H. bonariensis foi encontrado nos rios Guaú, Branco e Aguapeú do Estrato II (Tab. 4). Tendeu a ocorrer em trechos com maiores concentrações de nitrogênio total na água e maior salinidade (Fig. 8).

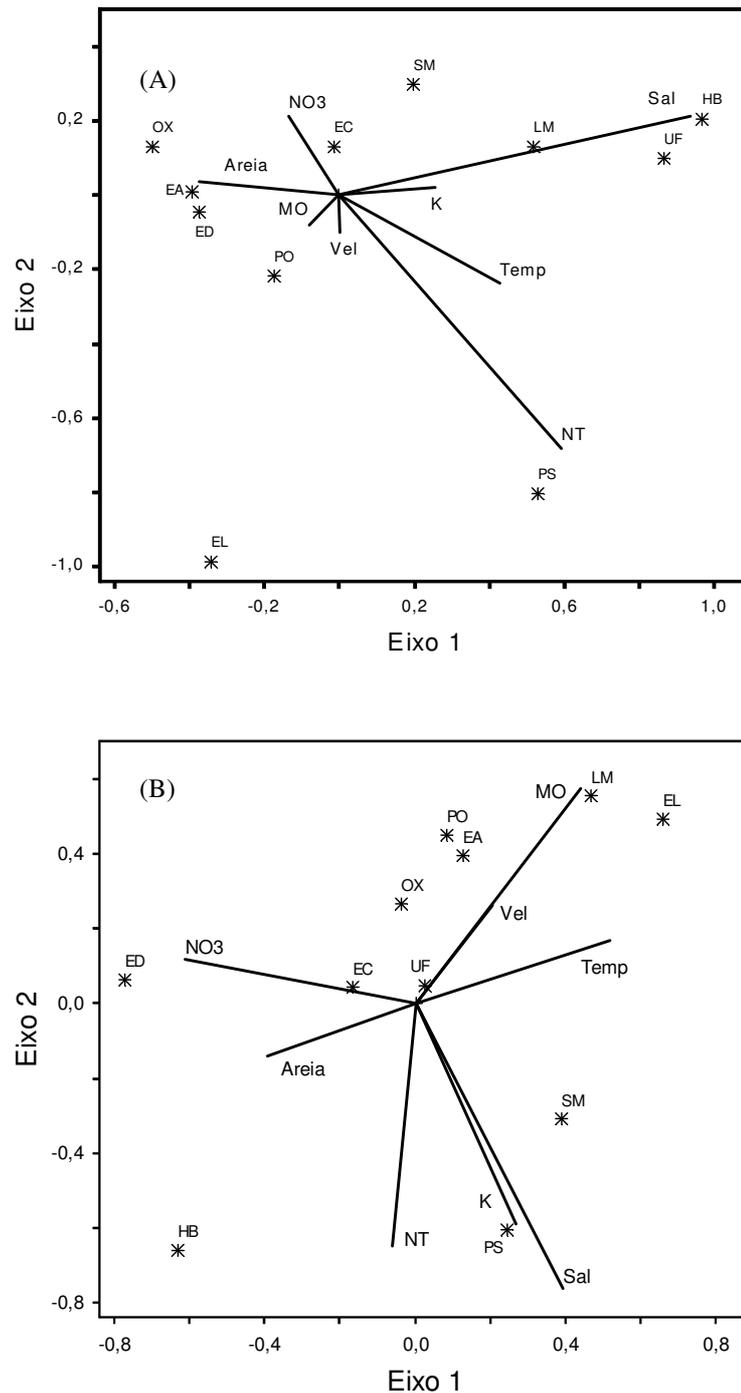


Figura 8. Ordenação: das espécies de macrófitas aquáticas (*) (excluídas as espécies de água salobra) em função dos gradientes ambientais: (A) verão e (B) inverno. ED = *Egeria densa*, EA = *Eichhornia azurea*, EC = *Eichhornia crassipes*, EL = *Eleocharis montana*, HB = *Hydrocotyle bonariensis*, LM = *Lemna minor*, OX = *Oxycaryum cubense*, PS = *Pistia stratiotes*, PO = *Polygonum ferrugineum*, SM = *Salvinia molesta* e UF = *Utricularia foliosa*. Temp = temperatura, K = coeficiente de extinção da luz, Sal = salinidade, NO3 = nitrato, NT = nitrogênio total na água, MO = matéria orgânica no sedimento, Vel = velocidade de corrente, Areia = fração areia do sedimento.

5. DISCUSSÃO

As macrófitas aquáticas da área estudada se dividiram basicamente em dois grupos: as tolerantes à água salobra e as de água doce. As macrófitas tolerantes à água salobra foram constituídas por *S. alterniflora*, *C. procerum* e *S. californicus*, que sofrem o efeito direto da influência marinha na forma de salinidade e alta concentração de material em suspensão, que são características freqüentes de ambientes estuarinos (Day *et al.* 1989). Estas espécies ocorreram principalmente no estuário do rio Itanhaém e nos trechos baixos dos rios Preto, Branco e Aguapeú. A grande quantidade de material em suspensão dificulta o estabelecimento das macrófitas aquáticas submersas, pois resulta em uma alta turbidez na água que aumenta o coeficiente de extinção da luz (Krause-Jensen e Sand-Jensen 1998), entretanto, não é problema para as macrófitas aquáticas emersas. Observa-se que essas espécies se distribuem ao longo de um gradiente de salinidade (Fig. 7), sendo *S. alterniflora* mais resistente à salinidade, *C. procerum* intermediário e *S. californicus* menos resistente. A salinidade é um fator de estresse para as plantas, que em altas concentrações pode causar distúrbios no balanço iônico das células (Larcher 2000). Uma maior tolerância à salinidade permite que *S. alterniflora* colonize ambientes que não possam ser colonizados por outras espécies, apesar do maior gasto de energia necessário para neutralizar o efeito da pressão osmótica dos sais (Bertness e Ellison 1987). O resultado desta estratégia é que, no trecho do estuário com maior salinidade, a comunidade de macrófitas aquáticas é dominada por *S. alterniflora*, enquanto que, nos trechos com salinidade intermediária, ocorreram bancos monoespecíficos ou mistos de *S. alterniflora* e *C. procerum* e, nos trechos do estuário com menor salinidade, ocorreram bancos monoespecíficos ou mistos de *C. procerum* e *S. californicus*. Esta última espécie também foi encontrada em trechos de água doce. Estudos realizados em pântanos salgados indicam que a salinidade e a competição interespecífica são alguns dos fatores responsáveis pela zonação das espécies encontradas nesses

ambientes (Wilson *et al.* 1996). A zonação nos pântanos salgados ocorre em dois sentidos: longitudinal e transversal (Vince e Snow 1984, Bertness e Ellison 1987, Wilson *et al.* 1996). A zonação transversal está relacionada com a elevação do terreno, há uma sucessão de espécies da parte baixa para a parte alta da margem conforme a adaptação da espécie à condição de inundação (Earle e Kershaw 1989). No estuário do rio Itanhaém, *S. alterniflora*, *C. procerum* e *S. californicus* são limitados transversalmente pela floresta de mangue e, em muitos trechos, as macrófitas são ausentes e as margens são ocupadas pelo mangue. As macrófitas aquáticas são confinadas a áreas de deposição de sedimento, que propiciam uma fuga do sombreamento na margem, ou ocorrem em trechos onde a floresta de mangue é menos densa. Nos pântanos salgados, a ausência de vegetação arbórea permite que as faixas ocupadas pelas macrófitas aquáticas sejam contínuas na margem (Cronk e Fennessy 2001), o que não ocorre no estuário do rio Itanhaém.

A zonação longitudinal das macrófitas aquáticas está associada com o gradiente de salinidade, que diminui à medida que se afasta da foz do estuário (Vince e Snow 1984, Bertness e Ellison 1987, Wilson *et al.* 1996). Pode-se separar o rio Itanhaém e seus afluentes em 3 áreas: (1) parte baixa do estuário dominada por *S. alterniflora* e *C. procerum* com maior salinidade; (2) parte alta do estuário dominada por *C. procerum* e *S. californicus* com menor salinidade; (3) parte de água doce, acima do estuário, composta por uma variedade de macrófitas aquáticas. Há evidências, a partir de estudos em pântanos salgados, de que a distribuição longitudinal das macrófitas é determinada principalmente pela salinidade na parte baixa do estuário, enquanto que, na parte alta, um dos fatores estruturadores da comunidade é atribuído à competição entre as espécies (Vince e Snow 1984, Bertness e Ellison 1987, Earle e Kershaw 1989, Pennings e Callaway 1992, Wilson *et al.* 1996). Este padrão parece se manter no estuário do rio Itanhaém, onde *S. alterniflora*, a espécie mais resistente à salinidade, tende a predominar nos trechos de maior salinidade.

Por outro lado, pode-se também conjecturar que *S. alterniflora* não ocorre em trechos de menor salinidade ou de água doce provavelmente por exclusão competitiva por espécies com maior capacidade de competir nestes ambientes (Bertness e Ellison 1987), porém esta hipótese necessita ser testada na bacia do Itanhaém.

Outro grupo formado foi o das macrófitas aquáticas de água doce. Os padrões de distribuição deste grupo em relação aos gradientes ambientais foram mais sutis que o grupo das macrófitas tolerantes à água salobra. Esta afirmação é suportada pelo fato de que, na análise de correspondência canônica com as espécies de água doce e salobra (14 espécies), a variância explicada pelo eixo 1, que representou a influência marinha, foi 4 a 5 vezes maior que a variância explicada pelo eixo 2, que representa as demais influências. Com a retirada das espécies tolerantes à água salobra, a análise evidenciou os padrões de distribuição das macrófitas aquáticas de água doce em relação às variáveis ambientais. A baixa variância explicada no ambiente de água doce nos leva a crer que existam outras variáveis ambientais que estão determinando a distribuição das macrófitas, mas que não foram medidas neste estudo. Também, pode haver contribuição de outros processos ecológicos como a competição (Grace e Wetzel 1981, Wilson e Keddy 1986, La Peyre *et al.* 2001), a dispersão (Rabinowitz 1978, Barrat-Segretain 1996), os distúrbios no ecossistema (Platt 1975, White 1979, Pickett 1980) e a herbivoria (Taylor *et al.* 1997), que podem explicar os padrões de distribuição encontrados. No entanto, apesar da baixa variância explicada, alguns padrões de distribuição foram detectados.

Egeria densa foi encontrada nos rios Preto, Branco e Aguapeú e tendeu a ocorrer em trechos com baixas concentrações de nitrogênio total na água conforme os resultados da análise de correspondência canônica. Houve uma tendência de *E. densa* ocorrer em trechos com maior proporção de areia no sedimento e menor temperatura da água. Uma menor concentração de nutrientes na água e no sedimento favorece uma maior transparência e,

portanto, o desenvolvimento de macrófitas aquáticas submersas (Krause-Jensen e Sand-Jensen 1998). A maioria dos bancos de *E. densa* ocorreu em trechos de água doce e apenas alguns bancos ocorreram em trechos com ligeira salinidade (<0,5 ‰), indicando que esta espécie deve ser não-halófito, não suportando, assim, altas concentrações salinas (Warwick e Bailey 1997).

Pistia stratiotes ocorreu em todos os rios estudados exceto os rios Campininha e Mineiros, considerando os dois períodos de verão e inverno, e tendeu a ocorrer em trechos com maiores concentrações de nutrientes na água, condições que favorecem o desenvolvimento de macrófitas aquáticas flutuantes (Sharma e Sridhar 1981, Bini *et al.* 1999, Pereira 2002b). Porém, também foi encontrado em rios com baixas concentrações de nutrientes e alta transparência. Há evidências de que altas concentrações de nutrientes favoreçam um grande desenvolvimento desta espécie (Sharma e Sridhar 1981, Bini *et al.* 1999), no entanto, não é condição necessária para a sua presença, podendo ocorrer em rios com menores concentrações de nutrientes. Pereira (2004) mostrou que *P. stratiotes* apresenta um maior crescimento quando submetido a velocidades de corrente crescentes. Uma baixa correnteza (<0,16 m/s) favorece a absorção dos nutrientes removendo continuamente a película de água pobre em nutrientes sobre as raízes (*boundary-layer*), aumentando, assim, a taxa de absorção em até 10 vezes (Stevens e Hurd 1997).

Verifica-se que não houve grandes diferenças entre os padrões de distribuição das macrófitas aquáticas entre o verão e o inverno. *Spartina alterniflora*, *C. procerum* e *S. californicus* se distribuem ao longo de um gradiente de salinidade tanto no verão quanto no inverno. Os padrões de distribuição das espécies de água doce também foram semelhantes entre as estações do ano - as proporções de ocorrência das macrófitas aquáticas no verão e no inverno também não diferiram significativamente como foi evidenciado pelo teste de chi-quadrado não significativo, corroborando, assim, a hipótese de que as distribuições das

macrófitas aquáticas realmente não diferiram substancialmente entre as estações do ano. Esta semelhança pode ser explicada pela ausência de uma estação seca na área de estudo conforme Ponçano *et al.* (1981). A proximidade do oceano e a presença da Serra do Mar fazem com que esta região tenha uma pluviosidade bem distribuída ao longo do ano. No inverno, existe uma pequena diminuição da pluviosidade na bacia do rio Itanhaém (Pereira 2000), mas não suficiente para caracterizar uma estação seca. Esta diminuição da pluviosidade no inverno permite uma expansão dos limites do estuário afetando as espécies de água doce que habitam a zona de transição entre o estuário e os rios (Camargo e Florentino 2000). Mas mesmo assim, a distribuição das macrófitas aquáticas tende a não se alterar, pois algumas espécies possuem estruturas capazes de resistirem ao aumento da salinidade. Camargo e Florentino (2000) verificaram que *Nymphaea rudgeana* na zona de transição entre o estuário e o rio perde as folhas no inverno com aumento da salinidade e permanecem em forma de resistência no fundo do leito como pequenas plantas com seus rizomas no sedimento. Quando a pluviosidade aumenta no verão e a salinidade diminui, as plantas voltam a crescer (Camargo e Florentino 2000). Outras espécies que habitam esta zona de transição entre o estuário e os rios podem possuir uma capacidade de tolerar um aumento de salinidade até uma certa concentração ou por período curto de tempo (Flynn *et al.* 1995, Warwick e Bailey 1997). Nem todo aumento da salinidade implica na morte das macrófitas de água doce; aumentos suaves podem provocar a diminuição ou a supressão do crescimento, mas tão logo as condições se tornem favoráveis o crescimento é retomado (Howard e Medelssohon 1999a 1999b, Camargo e Florentino 2000).

Em alguns anos com um período prolongado sem chuva, a água salobra do estuário pode penetrar fortemente rio acima atingindo trechos de rio tipicamente de água doce. Este fenômeno é conhecido por intrusão salina e pode acontecer nos rios da bacia do Itanhaém. Se a intrusão salina perdurar por um período prolongado, pode levar à morte das macrófitas

aquáticas de água doce mais sensíveis, mas assim que as condições ambientais retornem a normalidade, inicia-se um processo de recolonização (Flynn *et al.* 1995, Howard e Mendelssohn 2000). A intrusão salina é esporádica e, mesmo considerando uma alteração na comunidade de macrófitas aquáticas, esta ocorre na zona de transição entre o estuário e os rios, que representa uma pequena fração da área de estudo, não sendo suficiente para alterar a distribuição das macrófitas aquáticas como um todo.

A principal variável ambiental responsável pela separação da comunidade de macrófitas aquáticas na área de estudo foi a salinidade, que dividiu as plantas em dois grupos, as tolerantes à água salobra e as de água doce. Os nutrientes e a transparência da água também contribuíram para determinar a distribuição das macrófitas aquáticas, mas estas influências parecem ser mais tênues que a influência da salinidade. Caso haja um aumento da poluição lançada nos rios, este quadro poderia se alterar e os nutrientes e a transparência da água poderiam passar a ter maior importância na estruturação da comunidade de macrófitas aquáticas.

6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- Barrat-Segretain, M. H. 1996. Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: a review. *Vegetatio* **123**: 13-37.
- Bertness, M. D., e A. M. Ellison. 1987. Determinants of pattern in a New England salt marsh plant community. *Ecological Monographs* **57**: 129-147.
- Bini, L. M., S. M. Thomaz, K. J. Murphy, e A. F. M. Camargo. 1999. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia* **415**: 147-154.
- Camargo, A. F. M., R. A. R. Ferreira, A. Schiavetti, e L. M. Bini. 1996. Influence of physiography and human activity on limnological characteristics of lotic ecosystems of the south coast of São Paulo, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* **8**: 231-243.

- Camargo, A. F. M., e E. R. Florentino. 2000. Population dynamics and net primary production of the aquatic macrophyte *Nymphaea rudgeana* C. F. Mey in a lotic environment of the Itanhaém River Basin SP, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* **60**: 83-92.
- Collot, D., F. Koriyama, e E. Garcia. 1983. Repartitions, biomasses et productions des macrophytes du lac Titicaca. *Revue D' Hydrobiologie Tropicale* **16**: 241-261.
- Cronk, J. K., e M. S. Fennessy. 2001. *Wetland Plants: biology and ecology*. Lewis Publishers, Chelsea.
- Day, J. W., C. A. S. Hall, W. M. Kemp, e A. Yáñez-Arancibia. 1989. *Estuarine ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Earle, J. C., e K. A. Kershaw. 1989. Vegetation patterns in James Bay coastal marshes: III. Salinity and elevation as factors influencing plant zonations. *Canadian Journal of Botany* **67**: 2967-2974.
- Esteves, F. A. 1988. *Fundamentos de Limnologia*. Interciência/FINEP, Rio de Janeiro.
- Flynn, K. M., K. L. McKee, e I. A. Mendelssohn. 1995. Recovery of freshwater marsh vegetation after a saltwater intrusion event. *Oecologia* **103**: 63-72.
- French, T. D., e P. A. Chambers. 1996. Habitat partitioning in riverine macrophyte communities. *Freshwater Biology* **36**: 509-520.
- Gafny, S., e A. Gasith. 1999. Spatially and temporally sporadic appearance of macrophytes in the littoral zone of Lake Kinneret, Israel: taking advantage of a window of opportunity. *Aquatic Botany* **62**: 249-267.
- Golterman, H. L., R. S. Climo, e M. A. M. Ohnstad. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. IBP, Oxford.
- Grace, J. B., e R. Wetzel. 1981. Habitat partitioning and competitive displacement in cattails (*Thypha*): experimental field studies. *American Naturalist* **118**: 463-474.
- Hair, J. F., R. E. Anderson, R. L. Tatham, e W. C. Black. 1998. *Multivariate data analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Howard, R. J., e I. A. Mendelssohn. 1999a. Salinity as a constraint on growth of oligohaline marsh macrophytes. I. Species variation in stress tolerance. *American Journal of Botany* **86**: 785-794.

- Howard, R. J., e I. A. Mendelssohn. 1999b. Salinity as a constraint on growth of oligohaline marsh macrophytes. II. Salt pulse and recovery potential. *American Journal of Botany* **86**: 795-806.
- Howard, R. J., e I. A. Mendelssohn. 2000. Structure and composition of oligohaline marsh plant communities exposed to salinity pulses. *Aquatic Botany* **68**: 143-164.
- Holm, L. G. 1977. *The world's worst weeds: distribution and biology*. East West center by the University Press of Hawaii, Honolulu.
- Hynes, H. B. N. 1970. *The ecology of running waters*. Liverpool University Press, Liverpool.
- Johnson, R. A., e D. W. Wichern. 1992. *Applied multivariate statistical analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Koroleff, F. 1976. Determination of nutrients. Páginas 117-125 *in* K. Grasshoff, editor. *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, New York.
- Krause-Jensen, D., e K. Sand-Jensen. 1998. Light attenuation and photosynthesis of aquatic plant communities. *Limnology and Oceanography* **43**: 396-407.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper Collins Publishers, New York.
- La Peyre, M. K., J. B. Grace, E. Hahn, e I. A. Mendelssohn. 2001. The importance of competition in regulating plant species abundance along a salinity gradient. *Ecology* **82**: 62-69.
- Larcher, W. 2000. *Ecofisiologia Vegetal*. Rima, São Carlos.
- Mackereth, F. J. H., J. Heron, e J. F. Talling. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, London.
- Manly, B. F. J. 1994. *Multivariate statistical methods: a primer*. Chapman & Hall, London.
- Mudroch, A., e S. D. Macknight. 1991. *Handbook of techniques for aquatic sediments sampling*. CRC Press, Boca Raton.
- Onaindia, M., B. G. Bikuña, e I. Benito. 1996. Aquatic plant in relation to environmental factors in Northern Spain. *Journal of Environmental Management* **47**: 123-137.
- Orr, D. B. 1995. *Fundamentals of applied statistics and surveys*. Chapman & Hall, New York.

- Pennings, S. J., e R. M. Callaway. 1992. Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecology* **73**: 681-690.
- Pereira, A. M. M. 2000. Variações das características limnológicas em diferentes escalas de espaço e tempo em rios do Litoral Sul Paulista. Trabalho de Formatura. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, Brasil.
- Pereira, A. M. M. 2004. Influência da velocidade de corrente no tratamento de efluentes de carcinicultura com a macrófita aquática *Pistia stratiotes*. Dissertação. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, Brasil.
- Pereira, L. A. 2002a. Avaliação ambiental da bacia do rio Itanhaém baseada na relação entre aspectos limnológicos com fisiografia e hidrologia. Tese. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, Brasil.
- Pereira, M. C. T. 2002b. Distribuição e abundância de macrófitas aquáticas em relação às características limnológicas em cinco áreas da bacia do rio itanhaém, litoral sul do Estado de São Paulo. Dissertação. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro.
- Pickett, S. T. 1980. Non-equilibrium coexistence in plants. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **107**: 238-248.
- Platt, W. J. 1975. The colonization and formation of equilibrium plant species associations on badger disturbances in a tall-grass prairie. *Ecological Monographs* **45**: 29-96.
- Ponçano, W. L., C. D. R. Carneiro, C. A. Bistrichi, F. F. M. de Almeida, e F. P. Prandini. 1981. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo.
- Rabinowitz, D. 1978. Early growth of mangrove seedlings in Panama and a hypothesis concerning the relationship of dispersal and zonation. *Journal of Biogeography* **5**: 113-133.
- Riis, R., K. Sand-Jensen, e O. Vestergaard. 2000. Plant communities in lowland Danish streams: Species composition and environmental factors. *Aquatic Botany* **66**: 255-272.
- Sand-Jensen, K., e L. Rasmussen. 1978. Macrophytes and chemistry of acidic streams from lignite mining areas. *Botanisk Tidsskrift* **72**: 105-112.

- Sharma, B. M., e M. K. C. Sridhar. 1981. The productivity of *Pistia stratiotes* L. in a eutrophic lake. Environmental Pollution Series A **24**: 277-289.
- Sokal, R. R., e Rohlf, F. J. 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. W. H. Freeman, New York.
- Srivastava, D. S., C. A. Staicer, e B. Freedman. 1995. Aquatic vegetation of Nova Scotian lakes differing in acidity and trophic status. Aquatic Botany **51**: 181-196.
- Stevens, C. L., e C. L. Hurd. 1997. Boundary-layers around bladed aquatic macrophytes. Hydrobiologia **346**: 119-128.
- Strickland, J. D. H., e J. R. Parsons. 1960. A Manual of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa.
- Suguio, K. 1973. Introdução à sedimentologia. Edgard Blucher e Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Taylor, K. T., J. B. Grace, e B. D. Marx. 1997. The effects of herbivory on neighbor interactions along a coastal marsh gradient. American Journal of Botany **84**: 709-715.
- Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology **67**: 1167-1179.
- Ter Braak, C. J. F., e C. Prentice. 1988. A theory of gradient analysis. Advances in Ecological Research **18**: 271-317.
- Tukey, J. W. 1977. Exploratory data analysis. Addison-Wesley Publishing Company, Reading.
- Vestergaard, O., e K. Sand-Jensen. 2000. Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant distribution in Danish lakes. Aquatic Botany **67**: 85-107.
- Vince, S. W., e A. Snow. 1984. Plant zonation in an Alaskan salt marsh. I. Distribution, abundance, and environmental factors. Journal of Ecology **72**: 651-667.
- Ward, J., e J. Talbot. 1984. Distribution of aquatic macrophytes in Lake Alexandrina, New Zealand. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research **18**: 211-220.
- Warwick, N. W. M., e P. C. E. Bailey. 1997. The effect of increasing salinity on the growth and ion content of three non-halophytic wetland macrophytes. Aquatic Botany **58**: 73-88.

- White, P. S. 1979. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *The Botanical Review* **45**: 229-299.
- Wilson, J. B., M. W. King, M. T. Sykes, e T. R. Partridge. 1996. Vegetation zonation as related to the salt tolerance of species of brackish riverbanks. *Canadian Journal of Botany* **74**: 1079-1085.
- Wilson, S. D., e P. A. Keddy. 1986. Species competitive ability and position along natural stress/disturbance gradient. *Ecology* **67**: 1236-1242.

