

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
CENTRO DE ESTUDOS DO MAR**

ISRAEL DE SOUZA VALGAS

**AS MARISMAS DE *Spartina alterniflora* E OS TABOAIS DE *Typha domingensis* DO SISTEMA
ESTUARINO DE LAGUNA (SANTA CATARINA, BRASIL): DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL,
ESTRUTURA E MACROFAUNA ASSOCIADA**

PONTAL DO SUL

2009

ISRAEL DE SOUZA VALGAS

**AS MARISMAS DE *Spartina alterniflora* E OS TABOAIS DE *Typha domingensis* DO SISTEMA
ESTUARINO DE LAGUNA (SANTA CATARINA, BRASIL): DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL,
ESTRUTURA E MACROFAUNA ASSOCIADA**

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em
Ecossistemas Costeiros e Oceânicos (PGSISCO) da
Universidade Federal do Paraná como requisito parcial
para a obtenção do grau de mestre.
Orientador: Dr. Sérgio Antônio Netto

Fevereiro, 2009

V169 Valgas, Israel de Souza, 1983-
As marismas de *Spartina alterniflora* e os taboais de *Typha domingensis* do sistema estuarino de Laguna (Santa Catarina, Brasil): distribuição espacial, estrutura e macrofauna associada / Israel de Souza Valgas.- Pontal do Paraná, 2009.
62 f.: il. (algumas color.); 29 cm.

Orientador: Prof. Dr. Sérgio Antônio Netto.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências da Terra, Centro de Estudos do Mar. Programa de Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos.

1. Oceanografia biológica. 2. *Spartina alterniflora*. 3. Marisma.
4. Macrofauna bentica. I. Título. II. Sérgio Antônio Netto.
III. Universidade Federal do Paraná.

CDD 574.526325

TERMO DE APROVAÇÃO

ISRAEL DE SOUZA VALGAS

AS MARISMAS DE *Spartina alterniflora* E OS TABOAIS DE *Typha domingensis* DO SISTEMA ESTUARINO DE LAGUNA (SANTA CATARINA, BRASIL): DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL, ESTRUTURA E MACROFAUNA ASSOCIADA

Dissertação aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ciências. Curso de Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Universidade Federal do Paraná, pela seguinte banca examinadora:

Orientador: Prof. Dr. Sergio Antonio Netto
Laboratório de Ciências Marinhas
Universidade do Sul de Santa Catarina - UNISUL

Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana
Centro de Estudos do Mar
Universidade Federal do Paraná - UFPR

Prof. Dr. Carlos Emilio Bemvenuti
Instituto de Oceanografia
Universidade Federal do Rio Grande - FURG

Curitiba, 27 de fevereiro de 2009.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por todo carinho, apoio (inclusive financeiro) e compreensão durante o mestrado.

Ao Professor Dr. Sérgio Netto, pela orientação e amizade durante todo o trabalho.

Aos amigos do Laboratório de Ciências Marinhas que ajudaram nas amostragens (André, Maguery, Aline, Alana), e a todos os outros que de uma forma ou de outra também contribuíram.

Aos Professores Dr. Paulo Lana e Dr. Carlos Benvenuti pela participação na banca examinadora.

À UNISUL, por disponibilizar o Laboratório de Ciências Marinhas para a realização do trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	I
LISTA DE TABELAS	II
Resumo	III
Abstract	IV
INTRODUÇÃO	10
MATERIAIS E MÉTODOS	14
<i>Área de estudo</i>	14
<i>Amostragem</i>	17
Processamento das amostras	19
<i>Biomassa das frações aérea e subterrânea e fauna bêntica</i>	19
<i>Sedimento</i>	20
<i>Fitobentos</i>	20
<i>Análise dos dados</i>	21
RESULTADOS	24
<i>Distribuição e estrutura das espécies vegetais e salinidade</i>	24
<i>Fitobêntos e detritos vegetais das áreas vegetadas e não vegetadas</i>	27
<i>Sedimentos</i>	30
<i>Macrofauna associada a colmos e folhas</i>	31
<i>Macrofauna associada aos sedimentos</i>	36
DISCUSSÃO	44
<i>Distribuição e estrutura das espécies vegetais</i>	44
<i>Fitobentos, detritos vegetais e matéria orgânica</i>	46
<i>Macrofauna associada a taboais, marismas e áreas não vegetadas</i>	47
REFERÊNCIAS	52

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Imagem do Sistema Estuarino de Laguna	17
Figura 2	Localização dos pontos amostrais no Sistema Estuarino de Laguna.	19
Figura 3	Distribuição espacial das marismas de <i>T. domingensis</i> (verde claro) e <i>S. alterniflora</i> (verde escuro) no Sistema Estuarino de Laguna.	24
Figura 4	Valores médios e intervalo de confiança dos parâmetros da vegetação de marismas colonizadas por <i>Typha domingensis</i> e <i>Spartina alterniflora</i> no Sistema Estuarino de Laguna	25
Figura 5	Valores médios e intervalo de confiança das variáveis da estrutura da vegetação das áreas colonizadas por <i>Typha domingensis</i> e <i>Spartina alterniflora</i> de acordo com as Lagoas amostradas (■ Sto Antônio □ Imaru e ▨ Mirim) no Sistema Estuarino de Laguna.	26
Figura 6	Análise de principais componentes e projeção das variáveis da estrutura da vegetação das áreas colonizadas por <i>Typha domingensis</i> (T) e <i>Spartina alterniflora</i> (S) no Sistema Estuarino de Laguna.	27
Figura 7	Valores médios e intervalo de confiança da biomassa de clorofila <i>a</i> , feopigmentos e razão clorofila <i>a</i> / feopigmentos (cloro/Feo) das áreas colonizadas por <i>Typha domingensis</i> e <i>Spartina alterniflora</i> e suas respectivas áreas não vegetadas adjacentes no Sistema Estuarino de Laguna.	28
Figura 8	Valores médios e intervalo de confiança da biomassa de clorofila <i>a</i> , e microfítobentos totais das áreas colonizadas por marismas, taboais e áreas não vegetadas adjacentes em cada uma das lagoas amostradas (símbolo vazio – não vegetado; símbolo cheio- área vegetada).	30
Figura 9	Valores médios e intervalo de confiança das medidas univariadas derivadas da macrofauna associada a colmos e folhas das áreas colonizadas por <i>Typha domingensis</i> e <i>Spartina alterniflora</i> no Sistema Estuarino de Laguna.	32
Figura 10	Valores médios e intervalo de confiança das medidas univariadas derivadas da macrofauna associada a colmos e folhas das áreas colonizadas por <i>Typha domingensis</i> e <i>Spartina alterniflora</i> de acordo com as Lagoas amostradas (■ Santo Antônio , □ Imaruí e ▨ Mirim) no Sistema Estuarino de Laguna	33
Figura 11	Análise de ordenamento dos dados derivados da macrofauna associada a colmos e folhas das áreas colonizadas por ○ <i>Spartina alterniflora</i> ● <i>Typha domingensis</i> . Stress 0,17.	35
Figura 12	Análise de ordenamento dos dados derivados da macrofauna associada a colmos e folhas das áreas colonizadas por <i>Spartina alterniflora</i> e <i>Typha domingensis</i> nas Lagoas Santo Antônio (■), Imaruí (□) e Mirim (▲).	36
Figura 13	Valores médios e intervalo de confiança das medidas univariadas derivadas da macrofauna associada ao sedimento das áreas colonizadas por <i>Typha domingensis</i> e <i>Spartina alterniflora</i> e suas respectivas áreas não vegetadas adjacentes no Sistema Estuarino de Laguna.	38
Figura 14	Valores médios e intervalo de confiança dos descritores da macrofauna associada às marismas, taboais e áreas não vegetadas adjacentes em cada uma das lagoas amostradas (símbolo vazio – não vegetado; símbolo cheio- área vegetada).	40
Figura 15	Análise de ordenamento dos dados derivados da macrofauna associada ao sedimento nas áreas colonizadas por <i>Spartina alterniflora</i> (●) e <i>Typha domingensis</i> (■) e suas respectivas áreas não vegetadas adjacentes (○; NV <i>Spartina</i> ; □NV <i>Typha</i>)	41
Figura 16	Análise de ordenamento dos dados derivados da macrofauna associada a colmos e folhas das áreas colonizadas por <i>Spartina alterniflora</i> e <i>Typha domingensis</i> nas Lagoas Santo Antônio (●) , Imaruí (■) e Mirim (▲) e suas respectivas áreas não vegetadas adjacentes (figura vazada).	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Média, desvio padrão e resultados da análise ANOVA dos parâmetros do sedimento das áreas colonizadas por <i>Spartina alterniflora</i> e <i>Typha domingensis</i> e suas respectivas áreas não vegetadas adjacentes do Sistema Estuarino de Laguna.	31
Tabela 2	Valores médios e desvio padrão (entre parêntesis) dos descritores derivados da macrofauna bêntica das áreas vegetadas (marismas e taboais) e não vegetadas adjacentes do Sistema Estuarino de Laguna. NVmarismas – área não vegetada adjacente às marismas de <i>S. alterniflora</i> ; NVtaboal- área não vegetada adjacente aos taboais de <i>T. domingensis</i> .	37
Tabela 3	Resultados da análise de variância bi-fatorial (ANOVA) avaliando os efeitos da cobertura vegetal e local de amostragem sobre os descritores da macrofauna bêntica do Sistema Estuarino de Laguna. V – vegetado; NV – não vegetado; gl – graus de liberdade; SA- Santo Antônio; I – Imaruí; M – Mirim. Diferenças significativas avaliadas através do teste de Tukey. Valores em negrito indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).	39
Tabela 4	Resultados da análise ANOSIM para a macrofauna associada ao sedimento entre as áreas colonizadas por marismas e taboais e suas áreas não vegetadas adjacentes. (R global = 0,435 ; p global = 0,001)	42
Tabela 5	Resultados da análise ANOSIM para a macrofauna associada ao sedimento entre as áreas colonizadas por marismas e taboais e suas áreas não vegetadas adjacentes de acordo com as Lagoas analisadas. (R global = 0,522 ; p global = 0,001)	43

Resumo

O objetivo deste trabalho foi fornecer uma primeira base de dados sobre a vegetação de marismas e taboais (distribuição e estrutura), bem como descrever a macrofauna associada a estas formações ao longo do Sistema Estuarino de Laguna, sul do Brasil. Características dos sedimentos, biomassa de detritos, pigmentos fotossintetizantes do sedimento e estrutura de fauna – composição e densidade – foram comparados entre taboais de *Typha domingensis* e marismas de *Spartina alterniflora* e habitats não vegetados adjacentes. Os sedimentos dos taboais, marisma e áreas não vegetadas adjacentes exibiram uma marcada homogeneidade em suas características. Apenas os teores de umidade foram significativamente maiores nos taboais. As concentrações de materiais lábeis nos sedimentos, medido pela razão clorofila a /feopigmentos, foram maiores nas áreas não vegetadas adjacentes às marismas do que nos outros habitats. Já a concentração de materiais degradados, mesurados através das concentrações de feopigmentos, foram significativamente maiores nos taboais. Os taboais de *T. domingensis*, mais altos e menos densos, dominaram áreas mais internas do sistema estuarino, mas também formaram bancos nas lagoas Imaruí e norte de Santo Antonio, porções intermediárias. Por outro lado, marismas de *S. alterniflora* não ocorreram na partes internas, lagoa Mirim, e formaram amplos bancos nas áreas intermediárias e, em especial nas áreas externas do sistema estuarino. Todos os descritores da fauna bêntica das frações aéreas foram significativamente maiores nas áreas colonizadas por *S. alterniflora* do que nas por *Typha domingensis*. Enquanto a fauna associada às frações aéreas dos taboais foi bastante homogênea e os descritores não diferiram entre as lagoas amostradas, a fauna associada às frações aéreas das marismas foi mais rica e diversa nas porções externas do sistema estuarino. Taboais e marismas também afetaram a estrutura da macrofauna associada aos sedimentos. No entanto, os resultados mostraram que as diferenças na fauna entre áreas vegetadas e as áreas não vegetadas dependeram tanto da local analisado (lagoa), como do tipo de formação vegetal (se taboal ou marisma). Além disso, os resultados mostraram que a presença dos taboais nas porções intermediárias do Sistema Estuarino de Laguna (lagoas Imaruí e norte de Santo Antônio), afetou negativamente o número de espécies, densidade e biomassa da fauna bêntica local. Diferenças na riqueza, diversidade, densidade e biomassa da macrofauna entre taboais e marismas foram relacionadas tanto com segregação espacial das espécies vegetais como pela arquitetura das plantas dos taboais e marismas.

Palavras chave: *Spartina alterniflora*, marismas, *Typha domingensis*, taboais, macrofauna bêntica, Sistema Estuarino de Laguna.

Abstract

The objective of this study was to give a first account on the cattail and salt marshes (distribution and vegetation structure), and to describe the associated macrofauna along the Laguna Estuarine System, South Brazil. The sediments, detritus biomass, photosynthetic pigments of the sediment and fauna structure were compared among *Spartina alterniflora* marshes, *Typha domingensis* marshes and the adjacent non-vegetated habitats. Sediments from the cattail, salt marshes and the adjacent non-vegetated areas showed a clear homogeneity. Only the sediment water contents were significantly higher in the cattail marshes. The concentration of labile material in the sediments, measured as chlorophyll *a*/phaeopigments ratio, was higher in the non-vegetated areas adjacent to the salt marshes than in the other habitats. Yet the biomass of degraded material, measured as phaeopigments concentration, was significantly higher in the cattail marshes. The cattail, taller and less dense, dominated the inner portions of the estuarine system, but also formed marshes in the intermediate areas, at the Imaruí and north of Santo Antonio lagoons. In opposition, *Spartina alterniflora* marshes did not occur in the inner estuary but dominated the intermediate and, especially, the outer estuarine system. All descriptors of the benthic macrofauna associated with the aboveground fractions were significantly higher in the *S. alterniflora* marshes. While the fauna of cattail stems and leaves were markedly homogeneous along the estuarine system and did not differ significantly among sampling sites, the fauna of salt marshes leaves were richer and more abundant at the outer parts of the estuarine system. Cattail and salt marshes also affected the structure of the fauna associated to the sediment. However, the results showed that differences between vegetated and non-vegetated areas were dependent on the site sampled (lagoon), and the formation (cattail marsh or salt marsh) as well. Moreover, the results showed the presence of cattail marshes at the intermediate portions of the Laguna Estuarine System (Imaruí and north of Santo Antonio lagoons) affected negatively the number of species, density and biomass of the benthic fauna. Differences in the species richness, diversity, density and fauna biomass between cattail marshes and salt marsh were related both with the spatial segregation of marsh species, as well as the architecture of *Spartina alterniflora* and *Typha domingensis*.

Keywords: *Spartina alterniflora*, salt marshes, *Typha domingensis*, cattail marshes, benthic macrofauna, Laguna Estuarine System.

INTRODUÇÃO

As franjas estuarinas usualmente são colonizadas por macrófitas aquáticas, que podem ser constituídas tanto por bancos monoespecíficos como por mistos. Os processos que determinam a presença de uma ou mais espécies vegetais são diversos e complexos, representando um conjunto de fatores integrados de sucessão, interação biológica e tolerância físico-química (Davy, 2000).

O termo macrófita aquática constitui uma designação geral para os vegetais que habitam desde brejos até ambientes totalmente submersos, sendo esta terminologia baseada no contexto ecológico, independentemente, em primeira instância, de aspectos taxonômicos (Esteves, 1998). As macrófitas aquáticas constituem-se, em sua grande maioria, de vegetais superiores que retornaram ao ambiente aquático. Dessa forma, ainda apresentam algumas características de vegetais terrestres, bem como grande capacidade de adaptação a diferentes tipos de ambientes (Esteves, 1998). Dada a sua heterogeneidade filogenética, são geralmente classificadas segundo seu biótipo no ambiente aquático, podendo ser divididas em: - emersas, plantas enraizadas com folhas fora d'água (como *Typha domingensis* e *Spartina alterniflora*) ou com folhas flutuantes; - submersas, que podem ainda ser subdivididas de acordo com a posição na coluna d'água e enraizamento. As macrófitas emergentes também constituem um grupo heterogêneo de plantas. Entre as diversas formações constituídas por macrófitas emergentes estão os taboais e as marismas.

Os taboais são formações constituídas por vegetais da família tifácea, que contém um único gênero, *Typha*, com distribuição cosmopolita (Joly, 1998). *Typha domingensis* é uma espécie emersa, perene, muito comum nas áreas alagadas do Brasil (Hoene, 1948). Planta invasora, a taboa é típica de ambientes de água doce como brejos e lagoas de águas perenes, mas também é capaz de suportar baixas salinidades. Os taboais são importantes tanto estruturalmente quanto metabolicamente nos ecossistemas lênticos. O desenvolvimento dos taboais depende primariamente da expansão de rizomas no sedimento e dos novos rametes (Grace, 1989). Nas últimas décadas os taboais têm aumentado enormemente sua distribuição em função de alterações nos ambientes estuarinos, como aumento de fluxo de água doce e eutrofização (Miao e Sklar, 1998, Beare e Zedler, 1987).

As marismas, por outro lado, são formações vegetais que podem ser constituídas por diversas famílias de macrófitas emergentes, mas não geralmente dominadas por gramíneas,

ciperáceas ou ainda as juncáceas. As marismas são típicas formações estuarinas que recobrem áreas entremarés inundadas de modo regular ou irregular. Dentro das diversas espécies que podem formar as marismas, *Spartina alterniflora* é a mais comum. *S. alterniflora* é uma halófito facultativa da família Gramineae e se caracteriza por plantas com o metabolismo fotossintético C4, de alta eficiência hídrica por carbono assimilado, tendo ampla distribuição latitudinal (Turner, 1976; Nieva et al., 2001). Os trabalhos realizados nas marismas, em especial ao longo da costa atlântica norte americana, têm mostrado que o crescimento da *S. alterniflora* é positivamente relacionado com a disponibilidade de nutrientes e a concentração de oxigênio no substrato e negativamente a concentração de sulfatos e sais na água intersticial (Siliman & Zieman, 2001).