7. APÊNDICE

Tabela 1. Correlação *intra-set* entre as variáveis ambientais e os eixos da análise de correspondência canônica na análise das 14 e 11 espécies de macrófitas aquáticas.

Variável Ambiental	14 Espécies				11 Espécies			
	Verão		Inverno		Verão		Inverno	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Salinidade	0,962	0,134	0,977	0,012	0,938	0,211	0,393	-0,763
Nitrogênio Total - Água	0,468	-0,036	0,273	-0,25	0,595	-0,683	-0,063	-0,649
Coefficiente de Extinção K	0,254	0,261	0,229	0,083	0,259	0,020	0,265	-0,590
Velocidade de Corrente	-0,109	-0,344	-0,209	0,379	0,002	-0,102	0,204	0,263
Matéria Orgânica - Sedimento	0,150	-0,350	-0,165	0,684	-0,080	-0,083	0,437	0,576
Fração Areia - Sedimento	-0,271	-0,198	0,006	-0,447	-0,373	0,034	-0,395	-0,142
Nitrato	-0,180	-0,082	-0,182	-0,465	-0,135	0,211	-0,616	0,117
Temperatura	0,357	0,609	0,359	0,529	0,428	-0,239	0,515	0,170

Tabela 2. Correlação *inter-set* entre as variáveis ambientais e os eixos canônicos da análise de correspondência canônica na análise das 14 e 11 espécies de macrófitas aquáticas.

Variável Ambiental	14 Espécies				11 Espécies			
	Verão		Inverno		Verão		Inverno	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Salinidade	0,887	0,083	0,822	0,022	0,623	0,139	0,272	-0,560
Nitrogênio Total - Água	0,431	-0,023	0,233	-0,096	0,395	-0,450	-0,044	-0,476
Coefficiente de Extinção K	0,234	0,162	0,201	0,102	0,172	0,013	0,184	-0,433
Velocidade de Corrente	-0,101	-0,214	-0,183	0,257	0,002	-0,067	0,141	0,193
Matéria Orgânica - Sedimento	0,139	-0,217	-0,123	0,412	-0,053	-0,055	0,303	0,422
Fração Areia - Sedimento	-0,250	-0,123	0,024	-0,327	-0,247	0,022	-0,274	-0,104
Nitrato	-0,166	-0,051	-0,146	-0,375	-0,089	0,139	-0,426	0,086
Temperatura	0,329	0,378	0,293	0,354	0,284	-0,158	0,356	0,124

Tabela 3. Correlação entre as variáveis ambientais e os eixos da análise de correspondência canônica na análise das 14 e 11 espécies de macrófitas aquáticas.

Variável Ambiental	14 Espécies				11 Espécies			
	Verão		Inverno		Verão		Inverno	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Salinidade	0,960	-0,030	0,986	0,135	0,940	0,393	0,510	-0,828
Nitrogênio Total - Água	0,485	-0,220	0,230	-0,134	0,469	-0,677	-0,079	-0,693
Coefficiente de Extinção K	0,304	0,091	0,290	0,262	0,220	-0,089	0,322	-0,654
Velocidade de Corrente	-0,168	-0,241	-0,264	0,260	0,034	-0,148	0,037	0,288
Matéria Orgânica - Sedimento	0,253	-0,370	-0,076	0,623	-0,112	-0,061	0,339	0,513
Fração Areia - Sedimento	-0,305	-0,164	-0,058	-0,556	-0,284	-0,019	-0,358	-0,156
Nitrato	-0,298	-0,027	-0,255	-0,562	-0,182	0,179	-0,618	0,243
Temperatura	0,453	0,485	0,464	0,492	0,464	-0,213	0,419	-0,064

Tabela 4. Correlação entre as espécies de macrófitas aquáticas e os eixos da análise de correspondência canônica na análise das 14 e 11 espécies de macrófitas aquáticas.

Espécie	14 Espécies				11 Espécies			
	Verão		Inverno		Verão		Inverno	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
<i>C. procerum</i>	0,091	0,394	0,338	0,123				
<i>O. cubense</i>	-0,193	-0,231	-0,158	0,041	-0,234	0,033	-0,025	0,118
<i>E. densa</i>	-0,380	0,131	-0,332	-0,517	-0,375	-0,075	-0,596	0,156
<i>E. azurea</i>	-0,410	-0,393	-0,383	0,229	-0,470	-0,037	0,064	0,432
<i>E. crassipes</i>	-0,395	-0,152	-0,312	-0,085	-0,104	0,083	-0,168	0,152
<i>E. montana</i>	-0,107	-0,240	-0,135	0,246	-0,121	-0,290	0,146	0,149
<i>H. bonariensis</i>	-0,086	0,102	-0,165	-0,140	0,273	0,047	-0,212	-0,142
<i>L. minor</i>	-0,108	0,045	-0,169	0,262	0,124	0,023	0,139	0,226
<i>P. stratiotes</i>	-0,177	0,154	-0,162	0,036	0,236	-0,444	0,118	-0,250
<i>P. ferrugineum</i>	-0,194	0,030	-0,213	0,126	-0,103	-0,104	0,012	0,218
<i>S. molesta</i>	-0,469	0,116	-0,163	0,096	0,159	0,346	0,313	-0,121
<i>S. californicus</i>	-0,087	0,301	0,064	-0,138				
<i>S. alterniflora</i>	0,935	-0,134	0,668	-0,030				
<i>U. foliosa</i>	-0,074	0,089	-0,125	-0,009	0,261	0,017	-0,009	0,077

Capítulo 2

DISTRIBUIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RELAÇÃO A VARIÁVEIS AMBIENTAIS DA MORFOLOGIA DO CANAL E DA VEGETAÇÃO CILIAR

1. RESUMO

A vegetação ciliar e a morfologia de canal são reconhecidas como importantes fatores que controlam a distribuição das macrófitas aquáticas, entretanto, há poucos estudos em rios e riachos tropicais. A influência desses fatores na distribuição das macrófitas aquáticas foi estudada em três rios inseridos em diferentes paisagens na bacia do Itanhaém. No estuário do rio Itanhaém, a ocorrência de macrófitas aquáticas emergentes foi correlacionada com o sombreamento das árvores de mangue e a declividade da área litorânea. No rio Preto com uma densa floresta tropical ciliar, a ocorrência de macrófitas aquáticas foi correlacionada com a disponibilidade de luz e a presença de troncos e ramos de árvores ao longo do canal do rio em contato com a superfície, que funcionavam como substrato de fixação de macrófitas aquáticas enraizadas com folhas flutuantes ou área de ancoragem para as macrófitas flutuantes livres. No rio Aguapeú com uma vegetação ciliar rala e uma área litorânea com alta declividade, a ocorrência de macrófitas foi associada com a disponibilidade de luz. A disponibilidade de luz, a declividade da zona litorânea e a presença de troncos na margem foram importantes fatores para a presença de macrófitas aquáticas nos rios estudados.

PALAVRAS-CHAVE: Sombreamento, declividade, velocidade de corrente, Bacia do Itanhaém

2. INTRODUÇÃO

Pesquisas que visam estudar a relação entre a vegetação ciliar e a comunidade de macrófitas aquáticas são raros e recentes (Mackay *et al.* 2003, Fritz *et al.* 2004) quando comparados com outras comunidades como peixes, anfíbios, aves, mamíferos, e insetos (Hill e Knight 1988, Hill *et al.* 1995, Barrella *et al.* 2000, Klapproth e Johnson 2000, Marinho-Filho e Gastal 2000, Brown 2000, Silva e Vielliard 2000). O sombreamento das margens é o efeito mais reconhecido da vegetação ciliar sobre as macrófitas aquáticas (Dawson e Haslam 1983), porém há poucos trabalhos que estudaram esta influência nos diversos ecossistemas aquáticos.

A velocidade de corrente é outra variável ambiental tradicionalmente associada à distribuição das macrófitas aquáticas em ambientes lóticos (French e Chambers 1996), enquanto que a morfologia é uma característica geralmente associada à distribuição de macrófitas em ambientes lênticos (Dubay e Simmons 1979, Duarte e Kalff 1986, Machena 1988, Duarte e Kalff 1990, Srivastava *et al.* 1995, Andersson 2001). No entanto, Hynes (1970) já destacava a importância da morfologia do canal em rios, afirmando que as macrófitas aquáticas tendem a se desenvolver em zonas de deposição de sedimentos com menor declividade e velocidade de corrente, evitando as zonas de erosão com alta declividade e maior velocidade de corrente. Embora a morfologia de canal, a velocidade de corrente e a vegetação ciliar sejam fatores importantes para determinar a distribuição de macrófitas, pouco se sabe sobre como elas interagem entre si. Geralmente, o efeito do sombreamento (Mackay *et al.* 2003, Fritz *et al.* 2004) é estudado isoladamente do efeito da morfologia de canal (Hynes 1970) e da velocidade de corrente (French e Chambers 1996), impedindo dessa forma a detecção da influência conjunta dessas variáveis. O objetivo deste trabalho foi estudar a relação entre a vegetação ciliar, a morfologia de canal e a velocidade de corrente na distribuição das macrófitas aquáticas em três rios da bacia do Itanhaém.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A bacia do rio Itanhaém se localiza no litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil (23°50' - 24°15' S; 46°5' - 47°00' W) (Fig. 1). De acordo com Ponçano *et al.* (1981), três unidades geomorfológicas podem ser reconhecidas na bacia: (I) região alta e escarpada em uma área montanhosa (700-800 m) em terrenos Pré-cambrianos com alta declividade (>30 %), alta densidade de drenagem e alta velocidade de corrente, coberto pela Mata Atlântica; (II) região de planície costeira com terraços marinhos em terrenos Holocenos, Pleistocenos ou Quaternários, baixa densidade de drenagem com rios meandríticos e baixa velocidade de corrente, coberto por Mata Atlântica ou restinga; (III) região de planície marinha próximo ao nível do mar em terrenos Holocenos, com baixa densidade de drenagem, baixa velocidade de corrente e coberto por restinga ou vegetação de mangue. A área montanhosa fica distante da linha da costa permitindo a formação de uma planície costeira extensa. A precipitação média anual varia entre 1500 mm e 2000 mm. A temperatura média anual é maior que 20°C. De acordo com o sistema de Köppen, o clima na região de planície é classificado como Af, clima tropical úmido sem estação seca, e em direção à região montanhosa o clima é Cfa, ameno de média latitude sem estação seca e com verão quente.

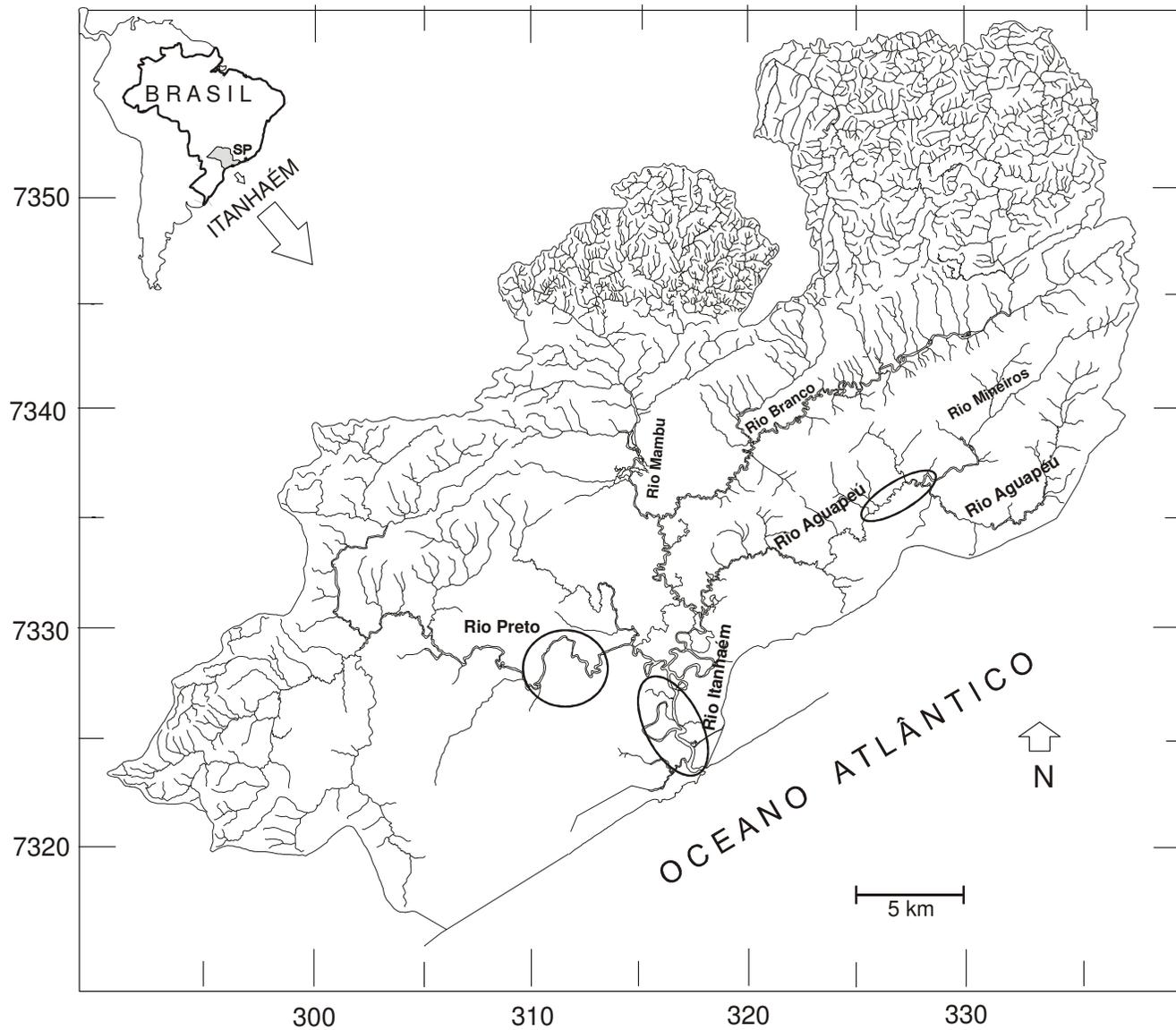


Figura 1. Mapa da área de estudo. As elipses indicam os trechos dos rios estudados: rio Itanhaém, rio Preto e rio Aguaçu. Coordenadas reais em UTM.

Os três trechos de rio escolhidos para o estudo se localizam na região de planície costeira e de planície marinha e são indicados na Fig. 1. O trecho do rio Itanhaém possui vegetação ciliar formada por árvores de mangue (*Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*). O trecho do rio Preto possui uma densa floresta ciliar com árvores que se projetam sobre o canal do rio produzindo um sombreamento na margem. O trecho do rio Aguapeú possui uma mata ciliar rala com poucas árvores e formada principalmente por plantas herbáceas ou arbustivas.

3.2 Amostragem

A amostragem foi realizada em três níveis. No primeiro nível, se dividiu o trecho de rio estudado em subtrechos de 500 m, que por sua vez foram subdivididos em seções de 50 m (segundo nível), que por último foram subdivididas em subseções de 10m (terceiro nível). No rio Itanhaém e no rio Preto, em cada subtrecho de 500 m, foram sorteadas duas seções de 50 m; em cada uma dessas seções, foi sorteada uma subseção de amostragem de 10 m. No rio Aguapeú, ao invés de sortear duas seções de 50 m, três seções foram sorteadas. Para cada trecho do rio Itanhaém, Preto e Aguapeú foram sorteados aproximadamente 40 unidades amostrais, que corresponderam a subseções de 10 m.

Em cada unidade amostral, foi anotada a presença ou ausência de macrófitas aquáticas, as espécies, a largura de canal, a velocidade de corrente, a declividade da margem e a taxa de sombreamento. A largura de canal foi medida com trena (<20 m) ou com medidor de distância a laser Bushnell Rangefinder Yardage Pro 500 (>20 m). A velocidade de corrente foi medida por um fluxômetro General Oceanics 2030R6 com rotor de alta resolução para medidas em baixa velocidade (6-100 cm s⁻¹). A declividade da margem foi calculada a partir de medidas de profundidade a 1, 2 e 3 m da margem tomadas através de uma régua graduada em 1 cm. A taxa de sombreamento foi calculada pela

diferença de radiação luminosa que atingia a superfície da água na região litorânea e no centro do canal:

$$TS = 1 - \frac{R_B}{R_C}$$

onde TS = taxa de sombreamento, varia entre 0 e 1.

R_B = radiação incidente na região litorânea,

R_C = radiação incidente no centro do canal do rio.

TS é proporção de luz que deixa de atingir o banco de macrófita, devido ao sombreamento, em relação à intensidade luminosa máxima, no centro do canal. Quanto maior o TS , maior o sombreamento na região litorânea. R_B e R_C foram medidos através de um radiômetro Li-Cor Quantum LI-192SA calibrado para leitura no ar.

No rio Preto, anotou-se a presença de troncos ou galhos de árvores caídos na margem ou de árvores que cresceram horizontalmente ao longo da superfície da água. Esta variável não foi medida nos rios Itanhaém ou Aguapeú, pois estes rios não apresentavam troncos ou árvores crescendo ao longo da superfície da água.

3.3 Análise de Dados

Os dados de presença e ausência das macrófitas aquáticas foram associados com as variáveis ambientais - largura do rio, velocidade de corrente, declividade da margem, taxa de sombreamento e presença de tronco ou galho na margem (esta última variável apenas para o rio Preto) - através de uma análise discriminante para cada um dos trechos de rio estudado (Johnson e Wichern 1992, Manly 1994).

4. RESULTADOS

4.1 Trecho do Rio Itanhaém

As macrófitas aquáticas que ocorreram no rio Itanhaém foram todas emersas: *Spartina alterniflora*, *Crinum procerum* e *Scirpus californicus*. As seções com macrófita aquática foram caracterizadas por possuírem predominantemente uma baixa taxa de sombreamento e uma baixa declividade na margem (Fig. 2), indicando que uma alta luminosidade combinada com um ambiente raso são importantes para o desenvolvimento de bancos de macrófitas aquáticas emersas. Verifica-se que não houve desenvolvimento de macrófitas aquáticas em trechos com declividade acima de 0,3. A maioria dos bancos de macrófitas foi encontrada em trechos com baixo sombreamento, mas alguns poucos bancos foram encontrados em locais com sombreamento médio a alto. Por outro lado, as seções sem macrófita foram caracterizadas por possuírem uma taxa de sombreamento média à alta e uma baixa declividade (Fig. 2), ou seja, o sombreamento foi o principal fator responsável pela ausência das macrófitas e, secundariamente, a alta declividade.

Os histogramas da velocidade de corrente e largura de canal apresentaram padrões semelhantes de distribuição das frequências entre as seções com e sem macrófita (Fig. 2), indicando que estas variáveis não foram importantes para determinar a presença das macrófitas aquáticas.

Análise discriminante foi utilizada para associar a presença ou ausência das macrófitas aquáticas com a morfologia de canal, a velocidade de corrente e o sombreamento pela mata ciliar. A análise discriminante calcula uma função que otimiza a separação dos pontos amostrados em dois grupos, com e sem macrófita e, a partir do estudo desta função, pode-se determinar as variáveis ambientais que mais contribuem para a ocorrência das macrófitas.

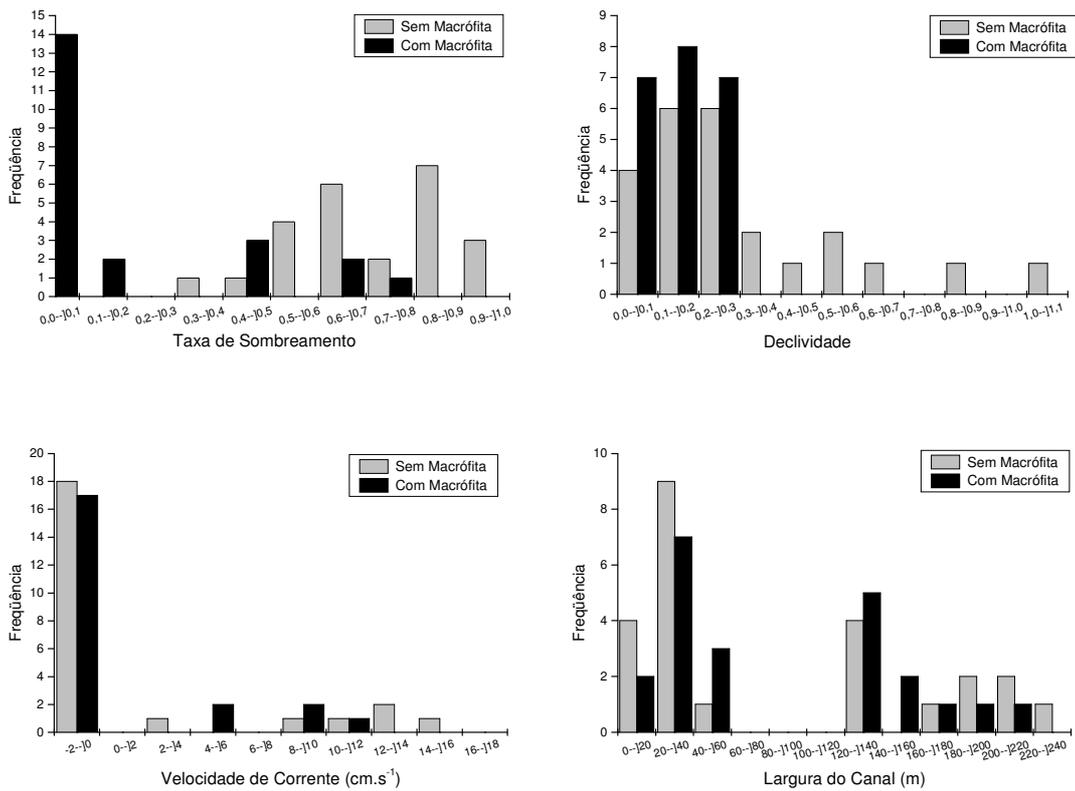


Figura 2. Histogramas da taxa de sombreamento, declividade da margem, velocidade de corrente e largura de canal nos pontos com e sem macrófita aquática no trecho do rio Itanhaém.

A análise discriminante dos dados de presença e ausência de macrófitas aquáticas no rio Itanhaém em relação às variáveis ambientais foi altamente significativa ($p < 0,001$; aproximação $F_{(4;41)} = 23,9$). As variáveis ambientais associadas à presença das macrófitas foram taxa de sombreamento e declividade. A taxa de sombreamento contribuiu com peso maior que a declividade para a separação dos pontos, como pode ser visto na Tab. 1, pelo maior valor de F . A largura do canal e a velocidade de corrente não influenciaram significativamente a ocorrência das macrófitas ($p > 0,05$). Este resultado pode ser verificado na Fig. 2, onde se observa que as distribuições dos trechos com e sem macrófitas aquáticas não diferiram significativamente entre si para as variáveis largura de canal e velocidade de corrente.

Tabela 1. Significância das variáveis ambientais na função discriminante.

Variável Ambiental	Significância	
	$F_{(1;41)}$	p
Largura de Canal	0,1	0,73
Declividade	6,7	0,01
Taxa de Sombreamento	76,7	<0,001
Velocidade de Corrente	1,7	0,20

O resultado gráfico da análise discriminante é apresentado na Fig. 3. Observa-se no histograma que os pontos sem macrófita aquática se localizam mais à esquerda do gráfico na região com maior sombreamento e/ou maior declividade. Os pontos com macrófita se localizam mais à direita na região de menor sombreamento e/ou menor declividade. No entanto, há uma área central no gráfico de sobreposição dos pontos com e sem macrófita, que representa uma situação intermediária. Esta área pode ser interpretada com auxílio do gráfico da Fig. 2, onde há pontos com macrófita em áreas com alto sombreamento (0,6 a 0,8), no entanto esta situação é pouco comum. Entretanto, há também pontos sem macrófita em áreas com baixa declividade (entre 0,0 e 0,3).

A função discriminante calculada previu corretamente a ocorrência de macrófitas aquáticas em 91% dos pontos amostrados, indicando que o sombreamento da mata ciliar e a declividade da margem são variáveis bastante fortes para prever a ocorrência de *S. alterniflora*, *C. procerum* e *S. californicus* no rio Itanhaém.

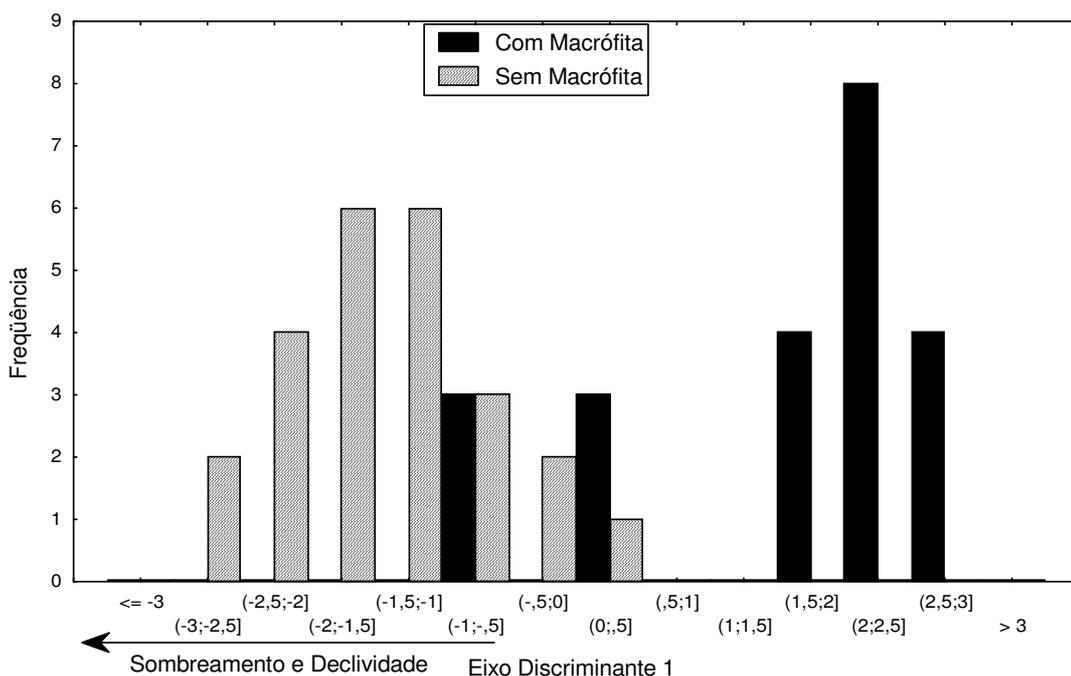


Figura 3. Histograma das seções amostradas com e sem macrófita aquática plotadas em relação à função discriminante. A seta indica o sentido de aumento da taxa de sombreamento e da declividade da margem.

No rio Itanhaém, o sombreamento e a declividade explicaram a ocorrência das macrófitas aquáticas emersas - *S. alterniflora*, *C. procerum* e *S. californicus*. Uma das estratégias adotadas pelas plantas foi colonizar áreas litorâneas rasas, com baixa densidade da floresta de mangue, onde a intensidade luminosa é maior (Fig. 2), enquanto que a alta taxa de sombreamento em trechos de floresta densa limitou a colonização de algumas áreas litorâneas rasas (Fig. 2). Outra estratégia adotada pelas macrófitas foi ocupar áreas de sedimentação no canal do rio que possuíam uma baixa declividade e se estendiam em direção ao centro do canal evitando o sombreamento da floresta, permitindo, assim, a colonização por macrófitas aquáticas (Fig. 2).

4.2 Trecho do Rio Preto

As macrófitas aquáticas que ocorreram no rio Preto foram (a) submersas enraizadas: *Egeria densa*, *Eichhornia azurea* (forma jovem); (b) submersas enraizadas com folhas flutuantes: *Nymphaea rudgeana*; (c) flutuantes livres: *Salvinia molesta*, *Eichhornia crassipes*, *Limnobium laevigatum*, (d) flutuantes enraizadas: *Eichhornia azurea* (forma adulta); (e) enraizadas emersas: *Crinum procerum*, *Cyperus giganteus*, *Polygonum ferrugineum*, *Scirpus californicus*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Echinochloa polystachya*, *Hymenachne donacifolia*, *Panicum repens*, e *Rhynchospora* sp.

As macrófitas aquáticas ocorreram geralmente em seções do rio com baixa taxa de sombreamento e declividade, e na presença de troncos ou galhos na margem (Fig. 4). A velocidade de corrente e a largura de canal não foram muito diferentes entre os trechos com e sem macrófita (Fig. 4).

A análise discriminante dos dados de presença e ausência de macrófitas aquáticas no rio Preto em relação às variáveis ambientais foi altamente significativa ($p < 0,001$; aproximação $F_{(5;46)} = 10,5$). A função discriminante calculada previu corretamente a ocorrência das macrófitas aquáticas em 87% dos pontos amostrados. A ausência de macrófitas aquáticas foi associada a um alto sombreamento e à inexistência de tronco na margem, enquanto que a presença de macrófitas foi associada a um baixo sombreamento e à existência de tronco (Fig. 5). A taxa de sombreamento contribuiu com maior peso que a presença de tronco para determinar a ocorrência de macrófitas aquáticas como pode ser visto na Tab. 2 pelo maior valor de F da taxa de sombreamento. A largura de canal, a velocidade de corrente e a declividade não influenciaram significativamente a presença de macrófitas aquáticas ($p > 0,05$).

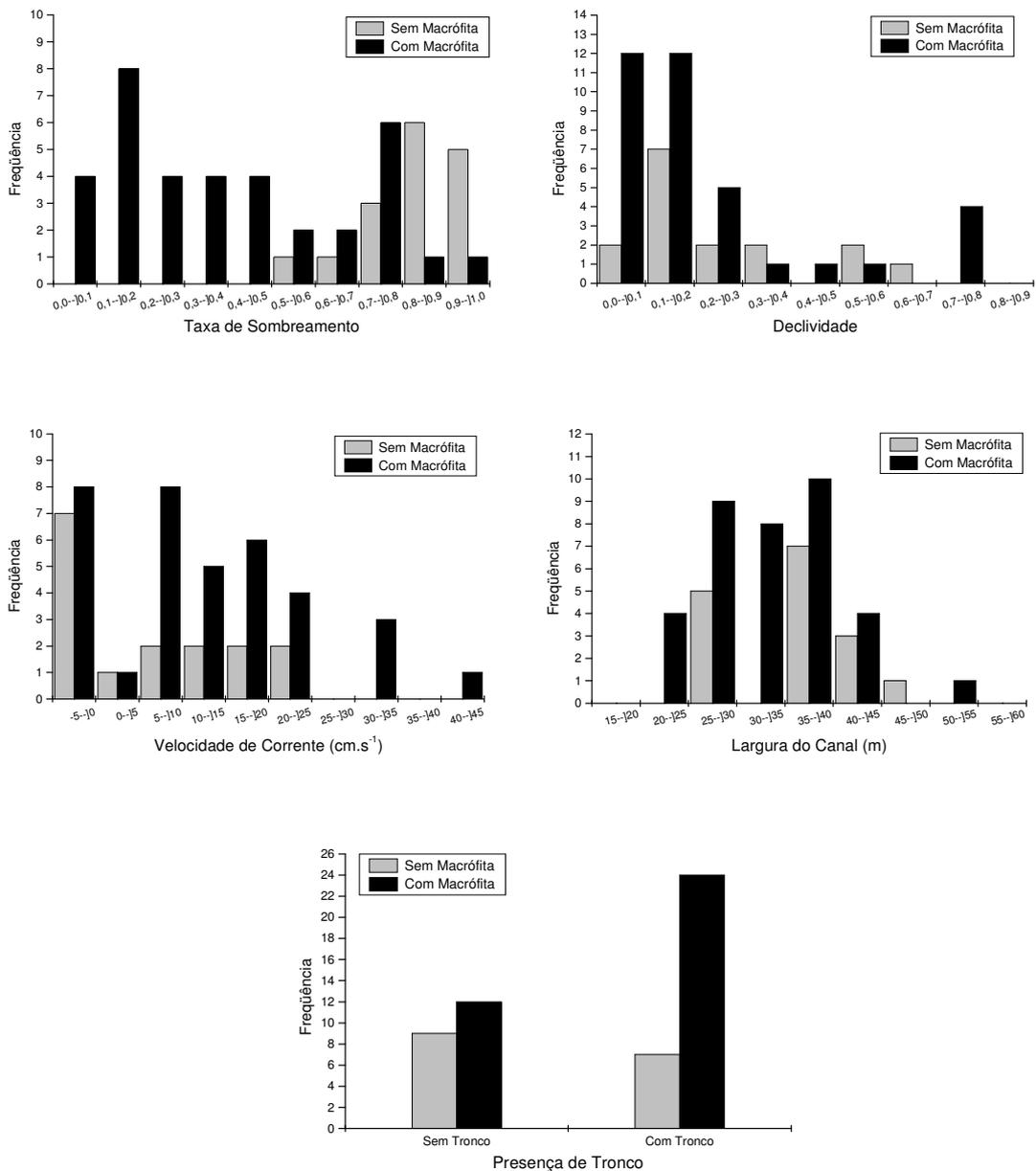


Figura 4. Histogramas da taxa de sombreamento, declividade da margem, velocidade de corrente, largura de canal e presença de troncos ou galhos nos pontos com e sem macrófita aquática no trecho do rio Preto.

No rio Preto, a ocorrência das macrófitas aquáticas foi explicada principalmente pelo sombreamento e pela presença de troncos e galhos, e secundariamente pela declividade (Tab. 2). A vegetação ciliar é constituída por uma mata de galeria densa que se estende por

sobre o canal do rio. Nestas condições, se cria um sombreamento nas margens do rio e as macrófitas aquáticas só se desenvolvem em trechos onde há brechas na mata que permitem a passagem de luz, mesmo que parcialmente em alguns casos. *Eichhornia azurea* se desenvolvem nestas áreas iluminadas e servem de suporte para macrófitas aquáticas flutuantes como *S. molesta*, *P. stratiotes* e *E. crassipes*. Em trechos mais iluminados e com menor declividade, há o desenvolvimento de macrófitas submersas enraizadas como *E. densa* ou *E. azurea* na forma jovem. É comum encontrar troncos de árvores caídos na calha do rio, árvores crescendo horizontalmente acompanhando a superfície da água, e ramos laterais se desenvolvendo por sobre a superfície da água adentrando o rio. Estes troncos e galhos, vivos ou mortos, servem de suporte para fixação das macrófitas aquáticas flutuantes enraizadas como *E. azurea* e de ancoradouro para macrófitas flutuantes livres como *S. molesta*, *P. stratiotes* e *E. crassipes*, permitindo que elas cresçam em locais mais iluminados mais ao centro do canal do rio.

Tabela 2. Significância das variáveis ambientais na função discriminante.

Variável Ambiental	Significância	
	$F_{(1;46)}$	p
Largura do Canal	0,13	0,72
Declividade	30,43	0,07
Taxa de Sombreamento	420,31	<0,0001
Velocidade de Corrente	0,11	0,73
Presença de Tronco	50,55	0,02

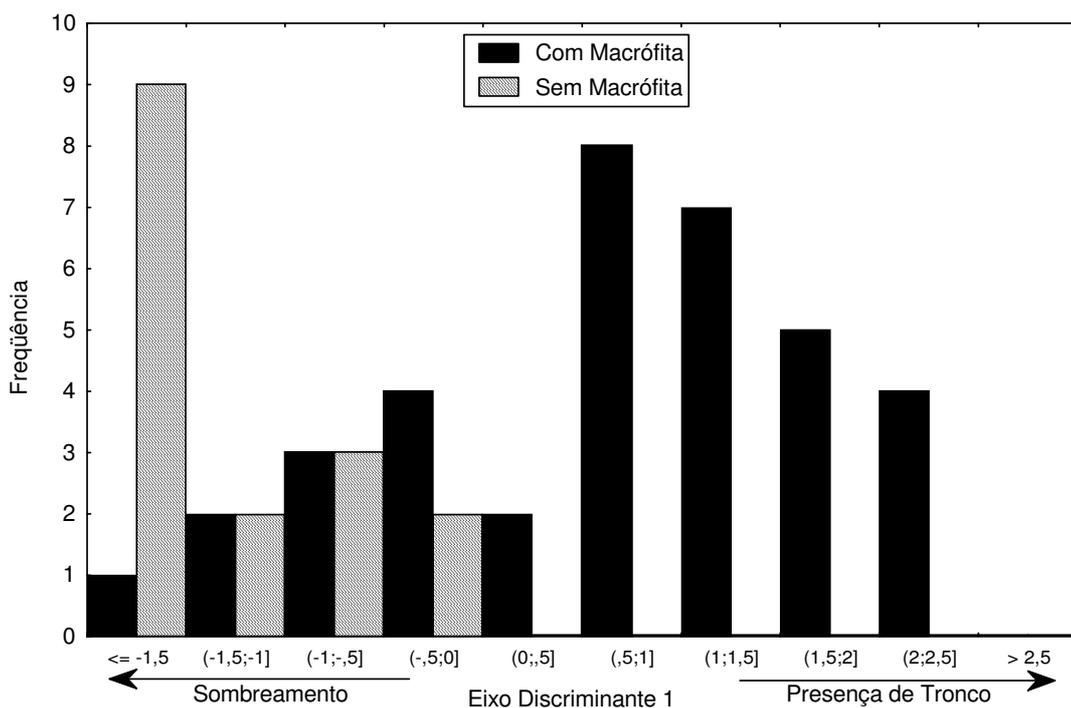


Figura 5. Histograma das seções amostradas com e sem macrófita aquática plotadas em relação à função discriminante. A seta indica o sentido de aumento da taxa de sombreamento e da presença de tronco.

4.3 Trecho do Rio Aguapeú

As macrófitas aquáticas que ocorreram no trecho do rio Aguapeú foram: (a) submersa livre: *Utricularia foliosa*; (b) flutuantes livres: *Salvinia molesta*, *Eichhornia crassipes*, *Limnobium leviagatum*; (c) flutuantes enraizadas: *Eichhornia azurea*, *Hydrocotyle bonariensis*; (d) enraizadas emersas: *Cyperus giganteus*, *Polygonum ferrugineum*, *Polygonum acuminatum*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Echinochloa polystachya*, *Hymenachne donacifolia*, *Panicum pilosum*, e *Rhynchospora* sp.

Verifica-se que há baixa frequência de seções sem macrófita aquática. As seções sem macrófita ocorreram geralmente em trechos do rio Aguapeú com alto sombreamento ($>0,7$), Fig. 6, enquanto que a maioria das seções com macrófita ocorreu em trechos do rio praticamente sem sombreamento ($<0,1$). A separação entre seções com e sem macrófita em

relação às classes de declividade, velocidade de corrente e largura de canal não foi tão distinta como a separação das seções com e sem macrófitas em relação à taxa de sombreamento, Fig. 6.

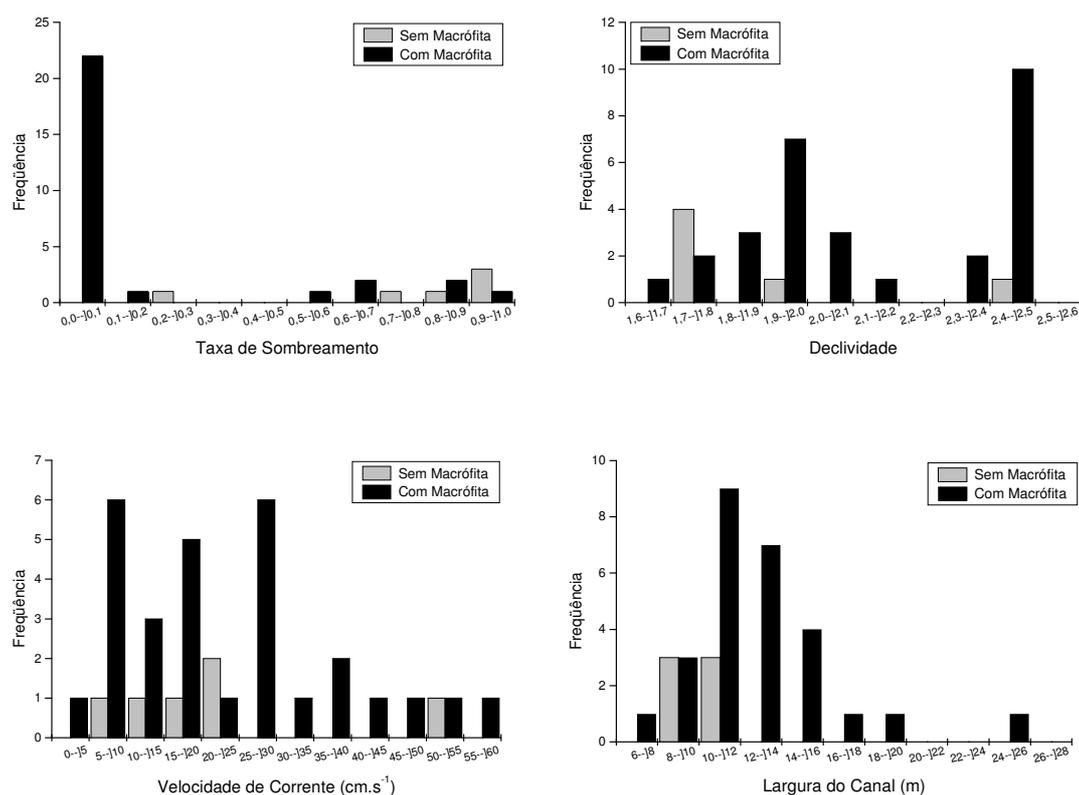


Figura 6. Histogramas da taxa de sombreamento, declividade da margem, velocidade de corrente e largura de canal nos pontos com e sem macrófita aquática no trecho do rio Aguapeú.

A análise discriminante dos dados de presença e ausência de macrófitas aquáticas no rio Aguapeú em relação às variáveis ambientais foi significativa ($p < 0,01$; aproximação $F_{(4;30)} = 5,1$). A única variável ambiental associada à presença das macrófitas foi a taxa de sombreamento, $F=110,95$, $p < 0,01$ (Tab. 3 e Fig. 7). A função discriminante foi capaz de prever corretamente a ocorrência de macrófitas aquáticas em 89% das seções amostradas.

Tabela 3. Significância das variáveis ambientais na função discriminante.

Variável Ambiental	Significância	
	$F_{(1;30)}$	p
Largura do Canal	0,07	0,78
Declividade	0,64	0,42
Taxa de Sombreamento	110,95	<0,01
Velocidade de Corrente	0,71	0,40

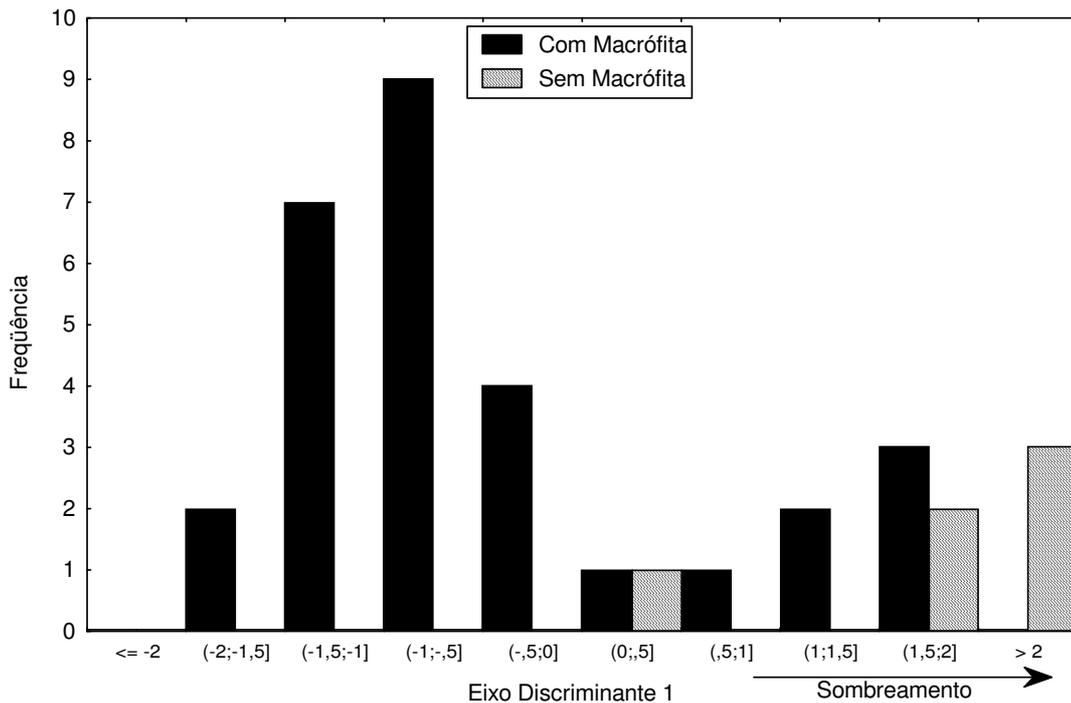


Figura 7. Histograma das seções amostradas com e sem macrófita aquática plotadas em relação à função discriminante. A seta indica o sentido de aumento da taxa de sombreamento.

No rio Aguapeú, a paisagem é composta por uma vegetação ciliar formada basicamente por plantas herbáceas ou arbustivas. Nestas condições, as macrófitas aquáticas ocorrem por quase toda a extensão da margem, sendo apenas limitada em alguns poucos trechos pela vegetação arbórea que propiciou um maior sombreamento (Fig. 6). A declividade muito acentuada (Fig. 6) na margem limita a ocorrência de macrófitas aquáticas submersas enraizadas. No entanto, estas características facilitam o desenvolvimento de macrófitas flutuantes enraizadas como *E. azurea* que formam extensos bancos crescendo

fixados à margem do rio por um lado, e adentrando em direção ao centro do canal por outro. Ela se torna facilmente um suporte para outras espécies de macrófitas flutuantes livres como *S. molesta*, *E. crassipes*, *L. leviagatum* e *P. stratiotes* ou suporte para macrófita submersa livre como *U. foliosa*. As macrófitas aquáticas emersas encontradas neste trecho do rio Aguapeú (*Cyperus giganteus*, *Polygonum ferrugineum*, *Polygonum acuminatum*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Echinochloa polystachya*, *Hymenachne donacifolia*, *Panicum pilosum*, e *Rhynchospora* sp.) também funcionaram como suporte para ancoragem de outras espécies, mas numa extensão muito menor, pois a dimensão do banco de macrófita foi limitada a uma borda estreita que acompanhava a margem. Na situação descrita, a declividade tem pouca influência na ocorrência das macrófitas aquáticas (flutuantes enraizadas, flutuantes livres, submersas livres e emersas) e o sombreamento foi o principal fator que determinou a sua distribuição.

5. DISCUSSÃO

Existem poucos trabalhos que levam em consideração a influência da vegetação ciliar e da morfologia de canal na comunidade de macrófitas aquáticas em rios (Mackay *et al.* 2003, Fritz *et al.* 2004), apesar de sua reconhecida importância (Hynes 1970). Há apenas alguns trabalhos que estudaram a influência da vegetação ciliar na produtividade primária e no crescimento de perifiton (Hill e Knight 1988, Hill *et al.* 1995, Mosisch *et al.* 2001). A declividade tem sido mais estudada na distribuição de macrófitas aquáticas em pântanos salgados (Bertness e Ellison 1987) e em lagos (Dubay e Simmons 1979, Duarte e Kalff 1986, Machena 1988, Duarte e Kalff 1990, Srivastava *et al.* 1995, Andersson 2001).

Os resultados do presente trabalho mostraram que, em trechos com alto sombreamento (>0,5), há uma ausência de macrófitas aquáticas, sendo que a luminosidade foi a única variável ambiental significativa nos três rios estudados. As altas taxas de

sombreamento em trechos da floresta de mangue no rio Itanhaém, da floresta ciliar no rio Preto e de alguns poucos trechos com vegetação arbórea no rio Aguapeú limitaram a colonização por macrófitas nas áreas litorâneas. Este padrão também foi encontrado por Mackay *et al.* (2003) que verificaram que as macrófitas aquáticas submersas *Myriophyllum verucosum*, *Vallisneria nana* e *Potamogeton crispus* ocorreram em locais com baixo sombreamento da vegetação ciliar. Mesmo quando o sombreamento não impede a presença das macrófitas aquáticas, a biomassa pode ser bastante reduzida como verificado em *Justicia americana* por Fritz *et al.* (2004). Essa interação biológica na qual a vegetação ciliar exerce um efeito negativo sobre as macrófitas aquáticas através do sombreamento, e as macrófitas aquáticas são neutras para a vegetação ciliar é conceituada como competição unilateral (Tokeshi 1999) ou amensalismo (Begon *et al.* 1996).

O sombreamento foi a variável ambiental mais importante para se determinar a ocorrência de macrófitas aquáticas no rio Preto, onde a vegetação ciliar densa foi constituída por uma mata de galeria que se estendeu por sobre o canal do rio. Nesta condição, a disponibilidade de luz é um fator fundamental para a sobrevivência das macrófitas. Se por um lado, a floresta ciliar densa do rio Preto dificulta a colonização da zona litorânea por macrófitas aquáticas, por outro lado, esta mesma floresta ciliar pode compensar o sombreamento nas margens através de pontos de fixação fornecidos por troncos e galhos, que crescem horizontalmente ao longo da superfície da água adentrando o rio. Esses pontos funcionam como uma base avançada para fixação das macrófitas aquáticas flutuantes enraizadas como *E. azurea* e macrófitas flutuantes livres com *S. molesta*, *P. stratiotes* e *E. crassipes*, que podem deste modo evitar o sombreamento na margem. Esta interação entre as macrófitas aquáticas com a floresta ciliar pode ser caracterizada como comensalismo (Begon *et al.* 1996), onde as macrófitas se beneficiam do suporte dado pela vegetação ciliar, enquanto que elas são neutras para as plantas suportes.