Tanto as marismas como os taboais podem ser considerados sistemas de transição entre o ambiente aquático e terrestre, e distribuição horizontal dependente da topografia, da amplitude da nível de água ou marés, dos níveis de energia ambiental e do aporte de água doce (Beeftink, 1977; Costa, 1998; Esteves, 1998). Além de propiciar a manutenção das margens, impedindo a erosão, estas formações atuam nos processos de formação e decomposição da matéria orgânica, influenciando na ciclagem de nutrientes e gerando detritos que podem contribuir decisivamente para a formação da base das cadeias alimentares (Costa, 1998; Esteves, 1998). O papel das macrófitas emergentes como acumuladoras de nutrientes, principalmente N e P, é destacado por Brock *et al.* (1983), ressaltando a habilidade desses vegetais em acelerar os processos de ciclagem. Esteves (1998) relata inclusive sobre o *consumo de luxúria* desses vegetais, que absorvem nutrientes em quantidades superiores às necessidades fisiológicas. Tal processo é extremamente importante na atuação dos taboais e marismas no controle de processos de eutrofização e mesmo filtragem de corpos d' água contaminados (Mitsch e Gosselink, 2000; Sheffer, 2001).

A grande produtividade das macrófitas emersas parece influenciar de forma decisiva o desenvolvimento das comunidades bênticas. Este desenvolvimento depende da formação e das características dos sedimentos encharcados, especialmente do enriquecimento orgânico das camadas superficiais do sedimento, da granulometria e da quantidade de raízes (Kneib, 1984; Lana e Guiss, 1992; Sarda et al., 1995; Levin et al., 1998, Craft, 2000).

Poucos estudos examinaram a influência do tipo de vegetação na estrutura da fauna (Norbay e Zedler, 1991; Levin et al, 1998; Taley e Levin, 1999; Posey et al., 2003), bem como na

dinâmica dos estuários (Meyerson et al. 2000; Leonard et al. 2002). Embora as diferenças no crescimento e estrutura das plantas podem gerar uma biomassa de detritos, teores de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes igualmente distintas, a influência na fauna é menos evidente. Por exemplo, Meyer et al. (2001) não notaram diferenças na utilização de peixes em diferentes espécies de marismas. Já Benoit e Askins (1999) constataram que a abundância e riqueza de aves são claramente relacionadas com a estrutura vegetal das diferentes espécies vegetais. Com relação à macrofauna bêntica, os poucos resultados também se mostraram discrepantes, onde diferentes espécies vegetais implicaram ou não em uma diferenciação em sua estrutura (Levin et al, 1998; Taley e Levin, 1999; Posey et al., 2003). Possivelmente estes resultados refletem as inúmeras interações entre plantas, sedimento e salinidade de diferentes estuários, bem como o conjunto disponível de espécies presentes que potencialmente poderiam colonizar as macrófitas (Levin e Talley, 2000).

No Brasil, não existem trabalhos que analisaram a dinâmica da população bem como seus efeitos na composição e distribuição da fauna bêntica associada aos taboais de *Typha domingensis* em estuários. Os diversos trabalhos estudaram esta macrófita em ambientes de água doce e contemplam aspectos referentes a entomofauna (Gonçalves et. al, 2000; Serpa Filho et. al, 1994) e produção primária e decomposição das folhas, (Freesz, 2007; Esteves, 2006).

Ao contrário dos taboais, os invertebrados bentônicos das marismas são estudados, principalmente os bancos formados por *Spartina alterniflora* (Costa e Davy, 1992; Benvenuti, 1997; Lana e Guiss, 1992; Netto e Lana, 1999). Uma comparação dos resultados dos trabalhos envolvendo a fauna bêntica de marismas ao longo da costa do SE e S do Brasil parece sugerir duas situações contrastantes. De um lado, mais ao norte, as marismas afetariam a fauna positivamente (maior riqueza e densidade do que nas áreas não vegetadas adjacentes). As diferentes densidades de colmos e folhas, bem como os valores de biomassa aérea viva e morta das marismas, propiciam o desenvolvimento de uma rica e densa epifauna (Netto e Lana, 1999). Além disso, a abundância da infauna é também fortemente relacionada aos valores de biomassa subterrânea das marismas, pois proveriam refúgios aos organismos ou suporte para tubos (Lana e Guiss, 1992). De outro lado, no extremo sul do Brasil, os trabalhos indicam que a fauna bêntica, em especial a infauna, é negativamente afetada pelas marismas, embora a epifauna sedentária possa ser abundante (Benvenuti, 1997). Segundo Ozório et al. (1999) e Rosa e Benvenuti (2005)

a presença de raízes e rizomas poderiam inibir ou interferir no desenvolvimento da fauna no interior das marismas.

Este trabalho teve como objetivo analisar comparativamente a distribuição espacial e estrutura vegetal (frações aéreas, subterrâneas e biomassa de detritos) das marismas de *Spartina alterniflora* e taboais de *Typha domingensis* do Sistema Estuarino de Laguna. O trabalho objetivou ainda avaliar a influência das marismas e taboais na sobre a estrutura da fauna bêntica, comparando áreas vegetadas com áreas não vegetadas adjacentes.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O Complexo Lagunar Sul Catarinense (Figura 1) localiza-se entre as coordenadas 28°12' e 28°37' de latitude sul, e 48°42' e 48°56' de longitude oeste, totalizando uma área de 219,82 km². O Complexo pode ser dividido em dois setores que apresentam características fisiográficas e de circulação da água distintas: - o Sistema Santa Marta-Camacho, ao sul; - o Sistema Estuarino de Laguna, mais ao norte. Sistema Santa Marta-Camacho, de menor tamanho (31,14 km²) compreende as lagoas de Santa Marta e Camacho (Figura 1). A lagoa Santa Marta possui uma ligação com o rio Tubarão através de um estreito canal meandrante. Na porção sudoeste desta lagoa dois canais a conectam com a lagoa do Camacho (um canal artificial e um natural). A lagoa do Camacho (de maior tamanho, 24,54 km²) recebe o aporte do rio Congonhas à noroeste e possui uma barra intermitente ao sul, onde se liga ao oceano.

O Sistema Estuarino de Laguna, local onde foi realizado este estudo, é uma típica lagoa estrangulada (Kjerfve, 1994) e compreende as lagoas Santo Antônio, Imaruí e Mirim (Figura 1). Este setor totaliza uma área de 183,94 km² e compreende um conjunto de lagoas interligadas através de estreitas passagens, possuindo apenas um único canal em sua parte sul (Lagoa Santo Antônio) que permite as trocas de água com o oceano. É no Sistema Estuarino de Laguna onde há o aporte dos principais tributários do Complexo Lagunar, o rio Tubarão e o D'Una. A bacia do Rio Tubarão é a mais expressiva, drenando uma área de aproximadamente 5.640 km², em áreas de 21 municípios. A Lagoa de Santo Antônio, no município de Laguna, recebe aporte direto do rio Tubarão, que segundo dados do DNAEE (Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica), apresenta vazões médias de 50 m³.s⁻¹ próximo à sua foz. Já o rio D'Una, que drena cerca de 500 km², desemboca na lagoa Mirim.

A região de Laguna é considerada como uma fronteira geográfica natural entre o litoral sul e sudeste do Brasil, devido à mudança na orientação da linha de costa entre o Cabo de Santa

Marta e norte da cidade de Laguna. Associada a mudança no alinhamento da zona costeira, a região de Laguna marca o início, ao sul, da presença das lagoas costeiras e lagunas que tem como ápice a Lagoa dos Patos, no extremo sul do Brasil (Giannini, 1993).

O Complexo Estuarino foi formado por dois tipos de processos diferentes, porém mais ou menos concomitantes, no âmbito da elevação do nível relativo do mar (NRM) holocênico, cujo máximo foi atingido há pelo menos 5.100 anos AP (Angulo et al., 1996). O primeiro processo corresponde ao isolamento parcial de corpo de água por crescimento de uma barreira arenosa transgressiva. O segundo corresponde ao afogamento de vales de dissecação em terraços marinhos regressivos preexistentes (pleistocênicos) pertencentes ao sistema de planície costeira. Esta distinção permite reconhecer dois tipos de associações de fácies lagunares (Giannini 1993, 2002;): a *baía-laguna* (Santo Antônio, Santa Marta, Camacho), à retaguarda do sistema barra-barreira existente a sul da entrada da Barra, e a *vale-laguna* (Mirim, Imaruí), atrás do sistema planície costeira a norte. O delta lagunar do rio Tubarão, um dos maiores deltas lagunares ativo do país, constitui a principal particularidade faciológica distintiva da associação de fácies baía-laguna com relação à associação vale-laguna.

A região está situada na Zona Subtropical Sul (Strahler, 1977), com o clima controlado pelos Anticiclones do Atlântico Sul e Móvel Polar, podendo ser classificado como subtropical úmido sem estação seca e com verão quente (Cfa). Segundo os dados da estação meteorológica de Laguna (dados de 1925 a 1986, com alguns anos incompletos; EPAGRI, 2008), a temperatura média anual é de 20 °C; a temperatura média mínima mensal é 12°C registrada para o mês de julho enquanto a média máxima é de 27 °C em janeiro. A precipitação total anual média é de 1.220 mm, sendo que as diferenças entre as estações do ano são pequenas. Os ventos predominantes na região são os de NE, em especial no verão. Durante o inverno, período em que as frentes frias ocorrem com maior frequência, os ventos do quadrante S juntamente com os de NE dominam.

As lagoas que compõem o Complexo Lagunar são rasas (média de 2 m). As marismas e taboais margeiam grande parte das lagoas do complexo estuarino e são seguidas por vegetação de restinga, áreas já urbanizadas ou pastos. Assim como outras lagunas, os valores de salinidade são fortemente influenciados pela circulação regida pelo vento e pluviosidade. Segundo Fonseca e Netto (2006), valores de salinidade médio oscilam entre 5, na porções mais interna e 20 nas mais externas. Ainda segundo os autores, valores médios de salinidade são maiores durante o inverno,

quando há maior incidência de ventos do quadrante sul. Tanto as marismas, taboais e áreas não vegetadas adjacentes são irregularmente alagadas. Observações de campo sugerem que grande parte do ano estas áreas, em especial a franja macrófita emersa-estuário, estão submersas. A maior parte dos fundos sublitorais são areno-lodosos; áreas lodosas estão restritas a porção oeste do Sistema Estuarino de Laguna (em especial na lagoa Imaruí) e canais meandantes no Sistema Santa Marta-Camacho. Assim como outras lagunas no sul do Brasil, os regimes de circulação e salinidade são fortemente influenciados pelos regimes de vento e pluviosidade (Fonseca e Netto, 2006). Entretanto não existem até o momento estudos específicos sobre os padrões de circulação e marés da região.



Figura 1 – Imagem do Complexo Lagunar Sul-Catarinense.

Amostragem

Para descrever a distribuição, estruturada e fauna associada às macrófitas emergentes e bancos não vegetados adjacentes foram realizadas amostragens em nove pontos ao longo do Sistema Estuarino de Laguna durante o verão de 2007 (Figura 2). Em cada ponto foram coletadas 4 amostras nas áreas vegetadas e 4 amostras nas áreas não vegetadas adjacentes. Para padronizar,

as amostras nas áreas vegetadas e não vegetadas foram tomadas a 2 m da franja vegetação-banco não vegetado.

Para as amostragens dos parâmetros da vegetação e fauna foi utilizado um amostrador de PVC de 15 cm de diâmetro por 10 cm de altura. Inicialmente a altura da vegetação foi registrada com uma trena e o número de colmos e folhas contadas na área do amostrador (0,017 m²). As frações aéreas foram cortadas junto ao sedimento, acondicionadas em sacos plásticos e fixadas com formalina 4%. Frações subterrâneas foram acondicionadas em separado e também fixadas para posterior tratamento. Posteriormente amostras da fauna associada ao sedimento dos bancos não vegetados foram tomadas com o mesmo amostrador, armazenadas em sacos plásticos, fixadas em formalina 10% e conduzidas para o laboratório.

Em paralelo, 4 amostras para a determinação das concentrações da clorofila *a* e feopigmentos foram tomadas com um amostrador de 2,5 cm de diâmetro por 1 cm de altura nas áreas vegetadas e bancos não vegetados. As amostras foram acondicionadas em potes escuros, refrigeradas em gelo e transportadas para o laboratório, onde foram congeladas em um freezer para posterior análise.

Finalmente 4 amostras para a análise da granulometria, teores de umidade e matéria orgânica também foram tomadas nas áreas vegetadas e bancos não vegetados com um amostrador de PVC de 5 cm de diâmetro por 10 cm de altura. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, refrigeradas em gelo, transportadas para o laboratório onde foram também congeladas em um freezer para posterior análise.

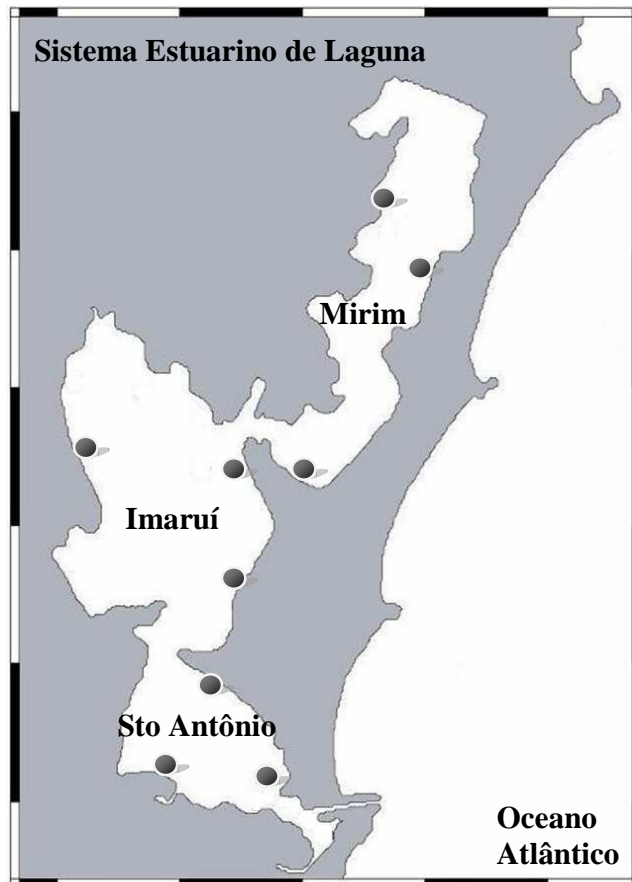


Figura 2 – Localização dos pontos amostrais no Sistema Estuarino de Laguna.

Processamento das amostras

Biomassa das frações aérea e subterrânea e fauna bêntica

Frações aéreas das macrófitas foram cuidadosamente lavadas sobre uma peneira de 0,5 mm de abertura. Colmos e folhas foram separados em frações viva (material de coloração verde, fotossinteticamente ativo) e morta (material de cor amarelada ou marrom), colocados em estufa (60° C) até que atingisse peso constante e pesados com o uso de uma balança de precisão (0,01g) para a determinação da biomassa. A fauna retida na peneira foi colocada em potes, conservada

em álcool 70 % e identificada ao menor nível taxonômico possível sob microscópio estereoscópio.

Amostras das frações subterrâneas das marismas foram lavadas em jogo de peneiras de 1 mm e 0,5mm de abertura e separadas em raízes e rizomas (fração viva) e detritos (cor marrom-escuro ou preta). Frações vivas foram levadas para na estufa a 60° C e pesadas com o uso de uma balança de precisão (0,01g). Detritos (maiores que 0,5 mm) e fauna foram conservados em álcool 70 % e levados para lupa onde foram separados. Os detritos foram levados para na estufa (60° C) e a biomassa determinada. A fauna foi identificada ao menor nível taxonômico possível sob microscópio estereoscópio. Depois de identificados, todos os organismos de cada uma das amostras foram deixados em peneira de 0,063 mm por cerca de 3 minutos para a retirada do excesso de água e a biomassa determinada pela pesagem em balança de precisão (0,01g).

As amostras de fauna bêntica das áreas não vegetadas também foram lavadas em jogo de peneiras de 1 mm e 0,5mm de abertura e triadas em lupa, a fauna foi identificada ao menor nível taxonômico possível e pesada em balança de precisão (0,01g). Os detritos restantes também foram secos em estufa até peso constante e pesados em balança de precisão (0,01g).

Sedimento

Inicialmente foi determinado o teor de umidade do sedimento através da pesagem e secagem em estufa a 60° C. Teores de matéria orgânica foram determinados posteriormente através da combustão do sedimento em mufla a 550° C por uma hora (Dean, 1974). A granulometria do sedimento foi determinada por peneiramento e pipetagem (Suguio, 1973).

Fitobentos

Valores de biomassa de clorofila *a* e feopigmentos do sedimento foram determinados através do método de Planty e Cuny (1978). Inicialmente os pigmentos foram extraídos com a adição de 20 ml de acetona 90% nas amostras ainda congeladas e colocadas em geladeira a 4° C durante vinte horas. As amostras foram então filtradas em algodão para a retirada dos sedimentos. A absorvância foi medida duas vezes (antes e depois de acidificação) com comprimentos de onda

de 665 e 750 nm através de um espectrofotômetro. Após as leituras, a biomassa de clorofila *a* e feopigmentos foram obtidas através dos cálculos propostos por Lorenzen (1967).

Análise dos dados

Métodos univariados e multivariados foram realizados para analisar a estrutura da vegetação e estrutura da macrofauna associada ao sedimento e associada a colmos e folhas, bem como os parâmetros do sedimento e do fitobentos das áreas colonizadas por *Spartina alterniflora*, *Typha domingensis* e suas respectivas áreas não vegetadas adjacentes e em cada uma das lagoas amostradas ao longo de todo Sistema Estuarino de Laguna. As análises estatísticas foram realizadas com auxílio dos pacotes estatísticos STATISTICA 6.0[®] e PRIMER[®] (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research). Os dados estatísticos de granulometria (tamanho médio do grão, seleção, percentuais, areia, silte e argila) foram obtidos através do software SysGran[®].

Como descritores da estrutura da vegetação utilizou-se a altura e densidade da vegetação, a biomassa aérea viva e morta, biomassa subterrânea e de detritos. Para o fitobentos foram utilizadas as concentrações de clorofila *a*, feopigmentos e a razão clorofila *a*/feopigmentos (razão Clor/Feo). A razão Clor/Feo é utilizada como um indicador da qualidade da matéria orgânica, onde valores acima de 1 indicam maior fração lábil de matéria orgânica (maior concentração de clorofila *a*), enquanto valores abaixo de 1 mostram uma predominância de materiais parcialmente degradados (maior concentração de feopigmentos; Fonseca e Netto, 2006; Skowronski e Corbisier, 2002). Já para os sedimentos, os descritores utilizados foram o tamanho médio do grão (mm), seleção, porcentagens de areia, silte e argila, teores de matéria orgânica e umidade do sedimento.