A morfologia de canal é outra variável ambiental importante para se determinar a distribuição das macrófitas aquáticas. No rio Itanhaém, a declividade foi uma das variáveis que explicou a ocorrência das macrófitas emersas que colonizaram as áreas litorâneas rasas com baixa densidade da floresta de mangue, onde a intensidade luminosa é maior. Por sua vez, os bancos de macrófita formados também passam a alterar o ambiente, diminuindo a velocidade de corrente, aumentando a deposição e enriquecendo o sedimento (Schulz *et al.* 2003), facilitando ainda mais a colonização. Outra estratégia adotada pelas macrófitas foi ocupar áreas de sedimentação com baixa declividade, que se estendiam em direção ao centro do canal do rio, evitando, desta forma, o sombreamento da floresta. Estas áreas, apesar de serem resultantes do processo de deposição sedimentar, também devem contar com o efeito de estabilização propiciado pelas próprias macrófitas (Schulz *et al.* 2003). No rio Preto, a declividade não foi significativa para a ocorrência das macrófitas aquáticas. Este resultado se deve provavelmente à vegetação ciliar densa constituída por uma mata de galeria que se estende por sobre o canal do rio. Nestas condições, as áreas litorâneas, além de rasas, devem possuir também uma luminosidade mínima para o desenvolvimento das plantas. No rio Aguapeú, a declividade não foi importante para a ocorrência das macrófitas aquáticas presentes. No trecho estudado, o rio possuiu altíssimas declividades na margem (1,6 a 2,5). Nesta situação, a zona litorânea passa a ser muito estreita, sendo ocupada por poaceas e ciperaceas, que podem colonizar também áreas menos úmidas da margem, ou por macrófitas flutuantes enraizadas (*E. azurea*) ou flutuantes livres (*S. molesta*, *E. crassipes*), ou por macrófitas submersas livres (*U. foliosa*), ou ainda por macrófitas epífitas (*O. cubensis*) que crescem por sobre as outras macrófitas, se aproveitando do suporte dado por elas. Não obstante, a alta declividade associada a uma grande profundidade são importantes para explicar a ausência de macrófitas aquáticas submersas enraizadas como *E. densa*, que necessitam de uma zona litorânea mais ampla para fixação. Apesar da

morfologia de canal ser importante para as macrófitas aquáticas em rios (Hynes 1970), a maioria dos trabalhos que levam em consideração esta variável foi realizado em lagos (Dubay e Simmons 1979, Duarte e Kalff 1986, Machena 1988, Duarte e Kalff 1990, Srivastava *et al.* 1995, Andersson 2001). Nesses estudos, uma menor declividade da margem facilitou o estabelecimento das macrófitas aquáticas, pois, além de uma maior área disponível para colonização, o sedimento era mais rico e o local mais protegido de ondas. Entre as poucas referências sobre a influência da morfologia de canal no estabelecimento de macrófitas aquáticas em rios, pode-se citar Hynes (1970), que descreve o processo de colonização por macrófitas submersas em áreas mais protegidas, com menor profundidade e declividade.

É importante destacar que há uma interação entre as variáveis ambientais estudadas como, por exemplo, entre a declividade e o sombreamento. Analisando-se apenas a declividade, seria de se esperar a colonização de macrófitas aquáticas nas regiões litorâneas rasas, no entanto, esta colonização ocorreu apenas quando a taxa de sombreamento foi baixa. A interação também ocorre entre as variáveis presença de tronco, declividade e sombreamento no rio Preto. Mesmo em áreas litorâneas onde a declividade e/ou o sombreamento são altos, se houver a presença de árvores crescendo horizontalmente sob a lâmina de água, as macrófitas aquáticas podem se fixar e desenvolver-se em um ambiente mais ao centro do canal do rio onde a luminosidade é maior. Destaca-se a importância de se estudar, simultaneamente, os fatores ambientais controladores da ocorrência de macrófitas aquáticas para detectar o seu efeito conjunto quando existir.

A vegetação ciliar tem um papel fundamental na distribuição das macrófitas aquáticas numa escala espacial local, levando a uma distribuição agregada das espécies em bancos, ao longo das margens. O conhecimento da influência da vegetação ciliar na distribuição das macrófitas aquáticas está ainda se iniciando, se comparado com o

conhecimento que se tem da sua importância para outras comunidades como a de peixes. Tradicionalmente se tem destacado a questão do sombreamento da vegetação ciliar na diminuição da abundância das macrófitas aquáticas, mas em nosso estudo verificou-se que a vegetação ciliar também propicia, em alguns rios, a formação de novos habitats para a colonização por macrófitas.

6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- Andersson, A. 2001. Macrophyte development and habitat characteristics in Sweden's large lakes. *Ambio* **30**: 503-513.
- Barrella, W., M. Petrere Jr., W. S. Smith, e L. F. A. Montag. 2000. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. Páginas 187-208 *in* R. R. Rodrigues, e H. F. Leitão-Filho, editores. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Begon, M., J. L. Harper, e C. R. Townsend. 1996. *Ecology: Individuals, populations and communities*. Blackwell Science, Oxford.
- Bertness, M. D., e A. M. Ellison. 1987. Determinants of pattern in a New England salt marsh plant community. *Ecological Monographs* **57**:129-147
- Brown, K. S. 2000. Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade da matas ciliares. Páginas 223-232 *in* R. R. Rodrigues, e H. F. Leitão-Filho, editores. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Dawson, F. H., e S. M. Haslam. 1983. The management of river vegetation with particular reference to shading effects of marginal vegetation. *Landscape Planning* **10**: 147-169.
- Duarte, C. M., e J. Kalff. 1986. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnology and Oceanography* **31**: 1072-1080.
- Duarte, C. M., e J. Kalff. 1990. Patterns in the submerged macrophyte biomass of lake and the importance of the scale of analysis in the interpretation. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science* **47**: 356-363.

- Dubay, C. I., e G. M. Simmons Jr. 1979. The contribution of macrophyte to the metalimnetic oxygen maximum in a montane, oligotrophic lake. *American Midland Naturalist* **101**: 108-117.
- French, T. D., e P. A. Chambers. 1996. Habitat partitioning in riverine macrophyte communities. *Freshwater Biology* **36**: 509-520.
- Fritz, K. M., M. A. Evans, e J. W. Feminella. 2004. Factors affecting biomass allocation in the riverine macrophyte *Justicia americana*. *Aquatic Botany* **78**: 279-288.
- Hill, W. R., e A. W. Knight. 1988. Nutrient and light limitation in a stream ecosystem. *Journal of Phycology* **24**: 125-132.
- Hill, W. R., M. G. Ryon, e E. M. Schilling. 1995. Light limitation in a stream ecosystem: responses by primary producers and consumers. *Ecology* **76**: 1297-1309.
- Hynes, H. B. N. 1970. *The ecology of running waters*. Liverpool University Press, Liverpool.
- Johnson, R. A., e D. W. Wichern. 1992. *Applied multivariate statistical analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Klapproth, J. C., e J. E. Johnson. 2000. Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on plant and animal communities. Publication 420-152: 16pp. Virginia Cooperative Extension, Blacksburg, Virginia, USA.
- Machena, C. 1988. Zonation of submerged macrophyte vegetation in Lake Kariba, Zimbabwe and its ecological interpretation. *Vegetatio* **73**: 111-119.
- Mackay, S. J., A. H. Arthington, M. J. Kennard, e B. J. Pusey. 2003. Spatial variation in the distribution and abundance of submersed macrophytes in an Australian subtropical river. *Aquatic Botany* **77**: 169-186.
- Manly, B. F. J. 1994. *Multivariate statistical methods*. Chapman Hall, London.
- Marinho-Filho, J., e M. L. Gastal. 2000. Mamíferos das matas ciliares dos cerrados do Brasil Central. Páginas 209-222 in R. R. Rodrigues, e H. F. Leitão-Filho, editores. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Mosisch, T. D., S. E. Bunn, e P. M. Davies. 2001. The relative importance of shading and nutrients on algal production in subtropical streams. *Freshwater Biology* **46**: 1269-1278.

- Ponçano, W. L., C. D. R. Carneiro, C. A. Bistrichi, F. F. M. de Almeida, e F. P. Prandini. 1981. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo.
- Schulz, M., H. Kozerski, T. Pluntke, e K. Rinke. 2003. The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient in the lower River Spree (Germany). *Water Research* **37**: 569-578.
- Silva, W. R., e J. Vielliard. 2000. Avifauna de mata ciliar. Páginas 169-185 *in* R. R. Rodrigues, e H. F. Leitão-Filho, editores. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Srivastava, D. S., C. A. Staicer, e B. Freedman. 1995. Aquatic vegetation of Nova Scotian lakes differing in acidity and trophic status. *Aquatic Botany* **51**: 181-196.
- Tokeshi, M. 1999. *Species coexistence*. Blackwell Science, Oxford.

Capítulo 3

ESTRESSE SALINO NA FOTOSSÍNTESE E NO CRESCIMENTO DE *Cabomba furcata* E *Egeria densa*

1. RESUMO

O objetivo deste trabalho foi estudar a influência da salinidade na taxa fotossintética líquida e no crescimento de duas espécies de macrófitas aquáticas submersas *Cabomba furcata* e *Egeria densa* e verificar se há uma relação entre a tolerância destas espécies e a sua distribuição nos rios. Nos experimentos de fotossíntese, ramos de *C. furcata* e *E. densa* foram submetidos a 5 salinidades (0‰, 1‰, 2‰, 4‰ e 8‰) por um período de 6h. Nos experimentos de crescimento, ramos das duas espécies foram cultivadas em solução nutritiva e submetidas aos mesmos tratamentos por um período de 30 dias. Houve uma depressão na taxa fotossintética líquida nas duas espécies de macrófitas aquáticas, sendo que a redução da fotossíntese líquida foi mais acentuada em *E. densa* do que em *C. furcata*. No entanto, no experimento de crescimento, as duas espécies foram tolerantes à baixa salinidade (1‰). O efeito da salinidade na diminuição do crescimento de *C. furcata* e *E. densa* não diferiram significativamente entre si. A salinidade na qual o crescimento das macrófitas cessa foi estimada em 7,6‰ para *C. furcata* e em 9,9‰ para *E. densa*, não diferindo significativamente entre si. Os resultados indicaram que deve ter havido uma adaptação fisiológica de *E. densa* à salinidade no experimento de crescimento. As diferenças na distribuição entre *C. furcata* e *E. densa* não foram relacionadas com a tolerância ao estresse salino, portanto outras variáveis ambientais devem ser responsáveis pela distribuição destas espécies na bacia do Itanhaém.

PALAVRAS-CHAVE: Salinidade, macrófitas submersas, bacia do Itanhaém

2. INTRODUÇÃO

A salinidade é uma variável ambiental importante na estruturação dos organismos em ecossistemas costeiros, separando-os em duas comunidades distintas, a do estuário e a dos rios (Pereira e Camargo 2004, Leung e Camargo 2005), como foi verificado também na distribuição das macrófitas aquáticas na bacia do rio Itanhaém no Capítulo 1. As espécies halófitas, que são mais tolerantes à salinidade, ocorrem no estuário, enquanto que as não-halófitas, que, por possuírem baixas ou nenhuma tolerância à salinidade, ficam confinadas a ambientes de água doce. A influência da salinidade sobre a distribuição das macrófitas aquáticas emersas tem sido bastante estudada nos pântanos salgados, onde se verifica que o limite inferior da distribuição das espécies nos trechos com maior salinidade geralmente é limitado pela tolerância à salinidade, enquanto que, nos trechos superiores com menor salinidade, a competição entre as espécies e a fertilidade do solo passam a ter mais importância na distribuição das espécies (Vince e Snow 1984, Bertness e Ellison 1987, Pennings e Callaway 1992, Wilson *et al.* 1996). Estudos sobre a influência da salinidade em populações de macrófitas aquáticas de água doce são escassos (McGahee e Davis 1971, Hart *et al.* 1991, Flynn *et al.* 1995, Kraemer *et al.* 1999, Camargo e Florentino 2000).

A salinidade provoca diversos distúrbios fisiológicos que podem afetar a fotossíntese como, por exemplo, a interrupção na transferência de energia (Sudhir e Murthy 2004) e a diminuição da fixação de CO₂, resultando em redução do crescimento (Greenway e Munns 1980). Em casos extremos, uma alta salinidade pode até levar à morte das macrófitas aquáticas (Flynn *et al.* 1995). *Phragmites australis* apresentou uma diminuição no rendimento fotossintético e no crescimento quando seu sistema radicular foi exposto a uma salinidade de 20‰ (Adams e Bate 1999). *Chara aspera* exibiu uma redução na taxa fotossintética e no crescimento, e um aumento na taxa de respiração quando submetido a um aumento de salinidade (Blindow *et al.* 2003). A salinidade tem um efeito direto na

distribuição e na dinâmica populacional de diferentes espécies de macrófitas aquáticas estuarinas. Tanto *Scirpus maritimus* no estuário de Mondengo (Lillebø *et al.* 2003) quanto *Nymphaea rudgeana* no estuário de Itanhaém (Camargo e Florentino 2000) ficam sujeitos à diminuição da biomassa em períodos de menor pluviosidade, quando a vazão do rio diminui e a água do mar entra no estuário em maior volume.

A tolerância ao estresse salino pode variar entre espécies ou entre diferentes populações de uma mesma espécie. Por exemplo, populações de *Chara aspera* de águas salobras possuem uma maior tolerância à salinidade do que populações de água doce (Blindow *et al.* 2003). Howard e Mendelssohn (1999) verificaram que *Scirpus americanus*, *Eleocharis palustris*, *Sagittaria lancifolia*, e *Panicum hemitomon* apresentaram, nesta ordem, uma decrescente tolerância à salinidade, seqüência esta que também coincidiu com a ordem de ocorrência das espécies no estuário em relação à concentração salina. Em muitos casos, se encontra uma correlação entre o nível de tolerância das espécies e a salinidade do ambiente, que explica a sua distribuição em função de um gradiente de salinidade. No Capítulo 1, verificou-se que *Egeria densa* ocorreu desde água doce até águas oligohalinas com 0,5‰ de salinidade, enquanto que *Cabomba furcata* ocorreu apenas em água doce. Levanta-se a hipótese de que o padrão de distribuição de *Egeria densa* e *Cabomba furcata* está relacionado com o grau de tolerância destas espécies à salinidade. O objetivo deste trabalho foi testar esta hipótese através de experimentos de fotossíntese e crescimento. Os experimentos de fotossíntese fornecem uma visão instantânea da resposta das macrófitas à salinidade, enquanto que o experimento de crescimento fornece uma visão de médio prazo, captando possíveis adaptações fisiológicas das macrófitas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição do Experimento

As macrófitas aquáticas testadas foram coletadas em rios da bacia do Itanhaém, litoral sul do Estado de São Paulo (23°50' - 24°15' S; 46°5' - 47°00' W). *Egeria densa* foi coletada no rio Aguapeú em local com água doce e no rio Branco em local com água oligohalina (0,5‰). *Cabomba furcata* foi coletada no rio Aguapeú em local com água doce, pois não ocorre em água oligohalina.

3.1.1 Estresse Salino na Fotossíntese

Para o experimento de estresse salino na fotossíntese, as plantas foram transportadas do campo até o Laboratório de Ficologia do IBILCE da UNESP - São José do Rio Preto, utilizando-se no transporte a própria água coletada junto aos bancos de macrófitas. No laboratório, as plantas foram lavadas cuidadosamente para remover organismos perifíticos, em seguida, retiram-se 5cm do ápice das plantas, que foram aclimatados na água do rio (0‰) em câmaras de germinação, a 20°C com iluminação por lâmpadas frias ($170 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) até o momento do início do experimento.

O primeiro passo foi medir a taxa fotossintética líquida inicial dos ápices antes de se aplicar os tratamentos de salinidade. Esta medida é importante para se estabelecer uma referência em relação à qual se comparará a taxa fotossintética líquida depois do tratamento. Após esta medida inicial, os ápices foram transferidos para frascos erlenmeyers com 200 mL de água do rio com diferentes salinidades 0‰, 1‰, 2‰, 4‰ e 8‰, onde foram mantidos a 20°C e em intensidade luminosa de $170 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ por 6h (tempo que dura meio ciclo de maré). Após este período, os ápices foram retirados, lavados em água destilada e foi realizada uma nova medição da taxa fotossintética líquida. Os ápices

utilizados foram secos em estufa a 105°C até peso constante para medição da biomassa seca.

As incubações para determinar a taxa fotossintética líquida foram realizadas em três câmaras incubadoras com temperatura digital controlada ($\pm 0,1^\circ\text{C}$), agitação orbital (± 5 rpm) e iluminação frontal por duas lâmpadas fluorescentes (Osram 15W). As plantas foram incubadas por 0,5 hora em frascos Pirex de borossilicato (300 mL e 95% transparência) com água do rio, à temperatura de 20°C, intensidade luminosa de $170 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ e com agitação de 100 rpm. A temperatura e a intensidade luminosa foram determinadas em experimentos piloto, na quais se testou duas temperaturas (20 e 25°C) e duas intensidades luminosas (170 e $275 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Escolheu-se a temperatura e a intensidade luminosa que forneceram a maior taxa fotossintética líquida para os ápices testados. A água utilizada foi previamente filtrada em filtros Whatman GF/C com auxílio de uma bomba a vácuo. Em seguida, foi aquecida para diminuir a concentração de oxigênio e deixada resfriar até 20°C (Henley 1993). A taxa fotossintética líquida das macrófitas foi estimada através do método de Vollenweider (1974) através da variação na concentração de oxigênio. As concentrações iniciais e finais de oxigênio foram medidas com oxímetro YSI modelo 5000 com sonda agitadora. A taxa fotossintética líquida foi calculada através da seguinte equação (Vollenweider 1974):

$$FL = \frac{(f - i) * v}{t * BS}$$

onde: FL = taxa fotossintética líquida ($\text{mg O}_2 \text{ gPS}^{-1} \text{ h}^{-1}$),

f = concentração final de O_2 após a incubação (mg L^{-1}),

i = concentração inicial de O_2 antes da incubação (mg L^{-1}),

v = volume do frasco (L),

t = tempo de incubação (h),

BS = biomassa seca do ápice da macrófita (g).

As diferentes salinidades foram obtidas adicionando-se NaCl, Na₂SO₄, MgCl₂, MgSO₄, CaCl₂ e KCl à água doce coletada no rio Aguapeú. Os sais foram adicionados proporcionalmente à composição de macro-constituintes da água do mar que contém por litro: 19,8g Cl, 11,0g Na, 2,8g SO₄, 1,3g Mg, 0,43g Ca, e 0,41g K (Blindow *et al.* 2003).

O delineamento experimental foi uma combinação de blocos casualizados com um desenho antes e depois do tratamento (*before and after design*) (Green 1979, Sokal e Rohlf 1995, Zar 1999). Os três blocos corresponderam as três câmaras de incubação e os tratamentos corresponderam às salinidades 0‰ (controle), 1‰, 2‰, 4‰ e 8‰. A medida “antes” da taxa fotossintética é importante para se estabelecer uma referência em relação à qual se comparará a taxa fotossintética dos ápices “depois” de receber o tratamento. A questão é que diferentes ápices possuem diferentes produções fotossintéticas mesmo sem tratamento de salinidade. Então, é importante medir o padrão de produção de cada ápice antes de submetê-lo ao tratamento para, assim, poder isolar o efeito da salinidade da variação individual dos ápices.

3.1.2 Estresse Salino no Crescimento

Para o experimento de estresse salino no crescimento, *C. furcata* de água doce e *E. densa* de água oligohalina foram transportadas para o Jardim Experimental do Instituto de Biociências da UNESP - Rio Claro. No laboratório, as plantas foram lavadas cuidadosamente para remover organismos perifíticos. Em seguida, foram cortados 15cm do ápice das plantas e a gema apical foi retirada para forçar a brotação de ramos laterais a fim de facilitar a medição do crescimento das macrófitas. A unidade experimental foi constituída por três ramos de 15cm que foram acondicionados em caixas brancas de polietileno (0,38 x 0,30 x 0,14m) com 10 litros de solução nutritiva com diferentes salinidades 0‰, 1‰, 2‰, 4‰ e 8‰. A solução nutritiva em cada caixa foi aerada por

soprador (110 mL min^{-1}) e a caixa foi coberta por um filme plástico transparente para evitar evaporação. A temperatura da solução nutritiva nos tanques de cultivo foi monitorada diariamente por um termômetro de máxima e mínima e variou entre $21,1 \pm 1,4^\circ\text{C}$ e $29,4 \pm 2,1^\circ\text{C}$ (média \pm DP). O experimento durou 30 dias (01/09/2004 a 30/09/2004) e a solução nutritiva foi trocada a cada 10 dias para repor os nutrientes e para limpeza das caixas, retirando-se o perifíton e eliminando o fitoplâncton da solução. Ao final do experimento, os ramos laterais, que se desenvolveram a partir do ramo principal, foram retirados e secos em estufa a 105°C até peso constante.

A solução nutritiva utilizada foi a de Hoagland e Arnon (1950) modificada a 1% e foi preparada diluindo-se os sais em água destilada para obter: $\text{NH}_4\text{-N}=1,05\text{mg/L}$, $\text{NO}_3\text{-N}=1,05\text{mg/L}$, $\text{PO}_4\text{-P}=0,31\text{mg/L}$, $\text{K}=2,30\text{mg/L}$, $\text{Ca}=2,00\text{mg/L}$, $\text{Mg}=0,50\text{mg/L}$, $\text{Fe}=0,06\text{mg/L}$, $\text{B}=0,05\text{mg/L}$, $\text{Mn}=0,05\text{mg/L}$, $\text{Zn}=5\mu\text{g/L}$, $\text{Cu}=2\mu\text{g/L}$, $\text{Mo}=1\mu\text{g/L}$, $\text{Cl}=0,07\text{mg/L}$, e $\text{S}=0,29\text{mg/L}$.

As salinidades dos tratamentos foram obtidas adicionando-se NaCl , Na_2SO_4 , MgCl_2 , MgSO_4 , CaCl_2 e KCl à água doce coletada no rio Aguapeú. Os sais foram adicionados proporcionalmente à composição de macro-constituintes da água do mar que contém por litro: 19,8g Cl , 11,0g Na , 2,8g SO_4 , 1,3g Mg , 0,43g Ca , e 0,41g K (Blindow *et al.* 2003).

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com 5 tratamentos de salinidade (0‰ - controle, 1‰, 2‰, 4‰ e 8‰) e 4 repetições. A unidade experimental foi constituída por três ramos de 15cm que foram acondicionados em caixas brancas de polietileno com solução nutritiva.

3.2 Análise de Dados

A taxa fotossintética líquida nas diferentes salinidades foi comparada através de análise de variância e teste Newman-Keuls (Sokal e Rohlf 1995, Zar 1999).

Para comparar o efeito da salinidade sobre o crescimento de *C. furcata* e *E. densa*, a biomassa seca dos ramos laterais foi padronizada para porcentagem da biomassa seca do controle (0‰). Este procedimento foi necessário, porque *C. furcata* e *E. densa*, na ausência de salinidade, produzem diferentes quantidades de biomassa, não permitindo desta forma uma comparação direta. A padronização permite que se compare a biomassa entre as duas espécies distintas de macrófitas aquáticas submetidas a tratamentos de estresse salino. A biomassa seca padronizada dos ramos laterais de *C. furcata* e *E. densa* foi comparada entre os tratamentos através de teste de Kruskal-Wallis e teste Newman-Keuls na sua versão não paramétrica (Zar 1999). Para verificar se as diferentes salinidades tiveram um mesmo efeito no crescimento de *C. furcata* e *E. densa* foi realizada uma análise de covariância para os valores da biomassa seca padronizada, utilizando-se a salinidade log-transformada como covariável (Sokal e Rohlf 1995, Zar 1999).

Para se estimar a salinidade na qual o crescimento das macrófitas é zero foi utilizada uma análise de regressão linear (Sokal e Rohlf 1995, Zar 1999). O experimento de crescimento é um ensaio biológico do tipo dose-resposta que segue a lei de Weber-Fecher (Batschelet 1978), onde o crescimento (de ramos laterais) é a resposta e a concentração salina corresponde à dose. Segundo esta lei, a variável dose deve sofrer uma transformação logarítmica (Batschelet 1978). Então, a salinidade foi transformada para uma escala logarítmica $\text{LN}(\text{salinidade} + 1)$ antes de se realizar a análise de regressão.