Para a macrofauna bêntica, os descritores destas associações foram o número de taxa, densidade da fauna (inds.m⁻²), a diversidade de Shannon-Wiener (H' utilizando-se \log_2), biomassa (g.m⁻²), a razão biomassa/densidade e densidade das espécies numericamente dominantes. Para a fauna associada a folhas e colmos, os descritores da fauna foram analisados tanto pela área (inds.m⁻²) como pela biomassa total das frações aéreas. Isso porque a altura e a

densidade das frações aéreas são variáveis tanto entre as diferentes espécies de marismas com dentro de uma mesma espécie. Portanto, a utilização dos descritores por área de amostragem não refletiria necessariamente o espaço disponível para a fauna nas frações aéreas. Para padronizar e poder comparar os dados entre as duas espécies vegetais, todos os valores dos descritores foram padronizados e transformados em inds.500 g⁻¹.

Análises de variância (ANOVA) unifatoriais foram aplicadas aos descritores com o objetivo de testar a significância das diferenças entre as marismas de *S. alterniflora* e taboais de *T. domingensis* e suas áreas não vegetadas adjacentes. Além disso, análises de variância bifatoriais foram aplicadas separadamente para cada conjunto de derivados das duas espécies vegetais com o objetivo de avaliar a significância das diferenças entre as áreas vegetadas e não vegetadas de acordo com as lagoas amostradas (para *T. domingensis* entre as lagoas Mirim, Imaruí e Santo Antônio, e para *S. alterniflora* entre Imaruí e Santo Antônio). Como a ANOVA requer a homogeneidade entre as variâncias, os dados foram submetidos ao teste Cochran's e quando necessário sofreram transformação do tipo log (x+1). O teste de comparação múltipla de Tukey foi usado quando diferenças significativas (p<0,05) foram detectadas (Sokal e Rohlf, 1997).

Análises multivariadas seguiram as univariadas. Para a fauna foram construídas matrizes de similaridade utilizando-se o índice de Bray-Curtis. Os dados foram então ordenados e plotados através da análise proximidade (MDS "Multi-Dimensional Scaling", Clarke e Green, 1988). A plotagem dos dados pelo MDS permite a visualização das amostras no espaço, onde a distância entre uma amostra e outra corresponde a dissimilaridades das mesmas. A fidelidade da análise de proximidade é avaliada pelo stress. Para a fauna associada a colmos e folhas, diversas amostras não possuíam fauna (*blank samples*). Usualmente estas amostras são cortadas das análises. No entanto esta é uma característica que possui forte significado ambiental e portanto adotou-se os procedimentos sugeridos por Clarke et al. (2006). Clarke e colaboradores propuseram um ajuste do índice de Bray-Curtis, através da introdução de uma espécie fictícia (*dummy species*) com o valor 1 (um) para todas as amostras. Deste modo, através da inserção de uma constante, não haveria uma descaracterização da matriz original sendo possível a construção da matriz de similaridade.

Para avaliar a contribuição relativa de cada espécie na caracterização das diferentes frações das marismas *S. alterniflora* e taboais de *T. domingensis* e suas áreas não vegetadas

adjacentes foram aplicadas a análise SIMPER (análise de similaridade percentual). Este teste objetivou determinar qual o grau de contribuição de cada espécie, bem como dos descritores, para a distinção das associações macrobênticas entre as áreas.

Para testar diferenças na estrutura multivariada da fauna entre as áreas colonizadas pelas diferentes espécies vegetais e suas áreas não vegetadas adjacentes, foi aplicada a análise de similaridade (ANOSIM; Clarke e Green, 1988). O teste tem como referência a permutação das diferenças entre os fatores e as diferenças entre as réplicas de um mesmo fator, de maneira que o resultado é expresso na forma de um valor R. Com um número máximo de 999 permutações aleatórias possíveis entre as amostras, os valores de R obtidos assumirem uma distribuição próxima da normalidade. Assim os valores de dissimilaridade podem oscilar entre -1 e 1, onde 1 corresponde ao máximo valor de dissimilaridade. Normalmente, o valor de R varia entre 0 e 1, indicando algum grau de discriminação entre os fatores.

Os dados derivados da estrutura da vegetação foram ordenados através da análise de principais componentes (PCA), a partir de uma matriz de correlação, buscando caracterizar as principais diferenças entre a estrutura das espécies vegetais.

RESULTADOS

Distribuição e estrutura das espécies vegetais e salinidade

A distribuição dos taboais e marismas ao longo do Sistema Estuarino de Laguna é mostrada na Figura 3. Bancos monoespecíficos de *T. domingensis* ocorreram em todas as lagoas, em especial na porção mais interna. Sua presença na lagoa Santo Antônio foi restrita a um único banco na parte mais ao norte. Por outro lado, bancos monoespecíficos *S. alterniflora* não ocorreram na lagoa Mirim, porção mais interna, e predominaram tanto na lagoa Imaruí como em Santo Antônio. Bancos mistos de *T. domingensis* e *S. alterniflora* não foram observados. Eventualmente, na lagoa Imaruí e Santo Antonio, *Cyrcus* sp. também ocorreu na porção inferior das marismas.

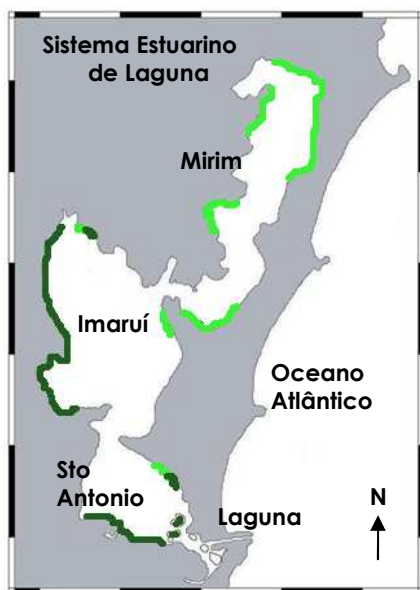


Figura 3. Distribuição espacial dos taboais de *T. domingensis* (verde claro) e marismas de *S. alterniflora* (verde escuro) no Sistema Estuarino de Laguna.

Os valores de salinidade da água nas áreas colonizadas por *T. domingensis* e *S. alterniflora* foram similares, em torno de 11. Do mesmo modo, os valores médios de salinidade da água no dia das amostragens nas lagoas oscilaram entre 8 na Mirim, e 12 em Santo Antônio e Imaruí.

Os taboais de *T. domingensis* foram significativamente mais altos enquanto as marismas de *S. alterniflora*, mais densas (Figura 4). Para os valores de biomassa das frações aéreas, apenas a

biomassa viva diferiu entre as duas espécies vegetais e foi significativamente maior em *T. domingensis* (Figura 4). Os valores médios da biomassa subterrânea de *T. domingensis* foram quase o dobro do que as de *S. alterniflora*, no entanto, as diferenças não foram significativas ($p < 0,05$; Figura 4).

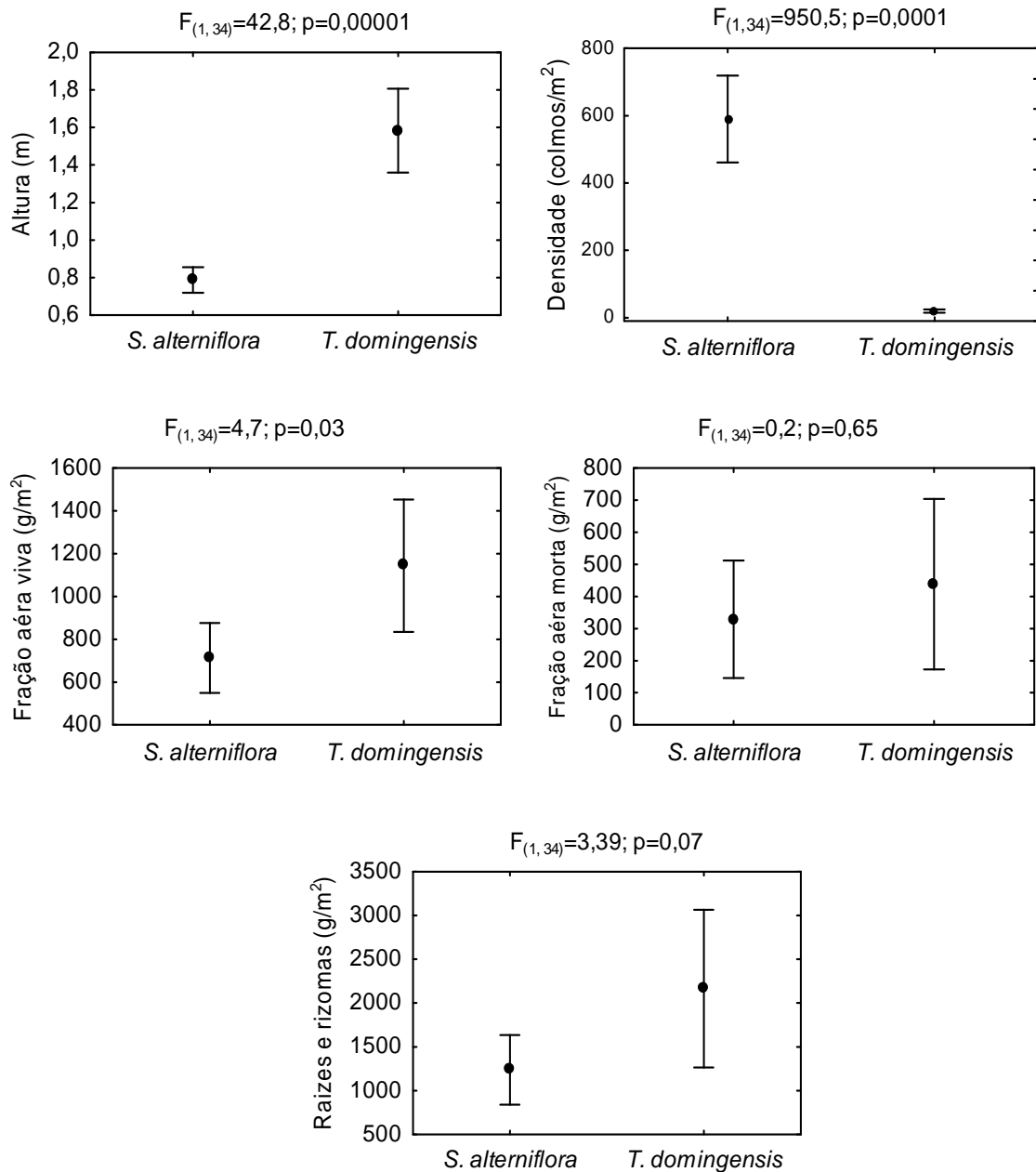


Figura 4 - Valores médios e intervalo de confiança dos parâmetros da vegetação de taboais de *Typha domingensis* e marismas de *Spartina alterniflora* no Sistema Estuarino de Laguna.

Nas marismas de *Spartina alterniflora*, nenhum dos parâmetros da vegetação mensurados variou significativamente entre as lagoas amostradas - Santo Antônio e Imaruá (todos os valores de $F_{(1,14)} < 3,7$ e de $p > 0,08$; Figura 5). Do mesmo modo, a maior parte dos parâmetros derivados da vegetação de *T. domingensis* também não diferiu entre as lagoas (todos os $F_{(2,17)} < 3,6$ e $p > 0,06$). As exceções foram os valores de biomassa das frações aéreas (tanto viva como morta), significativamente menores em Santo Antônio (todos os $F_{(2,17)} > 3,7$ e $p < 0,05$; Figura 5).

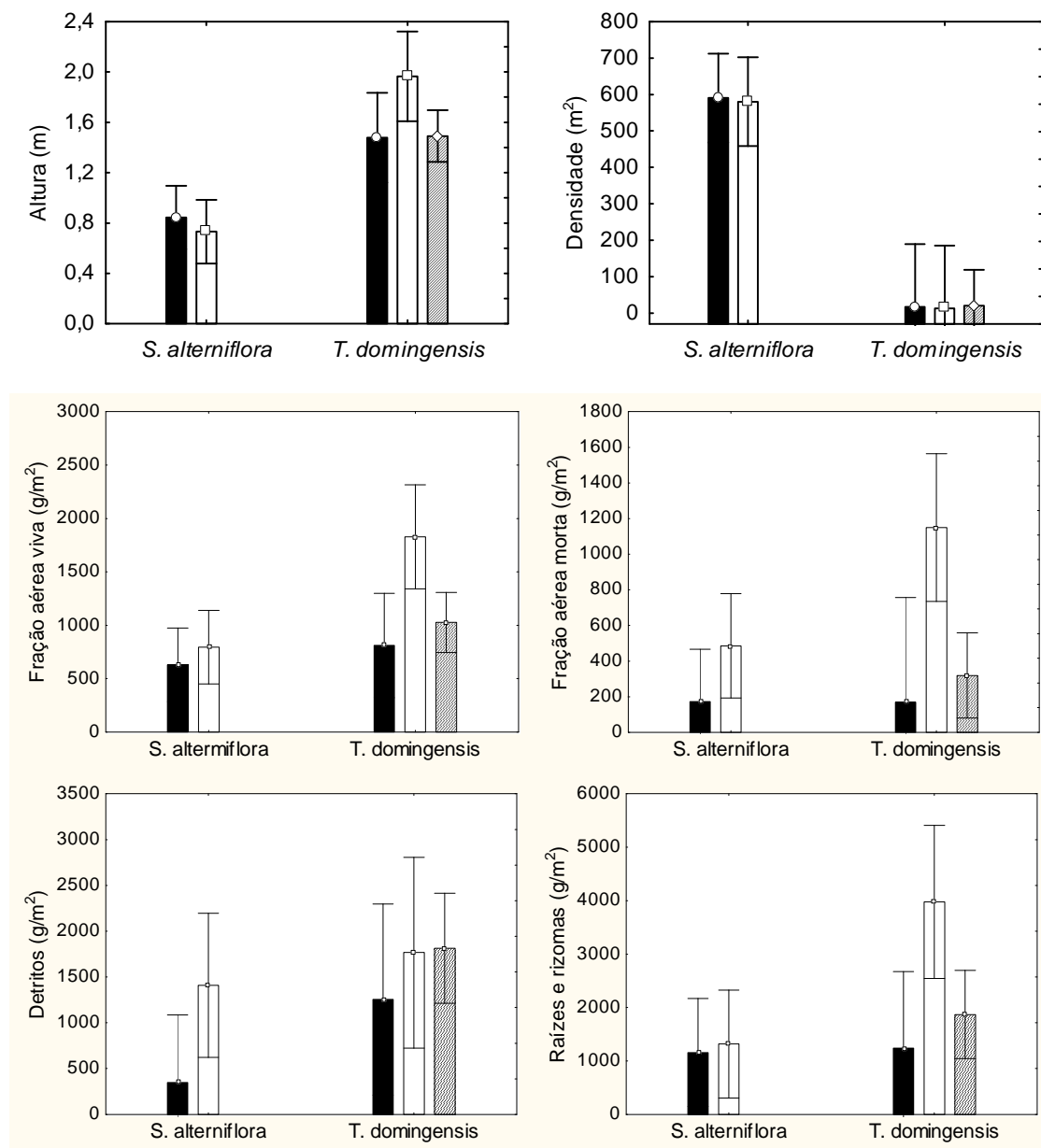


Figura 5 - Valores médios e intervalo de confiança das variáveis da estrutura da vegetação das áreas colonizadas por *Typha domingensis* e *Spartina alterniflora* de acordo com as Lagoas amostradas (■ Santo Antônio □ Imaruá ▨ Mirim) no Sistema Estuarino de Laguna.

Uma análise de principais componentes (PCA) aplicada aos dados derivados da vegetação (valores de biomassa aérea, subterrânea e de detritos, densidade e altura) mostrou uma evidente diferenciação entre a estrutura de *T. domingensis* e *S. alterniflora* (Figura 6). Os componentes 1 e 2 foram responsáveis por de 65% da variabilidade dos dados. No componente 1, responsável por 47 % da variação, os maiores pesos positivos foram associados às densidades de colmos e folhas. Já no componente 2 (18 % da variação dos dados), os maiores valores positivos foram relacionados aos valores de biomassa aérea (viva e morta). Em ambos os componentes, os maiores valores negativos foram associados à altura da vegetação (Figura 6).

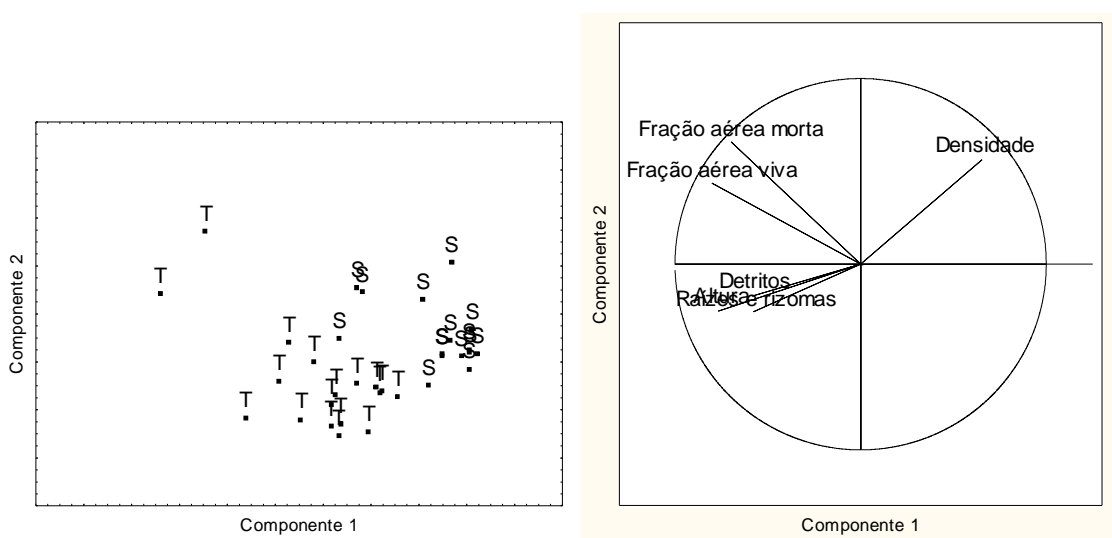


Figura 6- Análise de principais componentes e projeção das variáveis da estrutura da vegetação das áreas colonizadas por *Typha domingensis* (T) e *Spartina alterniflora* (S) no Sistema Estuarino de Laguna..