4. RESULTADOS

4.1 Estresse Salino na Fotossíntese

A salinidade deprimiu a taxa fotossintética líquida tanto em *C. furcata* quanto *E. densa* (Fig. 1 e 2). A depressão na fotossíntese líquida foi mais intensa nos tratamentos com maior salinidade. Define-se por depressão neste trabalho um efeito de redução mais acentuada da taxa fotossintética no tratamento quando comparada com a taxa fotossintética no controle. Este efeito pode ser também um menor aumento na taxa fotossintética entre as medias “antes” e “depois” quando comparada com o controle (0‰). Por exemplo, em *C. furcata*, a taxa fotossintética líquida diminuiu, e a diminuição foi proporcionalmente maior nas maiores salinidades (Fig. 1). *Egeria densa* de água doce apresentou um aumento na fotossíntese líquida, mas que foi proporcionalmente menor nas maiores salinidades (Fig. 2A). *Egeria densa* de água oligohalina apresentou um aumento de fotossíntese líquida nas salinidades 1‰ e 2‰, e uma ligeira diminuição nas salinidades 4‰ e 8‰ (Fig. 2B).

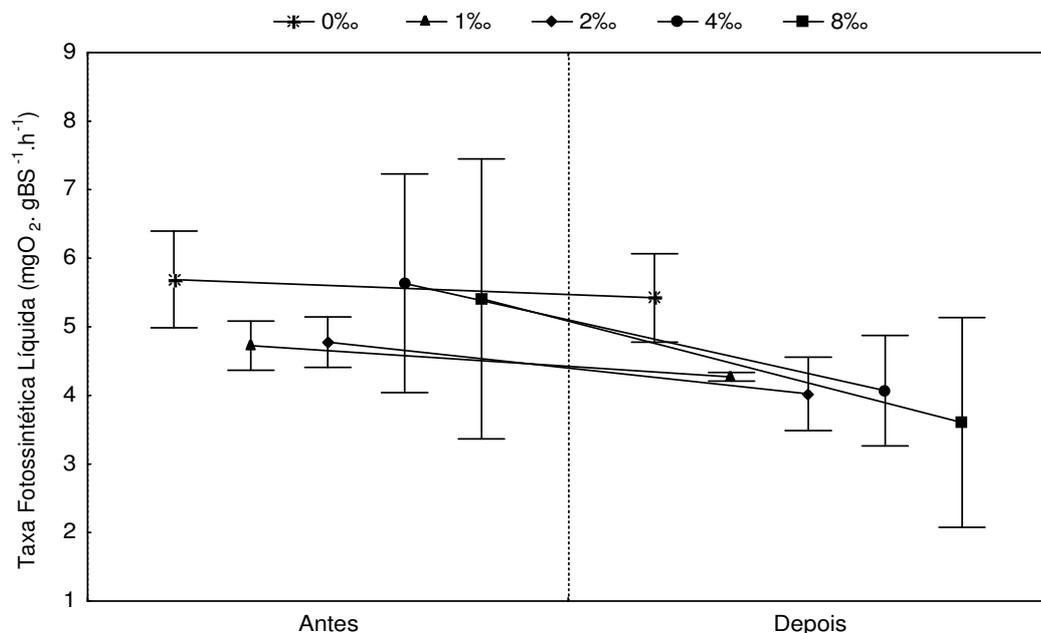


Figura 1. Taxa fotossintética líquida de *C. furcata* na condição inicial (antes) e após serem submetidos aos tratamentos 0‰ (controle), 1‰, 2‰, 4‰, 8‰ de salinidade (depois), média e desvio-padrão.

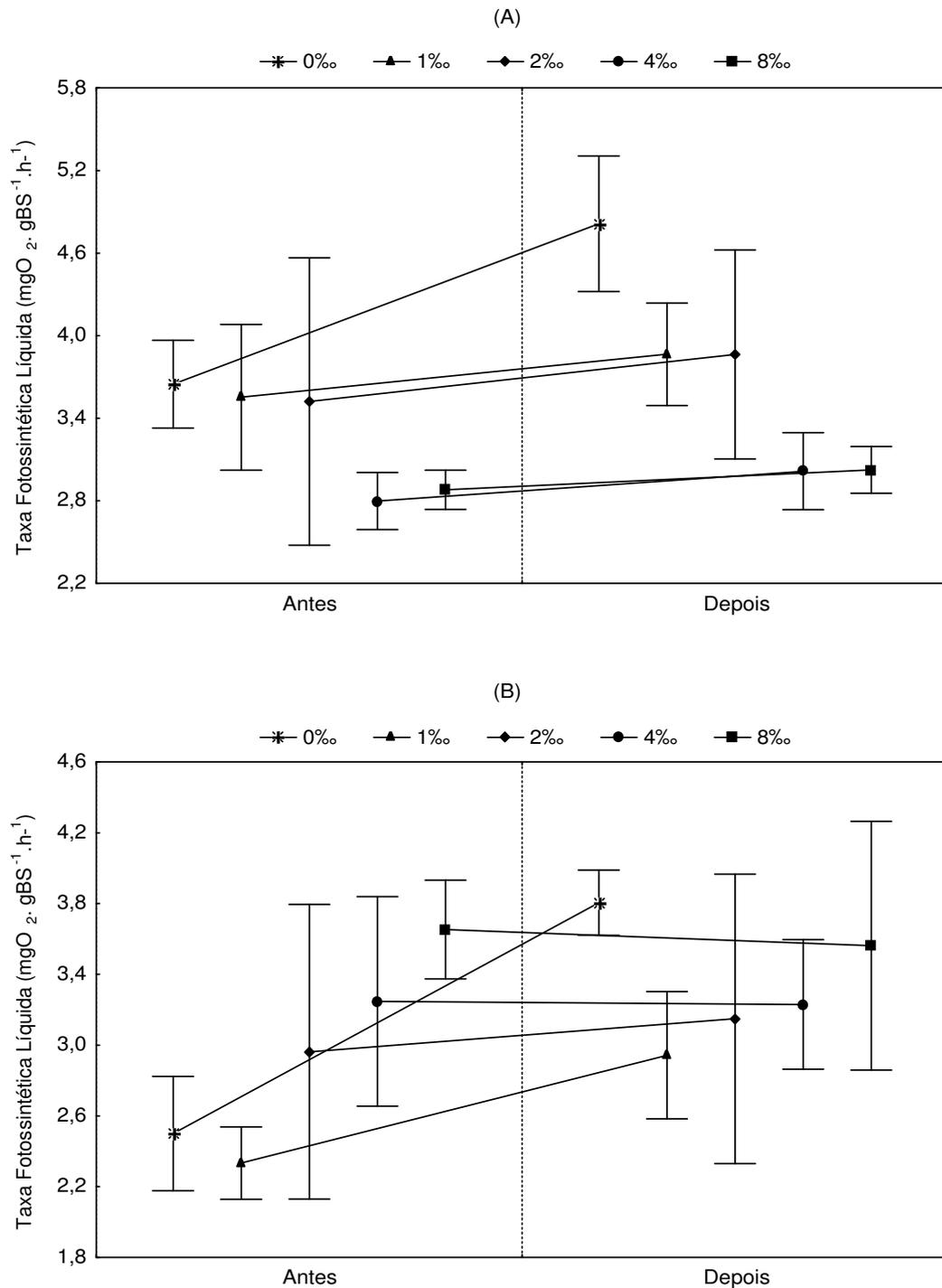


Figura 2. Taxa fotossintética líquida de *E. densa* na condição inicial (antes) e após serem submetidos aos tratamentos 0‰ (controle), 1‰, 2‰, 4‰, 8‰ de salinidade (depois) em plantas coletadas em (A) água doce e (B) água oligohalina, média e desvio-padrão.

A diferença entre a taxa fotossintética líquida antes e depois do tratamento tendeu a diminuir com o aumento da salinidade, indicando que, quanto maior a salinidade, maior a depressão na fotossíntese (Fig. 3 e 4). A análise de variância detectou diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos de salinidade (Tab. 1 a 3). Em *C. furcata*, as taxas fotossintéticas líquidas do controle 0‰ e do tratamento 1‰ foram as mais altas, as taxas dos tratamentos 2‰ e 4‰ foram intermediárias, enquanto que a taxa do tratamento 8‰ foi a mais baixa (Fig. 3). *Cabomba furcata* apresentou uma maior tolerância à salinidade nos tratamentos 1‰, 2‰ e 4‰, onde as taxas fotossintéticas não diferiram significativamente do controle 0‰ ($p > 0,05$) (Fig. 3). Em *E. densa*, as taxas fotossintéticas líquidas dos tratamentos foram significativamente ($p < 0,05$) menores que a do controle 0‰ (Fig. 4). O padrão de redução da fotossíntese líquida em *E. densa* de água doce e de água oligohalina foi similar: os tratamentos tiveram uma taxa fotossintética significativamente menor que o controle, e as taxas fotossintéticas dos tratamentos não diferiram entre si. Esta similaridade entre os padrões indica que a tolerância à salinidade entre as populações de *E. densa* foi semelhante quando se considera o efeito, à curto prazo, na taxa fotossintética líquida.

Tabela 1. Análise de variância para a comparação entre as diferenças na taxa fotossintética líquida entre os períodos “antes” e “depois” em *C. furcata* submetidas a salinidades 0‰, 1‰, 2‰, 4‰, 8‰.

CV	SQ	GL	QM	F	p
Salinidade	5,5582	4	1,3895	5,3	0,02
Bloco	1,7839	2	0,8919	3,4	0,08
Resíduo	2,0839	8	0,2605		

Tabela 2. Análise de variância para a comparação entre as diferenças na taxa fotossintética líquida entre os períodos “antes” e “depois” em *E. densa* coletada em água doce submetidas a salinidades 0‰, 1‰, 2‰, 4‰, 8‰.

CV	SQ	GL	QM	F	p
Salinidade	2,0708	4	0,5177	11,3	0,002
Bloco	0,2342	2	0,1171	2,5	0,14
Resíduo	0,3677	8	0,0460		

Tabela 3. Análise de variância para a comparação entre as diferenças na taxa fotossintética líquida entre os períodos “antes” e “depois” em *E. densa* coletada em água oligohalina submetidas a salinidades 0‰, 1‰, 2‰, 4‰, 8‰.

CV	SQ	GL	QM	F	p
Salinidade	3,9760	4	0,9940	8,4	0,006
Bloco	0,3006	2	0,1503	1,3	0,33
Resíduo	0,9442	8	0,1180		

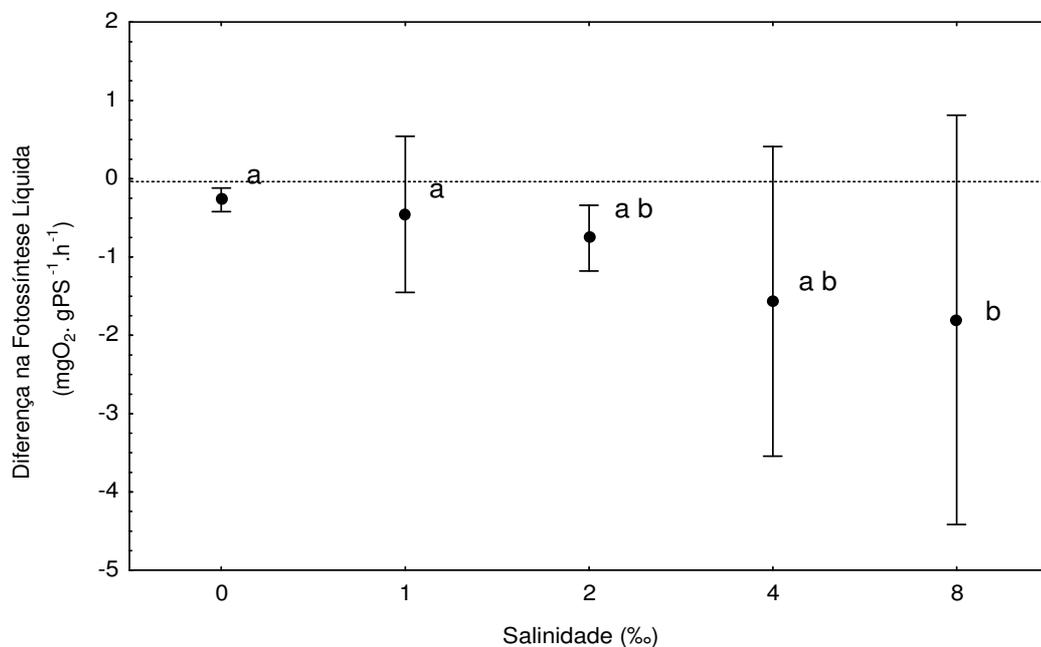


Figura 3. Diferença na taxa fotossintética líquida entre os períodos “antes” e “depois” (Fig. 1) em função da salinidade dos tratamentos em *C. furcata*. Médias seguidas por letra igual não diferem significativamente entre si segundo o teste Newman-Keuls ($p > 0,05$). A medida de dispersão representa o desvio-padrão.

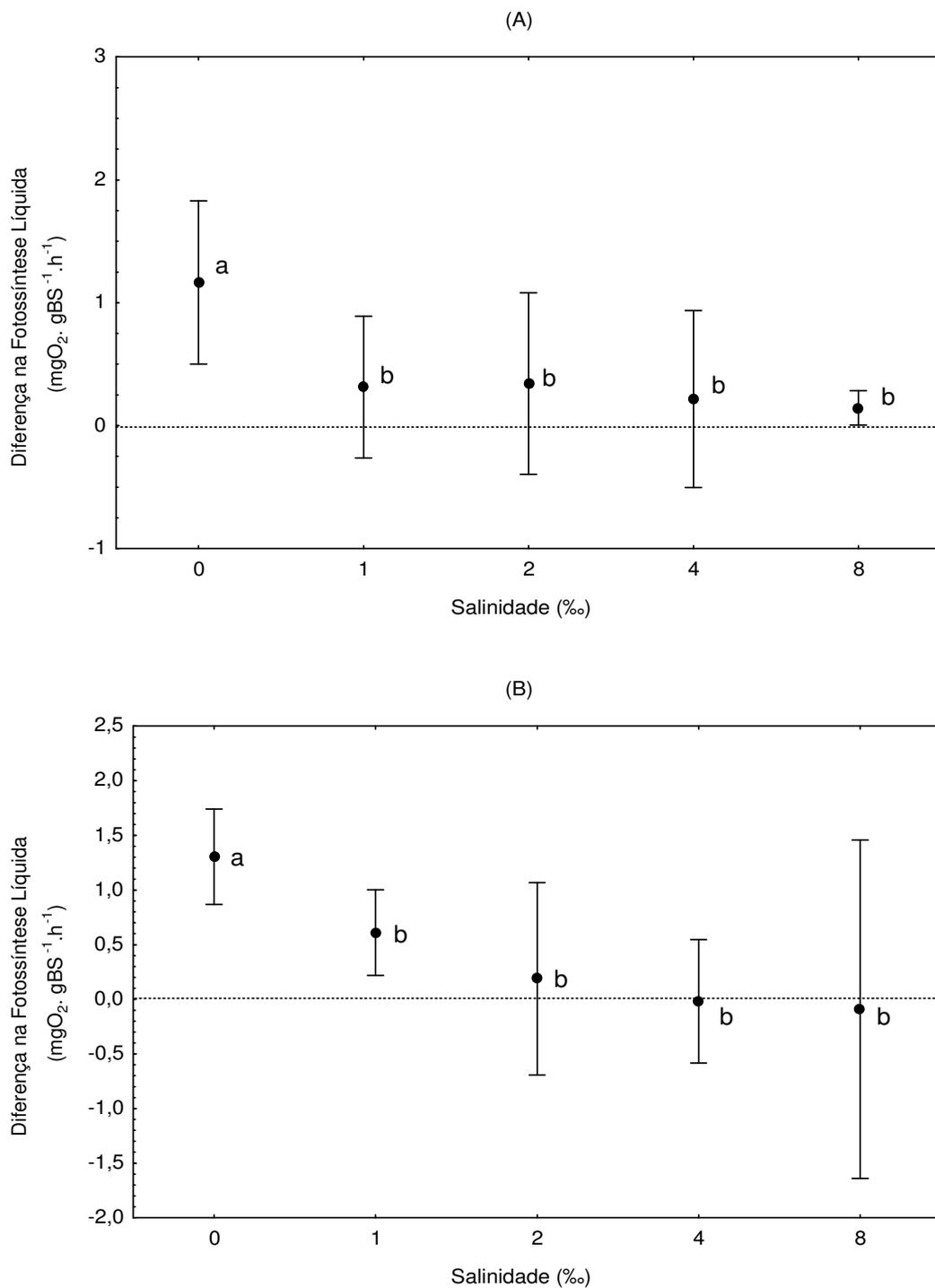


Figura 4. Diferença na taxa fotossintética líquida entre os períodos “antes” e “depois” (Fig. 2) em função da salinidade dos tratamentos em: (A) *E. densa* de água doce, e (B) *E. densa* de água oligohalina. Médias seguidas por letra igual não diferem significativamente entre si segundo o teste Newman-Keuls ($p>0,05$). A medida de dispersão representa o desvio-padrão.

4.2 Estresse Salino no Crescimento

A biomassa dos ramos laterais de *C. furcata* e *E. densa* no experimento de crescimento foi plotada na Fig. 5A e a biomassa padronizada foi plotada na Fig. 5B. A biomassa dos ramos laterais de *E. densa* diminuiu com o aumento da salinidade, indicando que o crescimento foi reduzido com o aumento da salinidade. Porém, é interessante notar que a biomassa dos ramos laterais de *C. furcata* no tratamento de 1‰ foi ligeiramente maior do que no controle (0‰), contrariando a tendência geral de decréscimo da biomassa com aumento da salinidade verificada nos outros tratamentos. Ao se aplicar o teste de Kruskal-Wallis, confirma-se que houve diferenças significativas na biomassa de ramos tanto em *C. furcata* ($H=16,8$; $g.l.=4$; $p<0,05$) quanto em *E. densa* ($H=17,6$; $g.l.=4$; $p<0,05$). O teste complementar de Newman-Keuls mostrou que não houve diferenças significativas entre o controle (0‰) e o tratamento de 1‰ nas duas espécies (Fig. 5B), indicando que ambas foram tolerantes a salinidade na concentração de 1‰. *Cabomba furcata* no tratamento de 8‰ morreu em três parcelas de um total de quatro e, na parcela remanescente, o crescimento do ramo lateral foi quase desprezível (Fig. 5). O efeito da salinidade na diminuição do crescimento de *C. furcata* e *E. densa* (Fig. 5B) não diferiram significativamente entre as duas espécies ($p>0,05$) (Tab. 4) quando se considerou uma análise na faixa entre 0‰ e 8‰.

Para se estimar a salinidade na qual o crescimento das macrófitas aquáticas é zero, a biomassa seca dos ramos foi plotada em função da salinidade logaritmizada (Fig. 6). As parcelas do tratamento 8‰ com zero de crescimento em *C. furcata* foram excluídas da análise para não superestimar o valor a ser calculado. A salinidade onde as macrófitas param de crescer foi estimada em 7,6‰ para *C. furcata* e 9,9‰ para *E. densa* a partir das equações de regressão da Tab. 5. Estas estimativas não diferiram significativamente entre si ($p>0,05$), pois os seus intervalos de confiança se sobrepuseram.

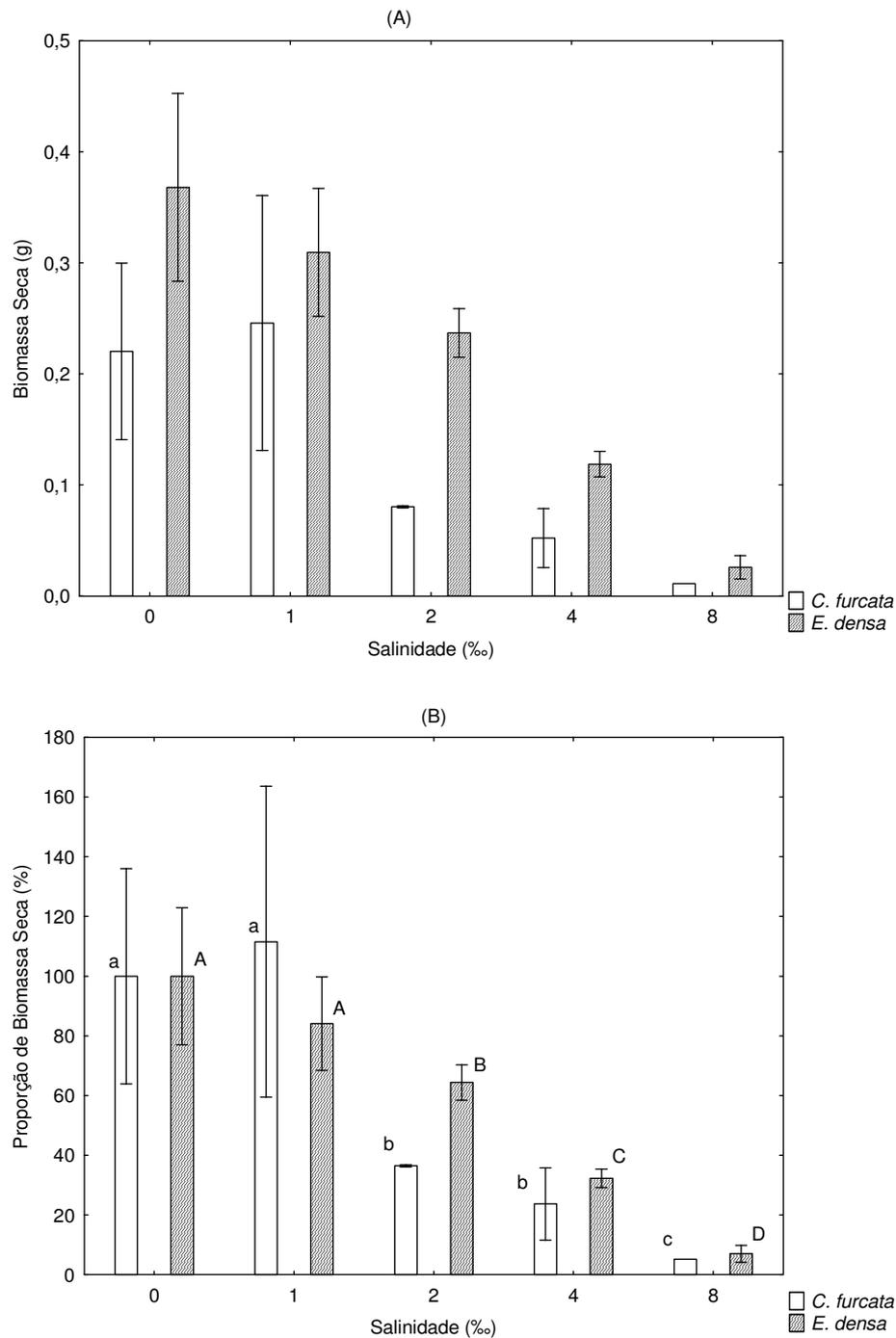


Figura 5. Média e desvio-padrão da biomassa seca de ramos laterais em *C. furcata* e *E. densa* submetidas a diferentes salinidades após 30 dias de cultivo. (A) Valores originais (g); (B) Proporção de biomassa seca em relação ao controle (%). Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si ($p > 0,05$) pelo teste de Newman-Keuls na sua versão não-paramétrica: *C. furcata* - letra minúscula, e *E. densa* - letra maiúscula.

Tabela 4. Análise de covariância para testar a igualdade entre o efeito da salinidade na diminuição da biomassa seca padronizada na Fig. 5B entre *C. furcata* e *E. densa*.

	CV	SQ	GL	QM	F	P
Espécie de Macrófita		0,00484	1	0,00484	0,069	0,794
Resíduo		2,30514	33	0,06985		

Tabela 5. Análise de regressão entre biomassa de ramos (Y) e salinidade logaritmicada ($X = \text{LN}(\text{salinidade} + 1)$): R^2 = coeficiente de determinação, \hat{X} = estimativa de X quando a biomassa Y é nula, LI e LS = limite inferior e superior do intervalo de confiança de 95% de \hat{X} .

Espécie	Equação	R^2	\hat{X} ($Y=0$)	LI	LS	Salinidade (‰)
<i>C. furcata</i>	$Y=0,2494-0,1160X$	0,506	2,15	0,64	4,69	7,6
<i>E. densa</i>	$Y=0,3960-0,1656X$	0,923	2,39	1,74	3,13	9,9

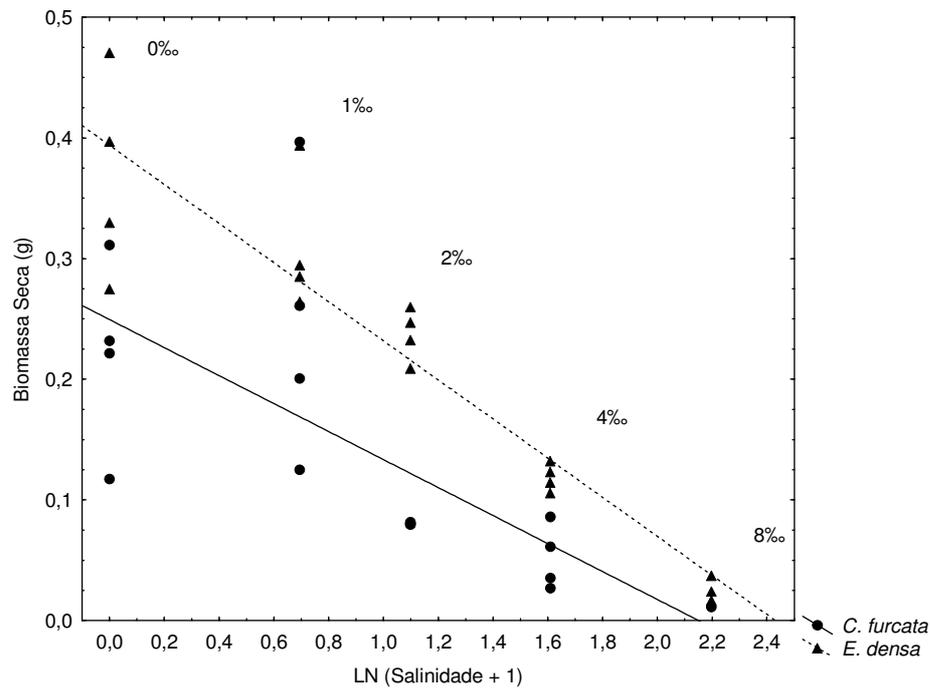


Figura 6. Biomassa seca de ramos de *C. furcata* e *E. densa* em função da salinidade logaritmicada, LN (Salinidade + 1), acompanhada pelas respectivas linhas de tendência. A salinidade correspondente a cada tratamento é indicada ao lado de cada nuvem de pontos. Os pontos com zero de biomassa seca de *C. furcata* no tratamento 8‰ foram excluídas da análise de regressão.

5. DISCUSSÃO

A salinidade reduziu a taxa fotossintética líquida e o crescimento em *C. furcata* e *E. densa*. Há poucos trabalhos que quantificaram a influência da salinidade na fotossíntese de macrófitas aquáticas de água doce, dentre as quais se pode citar McGahee e Davis (1971), que estudaram a fotossíntese em *Myriophyllum spicatum*, e Kraemer *et al.* (1999), que estudaram a fotossíntese em *Vallisneria americana*. Em ambos os trabalhos, a taxa fotossintética líquida diminuiu gradualmente com aumento da salinidade. No presente estudo, testaram-se simultaneamente duas espécies de macrófitas aquáticas, permitindo desta forma comparar a tolerância ao estresse salino entre as espécies. Contrariando as nossas expectativas iniciais, *C. furcata* se mostrou mais tolerante do que *E. densa* nas baixas salinidades com taxas fotossintéticas líquidas nos tratamentos 1‰, 2‰ e 4‰ não diferindo do controle, enquanto que, em *E. densa*, todas as taxas fotossintéticas diferiram do controle. No entanto, no experimento de crescimento, as duas espécies foram tolerantes a baixa salinidade, sendo que o crescimento no tratamento 1‰ não diferiu do controle. A maior tolerância de *E. densa* ao estresse salino no experimento de crescimento do que no experimento de fotossíntese pode estar relacionada com uma adaptação fisiológica desta espécie à salinidade ao longo do período de cultivo (30 dias). Murphy *et al.* (2003) verificaram que *Ruppia maritima* leva de 1 a 9 dias para se adaptar fisiologicamente a alterações na salinidade; neste período a recuperação pode ser total ou parcial conforme a amplitude da alteração. *Cabomba furcata* parece que se adaptou bem ao tratamento de 1‰ de salinidade no experimento de crescimento, uma vez que a biomassa neste tratamento foi ligeiramente maior do que a do controle, apesar de não diferirem entre si. Baixas salinidades podem produzir um efeito positivo para algumas espécies de macrófitas aquáticas como *Lemna minor*, que apresentou um crescimento maior quando cultivada em salinidades entre 0,83‰ e 3,33‰ do que quando cultivada em 0‰ (Haller 1974). O sódio é

necessário às plantas com ciclo fotossintético C₄ e o cloreto participa da quebra da molécula de água na fotossíntese entre outras funções, sendo um nutriente essencial na nutrição das plantas (Salisbury e Ross 1992). O efeito da salinidade na redução do crescimento não diferiu significativamente entre *C. furcata* e *E. densa* na faixa entre 0‰ e 8‰ de salinidade. Este resultado indica que a resposta à salinidade destas duas espécies parece ser próxima.

A salinidade na qual *C. furcata* e *E. densa* param de crescer foi estimada em 7,6‰ e 9,9‰, respectivamente, não diferindo entre si, conclui-se, portanto, que o efeito do estresse salino na redução do crescimento nas duas espécies foi muito próximo quando se analisa a faixa mais alta de salinidade no experimento. A suscetibilidade à salinidade entre várias espécies de macrófitas aquáticas que podem ocorrer nos estuários é altamente variável. Haller (1974) estudou o efeito da salinidade em várias espécies submersas e verificou que *Hydrilla verticillata* não cresceu em salinidades maiores que 6,7‰, *Najas guadalupensis* e *Vallisneria americana* não cresceram em salinidades maiores que 10,0‰, e *Myriophyllum spicatum* não cresce em salinidades maiores que 13,3‰. No entanto, estes valores podem variar para uma mesma espécie entre diferentes estuários; segundo Day *et al.* (1989), *V. americana* cessou o seu crescimento em uma salinidade de 9‰, valor este ligeiramente inferior ao encontrado por Haller (1974).

Cabomba furcata no tratamento de 8‰ morreu e se compôs em três parcelas de um total de quatro e, na parcela remanescente, o crescimento do ramo lateral foi quase desprezível. A interpretação deste resultado deve ser cuidadosa, pois se deve verificar se os ramos de *E. densa* cultivados na mesma salinidade estavam vivos ou não ao final do experimento, uma vez que as folhas apresentavam um forte amarelecimento. Seria necessário transferir os ramos para uma solução nutritiva sem salinidade para verificar uma possível recuperação ou constatar a sua morte.

Analisando-se as populações de *E. densa* de água doce e de água oligohalina, verifica-se que os perfis de redução na taxa fotossintética líquida em função da salinidade foram muito semelhantes. Kraemer *et al.* (1999) também não encontraram diferenças significativas entre as taxas fotossintéticas líquidas de *Vallisneria americana* coletadas em diferentes salinidades (4-9‰ no período chuvoso e 11-19‰ no período seco). Por outro lado, Blindow *et al.* (2003) constataram que a macroalga *Chara aspera* coletada no estuário (8,3‰) possuía uma maior tolerância à salinidade do que indivíduos coletados em um lago de água doce. Nota-se que houve, no caso de *C. aspera*, uma correlação entre a salinidade do local de coleta e a tolerância ao estresse salino medido, porém esta correlação não foi encontrada em *E. densa* neste estudo, sugerindo possivelmente a inexistência de populações mais adaptadas à salinidade no estuário de Itanhaém.

As diferenças na distribuição entre *C. furcata* e *E. densa* nos rios da bacia do Itanhaém parecem que não estão relacionadas com a tolerância destas espécies ao estresse salino, provavelmente outros fatores devem ser responsáveis pela sua distribuição.

6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- Adams, J. B., e G. C. Bate. 1999. Growth and photosynthetic performance of *Phragmites australis* in estuarine waters: a field and experimental evaluation. *Aquatic Botany* **64**: 359-367.
- Batschelet, E. 1978. Introdução à matemática para biocientistas. Editora Interciência/ Editora da Universidade de São Paulo, Rio de Janeiro/São Paulo.
- Bertness, M. D., e A. M. Ellison. 1987. Determinants of pattern in a New England salt marsh plant community. *Ecological Monographs* **57**: 129-147.
- Blindow, I., J. Dietrich, N. Möllmann, e H. Schlbirt. 2003. Growth, photosynthesis and fertility of *Chara aspera* under different light and salinity conditions. *Aquatic Botany* **76**: 213-214.

- Camargo, A. F. M., e E. R. Florentino. 2000. Population dynamics and net primary production of the aquatic macrophyte *Nymphaea rudgeana* C. F. Mey in a lotic environment of the Itanhaém River Basin SP, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* **60**: 83-92.
- Day, J. W., C. A. S. Hall, W. M. Kemp, e A. Yáñez-Arancibia. 1989. *Estuarine ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Flynn, K. M., K. L. McKee, e I. A. Mendelssohn. 1995. Recovery of freshwater marsh vegetation after a saltwater intrusion event. *Oecologia* **103**: 63-72.
- Green, R. H. 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. John Wiley & Sons, New York.
- Greenway, H., e R. Munns. 1980. Mechanisms of salt tolerance in nonhalophytes. *Annual Review of Plant Physiology* **31**: 149-190.
- Haller, W. T. 1974. Effects of salinity on growth of several aquatic macrophytes. *Ecology* **55**: 891-894.
- Hart, B. T., P. Bailey, R. Edwards, K. Hortle, K. James, e A. McMahon. 1991. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia* **210**: 105-144.
- Henley, W. J. 1993. Measurement and interpretation of photosynthetic light-response curve in algae in the context of photoinhibition and diel changes. *Journal of Phycology* **29**: 729-739.
- Hoagland, D. R., e D. I. Arnon. 1950. *The water culture method of growing plants without soil*. California Agricultural Experimental Station Circular 347, University of California, Berkeley.
- Howard, R. J., e I. A. Mendelssohn. 1999. Salinity as a constraint on growth of oligohaline marsh macrophytes. I. Species variation in stress tolerance. *American Journal of Botany* **86**: 785-794.
- Kraemer, G. P., R. H. Chamberlain, P. H. Doering, A. D. Steinman, e M. D. Hanisak. 1999. Physiological responses of transplants of the freshwater angiosperm *Vallisneria americana* along a salinity gradient in the Caloosahatchee Estuary (Southwestern Florida). *Estuaries* **22**: 138-148.

- Lillebø, A. I., M. A. Pardal, J. M. Neto, e J. C. Marques. 2003. Salinity as the major factor affecting *Scirpus maritimus* annual dynamics. Evidence from field data and greenhouse experiment. *Aquatic Botany* **77**: 111-120.
- Leung, R., e A. F. M. Camargo. 2005. Marine influence on fish assemblage in coastal streams of Itanhaém River basin, Southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* **17**: 219-232.
- McGahee, C. F., e G. J. Davis. 1971. Photosynthesis and respiration in *Myriophyllum spicatum* L. as related to salinity. *Limnology and Oceanography* **16**: 826-829.
- Murphy, L. R., S. T. Kinsey, e M. J. Durako. 2003. Physiological effects of short-term salinity changes on *Ruppia maritima*. *Aquatic Botany* **75**: 293-309.
- Pennings, S. J., e R. M. Callaway. 1992. Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecology* **73**: 681-690.
- Pereira, P. E. S., e A. F. M. Camargo. 2004. Efeito da salinidade e do esgoto orgânico sobre a comunidade zooplanctônica, com ênfase nos copépodes, do estuário do rio Itanhaém, Estado de São Paulo. *Acta Scienciarum* **26**: 9-17.
- Salisbury, F. B., e C. W. Ross. 1992. *Plant physiology*. Wadsworth Publishing Company, Belmont.
- Sokal, R. R., e F. J. Rohlf. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman, New York.
- Sudhir, P., e S. D. S. Murthy. 2004. Effects of salt stress on basic processes of photosynthesis. *Photosynthetica* **42**: 481-486.
- Vince, S. W., e A. Snow. 1984. Plant zonation in an Alaskan salt marsh. I. Distribution, abundance, and environmental factors. *Journal of Ecology* **72**: 651-667.
- Vollenweider, R. A. 1974. *A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments*. Blackweel Scientific Publications, Oxford.
- Wilson, J. B., M. W. King, M. T. Sykes, e T. R. Partridge. 1996. Vegetation zonation as related to the salt tolerance of species of brackish riverbanks. *Canadian Journal of Botany* **74**: 1079-1085.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Upper Saddle River.

Capítulo 4

COMPETIÇÃO E COEXISTÊNCIA ENTRE DUAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS FLUTUANTES *Pistia stratiotes* E *Salvinia molesta*

1. RESUMO

O objetivo deste trabalho foi estudar a influência da concentração de nutrientes na água na competição entre duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*. As macrófitas aquáticas foram em um sistema de recirculação de água em baixa e alta concentração de nutrientes. Cada cultivo durou 8 semanas. Os tratamentos seguiram uma série de substituição com cultivos mistos e monoespecífico. As proporções entre as espécies no cultivo foram 4:0, 3:1, 1:1, 1:3 e 0:4. Quando cultivadas em baixa concentração de nutrientes, as taxas de crescimento relativo dos cultivos mistos não diferiram significativamente das monoculturas, indicando uma ausência de competição por espaço entre as espécies. Quanto cultivadas em alta concentração de nutrientes, a taxa de crescimento relativo de *S. molesta* foi significativamente maior no cultivo monoespecífico do que nos cultivos mistos, indicando que esta espécie sofreu um efeito negativo devido à competição de *P. stratiotes*. Por outro lado, a taxa de crescimento relativo de *P. stratiotes* foi significativamente maior nos cultivos mistos do que no cultivo monoespecífico. Os resultados indicam que em baixa concentração de nutrientes, a capacidade competitiva de *P. stratiotes* foi reduzida facilitando a coexistência com *S. molesta*, enquanto que em alta concentração, a capacidade competitiva de *P. stratiotes* foi aumentada resultando em uma diminuição da taxa de crescimento relativo de *S. molesta*, podendo levar à exclusão competitiva de *S. molesta*, se o experimento fosse continuado por um tempo maior.

PALAVRAS-CHAVE: Bacia do rio Itanhaém, concentração de nutrientes, solução nutritiva, crescimento.

2. INTRODUÇÃO

No estudo das macrófitas aquáticas, as variáveis abióticas que influenciam a sua distribuição e abundância têm sido intensamente pesquisadas, e alguns padrões foram determinados em relação à temperatura (Holm 1977), intensidade luminosa e transparência da água (Collot *et al.* 1983, Ward e Talbot 1984), velocidade de corrente (French e Chambers 1996), granulometria do sedimento (French e Chambers 1996), nutrientes na água e no sedimento (Srivastava *et al.* 1995, Bini *et al.* 1999), pH (Sand-Jensen e Rasmussen 1978), forma de carbônico inorgânico (Vestergaard e Sand-Jensen 2000) e salinidade (Earle e Kershaw 1989, Camargo e Florentino 2000). No entanto, as interações biológicas, apesar de serem menos estudadas, também podem desempenhar um papel importante nos padrões de distribuição. As macrófitas aquáticas participam de várias interações biológicas como herbivoria (Lodge 1991, Cyr e Pace 1993), parasitismo (Shearer 1998, 2002), predação (Guisande *et al.* 2000), mutualismo (Jones *et al.* 1999, 2000) e competição (Center *et al.* 2005). A competição pode ser definida como uma interação entre espécies que leva a redução no crescimento, sobrevivência ou fecundidade de indivíduos de uma espécie como resultado do efeito de outra espécie (Begon *et al.* 1996). No segundo capítulo deste trabalho, foi encontrada uma forte correlação entre o sombreamento provocado pela vegetação ciliar e a ausência de macrófitas aquáticas na região litorânea dos rios, mostrando que há uma competição por luz, onde as macrófitas sofrem um efeito negativo do sombreamento da vegetação ciliar, enquanto que a vegetação ciliar provavelmente é indiferente à presença das macrófitas. Este tipo de competição na qual uma espécie exerce um efeito negativo sobre outra espécie e esta é indiferente à primeira pode ser conceituada como competição unilateral (Tokeshi 1999) ou amensalismo (Begon *et al.* 1996). A ausência das macrófitas aquáticas nos trechos com alto sombreamento foi devido, portanto, à competição unilateral por luz exercida pela vegetação ciliar.

Vários trabalhos já estudaram a competição entre as macrófitas aquáticas flutuantes (Seed 1978, Agami e Reddy 1990, Benassi e Camargo 2003, Henry-Silva 2005), entre as macrófitas submersas (Chambers e Prepas 1990) e as emersas (Keddy 1983, Keddy 1984, Gaudet e Keddy 1995). Pesquisas têm mostrado que a capacidade competitiva de várias espécies de plantas pode variar conforme as condições ambientais como a fertilidade do solo (Grime 1986, Keddy *et al.* 1997). Keddy *et al.* (1997), estudando macrófitas aquáticas emersas, verificaram que o efeito da competição exercido pela espécie competidora mais forte sobre a espécie competidora mais fraca aumentou até 1,45 vezes com o aumento da fertilidade do sedimento. No entanto, não há trabalhos que avaliem a influência da concentração de nutrientes na água sobre a capacidade competitiva de macrófitas aquáticas flutuantes. O objetivo deste trabalho foi estudar a influência da concentração de nutrientes na água sobre a competição entre duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*, que podem ser encontradas em diferentes rios da bacia do Itanhaém.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Sistema de Cultivo com Recirculação

Um sistema de cultivo de macrófitas aquáticas com circulação de água é mais adequado para simular as condições que se encontram em um rio do que um sistema de cultivo estático. O fluxo de água ajuda a renovar os nutrientes na zona de interface (*boundary-layer*) das raízes facilitando a absorção de nutrientes (Stevens e Hurd 1997). Com base neste fundamento, decidiu-se construir um sistema de cultivo com recirculação de água na casa de vegetação do Jardim Experimental da UNESP - Rio Claro (Fig. 1). O volume total de água no sistema foi de 830 L, distribuídos em 380 L para os tanques experimentais (20 tanques de 19 L) e 450 L para as caixas de coleta e distribuição. A dimensão de cada tanque experimental foi de 0,40x0,30x0,20m com 0,12m² de superfície. A taxa de renovação de água foi regulada em 3L min⁻¹ em cada tanque e correspondeu a um tempo de residência de 6,3 min.

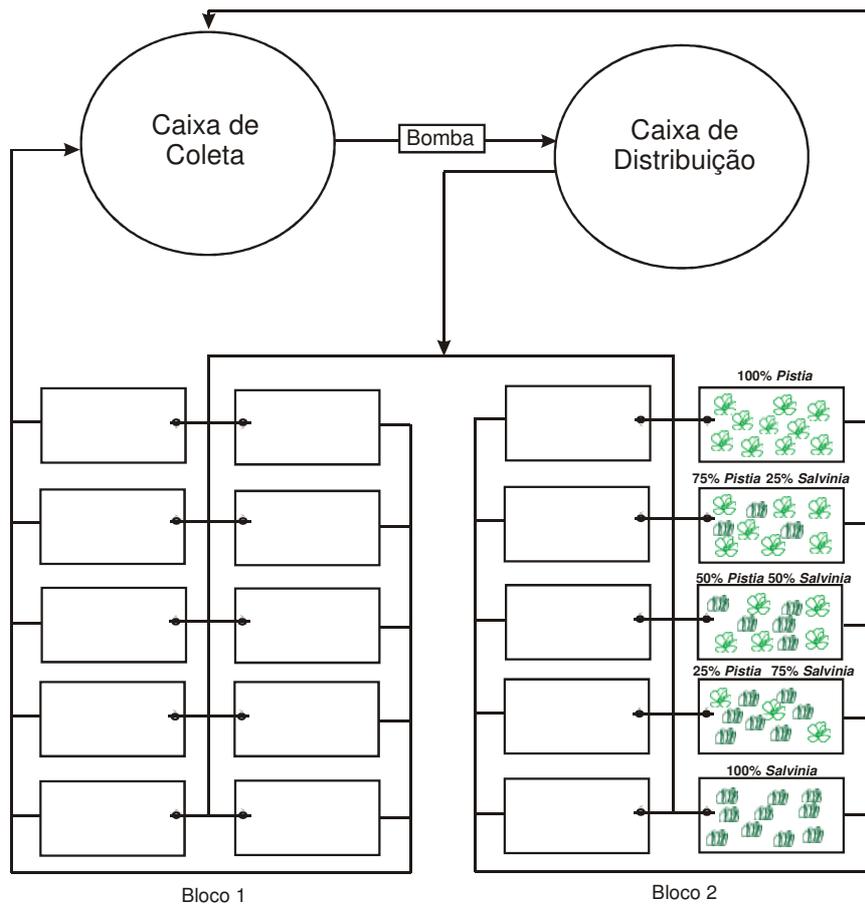


Figura 1. Foto e esquema do sistema de cultivo com recirculação de água utilizado nos experimentos de competição entre *P. stratiotes* e *S. molesta* com ilustração dos tratamentos. As setas indicam o sentido de circulação da água.

3.2 Delineamento Experimental

O delineamento experimental foi em blocos casualizados com 5 tratamentos e 4 repetições. Cada bloco correspondeu a uma série de 10 tanques conectados a um mesmo ramo do sistema de distribuição de água (Fig. 1). Os 5 tratamentos se constituíram por diferentes proporções de *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* que foram estabelecidas conforme uma série de substituição (de Wit 1960). Nesta série, as duas espécies foram distribuídas uniformemente nos tanques nas seguintes proporções: (a) 100%:0%, (b) 75%:25%, (c) 50%:50%, (d) 25%:75%, (e) 0%:100%, onde 100% correspondeu à metade da superfície do tanque (0,06m²). Deixou-se livre 0,06m² da superfície para que as macrófitas pudessem crescer. A biomassa fresca, a temperatura e o pH foram medidos semanalmente com balança ($\pm 0,01$ g), termômetro ($\pm 0,1^\circ\text{C}$) e pH-gâmetro ($\pm 0,1$). Antes da pesagem, as plantas foram acondicionadas em uma peneira plástica e submetidas a 20 movimentos vigorosos e repetidos para se retirar o excesso de água das raízes. Semanalmente, o material vegetal morto foi retirado manualmente, e por sifonamento e filtragem da água do fundo do tanque utilizando-se malha de poliéster do tipo usado em filtro de aquário. Este procedimento foi necessário para evitar que a água do tanque experimental fosse enriquecida por nutrientes provenientes da decomposição do material vegetal morto que poderiam aumentar a taxa de crescimento das macrófitas aquáticas testadas como foi observado em experimento piloto.

Dois experimentos de competição foram realizados, um com a água de rio com baixa concentração de nutrientes no período entre 30/12/03 e 24/02/04 e outro experimento com solução nutritiva sintética com alta concentração de nutrientes no período entre 21/06/04 e 16/08/04. A água do rio Aguapeú em Itanhaém, onde ocorrem as macrófitas aquáticas testadas, foi coletada e transportada até o Jardim Experimental. As concentrações de nutrientes na água do rio foram determinadas no Laboratório de Ecologia Aquática da

UNESP - Rio Claro e no Laboratório de Nutrição de Plantas da ESALQ-USP: $\text{NH}_4\text{-N}=6\mu\text{g/L}$, $\text{NO}_3\text{-N}=14\mu\text{g/L}$, $\text{PO}_4\text{-P}=0,5\mu\text{g/L}$, $\text{K}=0,9\text{mg/L}$, $\text{Ca}=1,0\text{mg/L}$, $\text{Mg}=5,0\text{mg/L}$, $\text{Fe}=0,5\text{mg/L}$, B=traço, Mn=traço, Zn=traço, $\text{Cu}=0,1\text{mg/L}$ e $\text{S}=2,6\text{mg/L}$. A solução nutritiva utilizada no experimento com alta concentração de nutrientes foi a de Hoagland e Arnon modificada a 10% conforme Agami e Reddy (1990): $\text{NH}_4\text{-N}=10,5\text{mg/L}$, $\text{NO}_3\text{-N}=10,5\text{mg/L}$, $\text{PO}_4\text{-P}=3,1\text{mg/L}$, $\text{K}=23,0\text{mg/L}$, $\text{Ca}=20,0\text{mg/L}$, $\text{Mg}=5,0\text{mg/L}$, $\text{Fe}=0,6\text{mg/L}$, B=0,5mg/L, Mn=0,5mg/L, Zn=0,05mg/L, Cu=0,02mg/L, Mo=0,01mg/L, Cl=0,7mg/L, e S=2,9mg/L. Utilizou-se água destilada para diluir os nutrientes na produção da solução nutritiva. A água do rio e a solução nutritiva do sistema de cultivo foram trocadas a cada 15 dias para renovar a concentração de nutrientes. As macrófitas aquáticas *P. stratiotes* e *S. molesta* foram coletadas de bancos mistos no rio Aguapeú em Itanhaém e transportadas até o Jardim Experimental. As plantas foram aclimatadas nos tanques experimentais por uma semana antes do início do experimento.

3.3 Análise de Dados

Amostras de *P. stratiotes* e *S. molesta* foram secas em estufa a 105°C até peso constante para serem utilizadas na regressão linear entre biomassa fresca e biomassa seca (Sokal e Rohlf 1995, Zar 1999). A equação encontrada foi utilizada para se estimar a biomassa seca a partir da biomassa fresca. As taxas de crescimento relativo das macrófitas aquáticas em cada tanque de cultivo foram calculadas através de uma análise de regressão linear entre a biomassa seca logaritmizada e o tempo. O coeficiente angular da equação estimada correspondeu à taxa média de crescimento relativo da curva de crescimento (Leung *et al.* 2001). As taxas médias de crescimento relativo de *P. stratiotes* e *S. molesta* em cada tratamento foram comparadas através de análise de variância e teste de Tukey (Sokal e Rohlf 1995, Zar 1999).