Fitobêntos e detritos vegetais das áreas vegetadas e não vegetadas

Quando os valores de biomassa de fitobentos e de detritos nos sedimentos foram comparados entre taboais, marismas e respectivas áreas não vegetadas adjacentes, os resultados mostraram que, com exceção da biomassa de clorofila *a* ($F_{(3,63)} = 1,27$ e $p = 0,3$), todos os parâmetros variaram significativamente entre estas áreas (todos os valores de $F_{(3,63)} > 3,4$ e $p < 0,022$; Figura 7). A biomassa de detritos vegetais, e as concentrações de microfitobentos totais e feopigmentos foram significativamente maiores nos taboais (Figura 7). Já a razão clorofila *a* /

feopigmentos, indicador da qualidade da matéria orgânica, foi significativamente maior nas áreas não vegetadas adjacentes a *S. alterniflora* (Figura 7).

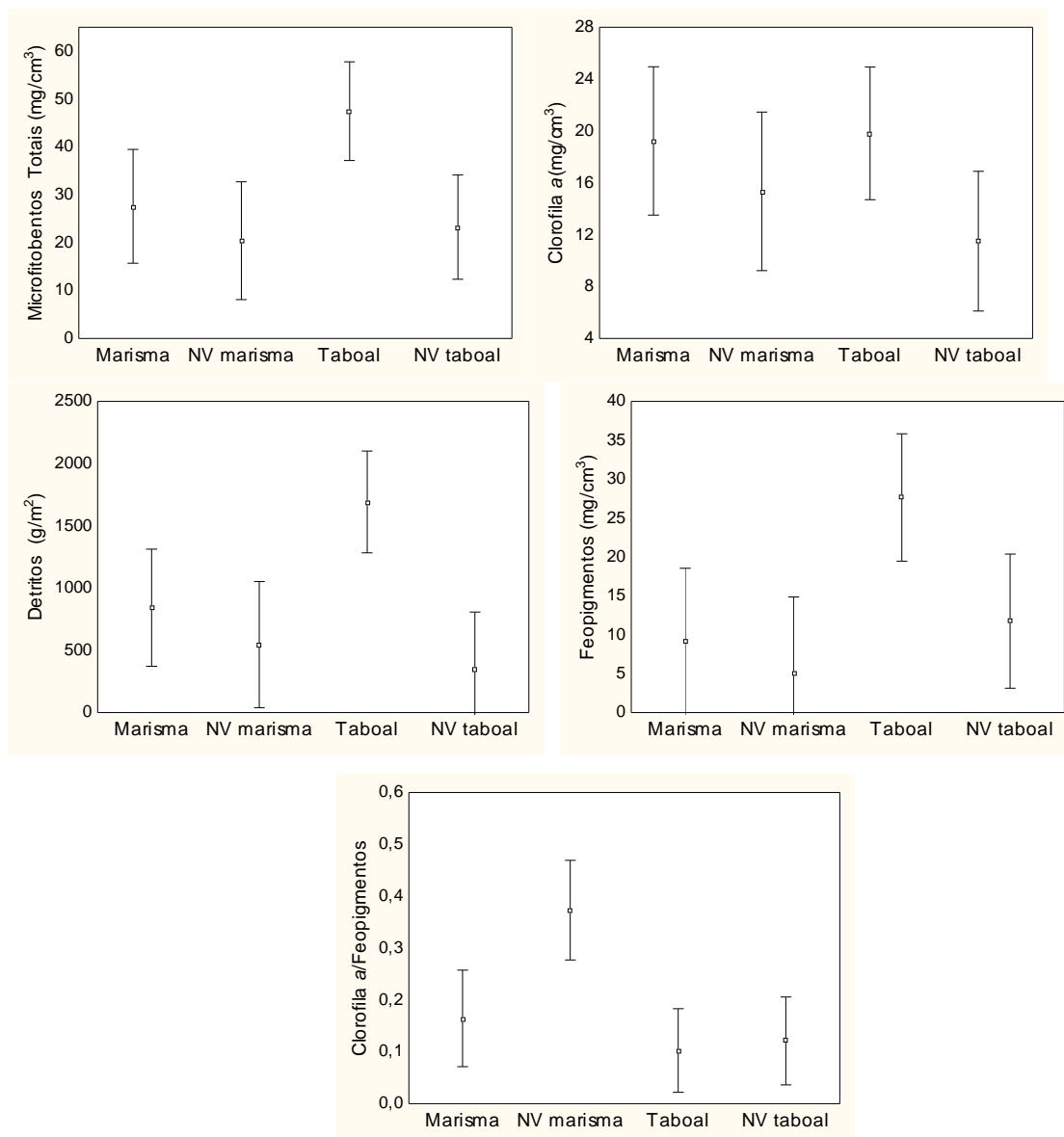
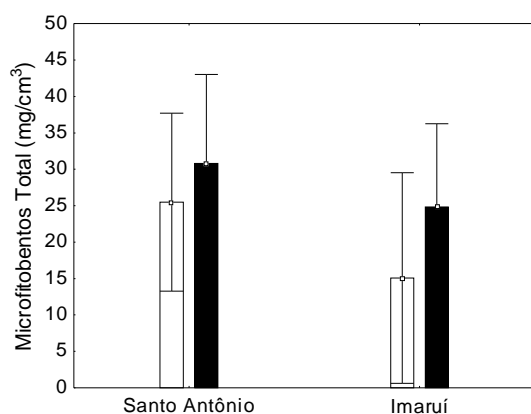


Figura 7- Valores médios e intervalo de confiança da biomassa de clorofila *a*, feopigmentos e razão clorofila *a* / feopigmentos das áreas colonizadas por *Typha domingensis* e *Spartina alterniflora* e suas respectivas áreas não vegetadas adjacentes no Sistema Estuarino de Laguna.

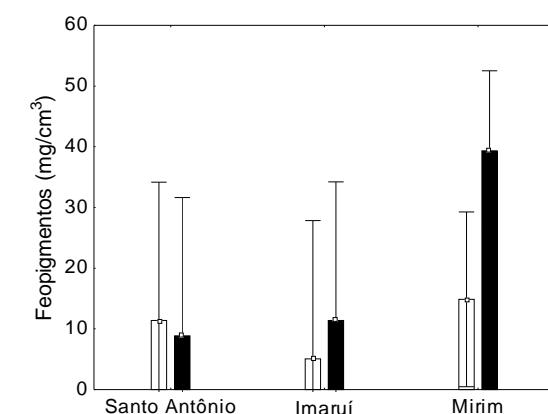
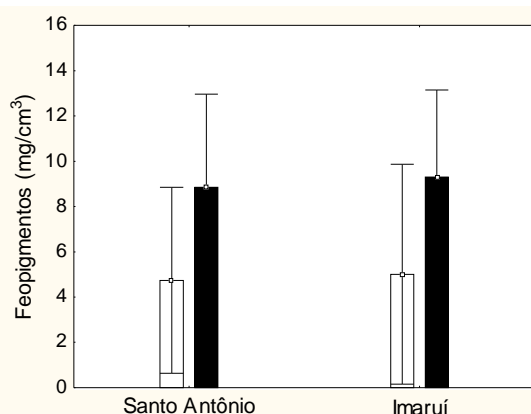
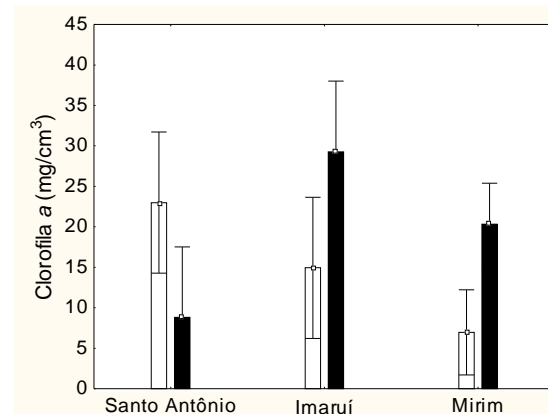
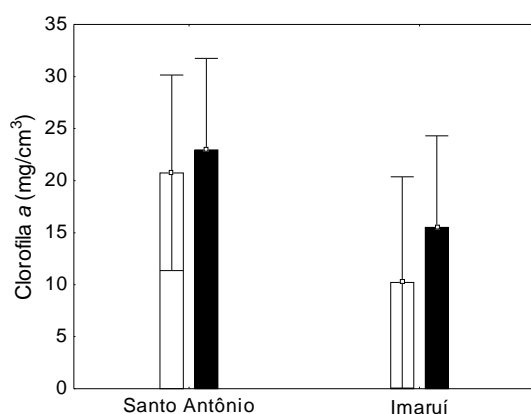
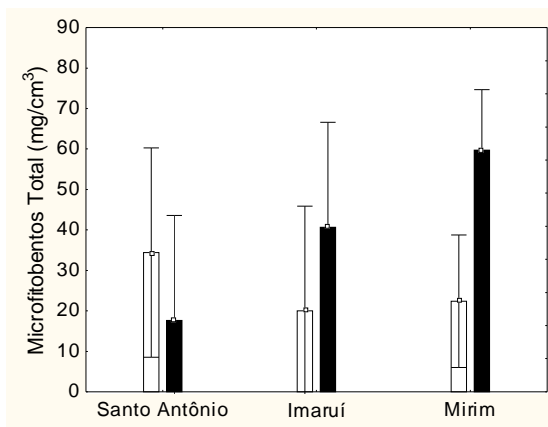
A variação das concentrações de pigmentos algais nos sedimentos dos taboais, marismas e áreas não vegetadas entre as lagoas Mirim, Imaruí e Santo Antônio foi também avaliada. Os resultados mostraram que diferenças entre as áreas colonizadas por *S. alterniflora* não foram

depende da lagoa amostrada ($F_{(1,24)} = 0,27$ e $p > 0,1$). Já entre as áreas colonizadas por *T. domingensis* as biomassas de clorofila *a* e microfítobentos totais foram maiores nas áreas vegetadas apenas na Lagoa Mirim ($F_{(2,33)} > 4,3$ e $p < 0,02$; Figura 8). Os demais parâmetros não mostraram interação entre as áreas e as lagoas amostradas ($F_{(2,33)} > 1,2$ e $p < 0,06$).

Spartina alterniflora



Typha domingensis



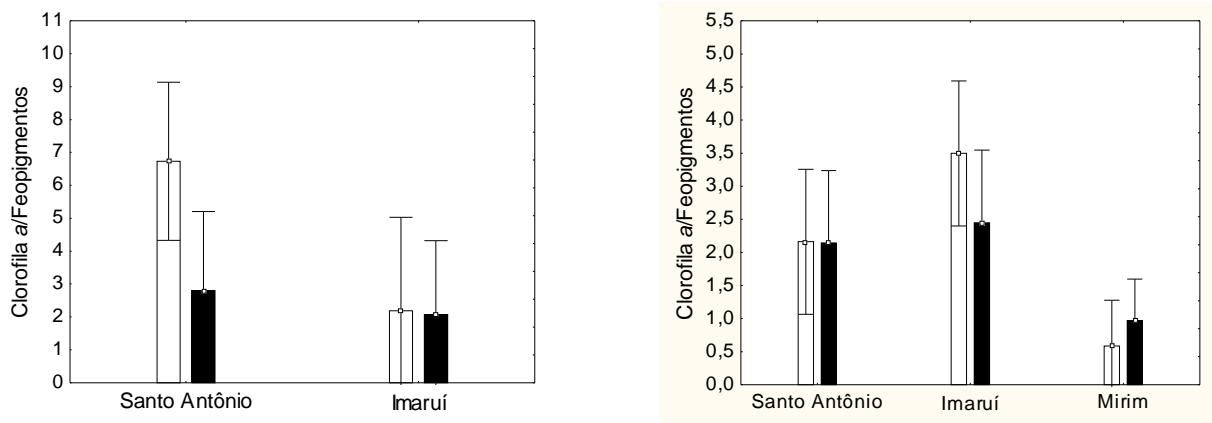


Figura 8- Valores médios e intervalo de confiança da biomassa de clorofila *a*, e microfotobentos totais das áreas colonizadas por marismas, taboais e áreas não vegetadas adjacentes em cada uma das lagoas amostradas (símbolo vazio – não vegetado; símbolo cheio- área vegetada).

Sedimentos

Os sedimentos das áreas colonizadas por *Spartina alterniflora* e *Typha domingensis* e suas áreas não vegetadas adjacentes foram muito semelhantes e caracterizadas como areia fina, e seleção variando entre bem e pobremente selecionada (Tabela 1). Dos parâmetros analisados (tamanho médio do grão, seleção, porcentagens de areia, silte, argila e teores de umidade e matéria orgânica), somente a matéria orgânica variou significativamente entre as áreas, e foi maior nos taboais (Tabela 1).

Os resultados das análises de variância para os parâmetros do sedimento mostram ainda que, para os teores de matéria orgânica, as diferenças entre taboais e áreas não vegetadas adjacentes foram dependentes da lagoa amostrada ($F_{(2,32)} = 11,911$ e $p = 0,00014$). Os teores de matéria orgânica foram maiores nos taboais da lagoa Santo Antônio e não diferiram entre as demais lagoas. Já as diferenças nos parâmetros sedimento entre as marismas de *Spartina alterniflora* e áreas não vegetadas adjacentes não mostraram relação de dependência com a lagoa analisada (todos os $F_{(1,26)} > 0,01$ e $p > 0,24$).

Tabela 1 – Média, desvio padrão e resultados da análise ANOVA dos parâmetros do sedimento das áreas colonizadas por *Spartina alterniflora* e *Typha domingensis* e suas respectivas áreas não vegetadas adjacentes do Sistema Estuarino de Laguna.

Variáveis	Valores médios e desvio padrão				ANOVA	
	Spartina	Spartina NV	Typha	Typha NV	F	p
Tam. médio do grão	3,07(0,54)	3,05(0,63)	3,00(0,61)	2,67(0,6)	1,9739	0,12676
Seleção	0,9(0,6)	0,75(0,47)	0,933(0,63)	0,657(0,54)	0,82844	0,48309
Areia	87,4(15,9)	84,7(20,4)	84,4(20,8)	89,9(22,6)	0,16755	0,91798
Silte	10,6(13,3)	14,02(19,2)	14,11(18,6)	9,8(22,01)	1,8439	1,4811
Argila	1,86(4,99)	1,3(1,6)	1,44(2,22)	0,28(0,96)	1,6504	0,18658
Umidade	34,6(18)	32,2(14,9)	50,9(20,4)	29,09(10,08)	1,3388	0,26961
Mat. Orgânica	2,95(3,07)	1,25(1,18)	7,35(8,4)	1,25(1,2)	7,1549	0,00032

Macrofauna associada a colmos e folhas

Foram registrados 17 taxa macrobênticos associados a folhas e colmos das áreas vegetadas (14 em *Spartina alterniflora* e 12 em *Typha domingensis*). Nas marismas, o poliqueta *Neanthes succinea* foi o organismo mais abundante (33,5 % da fauna coletada). Além deste poliqueta, isópodas (*Sphaeromopsis mourei* e espécimes da família Trichonicidae), anfípodas e larvas de inseto constituíram mais de 80 % da fauna. *N. succinea* e *S. mourei* foram os organismos mais frequentes nas folhas das marismas, ocorrendo em pouco mais de 50% das amostras. Os demais organismos exibiram frequências de ocorrência menores que 20% (exceto de larvas de inseto com frequência de 37%).

Nos taboais de *T. domingensis*, espécimes não identificados de anfípodas dominaram numericamente (56% da fauna). Estes organismos foram seguidos, em abundância, pelo gastrópoda *Heleobia australis*, *N. succinea* e *S. mourei*, constituindo cerca de 80% da fauna associados a folhas e colmos. Os organismos mais frequentes nas folhas dos taboais foram os anfípodas, que ocorreram em 50% das amostras, e *S. mourei* e *H. australis* que ocorreram em 30%. Todos os demais organismos ocorreram em menos de 15% das amostras.

Os resultados das análises de variância mostraram que o número de taxa e a densidade de organismos associados às frações aéreas não variaram significativamente entre as marismas e taboais (Figura 9). No entanto, quando estes dados foram corrigidos pelos valores de biomassa

aérea total (S 500 e N 500; Figura 9) tanto o número de taxa quanto a densidade foram significativamente maiores nas marismas (Figura 9). Os valores de diversidade de Shannon, independentemente se utilizados por área ou biomassa das frações aéreas, também foram significativamente maiores nas folhas de *S. alterniflora* (Figura 9).

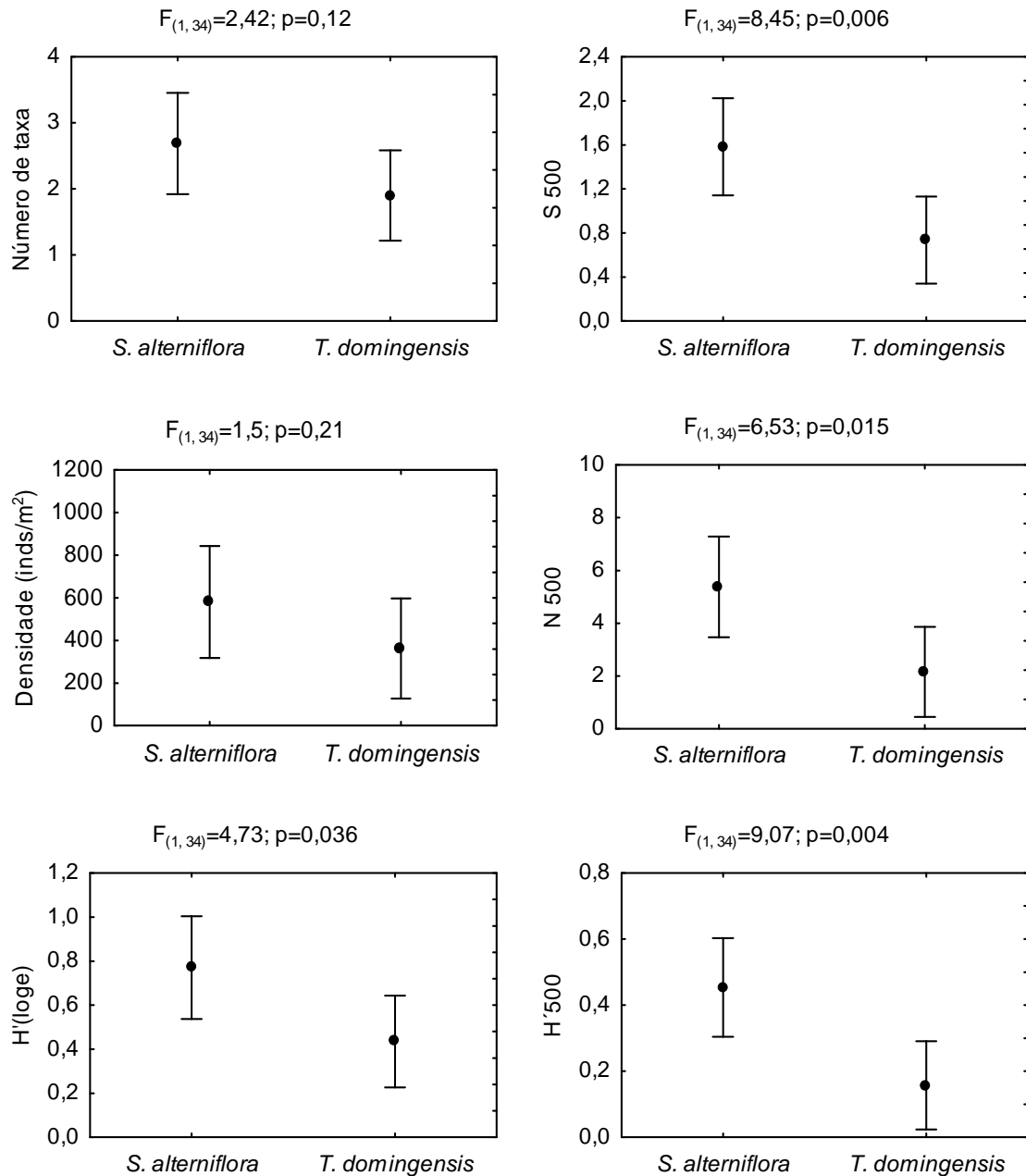
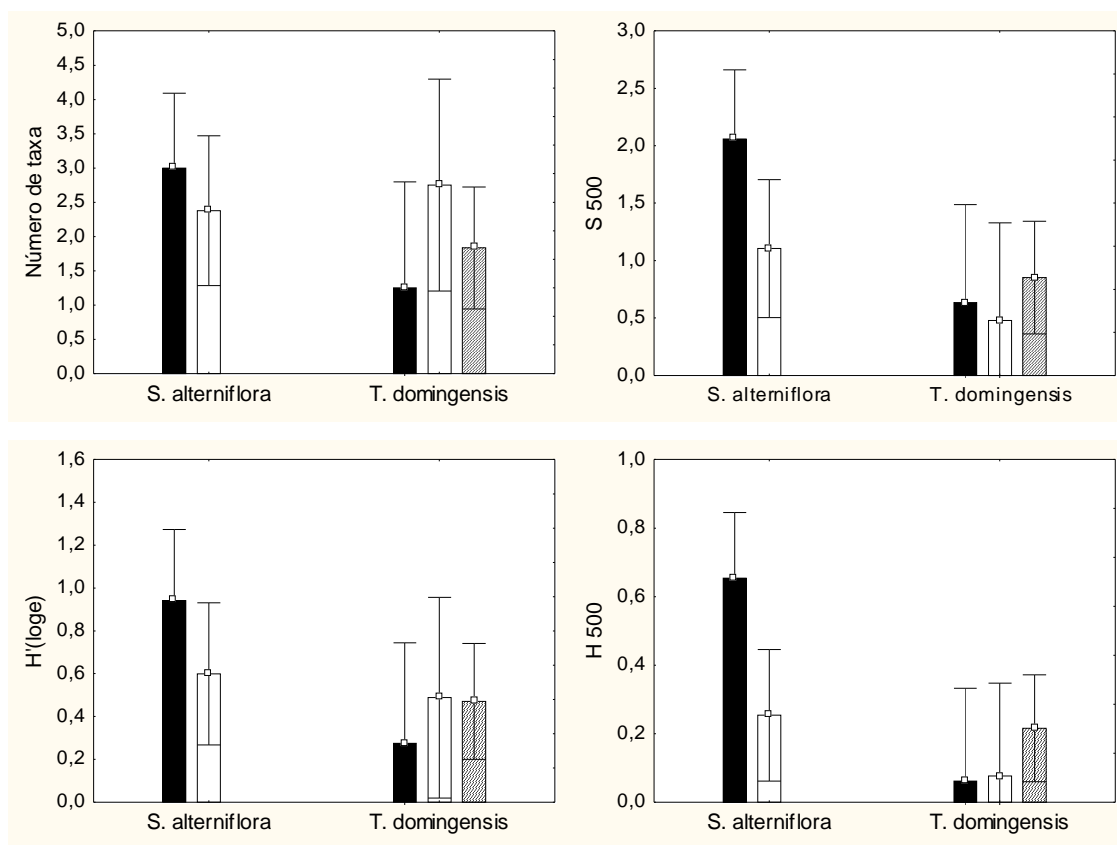


Figura 9 - Valores médios e intervalo de confiança das medidas univariadas derivadas da macrofauna associada a colmos e folhas das áreas colonizadas por *Typha domingensis* e *Spartina alterniflora* no Sistema Estuarino de Laguna.

Diferenças significativas na fauna associada a colmos e folhas de *S. alterniflora* entre os bancos das lagoas Santo Antônio e Imaruí foram detectadas apenas para o número de taxa e diversidade de Shannon quando corrigidos pela biomassa aérea (todos os $F > 5,2$ e $p < 0,03$; Figura 10). Ambos os valores foram maiores na lagoa Santo Antônio. Para os taboais, os resultados da ANOVA não mostraram diferenças significativas para nenhum dos descritores da fauna associada a colmos e folhas entre as lagoas (todos os $F < 0,9$ e $p > 0,78$; Figura 10).



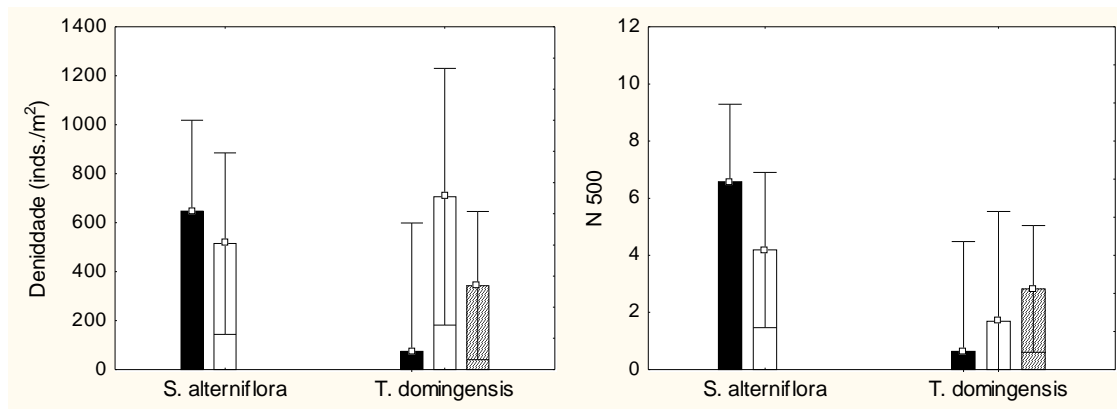


Figura 10 - Valores médios e intervalo de confiança das medidas univariadas derivadas da macrofauna associada a colmos e folhas das áreas colonizadas por *Typha domingensis* e *Spartina alterniflora* de acordo com as Lagoas amostradas (■ Santo Antônio, □ Imaruí e ▨ Mirim) no Sistema Estuarino de Laguna.

A análise de ordenamento dos dados derivados da macrofauna associada a colmos e folhas das áreas colonizadas por *S. alterniflora* e *T. domingensis* (Figura 11) não mostrou uma diferença entre estas associações. O resultado da análise de similaridade (ANOSIM) também forneceu um valor de R de apenas 0,22, embora as diferenças tenham sido significativas ($p=0,02$). Ainda, a análise dos percentuais de similaridade (SIMPER) mostrou valores médios similaridade da macrofauna de *S. alterniflora* de apenas 15% e para as de *T. domingensis* de apenas 11%. Ainda assim, embora internamente heterogênea, os resultados da análise SIMPER também exibiram um elevado valor de dissimilaridade entre a fauna de taboais e marismas (92%). Segundo a análise, as espécies que melhor discriminaram as marismas e taboais foram *N. succinea* e anfípodas, respectivamente. Finalmente, incluindo-se os valores de número de taxa e densidade da fauna na análise SIMPER, a densidade da fauna (maior nas marismas) tornou-se o descritor que mais contribuiu para a distinção da macrofauna entre as duas formações vegetais.

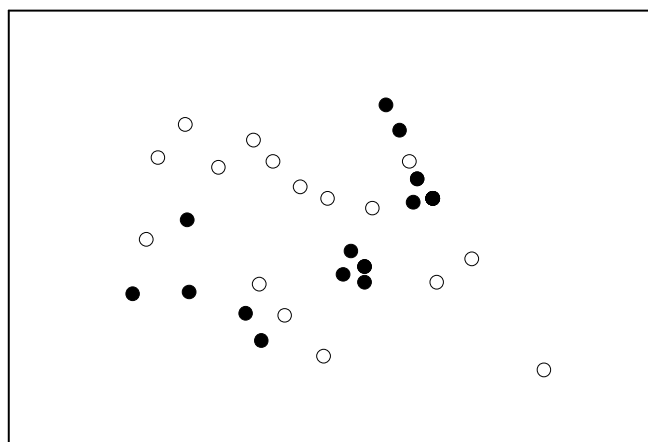


Figura 11 - Análise de ordenamento dos dados derivados da macrofauna associada a colmos e folhas das áreas colonizadas por *Spartina alterniflora* (○) *Typha domingensis* (●). Stress 0,17.

A análise de proximidade dos dados da fauna associada a folhas de *S. alterniflora* das lagoas Santo Antônio e Imaruí (Figura 12), também não mostrou uma clara distinção. A análise ANOSIM sugeriu, uma vez mais, diferenças significativas na fauna associada a *S. alterniflora* entre as lagoas ($p=0,02$), mas com um baixo valor de R (0,22). A dissimilaridade entre a fauna dos bancos de *S. alterniflora* entre as lagoas foi de 88% (SIMPER), e variações na abundância *S. mourei* e *N. succinea* (ambos mais abundantes na Lagoa Santo Antônio) foram as espécies que mais contribuíram para a esta distinção.

Os resultados das análises multivariadas confirmaram que a fauna associada às folhas dos taboais foi bastante homogênea ao longo do Sistema Estuarino de Laguna. Na análise de proximidade (Figura 12) observou-se uma clara mistura e sobreposição de amostras dos bancos de diferentes lagoas. A análise de similaridade confirmou a ausência de significância nas diferenças da fauna entre as lagoas ($R=0,01$; $p=0,4$).

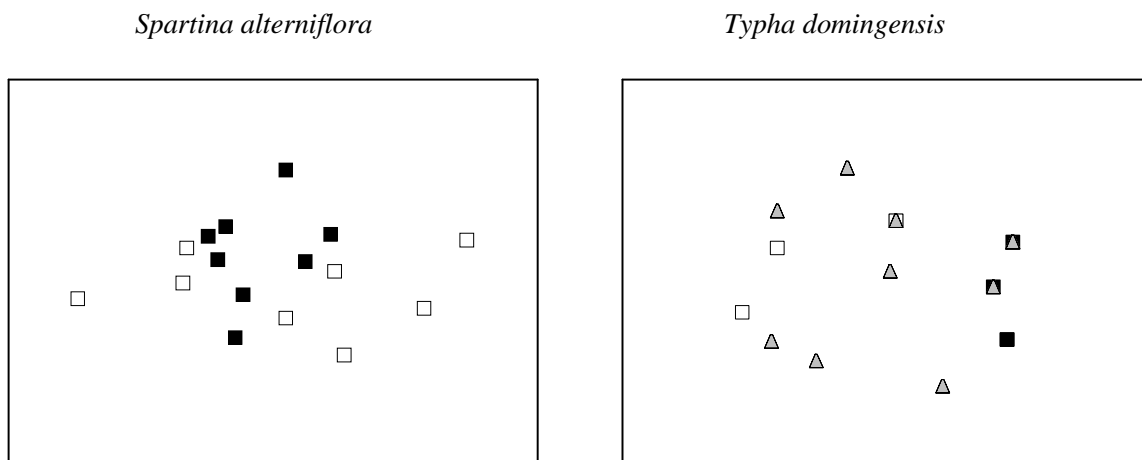


Figura 12 - Análise de ordenamento dos dados derivados da macrofauna associada a colmos e folhas das áreas colonizadas por *Spartina alterniflora* e *Typha domingensis* nas Lagoas Santo Antônio (■), Imaruí (□) e Mirim (▲).

Macrofauna associada aos sedimentos

Foram coletados 21.370 indivíduos pertencentes a 37 taxa nos sedimentos das áreas vegetadas e não vegetadas. Nas áreas colonizadas por *Spartina alterniflora* foram coletados 1.680 indivíduos, totalizando 6,3 % do total de indivíduos coletados. A fauna desta área foi composta fundamentalmente pelo poliqueta *Neanthes succinea* (15,8 %), ostrácodas (45,4 %) e oligoquetas (29,2 %). Já nas áreas não vegetadas adjacentes foram coletados 18,9 % do total de indivíduos coletados no estudo, sendo esta fauna amplamente dominada pelo gastrópode *Heleobia australis* (42,2%) e pelo poliqueta *Paraprionospio* sp. (33,7 %).

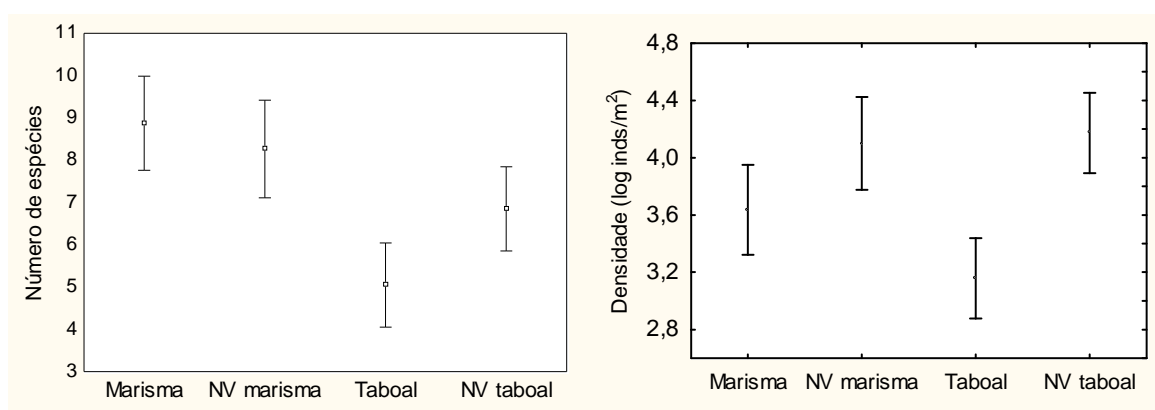
Nos sedimentos dos taboais, os ostrácodas e oligoquetas foram os organismos numericamente dominantes (45,4% e 29,2%, respectivamente). Já nas áreas não vegetadas adjacentes a estas formações, *H. australis* compreendeu 93,2 % dos organismos coletados.

Os valores médios dos do número de espécies, densidade, diversidade, biomassa e razão biomassa/densidade das marismas, taboais e áreas não vegetadas adjacentes são mostrados na Tabela 2.

Tabela 2 - Valores médios e desvio padrão (entre parêntesis) dos descritores derivados da macrofauna bêntica das áreas vegetadas (marismas e taboais) e não vegetadas adjacentes do Sistema Estuarino de Laguna. NVmarismas – área não vegetada adjacente às marismas de *S. alterniflora*; NVtaboal- área não vegetada adjacente aos taboais de *T. domingensis*.

	Marisma	NVmarisma	Taboal	NVtaboal
Número de espécies	7 (2)	8 (1)	3,9 (1,5)	6,8 (2,2)
Densidade (inds/m ²)	5.944 (4.572)	18.924 (19.325)	4.148 (12.026)	50.155 (59.968)
Diversidade (bits/ind)	1,3 (0,3)	0,8 (0,3)	0,8 (0,4)	0,7 (0,5)
Biomassa (g)	1,3 (0,6)	1,2 (0,9)	1,2 (1,3)	3,0 (2,3)
Biomassa/densidade	0,01 (0,009)	0,005 (0,03)	0,06 (0,07)	0,1 (0,01)

O número de espécies e a densidade da macrofauna foram significativamente menores nos taboais (todos os $F_{(3,67)} > 10,6$ e $p < 0,0001$; Figura 13) e não diferiam entre os demais habitats. Já os valores de diversidade foram significativamente maiores nas marismas ($F_{(3,67)} = 5,9$ e $p = 0,001$; Figura 13) e também não diferiam entre os demais habitats. Os valores de biomassa foram maiores nas áreas não vegetadas adjacentes aos taboais enquanto a razão biomassa/densidade foram maiores nos taboais (todos os $F_{(3,67)} > 4,5$ e $p < 0,001$).