4. RESULTADOS

4.1 Competição em Baixa Concentração de Nutrientes

As análises de regressão entre biomassa fresca (BF) e biomassa seca (BS) no experimento com água do rio forneceram as seguintes equações de regressão para *P. stratiotes* $BS = 0,3712 + 0,0348 * BF$ ($R^2=0,90$; $F_{(1;5)} = 46,8$; $p < 0,01$); e para *S. molesta* $BS = 0,0689 + 0,0240 * BF$ ($R^2=0,97$; $F_{(1;11)} = 420$; $p < 0,001$). As curvas de crescimento de *P. stratiotes* e de *S. molesta* nos diferentes tratamentos são apresentadas nas Fig. 2. Observa-se um aumento da biomassa desde o início do experimento até atingir uma assíntota entre a quinta e a sexta semana para a maioria das curvas. A temperatura (média \pm desvio padrão) e o pH durante o experimento foram $27,3 \pm 3,6^\circ\text{C}$ e $6,7 \pm 0,3$, respectivamente.

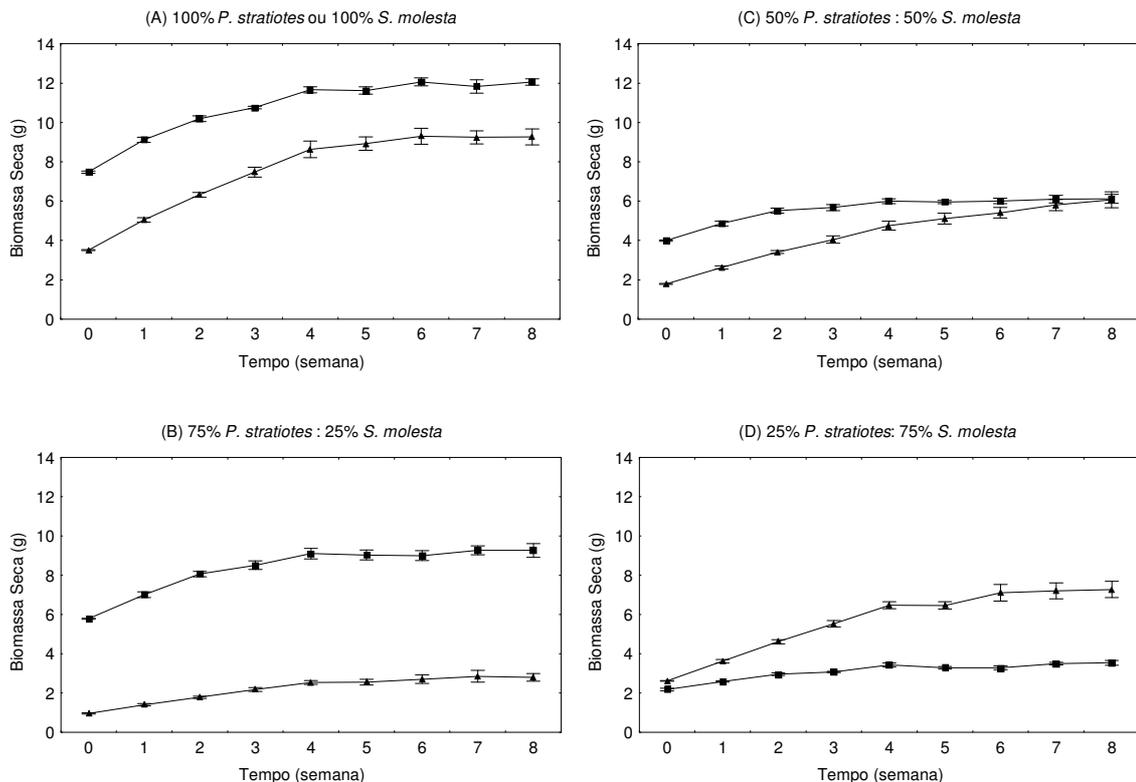


Figura 2. Experimento com baixa concentração de nutrientes: biomassa seca de *P. stratiotes* (■) e *S. molesta* (▲) em: (A) cultivos monoespecíficos, (B) 75% *P. stratiotes* e 25% *S. molesta*, (C) 50% *P. stratiotes* e 50% *S. molesta*, (D) 25% *P. stratiotes* e 75% *S. molesta*. As médias são acompanhadas pelos desvios-padrão.

A taxa de crescimento relativo de *P. stratiotes* foi plotada em função da proporção de *S. molesta* presente em cada tratamento (Fig. 3A) e as taxas de crescimento relativo de *S. molesta* foi plotada em função da proporção de *P. stratiotes* (Fig. 3B). Estes gráficos são úteis para se analisar o efeito de *P. stratiotes* no crescimento de *S. molesta* e de *S. molesta* em *P. stratiotes*. A referência para comparação é o cultivo puro, onde não há a interação entre as espécies. As taxas de crescimento relativo de *P. stratiotes* e *S. molesta* nos cultivos mistos não diferiram significativamente do controle ($p>0,05$; Tab. 1 e 2), indicando que não houve um efeito de competição de uma espécie sobre a outra que diminuísse a taxa de crescimento no cultivo misto.

Tabela 1. Análise de variância da taxa crescimento relativo de *P. stratiotes* cultivada em baixa concentração de nutrientes.

C.V.	S.Q.	G.L.	Q.M.	F	p
Tratamento	$4,22 \times 10^{-7}$	3	$1,27 \times 10^{-6}$	2,4	0,12
Bloco	$1,65 \times 10^{-6}$	1	$1,65 \times 10^{-6}$	3,2	0,10
Resíduo	$4,74 \times 10^{-8}$	11	$5,21 \times 10^{-7}$		

Tabela 2. Análise de variância da taxa de crescimento relativo de *S. molesta* cultivada em baixa concentração de nutrientes.

C.V.	S.Q.	G.L.	Q.M.	F	p
Tratamento	$3,75 \times 10^{-5}$	3	$1,25 \times 10^{-5}$	3,1	0,07
Bloco	$5,19 \times 10^{-6}$	1	$5,19 \times 10^{-6}$	1,3	0,28
Resíduo	$4,49 \times 10^{-5}$	11	$4,09 \times 10^{-6}$		

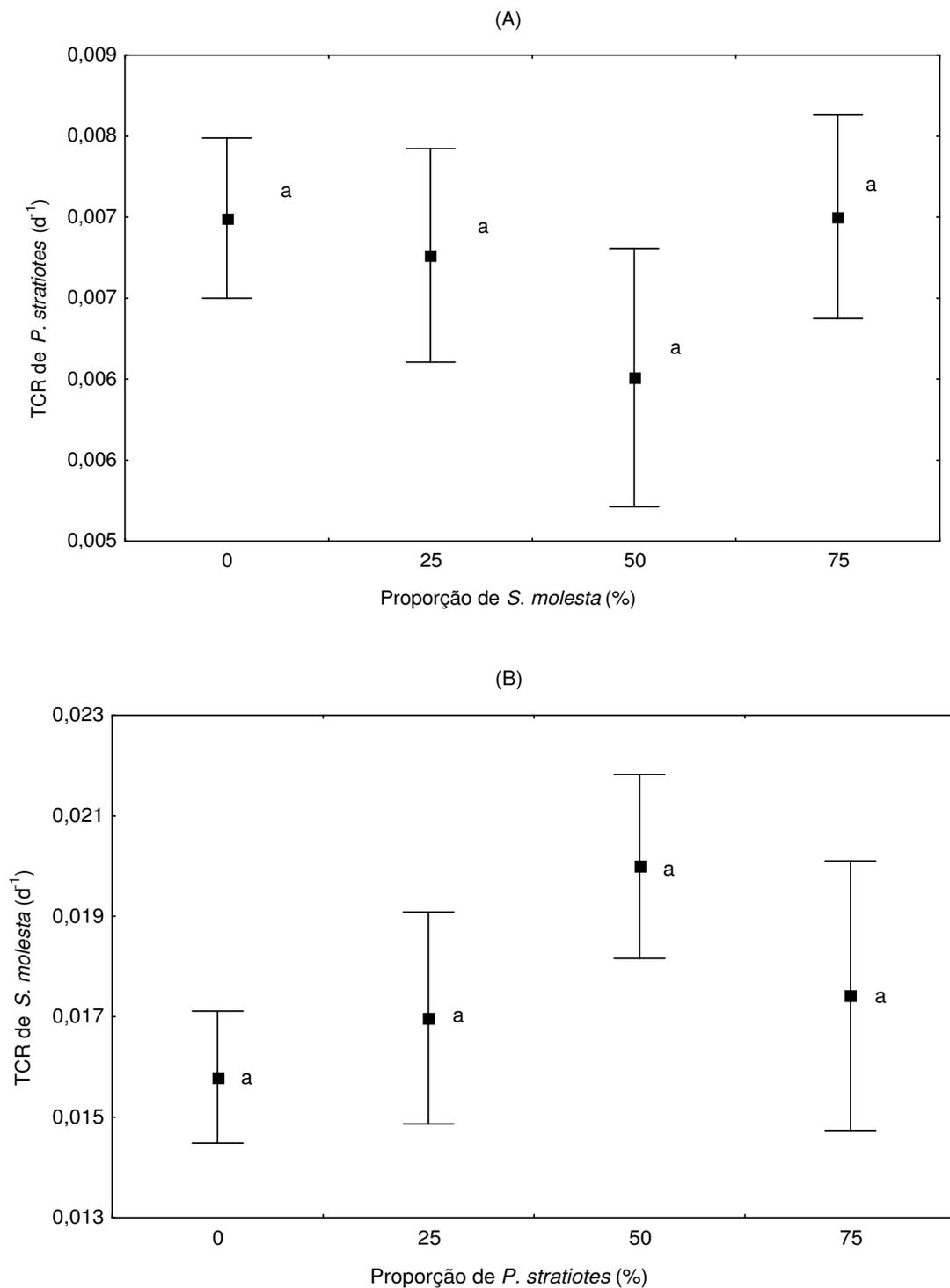


Figura 3. Experimento com baixa concentração de nutrientes - taxas de crescimento relativo: (A) TCR de *P. stratiotes* em função da proporção de *S. molesta* no tratamento e (B) TCR de *S. molesta* em função da proporção de *P. stratiotes* no tratamento. As médias acompanhadas por letras iguais não diferiram significativamente ($p > 0,05$) segundo a análise de variância. As barras representam os desvios-padrão.

4.2 Competição em Alta Concentração de Nutrientes

As análises de regressão entre biomassa fresca (BF) e biomassa seca (BS) de *P. stratiotes* e *S. molesta* cultivados em solução nutritiva forneceram as seguintes equações de regressão para *Pistia*: $BS = 0,0360 * BF$ ($R^2=0,99$; $F_{(1;15)} = 22716$; $p < 0,001$) e para *Salvinia*: $BS = -0,0054 + 0,0333 * BF$ ($R^2=0,99$; $F_{(1;8)} = 2132$; $p < 0,001$). A temperatura (média \pm desvio padrão) e o pH durante o experimento foram de $20,4 \pm 3,2^\circ\text{C}$ e $6,8 \pm 0,3$, respectivamente.

As curvas de crescimento de *P. stratiotes* e de *S. molesta* nos diferentes tratamentos foram apresentadas na Fig. 4. A Fig. 4A mostra o crescimento das duas espécies de macrófitas em cultivos monoespecíficos. Verifica-se que, nesta condição, as plantas crescem vigorosamente. Na Fig. 4B, em cultivo misto com 75% de *P. stratiotes* e 25% de *S. molesta*, *P. stratiotes* inibe fortemente o crescimento de *S. molesta* desde as primeiras semanas até o final do cultivo. Na Fig. 4C, com as plantas cultivadas na proporção de 50%:50%, *P. stratiotes* também inibe fortemente o crescimento de *S. molesta*. Na Fig. 4D, com 25% de *P. stratiotes* e 75% de *S. molesta*, *S. molesta* numa proporção maior consegue crescer até a sexta semana, a partir da qual passa a perder biomassa devido a competição.

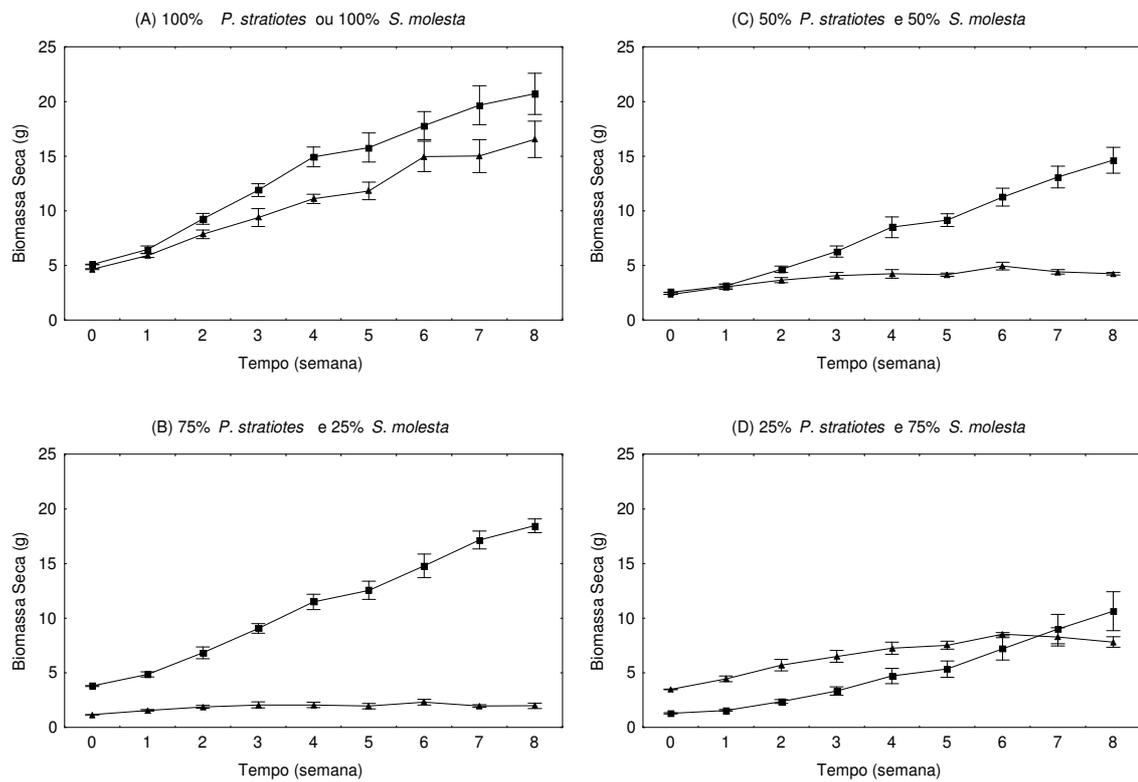


Figura 4. Experimento com alta concentração de nutrientes: biomassa seca de *P. stratiotes* (■) e *S. molesta* (▲) em: (A) cultivos monoespecíficos, (B) 75% *P. stratiotes* e 25% *S. molesta*, (C) 50% *P. stratiotes* e 50% *S. molesta*, (D) 25% *P. stratiotes* e 75% *S. molesta*. As médias são acompanhadas pelos desvios-padrão.

As taxas de crescimento relativo de *S. molesta* nos cultivos mistos foram significativamente menores ($p < 0,05$) quando comparadas com o cultivo mono específico (Fig. 5B e Tab. 4), indicando que *P. stratiotes* exerceu um efeito negativo sobre *S. molesta* reduzindo as suas taxas de crescimento. A redução foi mais pronunciada quando a proporção de *P. stratiotes* foi maior, tendência esta representada pela curva exponencial na Fig. 5B. A interpretação deste resultado é que a capacidade competitiva de *P. stratiotes* é dependente de densidade, ou seja, da sua proporção inicial na mistura.

As taxas de crescimento relativo de *P. stratiotes* nos cultivos mistos foram significativamente maiores ($p < 0,05$) que no cultivo mono específico (Fig. 5A e Tab. 5), indicando que a capacidade competitiva interespecífica de *S. molesta* é menor que a capacidade competitiva intra-específica de *P. stratiotes*. Em outras palavras, no cultivo mono específico de *P. stratiotes*, a taxa de crescimento relativo se manteve baixa (Fig. 5A) devido a sua alta capacidade de competição intra-específica. À medida que *P. stratiotes* foi substituída por *S. molesta* em proporções crescentes nos tratamentos mistos, a alta capacidade de competição intra-específica de *P. stratiotes* foi sendo também substituída pela baixa capacidade de competição interespecífica de *S. molesta*, permitindo que as taxas de crescimento relativo de *P. stratiotes* aumentassem conforme o aumento da proporção de *S. molesta* (Fig. 5A); a esta tendência foi ajustada uma curva exponencial. O aumento da taxa de crescimento relativo de *P. stratiotes* é um processo dependente de densidade, apresentando uma correlação positiva com a proporção de *S. molesta* e uma correlação negativa com a proporção de *P. stratiotes*.

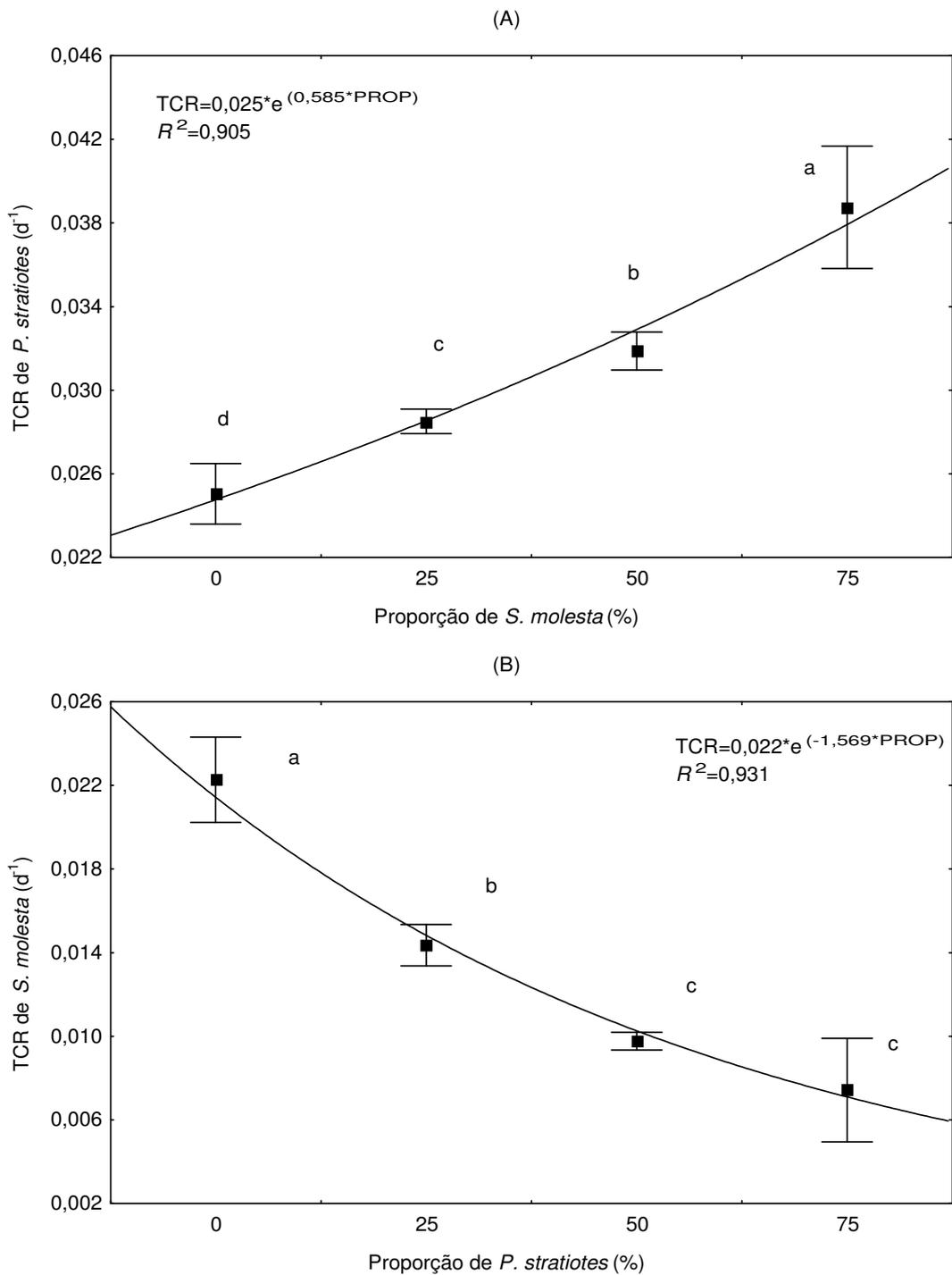


Figura 5. Experimento com alta concentração de nutrientes - taxas de crescimento relativo: (A) TCR de *P. stratiotes* em função da proporção de *S. molesta* no tratamento e (B) TCR de *S. molesta* em função da proporção de *P. stratiotes* no tratamento. As taxas acompanhadas por letras iguais não diferiram significativamente ($p > 0,05$) segundo o teste de Tukey. As barras representam os desvios-padrão. A equação e o coeficiente de determinação da linha de tendência foram apresentados nos gráficos; PROP= proporção.

Tabela 3. Análise de variância da taxa de crescimento relativo de *P. stratiotes* cultivada em alta concentração de nutrientes.

C.V.	S.Q.	G.L.	Q.M.	F	P
Tratamento	$4,10 \times 10^{-4}$	3	$1,37 \times 10^{-4}$	62,3	<0,001
Bloco	$1,13 \times 10^{-5}$	1	$1,13 \times 10^{-5}$	5,2	0,044
Resíduo	$2,41 \times 10^{-5}$	11	$2,19 \times 10^{-6}$		

Tabela 4. Análise de variância da taxa de crescimento relativo de *S. molesta* cultivada em alta concentração de nutrientes.

C.V.	S.Q.	G.L.	Q.M.	F	P
Tratamento	$5,14 \times 10^{-4}$	3	$1,71 \times 10^{-4}$	55,8	<0,001
Bloco	$5,02 \times 10^{-7}$	1	$5,02 \times 10^{-7}$	0,16	0,694
Resíduo	$3,38 \times 10^{-5}$	11	$3,07 \times 10^{-6}$		

Quando *P. stratiotes* e *S. molesta* foram cultivadas em água do rio Aguapeú com baixa concentração de nutrientes, as duas espécies coexistiram até o final do experimento sem sofrer competição como foi indicado pelas taxas de crescimento relativo que não diferiram entre o controle e os tratamentos (Fig. 3). A ausência de competição também foi evidenciada visualmente pela presença de espaços livres na superfície dos tanques experimentais quando as plantas atingiram a biomassa máxima na oitava semana de cultivo. Por outro lado, quando foram cultivadas em solução rica em nutrientes, *P. stratiotes* apresentou taxas de crescimento relativo maiores nos tratamentos do que no controle (Fig. 5A), enquanto que *S. molesta* apresentou taxa de crescimento relativo maior no controle do que nos tratamentos (Fig. 5B), indicando que *P. stratiotes* exerceu um efeito negativo diminuindo a taxa de crescimento relativo de *S. molesta*. A forte competição exercida por *P. stratiotes* também foi confirmada visualmente pela alta restrição de espaço para *S. molesta*, que acabou sendo fortemente sombreada chegando a provocar o amarelecimento

das folhas e a fragmentação dos rizomas nos tratamentos com maior proporção de *P. stratiotes*.

5. DISCUSSÃO

Quando se estuda a competição entre as plantas não há como não se discutir também a coexistência, seriam como as duas faces de uma mesma moeda. Em um sistema em equilíbrio, geralmente se esperaria que as espécies com maior capacidade competitiva excluíssem as espécies com menor capacidade (Pickett 1980). No entanto, em sistemas naturais, isto nem sempre ocorre, e várias espécies coexistem em uma mesma área (Platt 1975). Quais seriam os fatores que evitariam a exclusão das espécies menos competitivas? Entre os vários conceitos formulados para se explicar a coexistência, podem-se citar alguns: o particionamento de habitat, tanto espacial quanto temporal; o distúrbio intermediário; o conceito de mosaicos entre outros (Tokeshi 1999). Tilman (1982, 1997) demonstrou que a coexistência entre duas espécies pode ocorrer também em sistemas em equilíbrio quando as espécies competem por dois ou mais recursos, mas possuem necessidades diferenciadas por estes recursos. No caso mais simples, quando se consideram dois recursos (R1 e R2), concentrações intermediárias de R1 e R2 permitem a coexistência estável, enquanto que concentrações maiores de R1 em relação a R2 favorecem uma espécie e concentrações maiores de R2 em relação a R1 favorece a outra espécie. O modelo de Tilman pode ser estendido para mais de duas espécies, implicando, porém, em um aumento de complexidade.