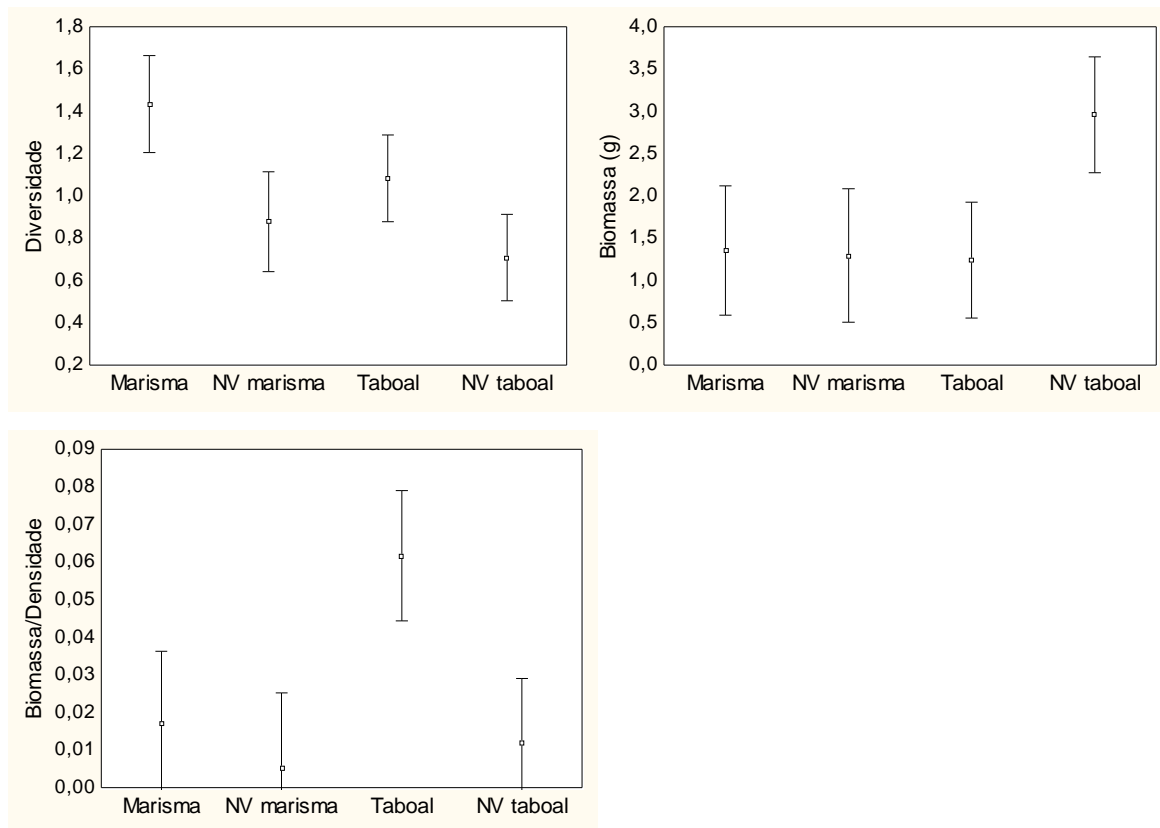
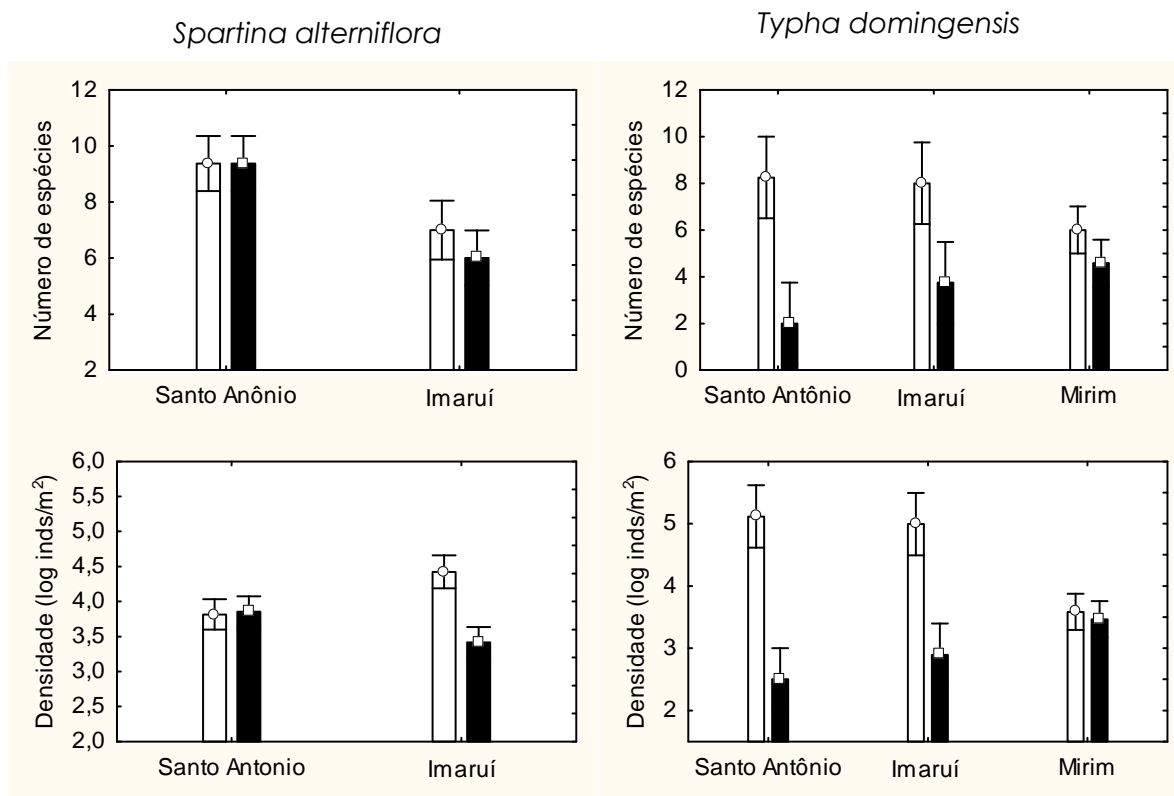


Figura 13- Valores médios e intervalo de confiança das medidas univariadas derivadas da macrofauna associada ao sedimento das áreas colonizadas por *Typha domingensis* e *Spartina alterniflora* e suas respectivas áreas não vegetadas adjacentes no Sistema Estuarino de Laguna.

Comparações dos descritores da fauna entre marismas, taboais e áreas não vegetadas adjacentes em cada um dos locais de amostragem são mostradas na Tabela 2 e Figura 14. De modo geral, os valores dos descritores da fauna de marismas de *S. alterniflora* e áreas não vegetadas adjacentes foram maiores na lagoa Santo Antônio do que Imaruí, com exceção da densidade. O número de espécies não diferiu entre marismas de *Spartina alterniflora* e bancos não vegetados adjacentes, independente do local amostrado. Valores de densidade da macrofauna também não diferiram entre marismas e áreas não vegetadas áreas em Santo Antônio, mas foram significativamente maiores áreas não vegetadas de Imaruí (Figura 14, tabela 3). Já a diversidade, foi maior nas marismas em ambos os locais. Na lagoa Santo Antônio, os valores de biomassa total da macrofauna foram maiores nas marismas e, em Imaruí, maiores nas áreas não vegetadas (Figura 14, tabela 3).

Tabela 3 - Resultados da análise de variância bi-fatorial (ANOVA) avaliando os efeitos da cobertura vegetal e local de amostragem sobre os descritores da macrofauna bêntica do Sistema Estuarino de Laguna. V – vegetado; NV – não vegetado; gl – graus de liberdade; SA- Santo Antônio; I – Imaruí; M – Mirim. Diferenças significativas avaliadas através do teste de Tukey. Valores em negrito indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

	<i>Spartina alterniflora</i>			<i>Typha domingensis</i>		
	Habitat (V x NV) <i>gl= 1</i> F; <i>p</i>	Local (SA x I) <i>gl= 1</i> F; <i>p</i>	H xL <i>gl= 1</i> F; <i>p</i>	Habitat (V x NV) <i>gl= 1</i> F; <i>p</i>	Local (SA x I x M) <i>gl= 2</i> F; <i>p</i>	H xL <i>gl= 1</i> F; <i>p</i>
Número de espécies	4,1 0,06	47,7 <0,001	4,1 0,06	41,2 <0,001	0,45 0,64	6,6 0,003
Densidade (inds/m ²)	19,7 <0,001	0,6 0,44	23,0 <0,001	81,6 <0,001	2,5 0,09	25,1 <0,001
Diversidade (bits/ind)	26,8 <0,0001	33,7 <0,001	0,3 0,5	11,1 0,002	27,2 <0,001	8,8 <0,001
Biomassa (g)	0,01 0,93	1,8 0,18	10,1 0,003	71,1 <0,001	10,8 <0,001	34,2 <0,001



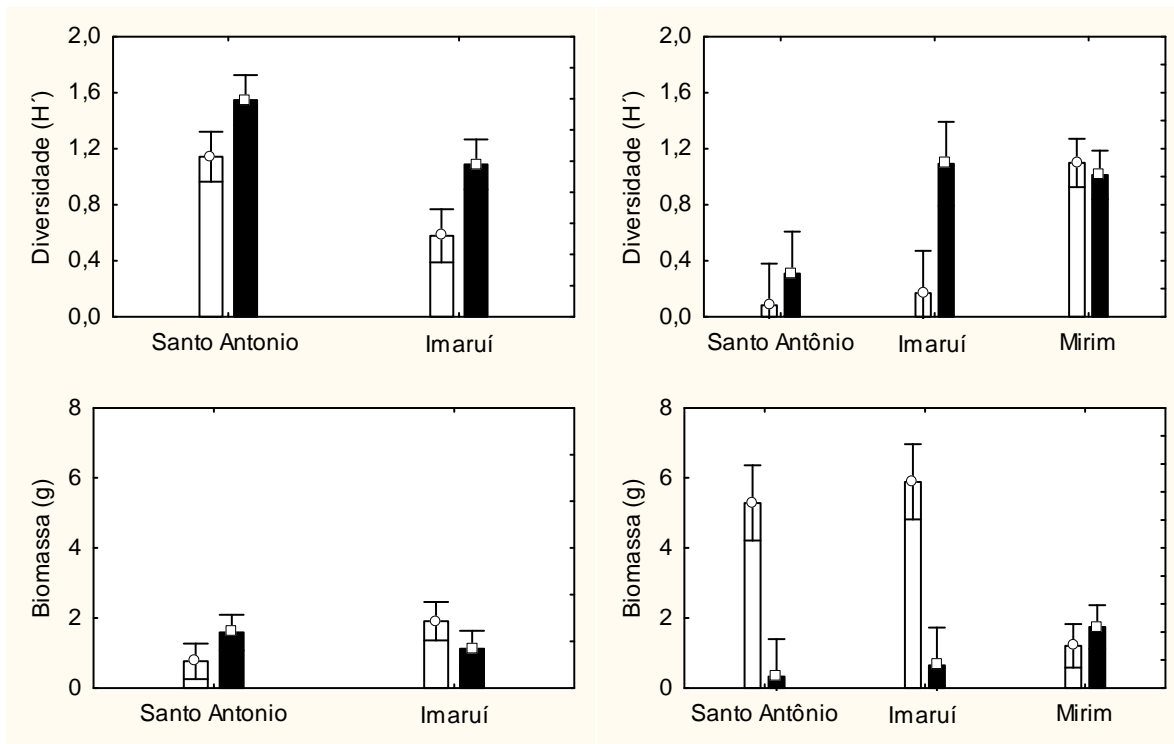


Figura 14- Valores médios e intervalo de confiança dos descritores da macrofauna associada às marismas, taboais e áreas não vegetadas adjacentes em cada uma das lagoas amostradas (símbolo vazio – não vegetado; símbolo cheio- área vegetada).

Para as áreas colonizadas por *Typha domingensis* e áreas não vegetadas adjacentes, todos descritores da fauna mostraram interações significativas entre habitat e local (Tabela 2). Observou-se que as variações nas diferenças dos descritores entre taboais e áreas não vegetadas adjacentes ocorreram em função de uma queda nos valores das áreas não vegetadas na porção mais interna do sistema estuarino, na lagoa Mirim (Figura 14). Nos taboais, os valores dos descritores da fauna foram relativamente homogêneos ao longo dos locais de amostragem. O número de espécies, densidade e biomassa da macrofauna foram significativamente maiores nas áreas não vegetadas das lagoas Santo Antônio e Imaruí e não diferiram na lagoa Mirim (Figura 14, tabela 2). A diversidade da fauna, por outro lado, mostrou uma variação distinta dos outros descritores. Menor na lagoa Santo Antonio, a diversidade não diferiu significativamente entre taboais e áreas não vegetadas adjacentes tanto em Santo Antônio como na lagoa Mirim. Em Imaruí a diversidade foi significativamente maior nos taboais (Figura 14, Tabela 2).

A análise de ordenamento dos dados derivados da macrofauna associada ao sedimento das marismas, taboais e suas respectivas áreas não vegetadas adjacentes mostrou que as

diferenças entre estas associações foram primariamente relacionadas com presença ou ausência de vegetação (Figura 15). A análise ANOSIM confirmou a significância destas diferenças e mostrou ainda que as maiores diferenças foram encontradas entre os taboais e suas áreas não vegetadas adjacentes (maior valor de R; 0,557; Figura 16).

A análise de percentual de similaridade (SIMPER), mostrou que as áreas colonizadas por *S. alterniflora* foram caracterizadas pela presença de *Laeonereis acuta* e *Capitella* sp., enquanto *Nephtys fluviatilis* e *Paraprionospio* sp. foram característicos das áreas não vegetadas adjacentes às marismas. Já *Neanthes succinea* e anfípodas foram os taxa que melhor caracterizaram a fauna associada ao sedimento dos taboais, enquanto *Heleobia australis* distinguiu as áreas não vegetadas adjacentes a estas formações.

Análises de proximidade dos dados da fauna associada ao sedimento das marismas e áreas não vegetadas, bem como dos taboais e áreas não vegetadas adjacentes, em cada uma das lagoas amostradas (Figura 16), também mostraram que a presença ou ausência de vegetação foi o fator principal de variação da fauna. De acordo com as análises de proximidade, o local de amostragem de cada um destes habitats teve peso secundário na distinção da fauna.

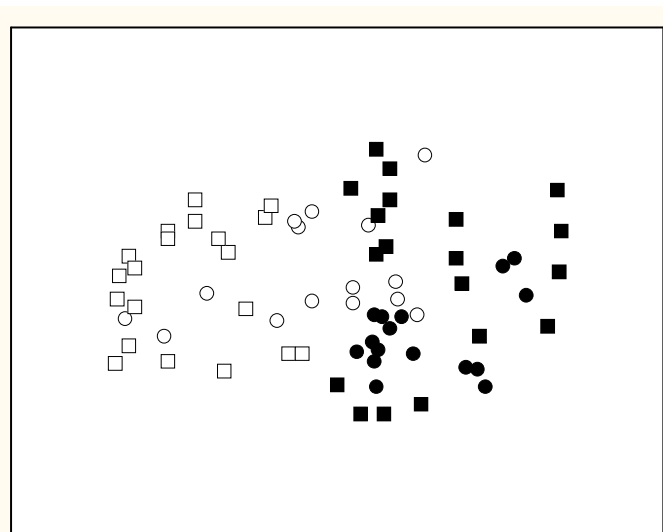


Figura 15 - Análise de ordenamento dos dados derivados da macrofauna associada ao sedimento nas áreas colonizadas por *Spartina alterniflora* (●) e *Typha domingensis* (■) e suas respectivas áreas não vegetadas adjacentes (○; N□*Spartina*; NV *Typha*)

Tabela 4 – Resultados da análise ANOSIM para a macrofauna associada ao sedimento entre as áreas colonizadas por marismas e taboais e suas áreas não vegetadas adjacentes. (R global = 0,435 ; p global = 0,001)

	R	P
<i>S. alterniflora</i> X NV <i>S. alterniflora</i>	0,327	0,001
<i>T. domingensis</i> X NV <i>T. domingensis</i>	0,515	0,001
<i>S. alterniflora</i> X <i>T. domingensis</i>	0,221	0,002
NV <i>S. alterniflora</i> X NV <i>T. domingensis</i>	0,307	0,002

A estrutura multivariada da fauna das marismas, taboais e áreas não vegetadas adjacentes às marismas diferiram significativamente entre as lagoas. Já a fauna de áreas não vegetadas adjacentes aos taboais não diferiram entre as lagoas. Em todas as lagoas analisadas, a estrutura multivariada da fauna entre áreas vegetadas (marismas ou taboais) e não vegetadas diferiu significativamente (ANOSIM, $p < 0,04$; Tabela 4). Ainda de acordo com os resultados da ANOSIM, foram nas marismas e áreas não vegetadas da lagoa Santo Antônio onde houve a maior distinção na estrutura da fauna ($R = 0,63$; Tabela 5).



Figura 16 – Análise de ordenamento dos dados derivados da macrofauna associada a colmos e folhas das áreas colonizadas por *Spartina alterniflora* e *Typha domingensis* nas Lagoas Santo Antônio (●), Imaruí (■) e Mirim (▲) e suas respectivas áreas não vegetadas adjacentes (figura vazada).

Tabela 5 – Resultados da análise ANOSIM para a macrofauna associada ao sedimento entre as áreas colonizadas por marismas e taboais e suas áreas não vegetadas adjacentes de acordo com as Lagoas analisadas. (R global = 0,522 ; *p* global = 0,001)

	<i>Spartina alterniflora</i>		<i>Typha domingensis</i>	
	R	P	R	P
Santo Antônio	0,643	0,001	1	0,002
Imaruí	0,318	0,003	0,99	0,02
Mirim	-	-	0,451	0,001

DISCUSSÃO

Distribuição e estrutura das espécies vegetais

Os resultados deste estudo mostram uma clara distinção na estrutura vegetal e distribuição dos taboais de *T. domingensis* e marismas de *S. alterniflora* ao longo do Sistema Estuarino de Laguna. Os taboais, mais altos e menos densos, dominaram áreas mais internas do sistema estuarino, embora também formem bancos nas lagoas Imaruí e porção norte de Santo Antonio. Por outro lado, marismas de *S. alterniflora* não ocorreram na partes internas (lagoa Mirim) e dominaram as áreas intermediárias e externas do sistema estuarino.

A divisão espacial das áreas colonizadas por *T. domingensis* e *S. alterniflora* ao longo sistema estuarino sugere que as oscilações na salinidade teriam um papel primordial nesta quase segregação de espécies. Os sedimentos não diferiram entre as áreas. É evidente que os dados pontuais de salinidade tomados no dia das amostragens não representam o histórico de variação deste parâmetro e não explicam esta divisão espacial. No entanto, uma compilação de dados de salinidade, publicados e não publicados, tomados nos últimos 5 anos ao longo do sistema estuarino, ainda que de modo irregular, indicam um claro aumento em seus valores e variação desde sua parte interna, na lagoa Mirim, até a lagoa de Santo Antonio, como mostrado na Figura 18

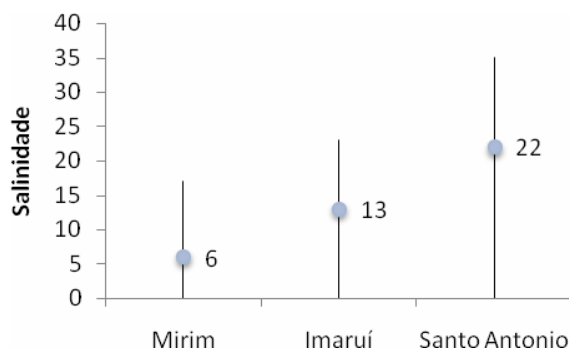


Figura 18. Valores mínimos, máximos e médios de salinidade nas diferentes lagoas do Sistema Estuarino de Laguna. Dados dos últimos 5 anos irregularmente tomados.

Embora os bancos de *Spartina alterniflora* sejam mais desenvolvidos em áreas mais salinizadas do Sistema Estuarino de Laguna, vários autores destacaram a relação negativa entre o

desenvolvimento da *Spartina* e maiores valores de salinidade (Cavaliere e Huang 1981; Haines e Dunn 1976; Linthurst e Seneca 1980; Morris 1980; Smarte e Barko 1980). Segundo Mooring et al. (1971), *Spartina alterniflora* tem seu ótimo de crescimento em salinidades em torno de 10. Bradley e Morris (1991) mostraram ainda que valores elevados de salinidade alteram a captação de nitrogênio do sedimento, afetando o desenvolvimento da planta. Além disso, vários trabalhos têm mostrado que a concentração de sódio associado a altas salinidades reduzem a capacidade seletiva da *S. alterniflora* de absorver NH⁺ (Chalmers 1982; Haines e Dunn 1976; Linthurst e Seneca 1981 ; Smart e Barko 1980; Smart 1982). Por outro lado, *Typha domingensis* também tem sua distribuição influenciada pela salinidade. Diversos estudos indicaram que *Typha* pode ser moderadamente tolerante a salinidade (Hocking, 1981; Zedler et al., 1990), mas seu crescimento pode ser significativamente reduzido em salinidades acima de 10 (Glenn et.al, 1994).

A distribuição horizontal das diferentes espécies de vegetais, no entanto, não é influenciada apenas pela maior ou menor tolerância a salinidade, mas pode ser fortemente afetada por interações competitivas (Vince e Snow, 1984; Bertness e Ellison 1987, Bertness, 1991, Crain et. al, 2004). Bertness (1992) e Pennings e Bertness (2001) sugeriram que as macrofitas emergentes exibem uma relação inversa entre sua habilidade competitiva e o estresse salino (amplitude de variação da salinidade). Assim, plantas competitivamente superiores, como *T. domingensis*, ocupariam zonas menos estressadas do sistema estuarino, enquanto áreas com maior variação de salinidade seriam ocupadas por plantas competitivamente inferiores (*S. alterniflora*). Deste modo, embora *S. alterniflora* tenha, em tese, condições fisiológicas para ocupar áreas mais internas do Sistema Estuarino de Laguna, é possível que o domínio de *Typha*, planta com característica fortemente invasiva (Zedler e Kercher, 2004), possa estar relacionado à sua habilidade para crescer rapidamente em períodos de reduzida salinidade e persistir sob condições salinas não muito elevadas (Beare e Zedler, 1987).

Typha domingensis tem expandido grandemente sua distribuição, como em Everglades na Flórida e ao sul da Califórnia (Miao e Sklar, 1998, Beare e Zedler, 1987). O aumento em sua distribuição espacial tem sido relacionado tanto ao aumento na disponibilidade de nutrientes (em especial fósforo) como diminuição de salinidade em áreas estuarinas. Infelizmente não há dados históricos sobre a distribuição de *T. domingensis* no Sistema Estuarino de Laguna. É possível que os taboais tenham suprimindo *Spartina alterniflora* nas porções internas e possa suprimir nas intermediárias. A hipótese é reforçada pela ausência de diferenças significativas na biomassa das

frações aéreas e subterrânea de *S. alterniflora* entre as lagoas, sugerindo condições similares para o crescimento. Embora *T. domingensis* tenha mostrado efeitos negativos da salinidade através de um menor desenvolvimento na porção mais externa, lagoa Santo Antonio, Zedler & Kercher (2004) sugeriram que uma vez estabelecida (durante baixas salinidades), *T. domingensis* persiste vegetativamente. Portanto, uma vez estabelecido os taboais, as marismas não teriam mais condições competitivas de ocupar a área.

Fitobentos, detritos vegetais e matéria orgânica

Os maiores valores de matéria orgânica, detritos vegetais e umidade do sedimento registrados para as amostras das áreas vegetadas já eram esperados. Devido a baixa amplitude de maré, característica da região do Complexo Estuarino Lagunar (Fonseca e Netto, 2006; Eichler et al., 2006), as marismas permanecem grande parte do tempo inundadas. A prolongada inundação, juntamente com a produção e acúmulo de detritos na área, acelera o enriquecimento da matéria orgânica (Craft, 2000). Nos sedimentos permanentemente encharcados das marismas, o oxig nio tende a ser rapidamente consumido por bactérias e a própria vegeta o, de modo que os sedimentos tendem a se tornar anaeróbicos ou pouco oxigenados. Sob estas circunstâncias, a decomposi o anaeróbica, que utiliza diferentes receptores de elétrons do oxig nio,   o caminho preliminar da decomposi o da matéria orgânica. Na ausência de oxig nio, a fragmenta o reduzida e a decomposi o anaeróbica retardam a decomposi o da matéria orgânica (Ponnamperuma, 1972; Lee, 1992) de modo que, com o passar do tempo, os sedimentos das marismas acumulam matéria orgânica (Craft, 2000).

Existem inúmeras evidências de que as marismas e taboais podem afetar a distribui o e composi o textural dos sedimentos estuarinos (e.g. Pomeroy e Imberg, 1981; Netto e Lana, 1997). A presença da cobertura vegetal altera os padrões de circula o locais, atuando no sentido de diminuir correntes e aumentar a deposi o de sedimentos (Davidson-Arnott et al., 2002). No entanto, a a o da vegeta o sobre os fluxos de água, em especial na região franja macrófita emergente-estuário, depende primariamente da própria hidrodinâmica local. As baixas amplitudes de maré ao que o Sistema Estuarino de Laguna está sujeito, possivelmente minimizam uma eventual influência das marismas e taboais sobre a sedimenta o, como observado neste estudo.

No entanto, não é improvável que em períodos de maior dinâmica, durante tempestades ou meses de maior amplitude de maré, as marismas e taboais possam afetar os padrões de sedimentação.

Além das plantas vasculares, os maiores produtores autóctones das áreas vegetadas são as macroalgas e microalgas epífitas ou algas que vivem sobre os sedimentos (MacIntyre et al. 1996). Neste estudo, a biomassa fitobêntica total, a de concentração de feopigmentos foram significativamente maiores nas áreas colonizadas por *T. domingensis*. Embora as plantas vasculares possam exercer forte sombreamento sobre o sedimento e potencialmente diminuir as concentrações da biomassa microfítobêntica, Sullivan e Moncreiff (1988) e Sullivan e Currin (2000) mostraram que a atenuação de luz possui um efeito pequeno quando comparada a outros fatores abióticos, como disponibilidade de nutrientes dissolvidos (em especial nitrogênio e fósforo), e fatores bióticos, como o pastoreio. Além das microalgas, macroalgas de deriva como as do gênero *Ulva* e *Enteromorpha*, comuns no Sistema Estuarino de Laguna, são transportadas pelo vento e correntes a acabam por ficar presas em grandes quantidades nos taboais. As macroalgas, dependendo de seu estado fisiológico, poderiam contribuir tanto com um aumento de clorofila *a* como também de feopigmentos. Finalmente, a deposição de algas pelágicas, potencialmente maior no interior das marismas, também poderia determinar um aumento da biomassa fitobêntica (Riaux-Gobin et. al, 2004).

A razão clorofila *a*/feopigmentos (Cloro/Feo) tem sido utilizada como uma ferramenta para acessar a qualidade da matéria orgânica (Köster e Meyer-Reil, 2001; Skowronski e Corbisier, 2002; Quintana, 2008). Maiores razões Cloro/Feo indicariam uma predominância da fração lábil da matéria orgânica. Por outro lado, menores proporções de materiais ricos em nutrientes (clorofila *a*) sobre materiais orgânicos mais degradados (feopigmentos) sugeririam um domínio de matéria orgânica de baixa qualidade. Em todos os habitats estudados, as razões médias foram sempre abaixo de 1, indicando um predomínio de frações degradadas, indicando o elevado acúmulo e deposição de detritos vegetais. Maiores valores da razão Cloro/Feo foram detectadas nas áreas não vegetadas junto às marismas da área mais externa do sistema estuarino (lagoa Santo Antônio), provavelmente em função da maior dinâmica local. Resultados semelhantes - maiores valores da razão Cloro/Feo nas áreas mais externas sistema estuarino - já haviam sido observados por Fonseca e Netto (2006).

Macrofauna associada a taboais, marismas e áreas não vegetadas

A estrutura das associações macrobênticas associadas a colmos e folhas de *T. domingensis* e *S. alterniflora* do Sistema Estuarino de Laguna foi claramente distinta. Todos os descritores derivados da macrofauna foram significativamente maiores nas áreas colonizadas por *S. alterniflora* do que nas áreas colonizadas por *Typha domingensis*. Além disso, a fauna associada às frações aéreas dos taboais foi bastante homogênea e os descritores não diferiram entre as lagoas amostradas. Já a fauna associada às frações aéreas das marismas foi mais rica e diversa nas porções externas do sistema estuarino.

O desenvolvimento de uma epifauna típica, usualmente constituída por crustáceos e gastrópodes, é muito comum em áreas vegetadas estuarinas (Lana e Guiss, 1992; Bonnett et al., 1994; Minello, 2000, Posey et al., 2003; Freesz, 2007). Folhas e colmos aumentam a disponibilidade de substrato e detritos, e propiciam o desenvolvimento de micro- e macroalgas associadas aos tecidos vivos e mortos das plantas (Lana e Guiss, 1992; Robertson e Weis, 2005). Em ambas as espécies vegetais estudadas, os crustáceos peracáridos e outros organismos epifaunais foram de fato freqüentes. No entanto, é interessante notar que enquanto a fauna associada a folhas e colmos de *T. domingensis* foi numericamente dominada por formas eminentemente epifaunais (95% da fauna foram anfípodos), nas folhas das marismas de *S. alterniflora* apenas cerca de 50% da fauna foi epifaunal.

A maior riqueza e densidade de organismos nas folhas das marismas de *S. alterniflora*, bem como uma menor abundância relativa da epifauna sedentária, sugerem que a arquitetura das diferentes espécies vegetais tenha um importante papel na estruturação destas associações, como sugerido por Cattrijsse e Hampel (2006). Se de um lado as maiores densidades de colmos e folhas mais baixas de *S. alterniflora* propiciam maior substrato disponível para a colonização e maior proteção contra predadores (Robertson e Weis, 2005), a maior altura das folhas de *T. domingensis* implicam em uma maior dissecação da fauna já que grande parte da folha que permanece sempre emersa. Além disso, densidades significativamente menores de colmos e folhas de *T. domingensis* poderiam facilitar o acesso de macropredadores, diminuindo ainda mais a densidade da fauna associada.

A segregação espacial entre taboais e marismas ao longo do sistema estuarino também poderia contribuir para a diferença na estrutura da fauna associada às frações aéreas destes

habitats. No entanto, a fauna associada às folhas de *T. domingensis*, espécie que possui a maior amplitude de distribuição no sistema estuarino, não diferiu entre as lagoas. Ao mesmo tempo, o poliqueta *N. succinea*, espécie que pode possuir hábito tanto epi- como infaunal (Pardo & Dauer, 2003), dominou numericamente folhas e colmos em todas as amostras de *S. alterniflora*. Quando comparado as densidades de *N. succinea* nas folhas entre taboais e marismas nas áreas onde ambas as espécies vegetais ocorreram, *N. succinea* foi sempre significativamente mais abundante em *S. alterniflora*. Estes dados reforçam a hipótese de que a distinta arquitetura vegetal dos taboais e marismas seria o principal fator responsável pela diferença entre a fauna destas formações.

A presença de macrófitas emersas usualmente gera profundas alterações nas margens de estuários como gradientes de salinidade e zonação, além de potencialmente alterar taxas de sedimentação, teores de matéria orgânica, luminosidade e oxigenação dos sedimentos (Lana e Guiss, 1992; Minello et. al, 2003; Rountree e Able, 2007). Assim, a presença da vegetação também tende a afetar profundamente a fauna associada aos sedimentos destas áreas. Os resultados deste estudo mostraram que as diferenças na estrutura das associações macrobênticas entre áreas vegetadas e as áreas não vegetadas dependeram tanto da local analisado (lagoa), como do tipo de formação vegetal (se taboal ou marisma). Além disso, os resultados mostraram que a presença dos taboais nas porções intermediárias sistema estuarino (lagoas Imaruí e norte de Santo Antônio), afetou negativamente o número de espécies, densidade e biomassa da fauna bêntica local.

Ao menos dois fatores poderiam explicar as diferenças na riqueza, diversidade e densidade da macrofauna entre taboais e marismas. Primeiro, a simples segregação espacial das espécies vegetais, *Typha* dominando porções interiores e *Spartina* dominando porções mais externas, implicaria numa diferenciação da fauna associada a estes bancos. Segundo, assim como nas frações aéreas, a arquitetura subterrânea dos taboais e marismas é muito distinta e a complexidade das diferentes habitats também poderia ter um efeito diverso sobre as populações da fauna.

Uma característica típica de estuários é a presença de gradientes salinos que determinam alterações tanto na composição como na densidade da fauna bêntica. Esta feição já havia sido descrita em 1934, no clássico diagrama de Remane, que relacionou valores de diversidade das espécies bênticas aos valores de salinidade ao longo de estuários. Attrill (2002) demonstrou que,

mais que os valores em si, as amplitudes de variações da salinidade ao longo do estuário parecem determinar os gradientes de diversidade. Para o Sistema Estuarino de Laguna, Fonseca e Netto (2006) também mostraram uma clara distinção na estrutura da fauna bêntica desde sua porção interior, na lagoa Mirim, até áreas mais externas, em Santo Antônio. De fato, os resultados mostraram uma menor riqueza da fauna bêntica nas áreas não vegetadas mais interiores. Nos taboais, ao contrário, a riqueza e densidade da macrofauna diminuíram significativamente das áreas internas para as externas. Como consequência, as diferenças entre taboais e áreas não vegetadas tenderam a aumentar desde a lagoa Mirim até a Santo Antonio. Já a macrofauna das marismas exibiu uma tendência semelhante aos bancos não vegetados (aumento de riqueza e densidade em direção a lagoa Santo Antônio). Ainda assim, a composição da fauna entre marismas e áreas não vegetadas diferiu significativamente. As discrepâncias nestes resultados parecem indicar que, a além de um efeito espacial com uma quase segregação dos taboais e marismas, a arquitetura das porções subterrâneas também desempenham um importante papel na estruturação da fauna bêntica

A morfologia das raízes e rizomas, de *T. domingensis* e *S. alterniflora* é bastante distinta (Figura 19). *T. domingensis* possui sistema radicular mais robusto em tanto superfície quanto em subsuperfície, enquanto em *S. alterniflora* as raízes são mais delicadas e muito ramificadas, especialmente em subsuperfície. Embora os valores médios de biomassa subterrânea de *T. domingensis* tenham sido quase o dobro do que *S. alterniflora*, as diferenças não foram significativas. Este resultado possivelmente é fruto das densidades muito elevadas *S. alterniflora* que acabam compensando a maior biomassa individual de *T. domingensis*.

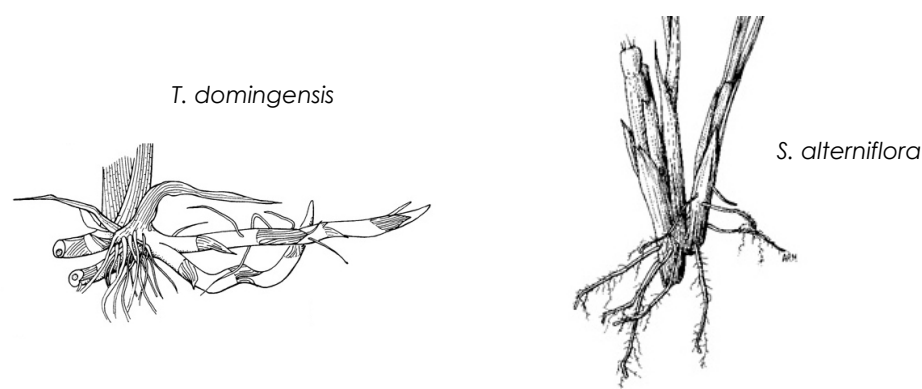


Figura 19. Esquema da morfologia de raízes e rizomas de *T. domingensis* e *S. alterniflora*. Desenho modificado de <http://aquat1.ifas.ufl.edu/>, Universidade da Florida.

Os efeitos inibidores das raízes e rizomas *T. domingensis* sobre a fauna associada ao sedimento pode ser notada pela baixa densidade de organismos cavadores ou construtores de tubos. Enquanto nas marismas de *S. alterniflora* pouco mais de 80% da fauna associada ao sedimento foi constituída de organismos infaunais, em particular poliquetas como o neridídeo *L. acuta*, nos taboais este número foi de apenas 30%, sobretudo oligoquetas. Além da dificuldade de locomoção, imposta pelo sistema radicular de *T. domingensis* e a elevada biomassa de detritos associados aos sedimentos, parece tornar o ambiente permanentemente mais úmido, e possivelmente com concentrações muito menores de oxigênio nos sedimentos, inibindo assim o desenvolvimento da fauna (McCann e Levin, 1989; Palacio et al., 1991). O predomínio de materiais mais degradadas nos taboais de *T. domingensis* foi confirmado pelos valores significativamente maiores de feopigmentos nos sedimentos do que nas marismas. Além disso, *Typha domingensis* é reconhecidamente muito bem adaptada a ambientes perturbados e eutrofizados (Lorenzen et al., 2000). Esse conjunto de condições mais adversas nos taboais de *T. domingensis* determina, de um lado, um predomínio de formas epifaunais junto ao sedimento, e de outro, uma ampla dominância de oligoquetas no interior do sedimento.