Entre as plantas terrestres, a fertilidade do solo é um fator importante para explicar a diversidade biológica. Em 1843 na Inglaterra, foi iniciado um experimento em um campo com diferentes espécies de gramíneas onde se buscou determinar como a adubação do solo afeta a diversidade de espécies. O experimento tem sido conduzido por mais de 150 anos

até os dias de hoje, e ainda está em andamento. Os resultados mostraram que as parcelas que recebem adubação diminuíram a riqueza, que caiu em alguns casos para uma ou duas espécies, devido à exclusão competitiva, enquanto que as parcelas que não recebem adubação mantiveram o nível inicial de riqueza entre 50 e 60 espécies (T. 1904, Pickrell 2001). Em solo com baixa fertilidade, a capacidade competitiva da espécie potencialmente mais forte é diminuída, podendo levar, deste modo, à coexistência entre as espécies, enquanto que, em solos com alta fertilidade, as espécies mais competitivas tendem a excluir as menos competitivas (Pickrell 2001). Um padrão semelhante foi encontrado no presente estudo. *Pistia stratiotes* e *S. molesta* coexistiram quando cultivados em baixa concentração de nutrientes, mas, quando cultivados em alta concentração, *P. stratiotes* exibiu uma alta capacidade competitiva em relação a *S. molesta* que apresentou folhas amareladas e rizomas fragmentados nos tratamentos com maior proporção de *P. stratiotes*. Poderia-se conjecturar que *S. molesta* seria excluída se o experimento fosse continuado por um tempo maior.

A influência da concentração de nutrientes na capacidade competitiva das macrófitas aquáticas estudadas está relacionada com a morfologia das espécies. No experimento com alta concentração de nutrientes, *P. stratiotes* pôde tirar vantagem de sua maior estatura. Com um crescimento vigoroso, as folhas de *P. stratiotes* sombrearam *S. molesta*, e o sombreamento foi mais intenso nos tratamentos com maior proporção de *P. stratiotes*, levando a taxas de crescimento relativo decrescentes de *S. molesta* como resultado da competição por luz. Benassi e Camargo (2003) também verificaram uma vantagem competitiva de *P. stratiotes* em relação a *S. molesta* cultivadas em efluente de tanques de carcinicultura. A vantagem das espécies com maior estatura na competição por luz também foi detectada por Gaudet e Keddy (1988) - plantas com maior biomassa, mais altas e com uma copa maior competiram melhor por luz do que plantas com menor

biomassa, mais baixas e com copa menor. No experimento com baixa concentração de nutrientes, *P. stratiotes* apresentou uma baixa taxa de crescimento não chegando a ocupar toda a área disponível no final do experimento. O maior espaçamento e folhas com menor estatura de *P. stratiotes* levaram a um baixo sombreamento de *S. molesta* que resultou em taxas de crescimento relativo que não diferiram entre os tratamentos. A influência da concentração de nutrientes na água na competição entre macrófitas aquáticas flutuantes foi comparável com a influência da fertilidade do solo na competição entre plantas terrestres, onde a fertilidade do solo modula a capacidade competitiva das espécies de maior estatura em relação às de menor estatura (Grime 1973, Pickrell 2001). Keddy *et al.* (1997), estudando macrófitas aquáticas emersas, verificaram que o efeito da competição exercido pela espécie competidora mais forte sobre a espécie competidora mais fraca aumentou até 1,45 vezes com o aumento da fertilidade do sedimento.

A vantagem morfológica encontrada em *P. stratiotes* em relação a *S. molesta* quando cultivado em solução com alta concentração de nutrientes também foi observada em *E. crassipes* em relação a *P. stratiotes* em outros experimentos realizados por Agami e Reddy (1990) e Center *et al.* (2005) em alta concentração de nutrientes, e por Henry-Silva (2005) utilizando efluente de tanques de carcinicultura para o cultivo. No entanto, outras espécies de macrófitas aquáticas flutuantes têm a capacidade de alterar a sua forma de crescimento a fim de evitar a competição. Agami e Reddy (1991) verificaram que *Hydrocotyle umbellata* em cultivo misto com *E. crassipes* desenvolviam pecíolos mais longos para escapar da competição por luz. Esta plasticidade morfológica se mostrou tão eficiente que *H. umbellata* apresentou um ganho em biomassa maior em cultivo misto do que em monocultura, anulando, assim, a possível vantagem competitiva da *E. crassipes* e permitindo, deste modo, a coexistência.

Além da concentração de nutrientes na água, outras variáveis abióticas e bióticas também podem influenciar a capacidade competitiva das macrófitas aquáticas. A salinidade é uma variável abiótica que afeta a capacidade competitiva das várias espécies de macrófitas aquáticas em pântanos salgados (Snow e Vince 1984, Bertness 1991, La Peyre *et al.* 2001). Estes autores verificaram que, em trechos do estuário com alta salinidade, a competição é um fator secundário na determinação dos padrões de distribuição, enquanto que nos trechos com baixa salinidade a competição passa a ser mais importante. Entre as variáveis bióticas que afetam a competição, pode-se citar também a herbivoria (Taylor *et al.* 1997, Center 2005). Taylor *et al.* (1997) verificaram que na presença da nutria (*Myocastor coypus*) tanto a competição quanto as interações mutualísticas entre gramíneas em um pântano salgado foram eliminadas. Center *et al.* (2005) constataram que, quando *E. crassipes* sofreu herbivoria pelos gorgulhos *Neochetina eichhorniae* e/ou *Neochetina bruchi*, ela diminuiu a intensidade de competição em relação a *P. stratiotes*.

A extrapolação direta dos resultados dos experimentos para o ambiente natural nem sempre é possível e deve ser analisada com muita cautela. O funcionamento do ambiente lêntico e lótico é bem distinto. Mesmo dentro de cada ambiente, as situações podem ser bem variadas. O lago é um sistema fechado que pode levar a uma restrição de espaço para as macrófitas aquáticas flutuantes. Quanto menor o lago, maior a possibilidade de restrição de espaço. Com uma alta restrição de espaço e um alto grau de trofia, há uma possibilidade de que as espécies de macrófitas flutuantes mais competitivas possam excluir as espécies menos competitivas. Por outro lado, um rio é um sistema aberto (Forrester *et al.* 1999). Por mais exuberante que seja o crescimento das macrófitas aquáticas flutuantes, a probabilidade de exclusão das espécies menos competitivas é remota, pois o fluxo hidráulico constantemente carrega as plantas liberando espaço (Room 1983). Nos tanques experimentais, a restrição de espaço foi bastante alta, mais alta do que em ambientes

lênticos de pequenas dimensões. Mesmo assim, *P. stratiotes* e *S. molesta* cresceram coexistindo, quando cultivados em baixa concentração de nutrientes. A baixa concentração de nutrientes limitou o crescimento de *P. stratiotes* e *S. molesta* tornando a competição por espaço pouco relevante. Contudo, uma restrição muito intensa de nutriente também tem um efeito negativo sobre as macrófitas aquáticas, que ficam submetidas a um estresse intenso e passam a sobreviver em uma condição marginal. De Filippo (2003) observou que *P. stratiotes* não se reproduz em ambientes com muito baixa concentração de nutrientes. Se por um lado a baixa concentração de nutrientes pode abrandar a competição entre as espécies de macrófitas flutuantes estudadas, por outro pode diminuir a reprodução.

Este trabalho mostrou que, em ambientes com alta restrição de espaço, a concentração de nutriente na água pode influenciar a competição entre as macrófitas aquáticas flutuantes, intensificando ou abrandando-a. No entanto, extrapolações diretas dos resultados para padrões encontrados em lagos e rios devem ser evitadas, pois vários outros fatores devem ser considerados.

6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- Agami, M., e K. R. Reddy. 1990. Competition for space between *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Pistia stratiotes* L. cultured in nutrient-enriched water. *Aquatic Botany* **38**: 195-208.
- Agami, M., e K. R. Reddy. 1991. Interrelationships between *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Hydrocotyle umbellata* L. *Aquatic Botany* **39**: 147-157.
- Begon, M., J. L. Harper, e C. R. Townsend. 1996. *Ecology: Individuals, populations and communities*. Blackwell Science, Oxford.
- Benassi, R. F., e A. F. M. Camargo. 2003. Competição entre duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* D. S. Mitchell cultivadas em diferentes concentrações de nutrientes. Página 55 in Resumos do II Workshop de Macrófitas Aquáticas. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande.

- Bertness, M. D. 1991. Interspecific interactions among high marsh perennials in a New England salt marsh. *Ecology* **72**: 125-137.
- Bini, L. M., S. M. Thomaz, K. J. Murphy, e A. F. M. Camargo. 1999. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia* **415**: 147-154.
- Camargo, A. F. M., e E. R. Florentino. 2000. Population dynamics and net primary production of the aquatic macrophyte *Nymphaea rudgeana* C. F. Mey in a lotic environment of the Itanhaém River Basin SP, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* **60**: 83-92.
- Center, T. D., T. K. Van, F. A. Dray Jr., S. J. Franks, M. T. Rebelo, P. D. Pratt, e M. B. Rayamajhi. 2005. Herbivory alters competitive interactions between two invasive aquatic plants. *Biological Control* **33**: 173-185.
- Chambers, P. A., e E. E. Prepas. 1990. Competition and coexistence in submerged aquatic plant communities: the effects of species interactions versus abiotic factors. *Freshwater Biology* **23**: 541-550.
- Collot, D., F. Koriyama, e E. Garcia. 1983. Repartitions, biomasses et productions des macrophytes du lac Titicaca. *Revue D'Hydrobiologie Tropicale* **16**: 241-261.
- Cyr, H., e M. L. Pace. 1993. Magnitude and patterns of herbivory in aquatic and terrestrial ecosystems. *Nature* **361**: 148-150.
- De Filippo, R. 2003. Colonização e regressão da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório da UHE Serra da Mesa- Goiás. Páginas 281-297 in Thomaz, S. M., e L. M. Bini, editores. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- de Wit, C. T. 1960. On competition. *Verslagen van landbouwkundige onderzoekingen* **66**: 1-82.
- Earle, J. C., e K. A. Kershaw. 1989. Vegetation patterns in James Bay coastal marshes: III. Salinity and elevation as factors influencing plant zonations. *Canadian Journal of Botany* **67**: 2967-2974.

- Forrester, G. E., T. L. Dudley, e N. B. Grimm. 1999. Trophic interactions in open systems: effect of predators and nutrients on stream food chains. *Limnology and Oceanography* **44**: 1187-1197.
- French, T. D., e P. A. Chambers. 1996. Habitat partitioning in riverine macrophyte communities. *Freshwater Biology* **36**: 509-520.
- Gaudet, C. L., e P. A. Keddy. 1988. A comparative approach to predicting competitive ability from plant traits. *Nature* **334**: 242-243.
- Gaudet, C. L., e P. A. Keddy. 1995. Competitive performance and species distribution in shoreline plant communities: a comparative approach. *Ecology* **76**: 280-291.
- Grime, J. P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* **242**: 344-347.
- Grime, J. P. 1986. *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley, Chichester.
- Guisande, C., C. Andrade, C. Granado-Lorencio, S. R. Duque, e M. Núñez-Avellaneda. 2000. Effects of zooplankton and conductivity on tropical *Utricularia foliosa* investment in carnivory. *Aquatic Ecology* **34**: 137-142.
- Henry-Silva, G. G. 2005. Tratamento de efluentes de carcinocultura por macrófitas aquáticas, interações ecológicas e valor nutritivo da biomassa vegetal para tilápia do Nilo. Tese. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, Brasil.
- Holm, L. G. 1977. *The world's worst weeds: distribution and biology*. East West Center by the University Press of Hawaii, Honolulu.
- Jones, J. I., J. O. Young, G. M. Haynes, B. Moss, J. W. Eaton, e K. J. Hardwick. 1999. Do submerged aquatic plants influence their periphyton to enhance the growth and reproduction of invertebrate mutualists?. *Oecologia* **120**: 463-474.
- Jones, J. I., B. Moss, J. W. Eaton and J. O. Young. 2000. Do submerged aquatic plants influence periphyton community composition for the benefit of invertebrate mutualists?. *Freshwater Biology* **43**: 591-604.
- Keddy, P. A. 1983. Shoreline vegetation in Axe Lake, Ontario: effects of exposure on zonation patterns. *Ecology* **64**: 331-344.
- Keddy, P. A. 1984. Plant zonation on lakeshores in Nova Scotia: a test of the resource specialization hypothesis. *Journal of Ecology* **72**: 797-808.

- Keddy, P. A., L. Twolan-Strutt, e B. Shipley. 1997. Experimental evidence that interspecific competitive asymmetry increases with soil productivity. *Oikos* **80**: 253-256.
- La Peyre, M. K., J. B. Grace, E. Hahn, e I. A. Mendelssohn. 2001. The importance of competition in regulating plant species abundance along a salinity gradient. *Ecology* **82**: 62-69.
- Leung, R., A. F. M. Camargo, e R. F. Benassi. 2001. Análise de regressão linear simples na estimativa da taxa de crescimento de macrófitas aquáticas. Página 452 *in* Resumos do V Congresso de ecologia do Brasil: ambiente x sociedade. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Lodge, D. M. 1991. Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquatic Botany* **41**: 195-224.
- Pickett, S. T. 1980. Non-equilibrium coexistence of plants. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **107**: 238-248.
- Pickrell, J. 2001. Where the grass never stops growing. *Science* **293**: 625.
- Platt, W. J. 1975. The colonization and formation of equilibrium plant species associations on badger disturbances in a tall-grass prairie. *Ecological Monographs* **45**: 285-305.
- Room, P. M. 1983. 'Falling apart' as a lifestyle: the rhizome architecture and population growth of *Salvinia molesta*. *Journal of Ecology* **71**: 349-365.
- Sand-Jensen, K., e L. Rasmussen. 1978. Macrophytes and chemistry of acidic streams from lignite mining areas. *Botanisk Tidsskrift* **72**: 105-112.
- Seed, M. T. E. 1978. Effect of pH on the nature of competition between *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*. *Journal of Aquatic Plant Management* **16**: 53-57.
- Shearer, J. F. 1998. Biological control of *Hydrilla* using an endemic fungal pathogen. *Journal of Aquatic Plant Management* **36**: 54-56.
- Shearer, J. F. 2002. The potential role of endophytic fungus in the decline of stressed Eurasian watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management* **40**: 76-115.
- Snow, A. A., e S. W. Vince. 1984. Plant zonation in an Alaska salt marsh II. An experimental study of the role of edaphic conditions. *Journal of Ecology* **72**: 669-684.
- Sokal, R. R., e F. J. Rohlf. 1995. *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman, New York.

- Srivastava, D. S., C. A. Staicer, e B. Freedman. 1995. Aquatic vegetation of Nova Scotian lakes differing in acidity and trophic status. *Aquatic Botany* **51**: 181-196.
- Stevens, C. L., e C. L. Hurd. 1997. Boundary-layers around bladed aquatic macrophytes. *Hydrobiologia* **346**:119-128.
- T., A. G. 1904. The Rothamsted Agricultural Experiments. *New Phytologist* **3**: 171-176.
- Taylor, K. T., J. B. Grace, e B. D. Marx. 1997. The effects of herbivory on neighbor interactions along a coastal marsh gradient. *American Journal of Botany* **84**: 709-715.
- Tilman, D. 1982. Resource competition and community structure. Princeton University Press, Princeton.
- Tilman, D. 1997. Mechanisms of plant competition. Páginas 239-261 *in* M. J. Crawley, editor. *Plant ecology*. Blackwell Science, Oxford.
- Tokeshi, M. 1999. Species coexistence. Blackwell Science, Oxford.
- Vestergaard, O., e K. Sand-Jensen. 2000. Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant distribution in Danish lakes. *Aquatic Botany* **67**: 85-107.
- Ward, J., e J. Talbot. 1984. Distribution of aquatic macrophytes in Lake Alexandrina, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **18**: 211-220.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Upper Saddle River.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos realizados na bacia do rio Itanhaém têm associado a distribuição e a abundância das macrófitas aquáticas com variáveis abióticas como profundidade, nutrientes na água, coeficiente de extinção luminosa, turbidez e salinidade (Camargo e Florentino 2000, Pereira 2002). No presente trabalho, além das variáveis abióticas, como salinidade, declividade da margem, transparência, nutrientes na água e no sedimento e granulometria, a distribuição das macrófitas aquáticas também foi associada com variáveis bióticas como a presença da vegetação ciliar e a ocorrência de tronco e galhos.

A salinidade foi uma variável ambiental importante para separar a área de estudo em dois ecossistemas com vegetação bem distinta: o estuário do rio Itanhaém com macrófitas aquáticas emersas tolerantes à salinidade, e os rios da planície costeira com macrófitas aquáticas de água doce pouco tolerante à salinidade. No entanto, não se encontrou evidências fortes de que a salinidade seja importante para determinar a distribuição de *E. densa* ou *C. furcata* nos trechos de rio mais próximos ao estuário com água oligohalina. Destaca-se ainda um predomínio de variáveis físicas e químicas correlacionadas aos padrões de distribuição encontrados, porém já se detectou algumas interações biológicas entre a vegetação ciliar e as macrófitas aquáticas. A vegetação ciliar compete por luz com as macrófitas, sombreando-as. O tipo de competição parece ser unilateral, conforme definição de Tokeshi (1999), onde a vegetação ciliar diminui a sobrevivência ou o crescimento das macrófitas aquáticas, enquanto que estas parecem não afetar a vegetação ciliar. Em alguns rios da bacia, a vegetação ciliar também serve de suporte para a fixação de algumas espécies de macrófitas flutuantes livres e flutuantes enraizadas (*P. stratiotes*, *L. minor*, *E. azurea*, entre outras), resultando em um comensalismo (Begon *et al.* 1996). As macrófitas se beneficiam das plantas suporte sem prejudicá-las aparentemente. Não se sabe

até que ponto as interações biológicas nos ambientes aquáticos são responsáveis pelos padrões de distribuição dos organismos em rios e riachos. Certamente, elas têm uma influência, mas o tamanho desta contribuição não é bem conhecida em muitos ecossistemas aquáticos, especialmente no que diz respeito às macrófitas. Chambers e Prepas (1990) não detectaram competição entre macrófitas aquáticas submersas na maioria dos trechos estudados em um rio do Canadá. Pode-se conjecturar que realmente a competição entre as espécies estudadas era ausente ou de intensidade muito fraca. Ou ainda ela poderia existir, mas o método de detecção não foi eficaz em capturá-las. Já em outros ecossistemas como os pântanos salgados, que são bastante estudados, o papel das variáveis que influenciam a distribuição das macrófitas aquáticas é bem mais conhecido. A salinidade determina a distribuição das macrófitas nos trechos do pântano salgado com alta salinidade, enquanto que a competição entre as espécies e a fertilidade solo determinam a distribuição nos trechos com baixa salinidade, e a variação de nível da água afeta tanto as áreas com alta quanto as com baixa salinidade (Vince e Snow 1984, Bertness e Ellison 1987, Earle e Kershaw 1989, Pennings e Callaway 1992, Wilson *et al.* 1996). O experimento de competição em alta concentração de nutrientes mostrou que uma restrição de espaço é necessária para que haja competição entre macrófitas aquáticas flutuantes. Como o rio é um ambiente aberto, ao contrário de lagos, a restrição de espaço raramente ocorre, então a competição entre macrófitas flutuantes parece ser bastante minimizada.

Outra questão que deve ser levada em conta é a escala em que uma variável ambiental atua. A forma como as variáveis ambientais se inter-relacionam espacialmente influenciando a comunidade de macrófitas aquáticas é distinta para cada variável ou grupo de variáveis consideradas; o efeito de cada variável é dependente de escala. O estudo das escalas espaciais nos processos ecológicos vem se aprofundando desde a década de 90 (Schneider, 1994). Nestes últimos dez anos, os pesquisadores passaram a explicitar a escala

espacial considerada em suas pesquisas. Anteriormente, muitas vezes as escalas utilizadas eram implícitas. Os resultados encontrados em uma escala espacial não são necessariamente válidos em outra escala. Por exemplo, a correlação entre aves marinhas, *Uria* spp, e o cardume de peixes presas foi mais bem detectada quando se utilizou transectos com resolução de 2 km, a correlação diminuiu quando a resolução foi de 1,2 km, e foi nula quando a resolução foi de 0,2 km (Schneider, 1994). Este exemplo mostra como uma interação biológica, mesmo que existente, pode não ser detectada se a escala de estudo não for adequada.

Na presente pesquisa, basicamente duas escalas devem ser consideradas. Uma escala regional relacionada com os parâmetros da água que atua em uma ordem de grandeza de quilômetros (1~10) e outra escala local relacionada com as características da vegetação ciliar e da morfologia de canal que atua em uma ordem de grandeza de metros (1~100). A consequência na distribuição das macrófitas aquáticas é que as espécies ocupam trechos de rios que se estendem por quilômetros, por exemplo, *S. alterniflora* se distribui no estuário ao longo do rio Itanhaém. No entanto, a área ocupada por esta espécie não é contínua, ela ocorre em manchas ao longo das margens do rio. Estas manchas estão associadas com a declividade da região litorânea e com o sombreamento exercido pela vegetação ciliar formada pelo bosque de mangue. Então, pode-se afirmar que as causas que levam a presença de uma determinada espécie de macrófita aquática é complexa e dependente de diferentes escalas que se sobrepõem afetando os indivíduos da população. Por exemplo, um banco de *S. alterniflora* sofre influência do gradiente de salinidade que diminui da foz do rio em direção a montante, esta diminuição ocorre ao longo de quilômetros. Por outro lado, *S. alterniflora* também ocupa áreas com maior intensidade luminosa, que se estendem por alguns metros. Uma estratégia seria aproveitar áreas com maior iluminação na região litorânea onde a densidade da vegetação ciliar seja baixa. Outra

estratégia seria colonizar zonas litorâneas rasas em direção ao centro do canal, escapando, assim, do sombreamento das árvores. Desta forma a vegetação ciliar e morfologia do canal têm um papel fundamental na distribuição das macrófitas aquáticas numa escala espacial mais local, levando a uma distribuição agregada das espécies em bancos ao longo das margens.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- Begon, M., J. L. Harper, e C. R. Townsend. 1996. *Ecology: Individuals, populations and communities*. Blackwell Science, Oxford.
- Bertness, M. D., e A. M. Ellison. 1987. Determinants of pattern in a New England salt marsh plant community. *Ecological Monographs* **57**: 129-147.
- Camargo, A. F. M., e E. R. Florentino. 2000. Population dynamics and net primary production of the aquatic macrophyte *Nymphaea rudgeana* C. F. Mey in a lotic environment of the Itanhaém River Basin SP, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* **60**: 83-92.
- Chambers, P. A., e E. E. Prepas. 1990. Competition and coexistence in submerged aquatic plant communities: the effects of species interactions versus abiotic factors. *Freshwater Biology* **23**: 541-550.
- Earle, J. C., e K. A. Kershaw. 1989. Vegetation patterns in James Bay coastal marshes: III. Salinity and elevation as factors influencing plant zonation. *Canadian Journal of Botany* **67**: 2967-2974.
- Pennings, S. J., e R. M. Callaway. 1992. Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecology* **73**: 681-690.
- Pereira, M. C. T. 2002. Distribuição e abundância de macrófitas aquáticas em relação às características limnológicas em cinco áreas da bacia do rio Itanhaém, litoral sul do Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, Brasil.
- Schneider, D. C. 1994. *Quantitative ecology: spatial and temporal scaling*. Academic Press, San Diego.

Tokeshi, M. 1999. Species coexistence. Blackwell Science, Oxford.

Vince, S. W., e A. Snow. 1984. Plant zonation in an Alaskan salt marsh. I. Distribution, abundance, and environmental factors. *Journal of Ecology* **72**: 651-667.

Wilson, J. B., M. W. King, M. T. Sykes, e T. R. Partridge. 1996. Vegetation zonation as related to the salt tolerance of species of brackish riverbanks. *Canadian Journal of Botany* **74**: 1079-1085.

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGIA VEGETAL)**

TESE DE DOUTORADO defendida em 18.11.2005:

**Distribuição de macrófitas aquáticas em relação a variáveis ambientais em
ecossistemas lóticos da Bacia do Rio Itanhaém**

ROBERTO LEUNG

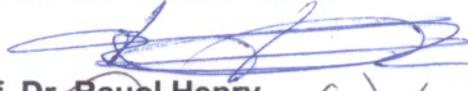
Comissão Examinadora:



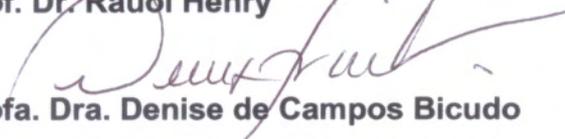
Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo



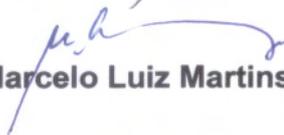
Prof. Dr. Massanori Takaki



Prof. Dr. Rauol Henry



Profa. Dra. Denise de Campos Bicudo



Prof. Dr. Marcelo Luiz Martins Pompêo