REFERÊNCIAS

- Atrill, M. J. 2002. **A testable linear model for diversity trends in estuaries.** *Journal of Animal Ecology*, 71:262-269.
- Beare, P. A. e Zedler, J. B. 1987. **Cattail invasion and persistence in a coastal salt marsh: the role of salinity reduction.** *Estuaries*, 10: 165–170.
- Beefink, W. G. 1977. **The coastal salt marshes of western and northern Europe: an ecological and phytosociological approach.** In: Chapman V (eds) *Wetland coastal ecosystems.* Elsevier. Amsterdam, p 109–155.
- Bemvenuti, C. E. 1997. **Benthic invertebrates,** *In:* Seeliger, U.; Odebrecht, C. e Castello, J. (ed.), *Subtropical convergence marine ecosystem: the coast and the sea in the warm temperate southwestern Atlantic,* Springer-Verlag, Berlin, Germany pp. 43-46.
- Benoit, L. K. e Askins, R. A. 1999. **Impact of the spread of Phragmites on the distribution of birds in Connecticut tidal marshes.** *Wetlands*, 19:194–208.
- Bertness, M. D. 1992. **The ecology of New England salt marsh plant communities.** *American Scientist*, 80:260-268.
- Bertness, M. D. 1991. **Interspecific interactions among high marsh perennials in a New England salt marsh.** *Ecology*, 72:125-137.
- Bertness, M. D. e Ellison, A. M. 1987. **Determinants of patterns in a New England marsh plant community.** *Ecology Monographs*, 57:129-147.

- Bonnett, B. R. P., Lana, P. C e Guiss, C. 1994. **Influência de gramínea *Spartina alterniflora* sobre a distribuição e densidade de *Nerittina virgínea* (Gastropoda: Neritidae) em marismas da Baía de Paranaguá.** *Neritica*. 8: 99-108.
- Bradley P. M. e J. T. Morris. 1991. **The influence of salinity on the kinetics of NH_4^+ uptake in *Spartina alterniflora*.** *Oecologia*. 85 : 375-380.
- Cattrijsse, A. e Hampel, H, 2006. **European intertidal marshes: a review of their habitat functioning and value for aquatic organisms.** *Marine Ecology Progress Series*, 324: 293-307.
- Cavaliere A.J. e Huang A.H.C. 1981. **Accumulation of proline and glycinebetaine in *Spartina alterniflora* Loisel. in response to NaCl and nitrogen in the salt marsh.** *Oecologia*, 49:224-228.
- Chalmers A.G. 1982. **Soil dynamics and the productivity of *Spartina alterniflora*.** In: Kennedy VS (ed) *Estuarine Comparisons*. Academic Press New York pp 231-242
- Clarke, K.R. e Green, R.H., 1988. **Statistical design and analysis for a ‘biological effects’ study.** *Marine Ecology Progress Series*. 46, 213-226.
- Clarke, K. R.; Somerfield, J. P. ; Chapman, M. G. 2006. **On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages.** *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 330: 55 – 88.
- Costa, C. S. B. 1998. **Plantas de marisma e terras alagáveis – O ambiente e biota do estuário da Lagoa dos Patos.** In U. Seeliger, C. Odebrecht, e J.P. Castello (Eds.). *Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil*, editora Ecoscientia, Rio Grande. 25-29.

Costa, C.S.B. e Davy, A.J., 1992. **Coastal saltmarsh communities of Latin America..** *In*: U. Seeliger (ed.), **Coastal Plant Communities of Latin America**. San Diego, California, Academic Press, Inc. 12: 179-199.

Craft, C. 2000. **Co-development of wetland soils and benthic invertebrate communities following salt marsh creation.** *Wetlands Ecology Management*, 8: 197–207.

Crain, C.M.; Silliman, B.R.; Bertness, S.L.; e Bertness, M.D. 2004. **Physical and biotic drivers of plant distribution across estuarine salinity gradients.** *Ecology*, 85: 2539–2549.

Davidson-Arnott, R. G. D., Van Proosdij, D., Ollerhead, J., e Schostak, L. E. 2002. **Hydrodynamics and sedimentation in salt marshes: examples from a macrotidal marsh, Bay of Fundy.** *Geomorphology*, 48: 209-231.

Davy, A. J. 2000. **Development and structure of salt marshes: community patterns in time and space.** *In*. Concepts and controversies in tidal salt marsh ecology. Weinstein, M. P. e Kreeger, D. A. editors. Kluwer academic publishers. p. 137-156.

Dean, W. E. 1974. **Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods.** *Journal of Sedimentology and Petrology*, 44: 242–248.

Eichler, P. P. B., Castelão, G. P., Pimenta, F. M. e Eichler, B. P. 2006. **Avaliação da Saúde Ecológica do Sistema Estuarino de Laguna (SC) Baseado nas Espécies de Foraminíferos e Tecamebas.** *Pesquisa em Geociências*, 33 (1): 101-115.

EPAGRI, 2008. Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina.

- Esteves, F. A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**. 2ªed. Interciência, Rio de Janeiro, 602p.
- Esteves, B. S. 2006. Biomassa, produtividade primária e composição nutricional de *Typha domingensis* Pers. na Lagoa do Campelo, RJ. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro
- Fonseca, G. e Netto, S. A. 2006. **Shallow sublitoral benthic communities of the Laguna Estuarine System, South Brazil**. Brazilian Journal of Oceanography, 54(1): 41-54.
- Freesz, G. M. A. 2007. **Produção de biomassa e decomposição de folhas de *Typha domingensis* Pers na Lagoa do Campelo, RJ**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro
- Gianini, P. C. 2002. **Complexo lagunar centro-sul catarinense**. in Sítios geológicos e paleontológicos do Brasil, edi. Carlos Schobbenhaus, Diógenes Campos, Emanuel Queiroz, Manfred Winge e Myléne Berbert-Born, pp 213-222. Comitê Brasileiro de Sítio Geológico e Paleológico. , Brasília.
- Giannini, P. C. F. 1993. **Sistemas deposicionais no quaternário costeiro entre Jaguaruna e Imbituba, SC**. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo.
- Glenn, E.P., Olsen, M., Frye, R., Moore, D. e Miyamoto, S., 1994. **How much sodium accumulation is necessary for salt tolerance in subspecies of the halophyte *Atriplex canescens*?** Plant, Cell Environmental, 17:711-719.
- Gonçalves, J. F. Jr. ; Esteves, F. A. and Callisto, M. 2000. **Succession and diversity of chironomidae in detritus of *Typha domingensis* in a coastal lagoon (Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, State of Rio de Janeiro, Brazil)**. Verhandlungen - Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, Alemanha, 27:2374-2377.

- Grace, J. B. 1989. **Effects of water depth on *Typha latifolia* and *Typha domingensis*.** American Journal of Botany. 76(5): 762-768.
- Haines B.L. e Dunn E.L. 1976. **Growth and resource allocation responses of *Spartina alterniflora* Loisel. to three levels of NH₄-N, Fe, and NaCl in solution culture.** Botany Gazette. 137:224-230.
- Hocking, P.J. 1981. **Response of *Typha domingensis* to salinity and high levels of manganese in the rooting medium.** Australian Journal of Marine Freshwater Research, 32: 907-919.
- Joly, A. B. 1998. **Introdução à taxonomia vegetal.** Editora Nacional, 12 edição.
- Kjerfve, B. 1994. **Coastal lagoons.** in: Coastal lagoons Processes. Eds. B. Kjerfve. Elsevier Scientist Publysher.
- Kneib, R. T. 1984. **Patterns of invertebrate distribution and abundance in the intertidal salt marsh: causes and questions.** Estuaries, 7: 392–412.
- Köster, M. e Meyer-Reil, L. A. 2001. **Characterization of carbon and microbial biomass pools in shallow water coastal sediments of the southern Baltic Sea (Nordrügensche Bodden).** Marine Ecology Progress Series 214:25–41.
- Lana, P. C. e Guiss, C, 1992. **Macrofauna – plant-biomass interactions in a euhaline salt marsh in Paranagua Bay (SE Brazil).** Marine Ecology Progress Series. 80: 54-64.
- Lee, C. 1992. **Controls on organic carbon preservation: the use of stratified water bodies to compare intrinsic rates of decomposition in oxic and anoxic systems.** Acta Geochemistry. Cosmic, 56: 3323–3335.

- Leonard, L. A., Wren P. A. e Beavers R. L. 2002. **Flow dynamics and sedimentation in *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* marshes of the Chesapeake Bay.** Wetlands, 22:415–424.
- Levin, L.A., Talley, T.S. e Hewitt, J. 1998. **Macrobenthos of *Spartina foliosa* (Pacific Cordgrass) salt marshes in southern California: Community structure and comparison to a Pacific mudflat and a *Spartina alterniflora* (Atlantic Smooth Cordgrass) marsh.** Estuaries, 21: 129–144.
- Linthurst, R. A. e Seneca, E. D. 1981. **Aeration, nitrogen and salinity as determinants of *Spartina alterniflora* Loisel. growth response.** Estuaries, 4: 53–63.
- Lorenzen, C. J. 1967. **Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations.** Limnol. Oceanog. 12.
- Lorenzen, B., Brix, H., McKee, K.L., Mendelsohn, I.A. e Miao, S.L. 2000. **Seed germination of two Everglades species, *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis*.** Aquatic Botany. 66: 169-180.
- McCann, L. D. e Levin, L. A. 1989. **Oligochaete influence on settlement, growth and reproduction in a surface-deposit-feeding polychaete.** Journal Experimental Marine Biology and Ecology 131: 233-253.
- Mcintyre, H. L., Geidre, R. J. e Miler, D. C. 1996. **Microfyrobenthos: The ecological role of “secret garden” of unvegetated, shallow-water marine habitats. II. Role in sediment stability and shallow-waters food webs.** Estuaries, 2: 202-212.

- Meyer D. L., Johnson J. M. e Gill J. W. 2001. **Comparison of nekton use of *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* marshes in the Chesapeake Bay, USA.** Marine Ecology Progress Series. 209:71–84
- Meyerson, L. A., K. Saltonstall, L. Windham, E. Kiviat, e S. Findlay. 2000. **A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America.** Wetland Ecology Management, 8:89–103.
- Miao, S. L. & Sklar, H. 1998. **Biomass and Nutrient Allocation of Sawgrass and Cattail Along a Gradient in the Florida Everglades.** Wetlands Ecology and Management, 5: 245–263.
- Minello, T. J. 2000. **Temporal development of salt marsh value for nekton and epifauna: Utilization of dredged material marshes in Galveston Bay, Texas, USA.** Wetland Ecology Management, 8:327-341.
- Minello, T. J., Able, K. W., Weinstein, M. P. e Hays, C. 2003. **Salt marsh nurseries for nekton: testing hypotheses on density, growth and survival through meta-analysis.** Marine Ecology Progress Series. 246:39-59.
- Mitsh, W. J. and Gosselink, J. G. 2000. **Wetlands.** John Wiley & Sons, Inc., Ney York, 920p.
- Mooring, M. T., Cooper, A. W. e Seneca, E. D. 1971. **Seed germination response and evidence for height ecophenes in *Spartina alterniflora* from North Carolina.** American Journal Botany, 58:48–55.
- Morris, J. T. 1980. **The nitrogen uptake kinetics of *Spartina alterniflora* in culture.** Ecology, 61: 1114-1121.

- Nieva, F. J. J., Díaz-Espejo, A., Castellanos, E. M. and Figueroa, M. E. 2001. **Field variability of invading populations of *Spartina densiflora* Brong. in different habitats of the Odiel Marshes (SW Spain).** Estuarine, Coastal and Shelf Science. 52: 515-527.
- Netto, S. A. e Lana, P. C., 1997. **Intertidal zonation of benthic macrofauna in subtropical salt marsh and nearby unvegetated flat (SE, Brazil).** Hydrobiologia. 353: 171-180.
- Netto, S. A. e Lana, P. C., 1999. **The role of above- and below-ground components of *Spartina alterniflora* (Loisel) and detritus biomass in structuring macrobenthic associations of Paranagua Bay (SE, Brazil).** Hydrobiologia. 400: 167-177.
- Norbdy, C. S. e Zedler, J. B. 1991. **Response of fish and macrobenthic assemblages to hydrologys disturbance in Tijuana Estuaryand Los Peñasquitos Lagoon. California.** Estuaries, 14: 80-93
- Ozório, C. P., Rosa, L. C. e Benvenuti, C. E. 1999. **Comparação da meiofauna de dois ambientes estuarinos da Lagoa dos Patos, RS.** Acta Limnológica Brasileira, 11:29-39.
- Palacio, J., Lastra, M e Mora, J. 1991. **Vertical distribution of the intertidal macrofauna in the Lourizan Inlet (Ria de Pontevedra, Galicia).** Thall. 9:49-62.
- Pardo, E. V. e D. M. Dauer. 2003. **Particle size selection in individuals from epifaunal versus infaunal populations of the nereid polychaete *Neanthes succinea* (Polychaeta:Nereididae).** Hydrobiologia. 496:355-360.
- Pennings, S. C. e Bertness, M. D. 2001. **Salt marsh communities.** *Marine Community Ecology* (ed. M.E. Hay), pp. 289–316. Sinauer Associate, Sunderland.

- Pomeroy, L. R. e Imberg, J. 1981. **The physical and chemical environment. In: The ecology of a salt marsh.** In. The ecology of a salt marsh. L. R. Pomeroy e R. G. Wigert (eds.) Springer-Verlag, New York, p. 21-36.
- Ponnamperuma, F. N. 1972. **The chemistry of submerged soils.** Advances in Agronomy, 24: 29–96.
- Planty-Cuny, M. R. 1978. **Pigments phytosynthétiques et production primaire de fonds meubles néritiques d'une région tropicale (Nosy-Bé, Madagascar).** Travel Documents. O.R.S.T.O.M, 96: 1-359.
- Posey, M .H., Troy, I., Meyer, D. L. e Johnson, M. J. 2003. **Benthic communities of common reed *Phragmites australis* and marsh cordgrass *Spartina alterniflora* marshes in Chesapeake Bay.** Marine Ecology Progress Series. 261: 51–61.
- Quintana, C. O. 2008. **Relações entre as comunidades bênticas e a matéria orgânica sedimentar: resposta à qualidade dos recursos alimentares e influência na diagênese recente.** Tese de doutorado. Universidade de São Paulo.
- Riaux-Gobin, C.; Dinet, A.; Dugué, G.; Vétion, G.; Maria, E. e Grémare, A. 2004. **Phytodetritus at sediment-water interface, NW Mediterranean Basin: spatial repartition, living cell signatures, meiofaunal relationships.** Science Marine, 68:7-21.
- Robertson T.L. e Weis J.S. 2005. **A comparison of epifaunal communities associated with the stems of salt marsh grasses *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora*.** Wetlands, 25:1–7.

- Rosa, J. S. e Bemvenuti, C. E. 2005. **Effects of the Burrowing Crab *Chasmagnathus granulata* (Dana) on Meiofauna of Estuarine Intertidal Habitats of Patos Lagoon, Southern Brazil.** Brazilian Archive Biology and Technology. 48(2):267-274.
- Rountree, R. A. e Able, K. W. 2007. **Spatial and temporal habitat use patterns for salt marsh nekton: implications for ecological functions.** Aquatic Ecology, 41: 25-45.
- Sarda, R., K. Foreman e L. Valiela. 1995. **Macroinfauna of a southern New England salt marsh: Seasonal dynamics and production.** Marine Biology, 121:431-445.
- Serpa Filho, A. ; Callisto. F. P. M. ; Oliveira, S. J. and ESTEVES, F. A. 1994. **Chironomids on leaves of *Typha domingensis* in a Lagoon of Rio de Janeiro State (Brazil).** Studies on Neotropical Fauna and Environment, 31: 51-53,
- Sullivan, M. J. & Currim, C. A. 2000. **Community structure and functional dynamics of benthic microalgae in salt marshes.** In. Concepts and controversies in salt marsh ecology, ed. M. P. Weinstein & D. A. Kreeger. Kluwer Acad. Publ. pp.81-106.
- Sullivan, M. J. & Moncreiff, C. A. 1988. **Primary production of edaphic algal communities in a Mississippi salt marsh.** Jour. Phyc. 24: 49-58.
- Silliman, B.R. & Zieman, J.C. 2001. **Top-down control of *Spartina alterniflora* production by periwinkle grazing in a Virginia salt marsh.** Ecology, 82: 2830–2845.
- Skowronski, R. S. P. e Corbisier, T. N. 2002. **Meiofauna distribution in Martel Inlet, King George Island (Antarctica): sediment features versus food availability.** Polar Biology, Alemanha, v. 25, p. 126-134.

- Smart, R.M. 1982. **Distribution and environmental control of productivity and growth forms of *Spartina alterniflora* (Loisel.)**. in Sen DN, Rajpurohit KS (eds.) Contributions to the Ecology of Halophytes. W. Junk Publishers, The Hague, Netherlands pp 127-142.
- Smart, R.M. e Barko J.W. 1980. **Nitrogen nutrition and salinity tolerance of *Distichlis spicata* and *Spartina alterniflora***. Ecology, 61: 630-638.
- Strahler, A. 1977. **Geografia física**. Omega, Barcelona.
- Sugio, K. 1973. **Introdução a sedimentologia**. São Paulo. EDUSP. 317 p.
- Taley, T. S. e Levin, L. A. 1999. **Macrofaunal succession and community structure in *Salicornia* marshes of southern California**. Estuarine Coastal and Shelf Science, 49: 713-731.
- Turner, R. E. 1976. **Geographic variation in salt marsh macrophyte production: a review**. Contribution in Marine Science, Houdson, v. 20, p. 47-68.
- 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.
- Zedler, J.B., Paling, E. e McComb, A. 1990. **Differential responses to salinity help explain the replacement of native *Juncus kraussii* by *Typha orientalis* in Western Australian salt marshes**. Australian Journal of Ecology, 15: 57-72.
- Zedler, J., e S. Kercher. 2004. **Causes and Consequences of Invasive Plants in Wetlands: Opportunities, Opportunists, and Outcomes**. Critical Reviews in Plant Sciences, 23: 431-452.